

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ И ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ДИФФУЗИИ НА МИГРАЦИЮ ЗАГРЯЗНЕНИЯ В НЕОДНОРОДНЫХ ПЕСЧАНО-ГЛИНИСТЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ

EXPERIMENTAL STUDY AND NUMERICAL SIMULATION OF THE DIFFUSION EFFECT ON CONTAMINANT TRANSPORT IN HETEROGENEOUS SANDY-CLAY FORMATIONS

УДК 556.388

DOI 10.25296/1993-5056-2017-5-60-71

ЛЕХОВ В.А.

Аспирант кафедры гидрогеологии геологического факультета Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, г. Москва, v.lekhov@gmail.com

ПОЗДНЯКОВ С.П.

Заведующий кафедрой гидрогеологии геологического факультета Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, д.г.-м.н., профессор, г. Москва, spozzd@geol.msu.ru

БАКСШЕВСКАЯ В.А.

Научный сотрудник Ивановской научно-исследовательской станции Института водных проблем РАН, к.г.-м.н., г. Конаково, bakshev@mail.ru

LEKHOV V.A.

Postgraduate student of the Department of Hydrogeology, Faculty of Geology, Lomonosov Moscow State University, Moscow, v.lekhov@gmail.com

POZDNIKOV S.P.

Head of the Department of Hydrogeology, Faculty of Geology, Lomonosov Moscow State University, DSc (Doctor of Science in Geology and Mineralogy), professor, Moscow, spozzd@geol.msu.ru

BAKSHEVSKAIA V.A.

Researcher, Ivankovo research station, Water problems institute RAS, PhD (Candidate of Science in Geology and Mineralogy), Konakovo, bakshev@mail.ru

Ключевые слова:

коэффициент диффузии; коэффициент массообмена; метод статистических моментов; миграция; гетерогенность; метод цепей Маркова; диффузия; массоперенос.

Key words:

diffusion coefficient; mass transfer coefficient; method of statistical moments; heterogeneity; Markov chain method; diffusion; transport; multirate mass transfer.

Аннотация

На основе разрезов скважин с использованием вероятностного моделирования методом цепей Маркова разработана модель геофильтрационной неоднородности с детальностью 0,5 метра по вертикали и 25 метров по горизонтали песчано-глинистого водоносного комплекса, используемого для закачки отходов. Модель включает четыре разности, из которых порядка 40% приходится на глинистую фацию.

Значения коэффициентов фильтрации и диффузии в глинистых отложениях определены на образцах ненарушенного сложения, взятых из кернов скважин. Полученные значения коэффициентов фильтрации лежат в интервале $(2,2-7,7) \times 10^{-5}$ м/сут. Коэффициенты диффузии нитрата натрия составили $(3,06-4,64) \times 10^{-6}$ м²/сут.

Проведено детальное моделирование конвективного и конвективно-диффузионного массопереноса в горизонтальном и вертикальном направлениях для представительной области. Локальные числа Пекле, рассчитанные для глинистой фации, показали, что в зоне разгрузки потока при вертикальном направлении среднего вектора скорости преобладает конвективный тип массопереноса, как в хорошо, так и в слабопроницаемых разностях, а для горизонтальной фильтрации в слабопроницаемых фациях преобладает диффузионный тип массопереноса. Приход первых порций загрязнения обусловлен связностью в пространстве хорошо проницаемых разностей.

Для региональных долгосрочных прогнозов миграции загрязнения с характерными размерами сотни метров по вертикали и километры по горизонтали оценены эффективные параметры модели миграции в среде с двойной емкостью, в которой диффузионно-конвективный обмен глинистой и хорошо проницаемых фаций является физической основой использования этой модели. Путем обработки результатов детального моделирования получено характерное значение коэффициента массообмена порядка 6×10^{-8} сут⁻¹.

Abstract

Markov chain method conditioned on well boreholes is used to develop heterogeneity model of liquid waste injection zone in subsurface heterogeneous medium. The obtained support-scale heterogeneity model includes four hydrofacies of which about 40% are clay and the smallest homogenous blocks are 0,5x0,5x25 meters.

Values of hydraulic conductivity and diffusion coefficients of the clay hydrofacies were determined in lab on undisturbed samples obtained from the boreholes cores. The obtained hydraulic conductivity values are in the range of $(2,2-7,7) \times 10^{-5}$ m/day. Diffusion coefficients of sodium nitrate are in the range of $(3,06-4,64) \times 10^{-6}$ m²/day.

Advective and advective-diffusive transport is simulated on support-scale model for horizontal and vertical mean flow directions. The local Peclet number indicates the dominance of advective transport over the diffusive one for the vertical flow case for both clay and sand facies. For horizontal flow however the transport through low permeability facies is dominated by diffusion. The simulated arrival of the first portions of contaminants relates with the connectivity of the permeable hydrofacies in 3-D.

The dual domain model is selected for long-term regional transport simulations, assuming that low permeable hydrofacies are the immobile domain. To upscale the parameter of first-order mass transfer rate between the mobile and immobile domains the breakthrough curves obtained with support-scale simulation of advective-diffusion transport is processed with using dual-domain model. As the results for the long-term contaminant transport prediction the characteristic value of first-order mass transfer rate is estimated to be about 6×10^{-8} day⁻¹.

Введение

Основным механизмом транспорта в подземных водах является конвективно-дисперсионный перенос. В гетерогенных средах, представленных переслаиванием песчано-глинистых разностей, миграция загрязнения от источника к области разгрузки осуществляется преимущественно конвекцией по хорошо проницаемым песчаным областям (фациям), а за счет гидродинамической дисперсии происходит «размазывание» фронта загрязнения и накопление в слабопроницаемой глинистой части разреза. Наиболее хорошо закономерности переноса в таких средах изучены теоретически для случая горизонтально-слоистых сред, когда латеральные размеры разностей на порядки превышают характерный латеральный размер области миграции загрязнения [7, 9] то есть для сред, в которых горизонтальные размеры фаций можно принять бесконечными. Однако для широкого круга условий осадконакопления оказывается, что характерные горизонтальные размеры фаций могут составлять десятки и сотни метров, при их вертикальных размерах от долей до первых десятков метров. В таких средах характерный перенос загрязнения на сотни и тысячи метров не может быть сведен к модели горизонтально-слоистой среды. В связи с этим целью настоящей работы является анализ миграции загрязнения в неоднородных песчано-глинистых отложениях для обоснования параметров региональных геомиграционных моделей для прогноза долговременной миграции загрязнения. Исследования выполнены на примере водоносного комплекса, в который происходит закачка отходов полигона глубинного захоронения Сибирского химического комбината (СХК). Выбор данного объекта для исследования обусловлен двумя обстоятельствами — с одной стороны, повышение достоверности прогнозирования долгосрочного поведения отходов в геологической среде является весьма актуальной задачей для данного объекта, а с другой стороны — в процессе разведки и мониторинга накоплен существенный фактический материал, позволяющий строить детальные модели литологической неоднородности исследуемого водоносного комплекса.

Определение фильтрационных и миграционных параметров для разных типов отложений в пределах водоносных горизонтов со сложной структурой и их учет в крупномасштабных моделях для региональных прогнозов остается актуальной задачей. Для слабопроницаемых отложений оценки коэффициента фильтрации и коэффициента диффузии могут варьировать на порядки, в то время как при низких скоростях фильтрационного потока роль молекулярной диффузии в переносе загрязнения может быть преобладающей. Поэтому оценка параметров, контролирующих диффузионный перенос в слабопроницаемых отложениях, весьма актуальна вообще и в частности для объектов захоронения отходов, в том числе и полигона закачки Сибирского химического комбината.

Полигон СХК расположен вблизи г. Северска. На этом полигоне за время эксплуатации с 60-х годов XX века захоронено более 46 млн м³ отходов на глубину 270–400 м [8]. Геологическое строение разреза в районе полигона представлено меловыми осадочными отложениями, которые слагают пласты-коллекторы и перекрывающие и подстилающие их водоупоры. В литологическом отношении изучаемый разрез представляет собой прибрежно-морские и континентальные отложения, сформировавшиеся в условиях прибрежной озерно-аллювиаль-

ной равнины [19]. Пространственная структура литологической неоднородности представлена чередованием линз проницаемых песчаных и слабопроницаемых глинистых пород. Средняя мощность слабопроницаемых линз около 6,5 м, а средняя протяженность 250–450 м. При этом мощность существенно меняется от линзы к линзе, а распределение мощностей близко к экспоненциальному закону [6]. Для исследований выбран интервал разреза, который включал III пласт-коллектор и относительный водоупор D [8].

