

DOI: 10.7242/1999-6691/2015.8.3.26

УДК 532.5:556.18

ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ИНФИЛЬТРАЦИИ ЖИДКИХ ОТХОДОВ ИЗ ХРАНИЛИЩА В ПРИЛЕГАЮЩИЕ ГРУНТОВЫЕ ВОДЫ И ПОВЕРХНОСТНЫЕ ВОДОЁМЫ

Т.П. Любимова¹, А.П. Лепихин², Я.Н. Паршакова¹, К.Б. Циберкин^{1,3}¹Институт механики сплошных сред УрО РАН, Пермь, Российская Федерация²Горный институт УрО РАН, Пермь, Российская Федерация³Пермский государственный национальный исследовательский университет, Пермь, Российская Федерация

Исследуется инфильтрация насыщенного рассола в прилегающие грунтовые воды и поверхностные водные объекты из хранилища жидких отходов, находящегося в Верхнекамском месторождении калийных и магниевых солей (Пермский край, Российская Федерация) и содержащего высококонцентрированный рассол калийных, натриевых и магниевых солей. На основе аналитического решения одномерного уравнения переноса однородным стационарным фильтрационным потоком получены оценки времени распространения примеси по пористой среде до ближайшего поверхностного водного объекта и времени установления стационарного профиля её концентрации без учёта и с учётом слабой адсорбции пористой матрицей. Найдено значение концентрации примеси в точке поступления рассола в поверхностный водоём. В пакете ANSYS Fluent проведено прямое трёхмерное численное моделирование процесса инфильтрации рассола из хранилища в окружающую породу. Результаты моделирования позволили выделить основные стадии процесса распространения примеси в пористой среде. Найдено, что примесь распределяется в пределах обширной области, концентрация рассола в которой практически однородна и достигает высоких значений, близких к насыщению. Примерно через 20 суток от начала инфильтрации примесь достигает русла прилегающей реки. Определённые в трёхмерных численных расчётах значения времени продвижения фронта примеси до поверхностного водного объекта согласуются с аналитическими данными, полученными в рамках одномерной модели. Разработанный комплекс физических моделей достоверно описывает гидродинамические процессы, связанные с эксплуатацией крупного хранилища, и может быть успешно применён для прогнозирования положения границ загрязнения грунтовых вод в прилегающих к хранилищам породах.

Ключевые слова: хранилища жидких отходов, перенос загрязнений в пористой среде, одномерная модель, трёхмерное численное моделирование

NUMERICAL MODELING OF LIQUID WASTE INFILTRATION FROM STORAGE FACILITIES INTO SURROUNDING GROUNDWATER AND SURFACE WATER BODIES

T.P. Lyubimova¹, A.P. Lepikhin², Ya.N. Parshakova¹ and K.B. Tsiberkin^{1,3}¹Institute of Continuous Media Mechanics UB RAS, Perm, Russian Federation²Mining Institute UB RAS, Perm, Russian Federation³Perm State University, Perm, Russian Federation

The study focuses on infiltration of saturated brine from liquid waste storage facilities into the surrounding groundwater and surface water bodies. Storage facilities are located at the Verkhnekamsk Potassium and Magnesium Salt Deposit (Perm Region, Russian Federation) and contain highly mineralized brines of potassium, sodium and magnesium chlorides. Using the analytical solution of one-dimensional equation of contaminant transport by homogeneous stationary filtration flow, we have made estimates of the time it takes the contaminant to move from the storage facilities to the nearest surface water body and a settling time for the stationary concentration profile, neglecting and accounting for contaminant adsorption in the porous matrix. The contaminant concentration at the point of brine ingress into the surface reservoir is calculated. The direct 3D numerical modeling of brine infiltration into the surrounding medium is performed using ANSYS Fluent software package. The modeling results indicate different stages of contaminant propagation in the porous medium. It has been found that the contaminant spreads over a wide area with almost uniform concentration close to the saturation value. The contaminant reaches the nearest riverbed 20 days after the start of infiltration. The numerical results agree well with the analytical results obtained in the framework of the one-dimensional model. The proposed physical models adequately describe hydrodynamic processes associated with the operation of large storage facilities and can be used to predict contamination propagation in groundwater around the storage facilities.

Key words: liquid wastes storages, contaminant transport in porous media, 1D model, 3D numerical modeling

1. Введение

Крупные водоёмы и промышленные резервуары играют значительную роль в формировании водного баланса окружающей местности и / или производственного процесса, в котором они задействованы. Попадающие в них отходы скапливаются и отстаиваются, образуется слой донного осадка, содержащий различные загрязнения [1–3]. При определённых условиях становится возможным вынесение этих загрязнений в окружающую среду, например, грунтовыми водами, ветром или путём испарения их летучих компонент. Выход вредных веществ за пределы шламохранилища может оказать существенное влияние на локальную экологическую обстановку и / или технологические процессы. Большой вклад в загрязнение вносят также объекты, расположенные на территории действующих и заброшенных промышленных производств. Наконец, важна оценка влияния полигонов бытовых и промышленных, в том числе радиоактивных, отходов ввиду их больших размеров и высоких рисков проникновения загрязнений в грунтовые воды вместе с осадками, талыми водами и другим [6, 7].

В связи с вышесказанным разработка гидродинамических моделей, описывающих транспорт загрязнений и позволяющих прогнозировать изменения в экологической обстановке в течение длительных сроков [4, 5], и построение комплексных аналитических и численных моделей функционирования крупных водных объектов и промышленных резервуаров представляются сегодня актуальными [2, 8].

В настоящее время активно исследуются процессы инфильтрации жидкости из хранилищ в окружающий грунт и подземные воды [7, 9, 10] и осуществляется мониторинг состояния прилегающих к промышленным резервуарам подземных и поверхностных вод [10, 11]. Данные наблюдений достоверно показывают, что в прилегающих водоёмах и подземных водах присутствует повышенная концентрация растворимых компонент отходов. Возможные локальные нарушения целостности гидроизоляции хранилищ отходов требуют построения моделей инфильтрации загрязнений, которые позволили бы прогнозировать интенсивность процесса инфильтрации. Помимо непосредственного загрязнения объектов гидросферы следует учитывать также изменение физико-механических характеристик грунтов при адсорбции загрязнений и риск засоления почв при проникновении насыщенных рассолов к поверхности грунта и испарении воды [4, 5–7, 12–14].

Для описания указанных процессов в большинстве работ применяются устоявшиеся модели фильтрации и транспорта примесей в жидкостях и пористых средах, основанные на уравнении Дарси и уравнении конвекции–диффузии для растворимой примеси [3, 8, 9, 13, 15, 16]. Особенности конкретных постановок задач связаны с неоднородностями пористой среды [15, 17], многокомпонентным составом жидкостей и примесей [16], учётом сжимаемости жидкости [18] и другим.

Соликамско–Березниковский промышленный узел (Пермский край, Российская Федерация), на котором ведётся добыча и переработка калийных и магниевых солей, в том числе хлоридов калия, натрия и магния, является наиболее крупным в масштабах бассейна реки Камы источником загрязнения водных объектов [19]. Помимо непосредственных сбросов промышленных предприятий загрязнение обусловлено также попаданием в Каму и её малые притоки насыщенных рассолов, фильтрующихся из шламохранилищ, аккумулирующих отходы деятельности предприятий горнодобывающей и химической промышленности. Существенную роль в этом процессе играют также источники, из которых происходит инфильтрация загрязнений в грунтовые воды и поверхностные водоёмы. Мониторинг качества воды на местности показывает, что в понижениях рельефа дна и застойных участках русла рек формируются крупные скопления рассолов, что обуславливает риск выбросов загрязнений в основное русло реки, например, в результате повышения уровня грунтовых вод или увеличения скорости течения рек в период паводка [20, 21].

Другим фактором, способствующим загрязнению прилегающих объектов гидросферы, служат растворение и вымывание солей атмосферными осадками из терриконов — продуктов деятельности рудников Верхнекамского месторождения. В работах [19–24] проведено численное моделирование распространения примесей в обширной области неоднородной пористой среды, структура которой описывалась шестислойной плановой моделью, построенной на основе имеющихся данных о геологическом строении водоносных пластов Верхнекамского месторождения в окрестностях г. Соликамска. В аналогичных работах моделирование осуществлялось в пределах вертикального разреза глубиной до 300 м горизонтальной протяжённостью около 6 км в направлении от солеотвала Соликамского калийного рудоуправления № 2 (СКРУ–2) ПАО «Уралкалий» в сторону реки Камы. Имеются также работы, анализирующие распространение загрязнений в приповерхностной гидросфере рудников БКПРУ–1 Березниковского калийного производственного рудоуправления № 1 (изучалось влияние затопления шахты, начавшегося в 2006 г., на состояние грунтовых вод [4, 5]) и СКРУ–3 (г. Соликамск) (оценивалось повышение солёности грунтовых вод в районе шахтного поля этого рудника [6]).

В настоящей работе исследуется инфильтрация загрязнений из шламохранилища БКПРУ–4 ПАО «Уралкалий» (г. Березники). Хранилище представляет собой резервуар с горизонтальными размерами 640×560 м и глубиной около 10 м, выложенный слоем гидроизоляции, содержащий рассол с минерализацией 300 г/л. В 170 м к югу от хранилища расположен карьер с характерной глубиной ~5 м и протекающая через него река Северная Лёнва. На расстоянии около 2 км от карьера С. Лёнва впадает в Камское водохранилище. Таким образом, попадание рассола в речной водоток может служить существенным дополнительным источником загрязнения его акватории. Распространение примеси из указанного хранилища изучается в настоящей работе в рамках одномерного приближения с помощью трёхмерного прямого численного моделирования.

2. Инфильтрация примеси в одномерном приближении

Для получения предварительных оценок проводилось моделирование инфильтрации рассола из хранилища в одномерном приближении. Рассматривалась одномерная модель распространения примеси в стационарном плоскопараллельном потоке жидкости, фильтрующейся через однородную пористую среду. Скорость потока, определяющаяся средней проницаемостью пород, уклоном поверхности водоупора и разницей уровней воды в шламохранилище и грунтовых вод, вычислялась непосредственно

из закона Дарси. На основе кинетической модели первого порядка учитывалась возможность адсорбции загрязнений породой.

Принималось, что проницаемость прилегающих пород лежит в интервале 10^{-9} – 10^{-10} м², а среднегодовая линия уреза воды в хранилище составляет 133 м над уровнем моря. Линия уреза в Камском водохранилище, при поддержании нормального подпорного уровня на плотине Камской ГЭС, в течение года составляет в среднем 109 м. Уровень воды в С. Лёнве на ближайшем к шламоохранилищу участке русла равняется 113 м, относительный уклон поверхности водоупора — 0,02, и средняя скорость фильтрации жидкости вдоль него — 10^{-6} – 10^{-5} м/с. В этих интервалах параметров время переноса примеси до русла реки С. Лёнва исчисляется 15–75 сутками.

Основное уравнение одномерного переноса примеси в пористой среде с учётом адсорбции, записанное в безразмерных переменных, имеет следующий вид:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{\text{Pe}} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - K_a (q_s - q), \quad (1)$$

где U — скорость фильтрации; C — объёмная доля примеси в потоке; q , q_s — текущая и предельная концентрации примеси, адсорбированной в порах; Pe — диффузионное число Пекле; K_a — коэффициент адсорбции. Кинетическое уравнение для адсорбированной фазы записывается в линейной форме как

$$\frac{\partial q}{\partial t} = K_a (q_s - q). \quad (2)$$

Данное уравнение является упрощённым представлением линейной модели адсорбции [25], в которой исключено слагаемое вида $K_a C$, пропорциональное концентрации растворённой примеси. В настоящей работе принято, что ввиду малой скорости адсорбции концентрация C меняется незначительно, и в первом приближении указанное слагаемое можно считать постоянным. Это позволяет облегчить получение аналитического решения одномерной задачи, поскольку уравнение (2) становится независимым.