Основной прогнозной задачей является определение времени и распределения в пространстве концентраций отходов при миграции до области разгрузки — р. Томь. Целью этой работы является определение роли диффузионной составляющей в конвективно-дисперсионном потоке в зоне закачки, которая на 40% представлена слабопроницаемыми отложениями, а также оценка защитных свойств гетерогенной среды в целом, до момента разгрузки загрязнения в р. Томь. Для количественной оценки роли слабопроницаемых отложений выполнялись следующие этапы:

- 1) экспериментальное определение коэффициента фильтрации и коэффициента диффузии слабопроницаемых отложений, отобранных с полигона захоронения СХК;
- 2) создание геостатистической трехмерной модели высокого разрешения геофильтрационной среды водоносного комплекса и перекрывающей толщи при помощи модели цепи Маркова, описывающей вероятности перехода одной фации в другую;
- 3) проведение численных экспериментов по моделированию конвективного и конвективно-диффузионного переноса на созданной модели имитирующих латеральную миграцию загрязнения от источника до области разгрузки и восходящий поток в области разгрузки за счет естественного градиента;
- 4) анализ эффективных параметров обмена региональной геомиграционной модели с двойной емкостью, используемой для прогноза долговременной миграции загрязнения путем обработки выходных кривых, полученных в численных экспериментах.

Экспериментальное определение коэффициента фильтрации и коэффициента диффузии

Образцы для экспериментальных определений вырезались из кернов слабопроницаемых отложений, полученных из скважин, располагающихся на границе территории СХК. Глубина отбора керна 200–400 м. Согласно минералогическому анализу изучаемые породы имеют континентальное происхождение и по гранулометрической классификации В.Т. Фролова [10] относятся к алевро-глинистой породе.

Средняя пористость образцов определялась суммированием значений пористости, определенной по РЭМ-изображениям с использованием программы STIMAN-3D [5], а также пористости, определенной по микротомографическим данным μ КТ. Таким образом, по РЭМ-изображениям определяется пористость от нуля до некоторого диаметра пор, а по микротомографическим изображениям пористость оставшихся пор и осуществляется их суммирование, такой подход обусловлен разрешающей способностью приборов. Граничные диаметры пор для суммирования выбирались индивидуально для каждого образца из графиков распределения пор по эквивалент-

Таблица 1

Полученные значения коэффициентов фильтрации для исследуемых образцов	
Образец	Коэффициент фильтрации k , м/сут
337.9	$5,2 \times 10^{-5}$
236.7	$7,7 \times 10^{-5}$
240.0	$7,0 \times 10^{-5}$
211.5	$2,2 \times 10^{-5}$

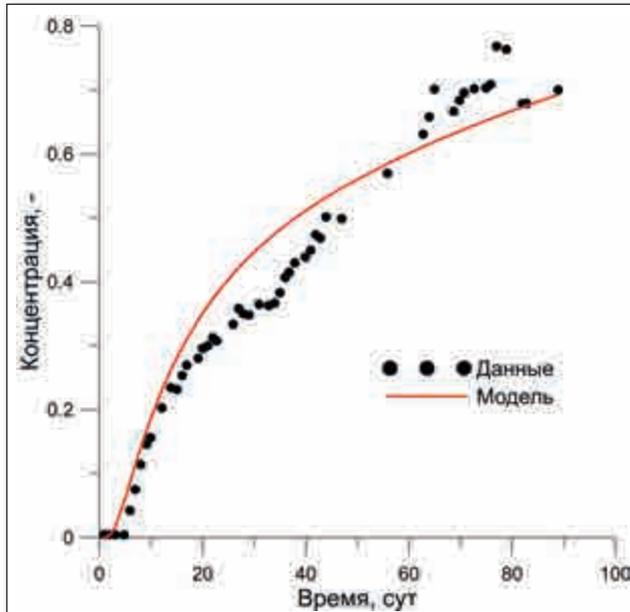


Рис. 1. Обработка экспериментальной выходной кривой для образца 211.5, отобранного с глубины 211,5 м для датчика 1 ($x = 2$ см, $D^*/n_a = 1,15 \times 10^{-5}$ м²/сут): линия — аналитическая модель; точки — экспериментальные данные

ным диаметром. Рассчитанная пористость варьирует от 0,21 до 0,35.

Эксперименты по определению коэффициента фильтрации и коэффициента диффузии проводились на пяти образцах диаметром 3 см. Длина образцов варьировалась от 5,2 до 7,6 см. Испытания проводились на высушенных образцах по причине нарушения правил транспортировки. Авторы понимают, что, вероятнее всего, структура образцов была частично нарушена, поэтому полученные результаты могут отличаться от реальных значений.

Подготовленные образцы помещались в эпоксидную обойму для последующего исключения пристеночной фильтрации и диффузии. Далее, по длине полученных образцов устанавливались четырехэлектродные кондуктометрические датчики с шагом 2 см (2–3 датчика на образец), которые подключались к кондуктометру «Эксперт-002». Такой подход описан в работе [2], где высверленные отверстия под датчики рассматривались как пора большого объема.

Определения фильтрационных и миграционных свойств слабопроницаемых глинистых отложений осуществлялись на авторских опытных установках, разработанных и собранных непосредственно для этого эксперимента.

Перед экспериментами образцы насыщались дистиллированной водой. При насыщении на верхней границе создавался вакуум, а на нижней — постоянный напор.

Время насыщения составило 10–12 суток. По датчикам электропроводности осуществлялся контроль за насыщением образцов. Определение коэффициента фильтрации осуществлялось в нестационарных условиях, при свободном падении напора на верхнем конце образца, аналог трубки Каменского. Для создания градиента напора использовалась пластиковая труба диаметром 0,6 см и длиной 200 см. Полученные значения коэффициентов фильтрации приведены в табл. 1.

Диффузионный эксперимент осуществлялся на тех же образцах. На нижней границе водонасыщенного образца устанавливалась постоянная концентрация, а на верхней — непроницаемая граница. В опытных установках имелись пьезометры для поддержания нулевого градиента в течение диффузионного эксперимента, тем самым исключая конвективную составляющую миграции. Использовался раствор нитрата натрия NaNO_3 в концентрации 25 г/л. Во время эксперимента фиксация показаний электропроводности осуществлялась ежедневно. На протяжении всего эксперимента температура окружающей среды поддерживалась в диапазоне 19–21 °С. Продолжительность диффузионного эксперимента для разных образцов составляла от 77 до 119 суток.

Обработка выходных экспериментальных кривых производилась по аналитической зависимости для ограниченной модели с известной концентрацией на входной границе (рис. 1) [4]:

$$\bar{C}(x, t) = \frac{C(x, t) - C_0}{C^0 - C_0} = \sum_{j=1}^{\infty} \frac{2}{p_j} (-1)^{j+1} \cos p_j \frac{L-x}{L} \exp\left(-p_j^2 \frac{D^* t}{n_a L^2}\right), \quad (1)$$

$$p_j = (2j-1) \frac{\pi}{2}$$

где (x, t) — текущая относительная концентрация [-], $C(x, t)$ — текущая концентрация [М/Л³], C_0 — начальная концентрация [М/Л³], C^0 — конечная концентрация [М/Л³], D^* — коэффициент диффузии [Л²/Т], L — длина образца [Л], x — расстояние от границы с постоянной концентрацией [Л], t — время [Т], j — номер члена ряда. По этому решению определяется комплексный параметр отношения коэффициента диффузии к эффективной пористости D^*/n_a [Л²/Т].

Полученные значения комплексного параметра D^*/n_a для исследуемых образцов приведены в табл. 2. Для получения непосредственно коэффициента диффузии необходимо определить активную пористость отложений, то есть объем пор, который доступен для миграции. Такие оценки произведены в работе [3], где среднее значение активной пористости для рассматриваемых образцов составило 0,23.

Геостатистическое моделирование

Как отмечалось выше, для изучения был выбран интервал разреза, который включал III пласт-коллектор и относительный водоупор D. Построение трехмерной (3D) модели основывалось на данных детального литологического расчленения разрезов 295 скважин (около 46 км), расположенных в районе СХК, полученных по результатам бурения и геофизического каротажа скважин. Разрешение расчленения 0,5 м. Терригенные отложения в исследуемых колонках представлены глиной, суглинком, супесью, песком и другими флювиальными типами. Предыдущее исследование литологических разрезов скважин [6, 11] показало, что исследуемый разрез имеет сложное гетерогенное строение, и состоит из последовательно переслаивающихся хорошо и слабопроницаемых областей — гидрофаций. На основе комплексного анализа

Таблица 2

Полученные значения D^* / n_a для каждого датчика и для образца в целом (датчики устанавливались с шагом 2 см от нижнего торца образца)			
Образец	Датчик	D^* / n_a , м ² /сут	D^* / n_a средний, м ² /сут
337.9	1	$1,54 \cdot 10^{-5}$	$1,47 \cdot 10^{-6}$
	2	$1,21 \cdot 10^{-5}$	
	3	$1,68 \cdot 10^{-5}$	
211.5	1	$1,15 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-6}$
	2	$1,82 \cdot 10^{-5}$	
378.5	1	$1,86 \cdot 10^{-5}$	$1,55 \cdot 10^{-6}$

Таблица 3

Характеристики геофильтрационных моделей			
Модель	Характерная длина слабопроницаемых отложений по горизонтали, м	Характерная мощность слабопроницаемых отложений M , м	Перепад напора ΔH , м
Базовая	283	6,6	5
Длинная	430	6,9	5
Горизонтально-слоистая	Неограниченная	6,9	5

данных и учитывая характерные значения проницаемости пород, все литологические типы, встреченные в интервале разреза, выбранном для моделирования, были отнесены к одной из гидрофаций: песок, глинистый песок, глина песчаная, глина.