В качестве единицы длины L выбрано горизонтальное расстояние между источником и стоком. Скорость измеряется в единицах скорости фильтрации воды под действием гидростатического перепада давления:

$$[U] = \frac{K}{\eta} \rho g, \quad (3)$$

где K — проницаемость; η , ρ — динамическая вязкость и плотность чистой воды; g — ускорение свободного падения. При таком выборе масштабов безразмерная скорость равняется $U = \sin \alpha$, где α — уклон поверхности водоупора. Масштаб времени и число Пекле определяются как

$$[t] = \frac{L}{[U]} = \frac{L\eta}{K\rho g}, \quad \text{Pe} = \frac{[U]L}{D} = \frac{K\rho g L}{\eta D}, \quad (4)$$

где D — коэффициент молекулярной диффузии примеси в жидкости. Значения Pe на масштабах задачи достигают 10^4 , что свидетельствует о незначительном вкладе диффузии в перенос примеси.

Однородная часть уравнения (1) есть стандартное уравнение конвекции–диффузии, решение которого известно [24]. При малой скорости адсорбции примеси пористой средой ($K_a \ll 1$) уравнение (2) разрешается просто:

$$q(t) = q_s (1 - \exp(-K_a t)), \quad (5)$$

и при временах порядка K_a^{-1} можно не учитывать нелинейность процесса адсорбции и влияние обратного процесса вымывания примеси.

В настоящей работе решение исследовано до времён порядка 100 единиц, и, соответственно, K_a не превышает 10^{-3} . При этом может быть найдено (в квадратурах) и решение полного неоднородного уравнения (1), для чего наиболее удобен метод функций Грина [24]:

$$\begin{aligned}
C(x,t) = & \frac{C_0}{Pe} \exp\left(\frac{U Pe}{2} x\right) \int_0^t \frac{Pe^{3/2} x}{2\pi^{1/2}(t-\tau)^{3/2}} \exp\left(-\frac{Pe x^2}{4(t-\tau)} - \left(K_a + \frac{U^2 Pe}{4}\right)(t-\tau)\right) d\tau - \\
& - \frac{K_a q_s}{2} \exp(-K_a t) \left[\int_0^t \exp(K_a \tau) \left(1 + \operatorname{erf}\left(\frac{Pe^{1/2}(x-U(t-\tau))}{2(t-\tau)^{1/2}}\right)\right) d\tau - \right. \\
& \left. - \exp(U Pe x) \int_0^t \exp(K_a \tau) \left(1 - \operatorname{erf}\left(\frac{Pe^{1/2}(x+U(t-\tau))}{2(t-\tau)^{1/2}}\right)\right) d\tau \right]. \quad (6)
\end{aligned}$$

Учёт слагаемого $K_a C$ в (2) потребовал бы решения уже системы связанных уравнений (1), (2) с представлением результата в виде бесконечных рядов.

Временная эволюция концентрации примеси в одномерном массиве пористой среды изучалась посредством табулирования полученного аналитического решения (6). Вычисление входящих в него интегралов производилось стандартным методом трапеций с шагом 10^{-4} единиц безразмерного времени, с относительной точностью порядка 10^{-6} .

На рисунке 1 представлена эволюция распределения концентрации примеси в грунте при $Pe = 10^3$ без учёта (Рис. 1а) и с учётом (Рис. 1б) адсорбции. Из рисунка 1б видно, что адсорбция примеси с малой скоростью $K_a = 10^{-3}$ не оказывает значительного влияния на процесс, однако замедляет продвижение фронта распространения и приводит к более быстрому установлению стационарного режима. Кроме того, адсорбция способствует поглощению примеси вблизи входной границы и появлению локального максимума концентрации на некотором расстоянии от неё. Повышение скорости адсорбции может, с одной стороны, вызвать полное оседание примеси в матрице, и положение фронта загрязнения будет определяться временем полного насыщения пор, а с другой стороны — к проявлению десорбции. Вследствие этого учёт последней, а также зависимости проницаемости среды от концентрации осевшей в ней примеси станут важными [1, 2, 8].

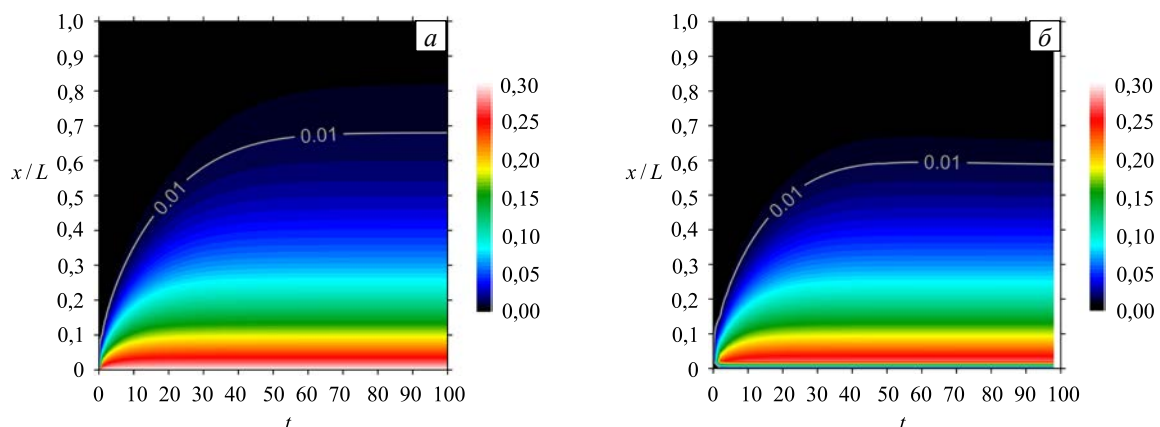


Рис. 1. Эволюция концентрации примеси в процессе фильтрации из хранилища при $Pe = 10^3$ без адсорбции (а) и при скорости адсорбции $K_a = 10^{-3}$ (б); выделена изолиния концентрации $C = 0,01$; массовая концентрация на входе в пористую среду составляет 0,30

Вычисленное на основе аналитического решения время образования стационарного профиля концентрации в области единичной длины составляет порядка 100 безразмерных единиц, что совпадает с указанным выше временем фильтрации жидкости от источника. Оценочное значение минерализации рассола в точке впадения в реку С. Лёнва для используемых параметров задачи в установившемся режиме истечения рассола из хранилища составляет 2 г/л. Соответственно, массовый приток загрязнений на единицу площади дна в точке выхода получается равным в среднем 1 г/(м²·с), или около 30 тонн/(м²·год).