Для количественной характеристики неоднородности и определения параметров модели цепи Маркова данные по литологическим колонкам скважин были преобразованы в индикаторные переменные (1 — песок, 2 — глина, 3 — глина песчаная, 4 — песок глинистый) с шагом по вертикали 0,5 м. Статистический анализ данных показал, что доли и мощности гидрофаций песка и глины в разрезе примерно одинаковы (42 и 40%; 6 и 6,6 м). Распределения значений мощностей прослоев описываются, как отмечалось выше, экспоненциальным законом распределения, что свидетельствует о применимости цепи Маркова для описания вероятностей перехода одной гидрофации в другую. При принятых предположениях на основе матрицы вероятностей перехода можно построить 3D модель неоднородности. Расчет эмпирических и теоретических вероятностей перехода одной гидрофации в другую в вертикальном и горизонтальном направлениях позволил получить характерные вертикальные и горизонтальные размеры гидрофаций для изучаемого интервала разреза (табл. 3). С помощью пакета программ T-PROGS [12] были построены две 3D модели литологической неоднородности водовмещающих отложений: с базовыми (базовая модель) и максимальными (длинная модель) размерами неоднородности (табл. 3). Модели имели размеры $4300 \times 3500 \times 130$ м³ с размером блока: $25 \times 25 \times 0,5$ м³. Размеры сетки подбирались таким образом, чтобы размер блока был значительно меньше, чем характерный размер гидрофации, а размер модели в плане — в несколько раз больше характерных размеров гидрофаций. Для контроля результатов моделирования рассчитывались осредненные по площади доли гидрофаций в разрезе по эмпирическим данным и по данным модели литологической неоднородности района СХК.

Преобразование литологических моделей в модели геофильтрационной неоднородности осуществлялось с

помощью задания значений коэффициентов фильтрации для каждой литологической гидрофации, определенных для условий полигона захоронения СХК [8] и по результатам обработки данных по гранулометрическому составу проб скважин, расположенных в пределах полигона глубинного захоронения (ПГЗ). Так, для гидрофаций песок, песок глинистый и глина песчаная коэффициенты фильтрации составили 1 м/сут, 0,03 м/сут и 0,001 м/сут соответственно, а для глинистой гидрофации использовался экспериментально определенный средний коэффициент фильтрации $5,5 \cdot 10^{-5}$ м/сут (раздел 1). Пористость среды для всей области моделирования принималась по исследованиям, обобщенным в [8], и составила 0,2.

Долгосрочное прогнозное моделирование

Для исследуемого объекта разработан ряд прогнозных моделей долговременной миграции отходов в постинъекционный период в подземных водах [1, 8, 19], предсказывающих, что закаченные отходы будут мигрировать в зону разгрузки потока подземных вод — долину реки Томь. Загрязнение сначала будет мигрировать в горизонтальном направлении к зоне разгрузки подземных вод, а далее вертикально разгружаться в долину р. Томь (рис. 2). Интенсивность разгрузки при этом существенно зависит от механизма вертикальной миграции в неоднородной среде. В связи с этим отдельно рассматривалась горизонтальная миграция нейтрального компонента, что отражает миграцию загрязнения до области разгрузки подземных вод, и вертикальная восходящая миграция нейтрального компонента, что отражает условия в зоне естественной разгрузки.

Геофильтрационное моделирование осуществлялось на трехмерных моделях геофильтрационной неоднородности для вертикального и горизонтального направлений и характерных размеров корреляции глинистой гидрофации при помощи программы MODFLOW-2005 [17], использующей конечно-разностную аппроксимацию. Во всех четырех моделях рассматривался стационарный геофильтрационный поток. Для двух противоположных границ, в случае вертикального потока — верхняя и нижняя,

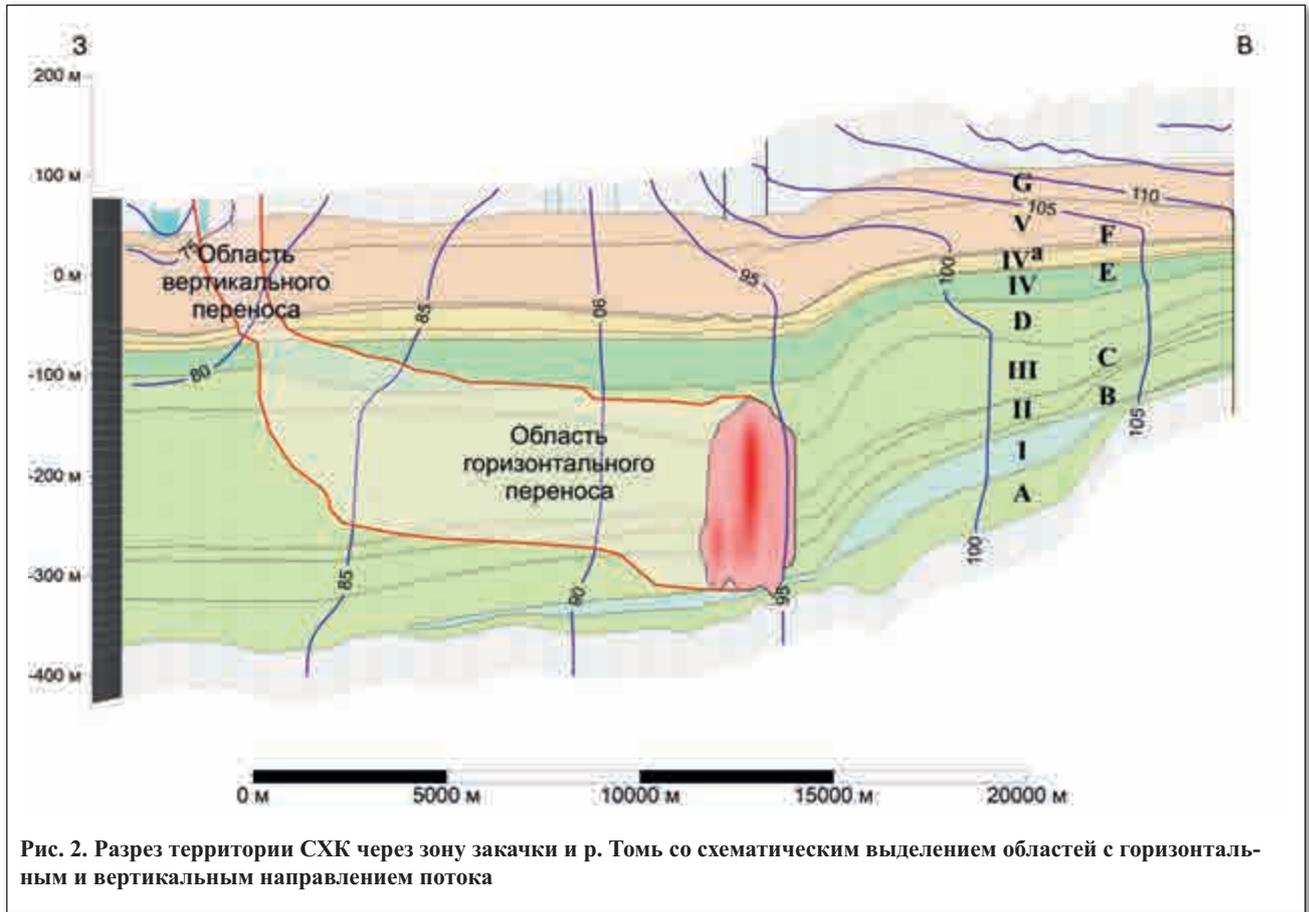


Рис. 2. Разрез территории СХК через зону закачки и р. Томь со схематическим выделением областей с горизонтальным и вертикальным направлением потока

в случае горизонтального потока — левая и правая, задавался постоянный напор с разницей 5 м, что примерно соответствует естественному градиенту на исследуемой территории в вертикальном и горизонтальном направлениях [19]. Остальные границы моделей задавались непроницаемыми. Программа MODFLOW рассчитывает поле напоров, используемое далее для решения миграционных задач и оценки эффективного коэффициента фильтрации k_{eff} .

Трехмерный конвективно-диффузионный перенос моделировался при помощи программы MT3Dms [13] методом TVD (total variation diminishing), а трехмерный конвективный перенос моделировался при помощи полуаналитического метода Поллака, реализованного в программе RMPATH [13]. Время моделирования конвективно-дисперсионного массопереноса задавалось с расчетом на вынос всего или большей части загрязнения из моделей и составило 13 700 лет для горизонтального направления и 2 300 лет для вертикального.