3. Трёхмерное численное моделирование инфильтрации примеси

Трёхмерное численное моделирование распространения рассола из незащищённого участка хранилища проводилось при помощи пакета вычислительной гидродинамики ANSYS Fluent на основе ламинарной модели течения в пористой среде. Задача решалась в рамках нестационарного изотермического подхода. Для расчётной области, включающей хранилище и карьер, генерировалась пространственная сетка со сгущением вблизи границ. Сетка строилась с помощью программы Gambit 2.4.16. Выбор оптимального размера элемента осуществлялся на основании данных, полученных из вычислительных экспериментов на

разных сетках. Минимальная размерность сетки составляла $82 \times 95 \times 43$ узлов соответственно по направлениям x , y и z , максимальная — $123 \times 142 \times 72$. Тестовые расчёты показали, что оптимальной с точки зрения затрат машинного времени и точности вычислений является сетка размерностью $89 \times 114 \times 50$.

Уравнения движения имели вид:

$$\frac{\partial(m\rho)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho v_i) = 0, \quad (7)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} \left(\frac{1}{m} \rho v_i \right) + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{1}{m^2} \rho v_i v_j \right) = -\frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\frac{\mu}{m} \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} \right) \right] - \frac{\mu}{K} v_i + \rho g_i, \quad (8)$$

где m , K — пористость и проницаемость пористой среды, соответственно; ρ — плотность жидкости; v_i — компоненты вектора скорости ($i=1,2,3$); μ — кинематическая вязкость жидкости. Плотность считалась зависящей от минерализации воды по линейному закону $\rho = \rho_0 + 0,702c$, кг/м^3 , где $\rho_0 = 1000,196 \text{ кг/м}^3$ — плотность чистой воды, а c — измеренная в промилле объёмная концентрация растворённых в воде солей. Тяжёлая примесь не создаёт неустойчивой стратификации по плотности при скоплении вблизи дна.

Уравнение переноса примеси записывалось как

$$\frac{\partial}{\partial t}(m\rho c) + \nabla \cdot (\rho v c) = -\nabla \cdot \mathbf{J}. \quad (9)$$

Здесь \mathbf{J} — диффузионный поток примеси, определяемый выражением

$$\mathbf{J} = -\rho D_m \nabla c, \quad (10)$$

где D_m — эффективный коэффициент диффузии.

На твёрдых стенках расчётной области ставились условия прилипания для жидкости и непроницаемости для примеси:

$$v_1 = v_2 = v_3 = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial n} = 0, \quad (11)$$

Поверхность жидкости в шламохранилище полагалась недеформируемой и свободной от касательных напряжений:

$$(\mathbf{v} \mathbf{n}) = 0, \quad \frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial n} = 0. \quad (12)$$

Внешние боковые границы расчётной области, а также часть дна считались проницаемыми для жидкости и примеси. На них ставились следующие условия:

$$\frac{\partial v_i}{\partial n} = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial n} = 0. \quad (13)$$

Трёхмерное численное моделирование фильтрации высокоминерализованного рассола проводилось на основе упрощённой модели рассолонакопителя БКПРУ-4. Исходя из реального рельефа местности, принималось:

- накопитель имеет прямоугольную форму (горизонтальные размеры 640×560 м, глубина 10 м, см. Рис. 2);
- начальная концентрация заполняющего рассола составляет $C_0 = 300$ г/л;
- накопитель расположен на возвышенности и укреплен насыпным грунтом;
- на участке дна известной площади нарушена целостность изолирующего покрытия;
- на расстоянии 170 м от накопителя находится отработанный карьер с протекающей через него рекой.

Скорость течения реки в карьере, в которую впадал рассол, не превышала 0,1 м/с, и перемешивание жидкостей не влияло на фильтрационный поток в карьере. Проницаемость среды принималась равной 10^{-9} м, пористость — 0,3. Уклон поверхности водоупора, окружающего шламохранилище, считался равным 0,02. Начальная концентрация примеси полагалась однородной по акватории накопителя,

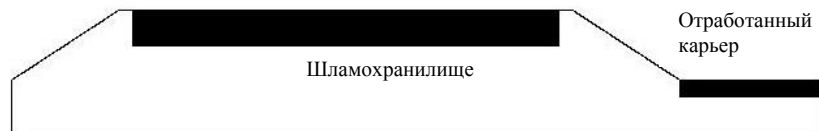


Рис. 2. Расчетная область (вертикальный масштаб увеличен в 5 раз)

начальная скорость — нулевой. Исследовался процесс распространения рассола через незащищенный участок дна, расположенный в нижнем углу накопителя и находящийся на минимальном расстоянии от реки. Считалось, что незащищенный участок возникает из-за повреждения изоляционного покрытия котлована накопителя в ходе длительной эксплуатации хранилища. Расчеты проводились для двух значений площади незащищенного участка дна хранилища: 100 м^2 и 200 м^2 . На рисунке 3 представлены полученные в расчетах распределения концентрации примеси в различные моменты времени для случая, когда площадь повреждения составляла 100 м^2 .

Нестационарное численное моделирование показало, что в первые несколько часов процесса вытекания вследствие развития неустойчивости Рэлея–Тейлора в насыщенной пористой среде деформируются пальцеобразные структуры (Рис. 3а, б), которые распространяются практически вертикально вниз. С течением времени их движение можно наблюдать и в горизонтальном направлении, при этом область, занимаемая рассолом в вертикальном сечении, проходящем через центр шламохранилища, принимает трапециевидную форму (Рис. 3в). Из-за наличия уклона рассол стекает в сторону, где расположена река. Со временем рассол оказывается под дном реки, затем проникает в речное русло. Для рассматриваемых значений параметров затекание рассола в русло реки происходит на 18-е сутки с момента начала движения примеси через незащищенный участок дна. Через 18,5 суток расчетная концентрация рассола в реке составляет 10 г/л (Рис. 3з), а через два месяца становится равной 200 г/л . Следует отметить, что скорость течения в реке принималась пренебрежимо малой, поэтому рассчитанная концентрация рассола в реке достигает высоких значений. В реальной ситуации течение в карьере и малой реке должно приводить к выносу примеси за пределы моделируемой области и дополнительному разбавлению рассола.

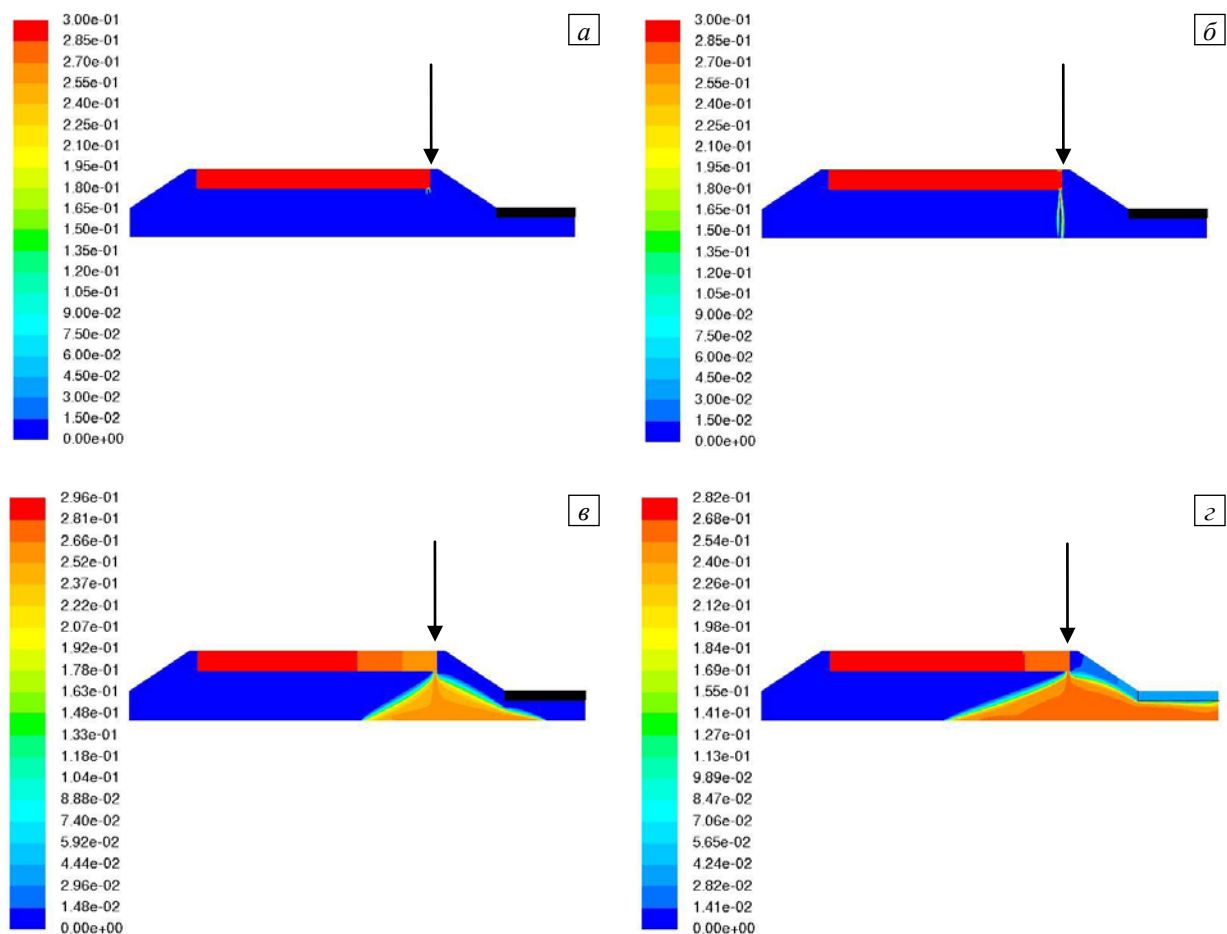


Рис. 3. Расчетные поля концентрации примеси через различные моменты времени от начала истечения рассола из шламохранилища при площади незащищенного участка дна хранилища 100 м^2 : через 1 час (а); через 3 часа (б); через 5 суток (в); через 18 суток (з); стрелка указывает на местоположение незащищенного участка дна