На моделях задавался импульсный запуск нейтрального компонента в хорошо проницаемую часть разреза (каналы) третьего снизу слоя модели, в случае вертикального переноса, или в третий правый вертикальный ряд, в случае горизонтального переноса. К каналам относятся фации: песок и песок глинистый, а к слабопроницаемой части (блокам) — глина и глина песчаная. Начальные условия для двух типов массопереноса устанавливались:

- 1) для конвективного переноса равномерной расстановкой 4500 частиц по площади в проницаемую часть слоя — модельные блоки, относящиеся к каналам;
- 2) для конвективно-диффузионного переноса концентрация нейтрального компонента в проницаемую часть разреза — каналы.

Понимание роли диффузии в конвективно-дисперсионном потоке определялось путем сравнения выходных кривых по двум типам массопереноса. Выходные кривые отражают вынос массы через противоположную от импульсного запуска границу модели (рис. 3, 4). Для этого рассчитывались средние потоковые концентрации в выходных сечениях моделей по выражению:

$$C_f = \frac{dM_{out}}{dt} / Q, \quad (2)$$

где Q — фильтрационный расход [L^3/T], t — время [T], M_{out} — масса покидающего модель компонента [M]. Выходные кривые строились от безразмерного времени t/t_{adv} , которое выражается отношением времени моделирования t к характерному времени конвективного переноса t_{adv} через модель. Время конвективного переноса рассчитывается по выражению $t_{adv} = (l * n) / v$, где v — средняя скорость фильтрации [L/T], полученная по результатам геофильтрационного моделирования, n — пористость [-], l — длина пути фильтрации [L].

По выходным кривым обеих моделей геофильтрационной неоднородности для вертикального транспорта (см. рис. 3) видно, что для двух типов массопереноса кривые практически идентичны. Такое поведение кривых показывает отсутствие или довольно низкое влияние диффузии на восходящую миграцию. Для горизонтального переноса (см. рис. 4) ситуация отличается, для обеих моделей пиковая потоковая концентрация для конвективно-диффузионного переноса на 20% меньше, чем для конвективного переноса, что свидетельствует о накоплении доли мигранта в слабопроницаемых частях моделей.

Для точной оценки влияния диффузии оценивался критерий Пекле индивидуально для глинистой и песча-

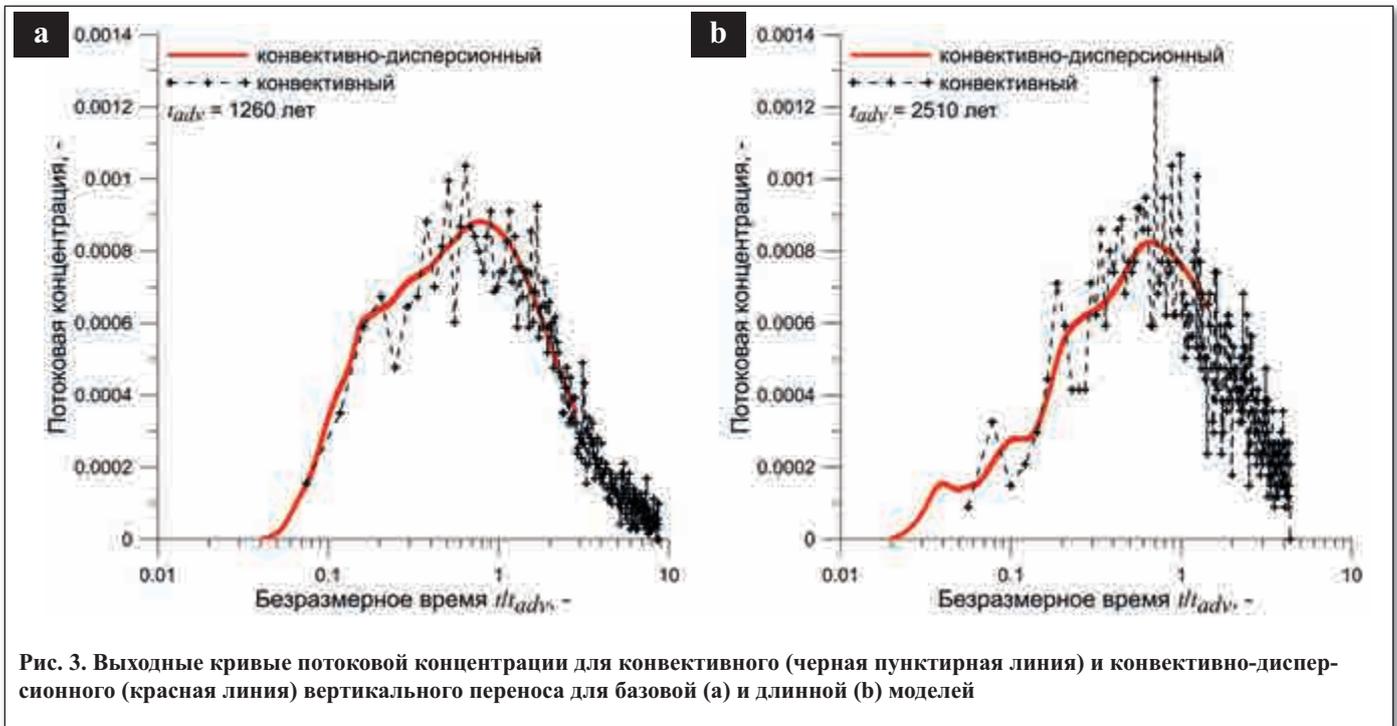


Рис. 3. Выходные кривые потоковой концентрации для конвективного (черная пунктирная линия) и конвективно-дисперсионного (красная линия) вертикального переноса для базовой (а) и длинной (б) моделей

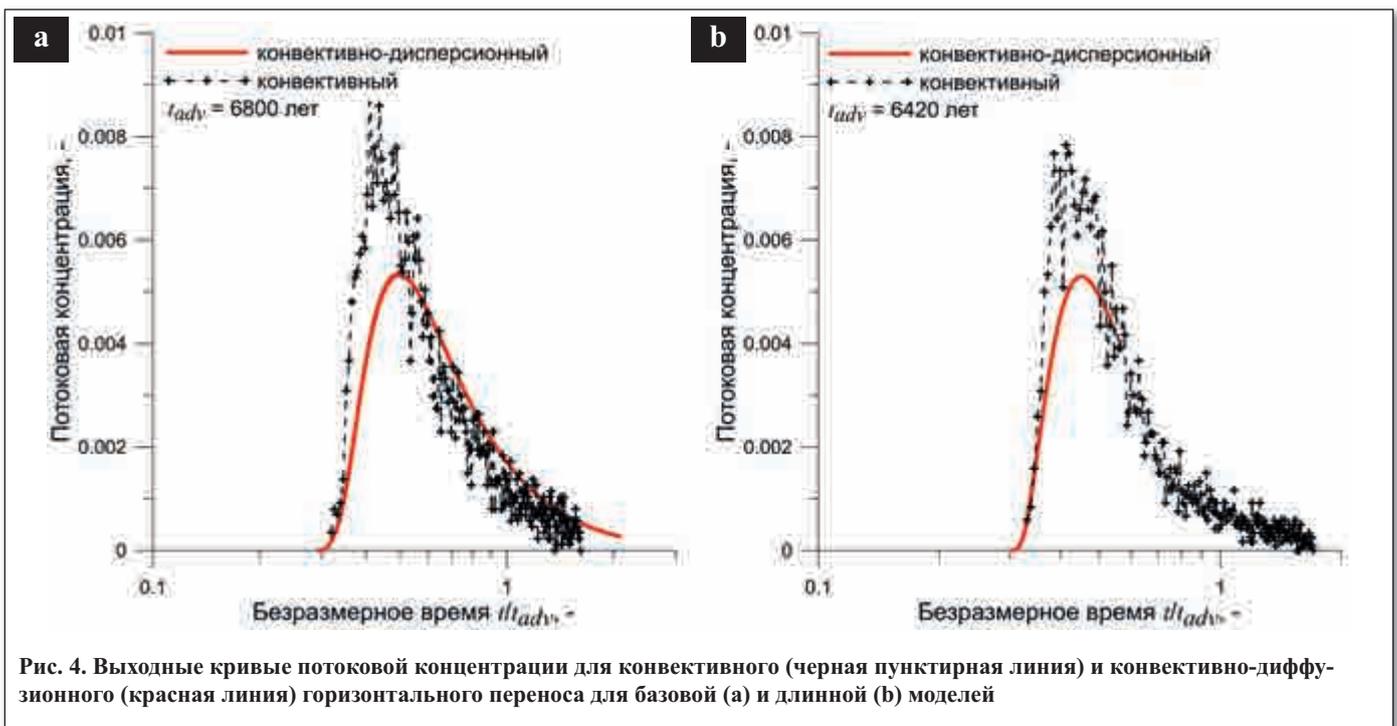


Рис. 4. Выходные кривые потоковой концентрации для конвективного (черная пунктирная линия) и конвективно-диффузионного (красная линия) горизонтального переноса для базовой (а) и длинной (б) моделей

нистой гидрофаций, тем самым определялись доминирующие типы массопереноса в рассматриваемых модельных гидрофациях. Выражение для расчета критерия (числа) Пекле Pe [-] имеет вид [9]:

$$Pe = \frac{vM}{D^*}, \quad (3)$$

где v — средняя скорость в фации [L/T], M — характерная мощность фации [L]. Из выражения видно, что, зная преобладающую скорость (модуль скорости для трехмерного потока) в каждой гидрофации, можно вычислить индивидуальное значение критерия Пекле. Согласно работе [9] критерием перехода конвективного типа массопереноса в конвективно-диффузионный является число Пекле, порядка единицы.

Модули скорости для исследуемых моделей вычислялись по выражению:

$$|v| = \sqrt{v_x^2 + v_y^2 + v_z^2}, \quad (4)$$

где v_x , v_y и v_z — скорости фильтрации в направлениях X, Y и Z.

В результате были получены модули скорости для каждого модельного блока. Далее по полученным значениям строились гистограммы распределения модулей скорости (рис. 5, 6), на которых явно выделяются два пика, отвечающие за преобладающие скорости, в глинистой гидрофации — левый пик и в песчаной гидрофации — правый пик. Причиной, по которой не проявились оставшиеся две гидрофации, песчаная глина и глинистый песок, является малое долевое участие этих гидрофаций в об-

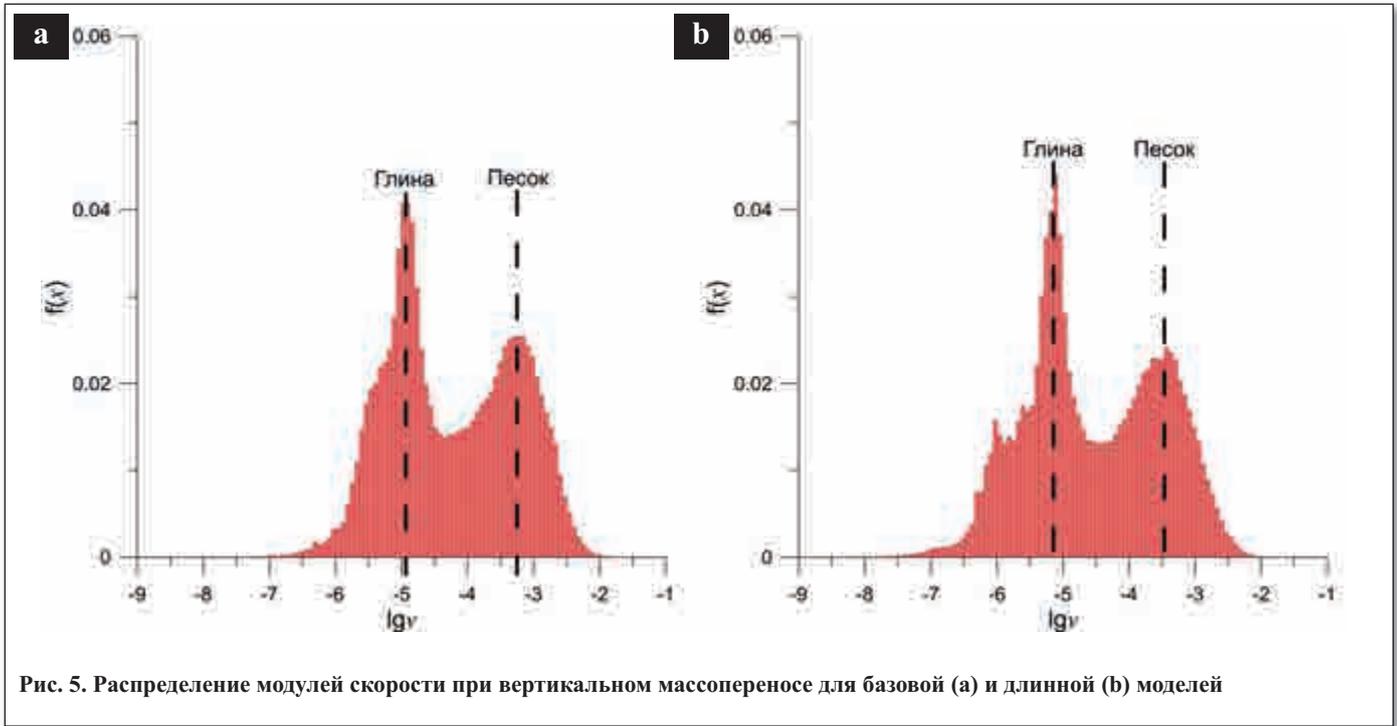


Рис. 5. Распределение модулей скорости при вертикальном массопереносе для базовой (а) и длинной (б) моделей

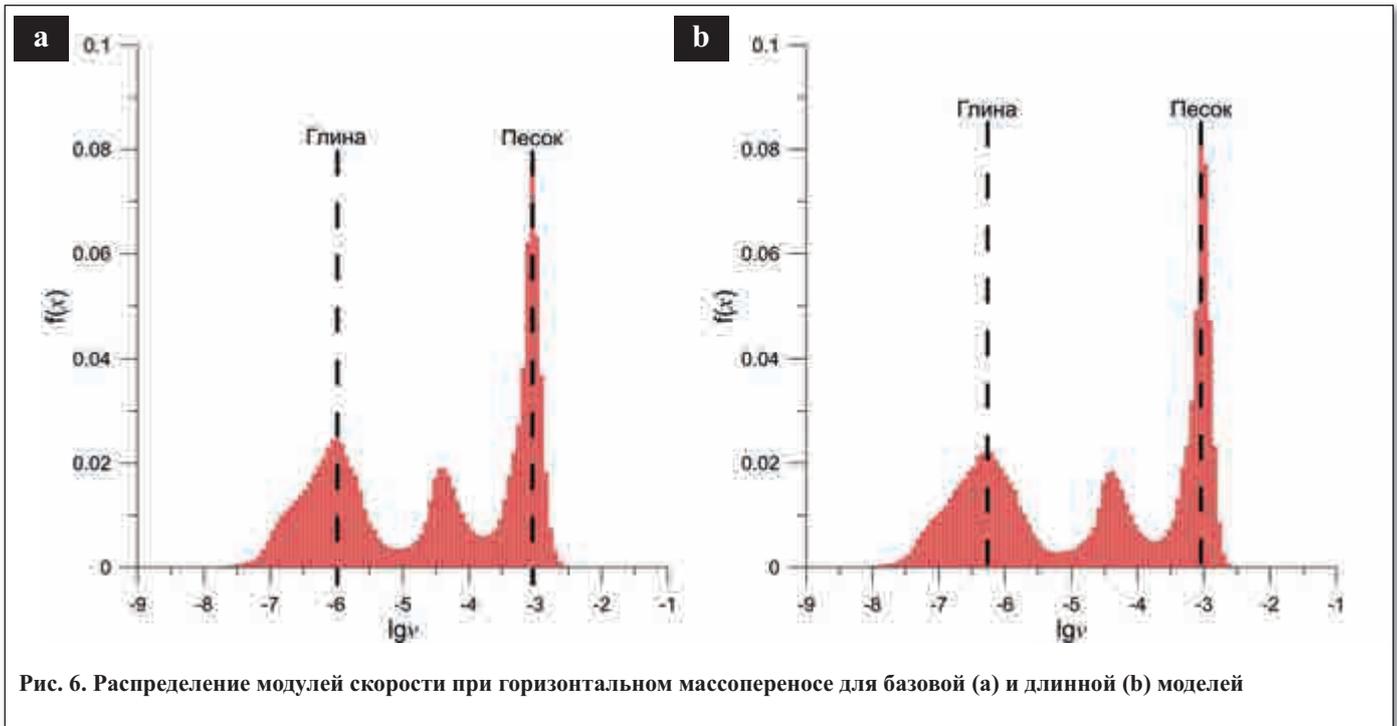


Рис. 6. Распределение модулей скорости при горизонтальном массопереносе для базовой (а) и длинной (б) моделей

шем объеме — 3 и 15% соответственно. Полагая, что экстремум модуля скорости каждой гидрофации соответствует преобладающей скорости в данной литологической разности, были определены модули скорости в глинистой и песчанистой гидрофациях по всем моделям.

Используя полученные значения модулей скорости для каждого литологического типа, а также экспериментально определенный средний коэффициент диффузии по выражению (3), рассчитывались интервалы критерия Пекле для каждой из моделей (табл. 4). Полученные расчеты показывают, что при вертикальном переносе для обеих моделей в глинистой гидрофации доминирует конвективный массоперенос. Чтобы исключить влияние сквозных хорошо проницаемых каналов, была рассмотрена горизонтально-слоистая модель. Мощности прослоев для нее задавались согласно характерным мощностям, получен-

ным в ходе геостатистического анализа (см. табл. 3). Тем самым такая модель отражает максимально защищенную среду, которая характеризуется отсутствием вертикальных проницаемых каналов.