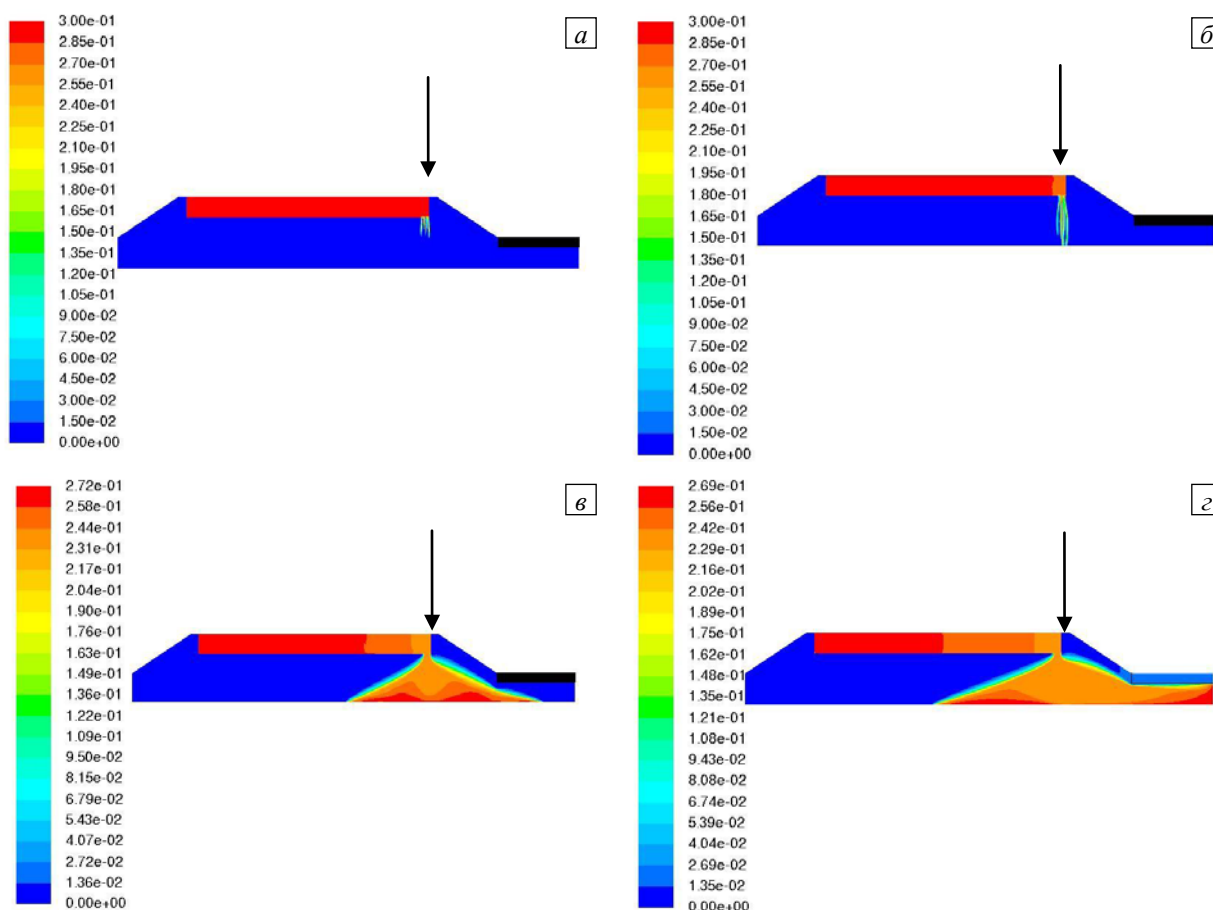


Рис. 4. Расчётные поля концентрации примеси через различные моменты времени от начала истечения рассола из шламохранилища при площади незащищённого участка дна хранилища 200 м^2 : через 1 час (а); через 3 часа (б); через 5 суток (в); через 12 суток (з); стрелка указывает на местоположение незащищённого участка дна

В случае, когда незащищённый участок дна шламохранилища имеет площадь 200 м^2 , развитие инфильтрации происходит аналогичным предыдущему случаю образом, а попадание рассола в реку наблюдается уже на 12-е сутки (Рис. 4). При этом в процессе распространения примеси можно выделить такие же стадии, что и при 100 м^2 — развитие пальцеобразных структур в результате неустойчивости Рэля–Тейлора и постепенное формирование протяжённой области распространения рассола в пространстве.

4. Заключение

В представленной работе численно и аналитически исследован процесс распространения рассола от незащищённого участка дна накопителя в верхних слоях прилегающих пород из-за нарушения гидроизоляции, связанного с деструкцией изоляционного материала в ходе длительной эксплуатации хранилища. Оценены время установления стационарного профиля концентрации, время продвижения примеси до ближайшего водоёма и значения концентрации в точке поступления в водоём без учёта и с учётом слабой адсорбции загрязнений в грунте. С помощью трёхмерного численного моделирования прослежены основные стадии процесса распространения примеси.

Разработанные модели могут быть успешно применены для прогнозирования распространения загрязнений в прилегающих к хранилищу грунтовых водах. Трёхмерные расчёты дают возможность определить основное направление перемещения отходов. Перспективной задачей является учёт в модели неоднородного строения грунта на основе геологических данных, снимаемых непосредственно на местах. С другой стороны, одномерная модель, несмотря на простоту, предоставляет возможность осуществлять надёжный экспресс-анализ интенсивности вымывания загрязнений из хранилища при учёте разнообразных факторов, в частности сезонных изменений уровня поверхностных водоёмов и грунтовых вод. Модель может быть легко модернизирована на случай учёта испарения жидкой фазы через грунт и вымывания дополнительных примесей из породы. Достоверность применения одномерной модели подтверждается согласованием характерных времён массопереноса в среде, полученным на основе одномерной постановки и трёхмерного численного моделирования.

Представленный в работе комплекс физических моделей достоверно описывает гидродинамические процессы, связанные с эксплуатацией крупного хранилища. В совокупности с моделированием внутренних течений и теплопереноса как в хранилище, так и в прилегающих поверхностных водоёмах, они позволяют иметь подробное представление об особенностях комплексной гидродинамической системы.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 13-01-96040-р_урал_a) и Совета по грантам Президента РФ для молодых российских ученых (грант № МК-4310.2014.1).