Определенные типы массопереноса подтверждают качественный анализ выходных кривых и показывают, что для вертикального переноса, при используемой разности напоров в 5 м, во всех литологических разностях доминирует конвективный массоперенос, что также подтверждается горизонтально-слоистой моделью. Для горизонтального случая, в глинистой гидрофации преобладает диффузионный тип массопереноса.

Обоснование параметров двойной емкости

Использование региональных моделей, учитывающих детальную литологическую неоднородность, на данный

Таблица 4

Преобладающий тип массопереноса в гидрофации глина			
Направление	Модель	$Pe, [-]$	Тип массопереноса в глине
Вертикальное	Базовая	27	Конвективный
	Длинная	1	Конвективный
	Горизонтально-слоистая	12	Конвективный
Горизонтальное	Базовая	0,55	Диффузионный
	Длинная	0,65	Диффузионный

момент исключено по причине отсутствия компьютерных мощностей для решения таких задач и достаточной обеспеченности параметрами. Поэтому была предпринята попытка редукции трехмерной модели геофильтрационной неоднородности к одномерной модели с двойной емкостью в предположении, что размер трехмерной модели грубо может соответствовать одному блоку региональной модели. Модель с двойной емкостью подразумевает конвективный массоперенос по хорошо проницаемой части разреза (мобильная пористость) и диффузионный массообмен со слабопроницаемой частью (иммобильная пористость), в которой интенсивность этого процесса контролируется коэффициентом массообмена. Уравнение для модели с двойной емкостью и коэффициента массообмена имеет вид [9]:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} = n^0 \frac{\partial C}{\partial t} + n^* \frac{\partial C^*}{\partial t};$$

$$n^* \frac{\partial C^*}{\partial t} = \alpha^* (C - C^*),$$
(5)

где D — коэффициент гидродинамической дисперсии [L^2/T], n^0 — мобильная пористость [-], n^* — иммобильная пористость [-], α^* — коэффициент массообмена [T^{-1}].

Следует отметить, что для использования уравнения модели с двойной емкостью в виде (5) для исследуемых условий: мобильная пористость — это активная пористость хорошо проницаемой части среды, помноженная на ее объемную долю, а иммобильная — пористость слабопроницаемой части среды, помноженная на объемную долю слабопроницаемой части среды.

Определение параметра массообмена осуществлялось путем получения эффективной выходной кривой по одномерной модели, учитывающей двойную емкость, и сравнения с выходной кривой, определенной в ходе трехмерного моделирования. Сравнение осуществлялось для горизонтального варианта модели с базовым размером литологической неоднородности.

Одномерная модель с двойной емкостью имеет размеры $4300 \times 25 \times 0,5 \text{ м}^3$ (размер блока: $25 \times 25 \times 0,5 \text{ м}^3$), что в геометрическом плане соответствует трехмерной модели. На левой и правой границах модели задавалась постоянная разница напоров в 5 м, а остальные границы непроницаемыми. По трехмерной базовой модели для горизонтального случая определялся эффективный коэффициент фильтрации, который впоследствии задавался в одномерную модель. Выражение для расчета эффективного коэффициента фильтрации имеет следующий вид:

$$k_{eff} = \frac{QL}{\omega(H_1 - H_2)},$$
(6)

где Q — расход потока [L^3/T], L — длина пути фильтрации [L], H_1 и H_2 — заданные напоры на границах модели [L], ω — площадь поперечного сечения потока [L^2].

Оставшиеся параметры использовались в подборе выходной кривой — это коэффициент дисперсии и параметры двойной емкости, такие как коэффициент массообмена, мобильная и иммобильная пористость. Мобильная и иммобильная пористости изменялись таким образом, чтобы общая пористость в сумме равнялась 0,2. Подбор выходной кривой и сравнение осуществлялись при использовании оптимизатора PEST [14]. Для минимизации целевой функции необходимо задать начальные значения параметров, участвующих в подборе. Начальные значения оценивались методом статистических моментов.

Рассмотрим мгновенный запуск компонента $C_0 d(t)$ в начальное сечение одномерного потока, тогда распределение потоковых концентраций $C(t, L)$ ниже по потоку будет описываться зависимостью [18]:

$$C(t, L) = C_0 \delta(t) f_i(t, L),$$
(7)

где $f_i(t, L)$ — функция распределения времен прихода концентраций. Данная функция имеет разные выражения для моделей с одной и двумя емкостями. Для этих функций известны выражения для первых и вторых моментов. Первый центральный момент (среднее время движения) одинаков для обеих моделей и записывается [18]:

$$E_L(t) = \frac{L}{u},$$
(8)

где L — длина модели [L], u — действительная скорость фильтрации ($u = v/n$) [L/T]. Второй центральный момент (дисперсия времен прихода) для модели с одной емкостью имеет вид [18]:

$$Var_L(t) = \frac{2DL}{u^3}.$$
(9)

А для модели с двойной емкостью выглядит следующим образом [18]:

$$Var_L(t) = \frac{2DL}{u^3 \chi^2} + (1 - \chi) \chi \frac{2Ln^*}{\alpha u}; \chi = \frac{n^0}{n^0 + n^*}.$$
(10)

Можно заметить, что выражение (10) для второго момента модели с двойной емкостью состоит из двух членов, один из которых — второй момент модели с одной емкостью (9). Рассчитав конвективную пористость по пикам выходной кривой для трехмерной модели и определив

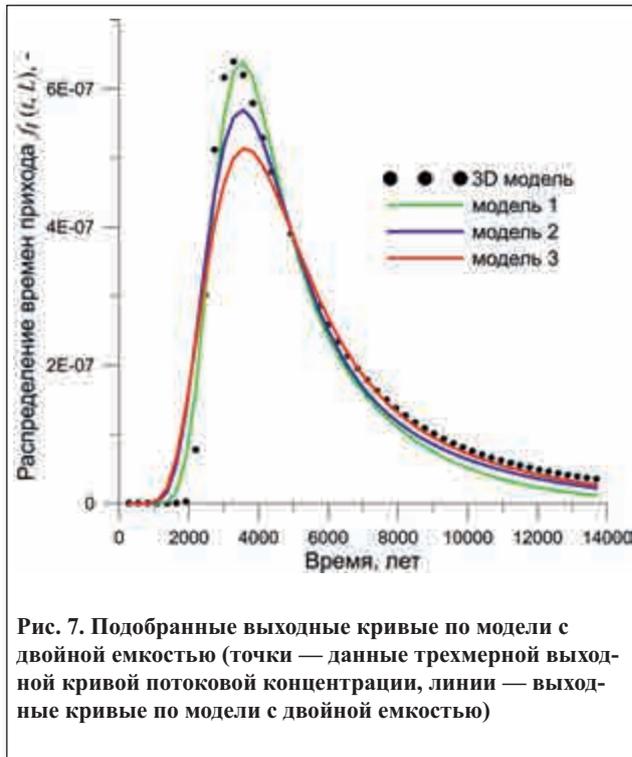


Рис. 7. Подобранные выходные кривые по модели с двойной емкостью (точки — данные трехмерной выходной кривой потоковой концентрации, линии — выходные кривые по модели с двойной емкостью)

дисперсию по первому статистическому моменту, можно оценить значение параметра массообмена α .

Для сравнения модельных кривых, полученных по модели двойной емкости с выходной кривой, определенной в ходе трехмерного моделирования, осуществлялся переход от потоковых концентраций C_f к распределению времен прихода концентрации f_i по выражению:

$$f_i = \frac{C_f Q}{M_{total}} \quad (11)$$

где M_{total} — общая масса компонента, помещенного в трехмерную модель [М].

Оцененные значения по методу моментов составили: пористость мобильная 0,12; пористость иммобильная 0,08; коэффициент дисперсии 0,84 м²/сут и коэффициент массообмена $3,28 \times 10^{-8}$ сут⁻¹. Полученные значения параметров использовались как начальное приближение при подборе с помощью PEST. Подобранные расчетные выходные кривые приведены на рис. 7. Данные кривые получены путем изменения весовых коэффициентов точек (максимальный вес для одной точки равен 1) наблюдения (увеличение веса «хвоста»), в нашем случае точек трехмерной выходной кривой. Для выходной кривой 1 все точки имеют равный вес, для кривой 2 — модельные данные, расположенные в области пика, имеют вес 0,5; и для кривой 3 — модельные данные в области пика имеют вес 0,1.

Из рис. 7 видно, что ни одна из приведенных эффективных кривых не описывает полностью выходную кри-

вую трехмерного моделирования. Причем, чем лучше описывается «хвост» кривой, тем хуже описывается пик концентрации.

Невозможность описания выходной кривой трехмерного моделирования полностью при помощи модели (5), вероятнее всего, связана с тем, что процесс диффузионного заполнения слабопроницаемых линз определяется не только коэффициентом диффузии, но и ее мощностью. Так, для горизонтально-слоистого пласта с постоянной мощностью слабопроницаемых прослоев параметр α прямо пропорционален коэффициенту диффузии и обратно пропорционален квадрату мощности [9]. Поскольку мощности прослоев исследуемого комплекса, согласно анализу кернов скважин [6], имеют экспоненциальное распределение, то очевидно, что за счет диффузии быстрее заполняются наименее мощные прослои, а затем более мощные. Такой характер заполнения приводит к тому, что во времени текущий коэффициент обмена должен уменьшаться. Влияние этого процесса продемонстрировано в табл. 5, из которой следует, что чем больше вес точек «хвоста» выходной кривой, тем меньше значение расчетного параметра α . Такое поведение коэффициента обмена во времени отмечалось ранее в опубликованных работах, в которых на основе анализа данных опытов различных авторов [16] и теоретического анализа модели с многоскоростным обменом [15] показано, что величина параметра α в модели (5), как правило, оказывается обратно пропорциональной времени эксперимента.

Учитывая вышесказанное, в качестве эффективного параметра для долгосрочного и сверхдолгосрочного прогнозирования миграции загрязнения в рассматриваемой среде выбран вариант, вес наблюдений в котором задавался максимальным для «хвоста» выходной кривой (кривая 3). Полученные при помощи PEST параметры составили: пористость мобильная 0,13; пористость иммобильная 0,06; коэффициент дисперсии 0,7 и коэффициент массообмена $6,42 \times 10^{-8}$ сут⁻¹.

Выводы

Для количественной оценки роли слабопроницаемых отложений в конвективно-диффузионном переносе в районе полигона захоронения отходов разработана детальная модель геофильтрационной неоднородности песчано-глинистой формации с использованием статистического моделирования цепей Маркова. На основе разрезов скважин были выделены 4 гидрофации: песок, глинистый песок, песчаная глина и глина.

Для последующего миграционного моделирования значения коэффициента фильтрации и коэффициента диффузии слабопроницаемых отложений экспериментально определены на образцах ненарушенного сложения, отобранных из скважин с полигона захоронения. Экспериментальные исследования показали, что полученные значения коэффициентов фильтрации состави-

Таблица 5

Полученные параметры для подобранных эффективных модельных кривых				
Модель	Пористость мобильная n^0 , -	Пористость иммобильная n^* , -	Дисперсия D , м ² /сут	Коэффициент массообмена α , сут ⁻¹
1	0,12	0,06	0,43	$9,68 \cdot 10^{-8}$
2	0,14	0,06	0,84	$5,77 \cdot 10^{-8}$
3	0,13	0,06	0,7	$6,42 \cdot 10^{-8}$

ли $(2,2-7,7) \times 10^{-5}$ м/сут, что соответствует результатам калибровки региональных и локальных геофильтрационных моделей исследуемого объекта. Значения коэффициента диффузии нитрата натрия составили $(3,06-4,64) \times 10^{-6}$ м²/сут, что несколько меньше характерных опубликованных значений для глин.

Проведено моделирование конвективного и конвективно-диффузионного массопереноса в горизонтальном и вертикальном направлениях, что отражает естественную миграцию отходов от зоны закачки до разгрузки в р. Томь. По выходным кривым потоковых концентраций проведен анализ, а по распределению скоростей фильтрации в модельных блоках рассчитаны числа Пекле в глинистой и песчаной фациях, по величине которых определялся преобладающий тип массопереноса. Это сравнение показывает, что независимо от характерной горизонтальной длины прослоев-линз слабопроницаемых отложений в зоне разгрузки потока (при субвертикальной фильтрации) преобладает конвективный тип массопереноса (Pe для глин > 1), как в хорошо, так и в слабопроницаемых разностях. При этом приход первых порций загрязнения обусловлен связностью в пространстве хорошо проницаемых разностей.

Данный результат подтверждает необходимость построения детальных моделей неоднородности для прогноза миграции закачиваемых отходов в постинъекционный период.

Для прогнозов долговременной региональной миграции отходов предлагается использовать модель миграции с двойной емкостью, в которой обмен между хорошо проницаемой частью и слабопроницаемой происходит в основном за счет диффузии в глинистые отложения. Анализ эффективного параметра обмена для такой модели показал, что он имеет тенденцию к уменьшению во времени, что связано с широким диапазоном мощностей слабопроницаемых прослоев и, соответственно, широким диапазоном времен диффузионного обмена. Поэтому для долговременных прогнозов обоснование коэффициента обмена проводилось путем анализа кривых потоковых концентраций для горизонтального потока с использованием наибольших весовых коэффициентов в «хвостовой» части выходной кривой. В результате подбора коэффициент массообмена составил 6×10^{-8} сут⁻¹.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 14-05-00409.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Глинский М.Л. Моделирование последствий эксплуатации полигона глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов Сибирского химического комбината на среднесрочный и сверхдолгосрочный периоды / М.Л. Глинский, С.П. Поздняков, Л.Г. Чертова, А.А. Зубков, В.В. Данилов, В.А. Бакшевская, В.Н. Самарцев // Радиохимия. 2014. № 6 (56). С. 554–560.
2. Гольдберг В.М., Скворцов Н.П. Проницаемость и фильтрация в глинах / В.М. Гольдберг, Н.П. Скворцов. М.: Недра, 1986. 160 с.
3. Лехов В.А., Соколов В.Н. Экспериментальное определение коэффициента фильтрации и коэффициента диффузии в слабопроницаемых отложениях // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2017. № 3. С. 67–76.
4. Лыков А.В. Теория теплопроводности / А.В. Лыков. М.: Высшая школа, 1967. 600 с.
5. Осипов В.И., Соколов В.Н. Глины и их свойства. Состав, строение и формирование свойств / В.И. Осипов, В.Н. Соколов. М.: ГЕОС, 2013. 576 с.
6. Поздняков С.П. Влияние схематизации неоднородности осадочных отложений на прогноз миграции загрязнения / С.П. Поздняков, В.А. Бакшевская, И.В. Крохичева, В.В. Данилов, А.А. Зубков // Вестник Московского университета. Серия 4: Геология. 2012. № 1. С. 40–48.
7. Румынин В.Г. Геомиграционные модели в гидрогеологии / В.Г. Румынин. СПб.: Наука, 2011. 1158 с.
8. Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов / А.И. Рыбальченко, М.К. Пименов, П.П. Костин. М.: ИздАТ, 1994. 256 с.
9. Шестаков В.М. Гидрогеодинамика / В.М. Шестаков. М.: Издательство МГУ, 1995. 368 с.
10. Япаскурт О.В. Литология: учебник для студ. высш. учеб. заведений / О.В. Япаскурт, М.: Академия, 2008. 336 с.
11. Bakshevskaia V.A., Pozdniakov S.P. Simulation of Hydraulic Heterogeneity and Upscaling Permeability and Dispersivity in Sandy-Clay Formations // Mathematical Geosciences. 2016. № 1 (48). P. 45–64.
12. Carle S.F. T-PROGS: Transition probability geostatistical software. Version 2.1 / S.F. Carle, Davis, California: University of California, 1999. 84 p.
13. Chiang W.H., Kinzelbach W. 3D-Groundwater Modeling with PMWIN / W.H. Chiang, W. Kinzelbach, New York: Springer Berlin Heidelberg, 2001. 346 p.
14. Doherty J. PEST: A Unique Computer Program for Model-independent Parameter Optimisation / Doherty J. // Water Down Under. 1994. P 551–554.
15. Fernández-García D., Sánchez-Vila X. Mathematical equivalence between time-dependent single-rate and multirate mass transfer models / Fernandez-Garcia D., Sanchez-Vila X. // Water Resources Research. 2015. № 5 (51). P. 3166–3180.
16. Haggerty R. What controls the apparent timescale of solute mass transfer in aquifers and soils? A comparison of experimental results / R. Haggerty, C. Harvey, C. Freiherr von Schwerin, L. Meigs // Water Resources Research. 2004. V. 40, W01510. P. 1–13.

17. Harbaugh A. W. MODFLOW-2000, the US Geological Survey Modular Ground-Water Model – User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process / A.W. Harbaugh, E.R. Banta, M.C. Hill, M.G. McDonald. Reston, 2000. 121 p.
18. Jury W.A. Transfer functions and solute movement through soil: theory and applications / W.A. Jury, Boston, Berlin: Birkhauser Verlag Basel, 1990. 226 p.
19. Shestakov V.M. Flow and transport modeling of liquid radioactive waste injection using data from the Siberian Chemical Plant Injection Site / V.M. Shestakov, A.A. Kuvaev, A.V. Lekhov, S.P. Pozdniakov, A.I. Rybalchenko, A.A. Zubkov, P. Davis, E.A. Kalinina // Environmental Geology. 2002. № 2–3 (42). P. 214–221.