Литература

1. Delleur J.W. *The handbook of groundwater engineering*. – Boca Raton: CRC Press, 2006. – 1320 p.
2. Berkowitz B., Dror I., Yaron B. *Contaminant geochemistry*. – Berlin: Springer, 2008. – 412 p.
3. Lick W. *Sediment and contaminant transport in surface waters*. – Boca Raton: CRC Press, 2009. – 416 p.
4. Макашов С.Э., Потанов А.А. Численное моделирование влияния аварийного затопления соляного рудника БКПРУ-1 на миграцию рассолов в надсолевом комплексе пород // *Естественные и технические науки*. – 2012. – № 2. – С. 201-205.
5. Баныковская В.М., Константинова С.А. Гидрогеологические аспекты образования провалов земной поверхности на шахтном поле Первого Березниковского калийного рудника // *Вестник МАНЭБ*. – 2000. – № 6. – С. 60-62.
6. Юй Лю, Лехов А.В. Моделирование изменения фильтрационных параметров загипсованных пород при фильтрации рассолов // *Геоэкология*. – 2012. – № 6. – С. 551-559.
7. Franz T.J., Rowe R.K. Simulation of groundwater flow and contaminant transport at a landfill site using models // *Int. J. Numer. Anal. Met.* – 1993. – Vol. 17, no. 7. – P. 435-455. DOI
8. Полубаринова-Кочина П.Я. *Теория движения грунтовых вод*. – М: Наука, 1977. – 664 с.
9. Bear J., Cheng A.H.D. *Modeling groundwater flow and contaminant transport*. – Amsterdam: Springer, 2010. – 834 p. DOI
10. Anderson M.P., Woessner W.W. *Applied ground water modeling: simulation of flow and advective transport*. – New-York: Academic Press, 1992. – 381 p.
11. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А. К проблеме утилизации избыточных рассолов предприятиями калийной промышленности в водные объекты // *ФТПРПИ*. – 2012. – № 2. – С. 185-193. (English version DOI)
12. Бачурин Б.А., Бабошко А.Ю. О характере трансформации состава техногенно-минеральных образований горного производства в условиях гипергенеза // *ГИАБ*. – 2010. – № 7. – С. 336-342.
13. Chen B. Water pollution simulation and health risk assessment through a refined contaminant transport model // *Water Air Soil Poll.* – 2009. – Vol. 200, no. 1-4. – P. 323-339. DOI
14. Hall L.W.Jr., Ziegenfuss M.C., Fischer S.A., Sullivan J.A., Palmer D.M. The influence of contaminant and water quality conditions on larval striped bass in the Potomac River and upper Chesapeake Bay in 1990: An in situ study // *Arch. Environ. Con. Tox.* – 1993. – Vol. 24, no. 1. – P. 1-10. DOI
15. Nield D.A., Bejan A. *Convection in porous media*. – Berlin: Springer, 2013. – 778 p.
16. Vafai K. *Handbook of porous media*. – London: Taylor & Francis, 2005. – 742 p.
17. Barrenblatt G.I., Zheltov Iu.P., Kochina I.N. Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks // *J. Appl. Math. Mech.* – 1960. – Vol. 24, no. 5. – P. 1286-1303. DOI
18. Баренблатт Г.И., Ентов В.М., Рыжик В.М. *Теория нестационарной фильтрации жидкости и газа*. – М: Недра, 1972. – 288 с.
19. Лепихин А.П., Мирошниченко С.А. Техногенное воздействие Соликамско-Березниковского промузла на поверхностные водные объекты // *Горный журнал*. – 2008 – № 10. – С. 92-96.
20. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А. К проблеме отведения избыточных рассолов в водные объекты предприятиями калийной промышленности // *Водное хозяйство России. Проблемы, технологии, управление*. – 2010. – № 3. – С. 57-74.
21. Любимова Т.П., Лепихин А.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А. Численное моделирование разбавления и переноса высокоминерализованных рассолов в турбулентных потоках // *Вычисл. мех. сплош. сред.* – 2010. – Т. 3, № 4. – С. 68-79. DOI
22. Максимович Н.Г., Первова М.С. Влияние перетоков минерализованных вод Верхнекамского месторождения калийно-магниевого солей на приповерхностную гидросферу // *Инженерные изыскания*. – 2012. – № 1. – С. 22-26.
23. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А. Комбинированный подход к описанию плотностных эффектов разбавления и переноса высокоминерализованных рассолов в водных объектах // *Вестник ПГУ. Серия: Математика. Механика. Информатика*. – 2011. – Т. 9, № 5. – С. 130-134.
24. Полянин А.Д. *Справочник по линейным уравнениям математической физики*. – М: Физматлит, 2001. – 576 с.
25. Van Genuchten M.Th., Šimůnek J. Evaluation of pollutant transport in the unsaturated zone // *Regional approaches to water pollution in the environment*. NATO ASI series: 2. Environment / Ed. by P.E. Rijtema, V. Eliáš. – Dordrecht: Kluwer, 1996. – P. 139-172.

References

1. Delleur J.W. *The handbook of groundwater engineering*. Boca Raton: CRC Press, 2006. 1320 p.
2. Berkowitz B., Dror I., Yaron B. *Contaminant geochemistry*. Berlin: Springer, 2008. 412 p.
3. Lick W. *Sediment and contaminant transport in surface waters*. Boca Raton: CRC Press, 2009. 416 p.
4. Makashov S.E., Potapov A.A. Chislennoe modelirovanie vliyaniya avarijnogo zatopeniya solyanogo rudnika BKPRU-1 na migratsiyu rassolov v nadsolevom komplekse porod [Numerical modeling of the influence of accidental flooding