Summary

Markov chain method conditioned on well boreholes is used to develop heterogeneity model of liquid waste injection zone in subsurface heterogeneous medium. The obtained support-scale heterogeneity model includes four hydrofacies of which about 40% are clay and the smallest homogenous blocks are 0,5x0,5x25 meters.

Values of hydraulic conductivity and diffusion coefficients of the clay hydrofacies were determined in lab on undisturbed samples obtained from the boreholes cores. The obtained hydraulic conductivity values are in the range of $(2,2-7,7) \times 10^{-5}$ m/day. Diffusion coefficients of sodium nitrate are in the range of $(3,06-4,64) \times 10^{-6}$ m²/d.

Advective and advective-diffusive transport is simulated on support-scale model for horizontal and vertical mean flow directions. The local Peclet number indicates the dominance of advective transport over the

diffusive one for the vertical flow case for both clay and sand facies. For horizontal flow however the transport through low permeability facies is dominated by diffusion. The simulated arrival of the first portions of contaminants relates with the connectivity of the permeable hydrofacies in 3D.

The dual domain model is selected for long-term regional transport simulations, assuming that low permeable hydrofacies are the immobile domain. To upscale the parameter of first-order mass transfer rate between the mobile and immobile domains the breakthrough curves obtained with support-scale simulation of advective-diffusion transport is processed with using dual-domain model. As the results for the long-term contaminant transport prediction the characteristic value of first-order mass transfer rate is estimated to be about 6×10^{-8} day⁻¹.

CAPTIONS TO FIGURES

- Fig. 1. Diffusion experiment data processing for the sample 211.5, selected from a depth of 211,5 — distance to conductivity sensor 1 ($x = 2$ cm, $D^*/n_a = 1,15 \times 10^{-5}$ m²/day); line — analytical model, dots — experimental data
- Fig. 2. The cross-section of SCC territory through the injection zone and the Tom river, the horizontal and vertical flow zones are marked
- Fig. 3. Stream concentrations comparison for advective (black dotted line) and advective-diffusion (red line) vertical mass transfer for the Base (a) and Long (b) models
- Fig. 4. Stream concentrations comparison for advective (black dotted line) and advective-diffusion (red line) horizontal mass transfer for the Base (a) and Long (b) models
- Fig. 5. Module distribution speeds for the models Base (a) and Long (b) of vertical transport
- Fig. 6. Module distribution speeds for the models Base (a) and Long (b) of horizontal transport
- Fig. 7. The obtained output curves for the dual-domain model (dots — 3D output curve of the flow concentration, lines — output curves for the dual-domain model)

CAPTIONS TO TABLES

- Table 1. The obtained hydraulic conductivity values for the used samples
- Table 2. The obtained values D^*/n_a for each sensor and arithmetic mean values (sensors were set in 2 cm with increments from the lower boundary of the sample)
- Table 3. Flow models characteristics
- Table 4. The dominant type of mass transfer in the clay hydrofacies
- Table 5. The obtained dual-domain parameters for the obtained output model curves

REFERENCES

1. Glinskii M. Modelirovanie posledstviy ekspluatatsii poligona glubinnogo zakhoroneniia zhidkikh radioaktivnykh otkhodov Sibirskogo khimicheskogo kombinata na srednesrochnyi i sverkhdol-gosrochnyi periody [Modeling impacts of landfill deep burial of liquid radioactive waste from the Siberian chemical plant on the medium-term and super-long periods] / M.L. Glinskii, S.P. Pozdniakov, L.G. Chertkova, A.A. Zubkov, V.V. Danilov, V.A. Bakshevskaia, V.N. Samartsev // Radiokhimiia [Radiochemistry]. 2014. № 6 (56). S. 554–560. (Rus.).
2. Goldberg V.M., Skvortsov N.P. Pronitsaemost i filtratsiia v glinakh [Permeability and filtration in clays] / V.M. Goldberg, N.P. Skvortsov. M.: Nedra, 1986. 160 s. (Rus.).

3. *Lekhov V.A., Sokolov V.N.* Eksperimentalnoe opredelenie koeffitsienta filtratsii i koeffitsienta diffuzii v slabopronitsaemykh otlozheniiakh [Experimental determination of the hydraulic conductivity and diffusion coefficient in low permeable sediments] // *Geoekologiya. Inzhenernaia geologiya. Gidrogeologiya. Geokriologiya* [Geocology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology]. 2017. № 3. S. 67–76. (Rus.).
4. *Lykov A.V.* Teoriia teploprovodnosti [Theory of thermal conductivity] / A.V. Lykov. M.: Vysshaia shkola, 1967. 600 s. (Rus.).
5. *Osipov V.I., Sokolov V.N.* Gliny i ikh svoistva. Sostav, stroenie i formirovanie svoistv [Clays and their properties. Composition, structure and formation properties] / V.I. Osipov, V.N. Sokolov. M.: GEOS, 2013. 576 s. (Rus.).
6. *Pozdniakov S.P.* Vliianie skhematizatsii neodnorodnosti osadochnykh otlozhenii na prognoz migratsii zagriazneniia [The influence of schematic heterogeneity of the sedimentary deposits on the forecast of contaminant transport] / S.P. Pozdniakov, V.A. Bakshevskaia, I.V. Kroklicheva, V.V. Danilov, A.A. Zubkov // *Vestnik Moskovskogo universiteta* [Bulletin of the Moscow university]. Seriya 4: Geologiya. 2012. № 1. S. 40–48. (Rus.).
7. *Rumynin V.G.* Geomigratsionnye modeli v gidrogeologii [Geomigration models in hydrogeology] / V.G. Rumynin. SPb.: Nauka, 2011. 1158 s. (Rus.).
8. *Rybalchenko A.I., Pimenov M.K., Kostin P.P.* Glubinnoe zakhoronenie zhidkikh radioaktivnykh otkhodov [Deep burial of liquid radioactive waste] / A.I. Rybalchenko, M.K. Pimenov, P.P. Kostin. M.: Izdat, 1994. 256 s. (Rus.).
9. *Shestakov V.M.* Gidrogeodinamika [Gidrogeodinamika] / V.M. Shestakov. M.: Izdatelstvo MGU, 1995. 368 s. (Rus.).
10. *Iapaskurt O.V.* Litologiya [Lithology]: uchebnik dlia stud. vyssh. ucheb. zavedenii / O.V. Iapaskurt. M.: Akademiia, 2008. 336 s. (Rus.).
11. *Bakshevskaia V.A., Pozdniakov S.P.* Simulation of Hydraulic Heterogeneity and Upscaling Permeability and Dispersivity in Sandy Clay Formations // *Mathematical Geosciences*. 2016. № 1 (48). P. 45–64.
12. *Carle S.F.* T-PROGS: Transition probability geostatistical software. Version 2.1 / S.F. Carle, Davis, California: University of California, 1999. 84 p.
13. *Chiang W.H., Kinzelbach W.* 3D-Groundwater Modeling with PMWIN / W.H. Chiang, W. Kinzelbach. New York: Springer Berlin Heidelberg, 2001. 346 p.
14. *Doherty J.* PEST: A Unique Computer Program for Model-independent Parameter Optimisation / Doherty J. // *Water Down Under*. 1994. P. 551–554.
15. *Fernández-García D., Sánchez-Vila X.* Mathematical equivalence between time-dependent single-rate and multirate mass transfer models / Fernández-García D., Sánchez-Vila X. // *Water Resources Research*. 2015. № 5 (51). P. 3166–3180.
16. *Haggerty R.* What controls the apparent timescale of solute mass transfer in aquifers and soils? A comparison of experimental results / R. Haggerty, C. Harvey, C. Freiherr von Schwerin, L. Meigs // *Water Resources Research*. 2004. V. 40, W01510. P. 1–13.
17. *Harbaugh A.* MODFLOW-2000, the US Geological Survey Modular Ground-Water Model – User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process / A.W. Harbaugh, E.R. Banta, M.C. Hill, M.G. McDonald. Reston, 2000. 121 p.
18. *Jury W.A.* Transfer functions and solute movement through soil: theory and applications / W.A. Jury, Boston, Berlin: Birkhauser Verlag Basel, 1990. 226 p.
19. *Shestakov V.M.* Flow and transport modeling of liquid radioactive waste injection using data from the Siberian Chemical Plant Injection Site / V.M. Shestakov, A.A. Kuvaev, A.V. Lekhov, S.P. Pozdniakov, A.I. Rybalchenko, A.A. Zubkov, P. Davis, E.A. Kalinina // *Environmental Geology*. 2002. № 2–3 (42). P. 214–221.

Уважаемые друзья и коллеги!

Обращаем Ваше внимание, что у журналов «Инженерные изыскания», «Инженерная геология», «Геотехника» и «ГеоРиск», выпускаемых издательством ООО «Геомаркетинг», появились аккаунты в соцсетях — сообщество «ИНЖЕНЕРНЫЕ ИЗЫСКАНИЯ»



<https://www.facebook.com/Inzhenernyelzyskaniya/>

<https://vk.com/engineeringsurvey>