- of the salt mine BKPRU-1 on brine migration in the above-salt complex]. *Estestvennye i tekhnicheskie nauki – Natural and engineering sciences*, 2012, no. 2, pp. 201-205.
5. Ban'kovskaya V.M., Konstantinova S.A. Gidrogeologicheskie aspekty obrazovaniya provalov zemnoj poverkhnosti na shahtnom pole Pervogo Bereznikovskogo kalijnogo rudnika [Hydrogeological aspects of formation of land surface collapses in the minefield of the Berezniki-1 potash mine]. *Vestnik Mezhdunarodnoj akademii nauk jekologii, bezopasnosti cheloveka i prirody – Bulletin of the International Academy of Ecology and Life Protection Sciences*, 2000, no. 6, pp. 60-62.
 6. Liu Yu, Lekhov A.V. Modeling of filtration parameters of gypsiferous rocks upon brine filtration. *Geoekologiya – Geoecology*, 2012, no. 6, pp. 551-559.
 7. Franz T.J., Rowe R.K. Simulation of groundwater flow and contaminant transport at a landfill site using models. *Int. J. Numer. Anal. Met.*, 1993, vol. 17, no. 7, pp. 435-455. DOI
 8. Polubarinova-Kochina P.Ya. *Theory of ground water movement*. Princeton: Princeton University Press, 1962. 613 p.
 9. Bear J., Cheng A.H.D. *Modeling groundwater flow and contaminant transport*. Amsterdam: Springer, 2010. 834 p. DOI
 10. Anderson M.P., Woessner W.W. *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*. New-York: Academic Press, 1992. 381 p.
 11. Lepikhin A.P., Lyubimova T.P., Parshakova Ya.N., Tiunov A.A. Discharge of excess brine into water bodies at potash industry works. *Journal of Mining Science*, 2012, vol. 48, no. 2, pp. 390-397. DOI
 12. Bachurin B.A., Baboshko A.J. O kharaktere transformatsii sostava tekhnogenno-mineral'nykh obrazovaniy gornogo proizvodstva v usloviyah gipergeneza [On the nature of transformation of the composition of anthropogenic-mineral formations of mining manufacture under hypergenesis conditions]. *Gornyj informatsionno-analiticheskiy byulleten – Mining informational and analytical bulletin*, 2010, no.7, pp. 336-342.
 13. Chen B. Water pollution simulation and health risk assessment through a refined contaminant transport model // *Water Air Soil Poll.*, 2009, vol. 200, no. 1-4, pp. 323-339. DOI
 14. Hall L.W.Jr., Ziegenfuss M.C., Fischer S.A., Sullivan J.A., Palmer D.M. The influence of contaminant and water quality conditions on larval striped bass in the Potomac River and upper Chesapeake Bay in 1990: An in situ study. *Arch. Environ. Con. Tox.*, 1993, vol. 24, no. 1, pp. 1-10. DOI
 15. Nield D.A., Bejan A. *Convection in porous media*. Berlin: Springer, 2013. 778 p.
 16. Vafai K. *Handbook of porous media*. Boca Raton: Taylor & Francis, 2005. 742 p.
 17. Barrenblatt G.E., Zheltov I.P., Kochina I.N. Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquid in fissured rocks. *J. Appl. Math. Mech.*, 1960, vol. 24, no. 5, pp. 1286-1303. DOI
 18. Barenblatt G.I., Entov V.M., Ryzhik V.M. *Teoriya nestatsionarnoj fil'tratsii zhidkosti i gaza* [Theory of unsteady filtration of fluids and gases]. Moscow: Nedra, 1972. 288 p.
 19. Lepikhin A.P., Miroshnichenko S.A. Tekhnogennoe vozdejstvie Solikamsko-Bereznikovskogo promuzla na vodnye ob'ekty [Anthropogenic impact of the Solikamsk-Berezniki industrial cluster on surface water bodies]. *Gornyj zhurnal – Mining Journal*, 2008, no. 10, pp. 92-96.
 20. Lepikhin A.P., Lyubimova T.P., Parshakova Ya.N., Tiunov A.A. On the Issue of Disposal of Potassium Production Excessive Brines to Water Bodies by Potassium-producing Plants. *Vodnoe hozyajstvo Rossii. Problemy, tekhnologii, upravlenie – Water sector of Russia, 2010, no. 3, pp. 57-74.*
 21. Lyubimova T.P., Lepikhin A.P., Parshakova Ya.N., Tiunov A.A. Numerical modeling of dilution and transport of highly mineralized brines in turbulent flows. *Vycisl. meh. splos. sred – Computational Continuum Mechanics*, 2010, no. 4, pp. 68-79. DOI
 22. Maximovich N.G., Pervova M.S. Vliyanie peretokov mineralizovannykh vod Verkhnekamskogo mestorozhdeniya kalijno-magnievyykh solej na pripoverkhnostnyuyu gidrosferu [Influence of the mineralized water crossflows of the Upper-Kama potash-magnesium salt deposit on the subsurface hydrosphere]. *Inzhenernye izyskaniya – Engineering surveys*, 2012, no. 1, pp. 22-26.
 23. Lepikhin A.P., Lyubimova T.P., Parshakova Ya.N., Tiunov A.A. Combined approach to the description of density stratification effects in the dilution and transport of highly brines in water bodies. *Vestnik PGU. Seriya: Matematika. Mehanika. Informatika – Bulletin of Perm State University. Series: Mathematics. Mechanics. Computer Science*, 2011, vol. 9, no. 5, pp. 130-134.
 24. Polyanin A.D. *Handbook of linear partial differential equations for engineers and scientists*. Boca Raton: CRC Press, 2001. 576 p.
 25. Van Genuchten M.Th., Šimůnek J. Evaluation of pollutant transport in the unsaturated zone. *Regional approaches to water pollution in the environment. NATO ASI series: 2. Environment*, ed. by P.E. Rijtema, V. Eliáš. Dordrecht: Kluwer, 1996. Pp. 139-172.

Поступила в редакцию 27.05.2015; опубликована в электронном виде 30.09.2015

Сведения об авторах

Любимова Татьяна Петровна, дфмн, проф., зав. лаб., Институт механики сплошных сред УрО РАН (ИМСС УрО РАН), 614013, Пермь, ул. Академика Королева, д. 1; e-mail: lyubimovat@mail.ru

Лепихин Анатолий Павлович, дгн, проф., зав. лаб., Горный институт УрО РАН (ГИ УрО РАН), 614007, Пермь, ул. Сибирская, д. 78а; e-mail: lepin49@mail.ru

Паршакова Янина Николаевна, кфмн, нс, ИМСС УрО РАН; e-mail: parshakova@icmm.ru

Циберкин Кирилл Борисович, асс., Пермский государственный национальный исследовательский университет (ПГНИУ), 614990, Пермь, ул. Букирева, д. 15; e-mail: kbtsiberkin@psu.ru