

Научная статья

Особенности численного моделирования распространения фильтрата в толще грунтового основания полигона твердых коммунальных отходов

*Я.Н. Паршакова¹, Р.И. Катаев^{1,2}, Н.Н. Картавых^{1,2}*¹ *Институт механики сплошных сред УрО РАН, Пермь, Российская Федерация*² *Пермский государственный национальный исследовательский университет, Пермь, Российская Федерация*

Представлены результаты численного исследования динамики фильтрационных вод в толще основания полигона твердых коммунальных отходов (ТКО). Полигон, будучи сложным инженерным объектом, не только принимает и складировать отходы, но и осуществляет организацию хранения и утилизации, контролирует эффективность содержания и экологическую безопасность. В процессе эксплуатации полигона в ТКО образуются загрязненные стоки – фильтрат, негативное воздействие которого на окружающую среду может сказаться при его проникновении в грунтовые воды и в последующем – в поверхностные водные объекты. При строительстве полигона предусматривается укладка выполняющей барьерную функцию подложки, так называемого противофильтрационного экрана, на котором скапливается фильтрат. При проведении численного моделирования фильтрующей способности экрана слой фильтрата во внимание не принимается. В рамках настоящей работы численно исследовано влияние техногенного слоя на режимы диффузионного и конвективного распространения фильтрационных вод, смешанных с грунтом и пропитанных свалочным фильтратом ТКО, в основание полигона. Для изучения особенностей фильтрации загрязняющих веществ и определения миграционных параметров использованы архивные данные комплекса полевых и лабораторных исследований в районе расположения действующего полигона. Построена численная модель, с позиций гидродинамики описывающая миграцию веществ в почвогрунтовой толще. Процесс движения загрязняющих веществ представляется в терминах сухого остатка, растворенного в воде. В математической постановке задачи учитываются факторы, которые обуславливают миграцию ингредиентов ТКО, а именно конвективный перенос, диффузия, геологическое сложение основания полигона. Показано, что при наличии скачка концентрации в техногенном слое возникает неустойчивость, которая приводит к ускорению течения фильтрата более чем в два раза.

Ключевые слова: полигон твердых коммунальных отходов (ТКО), фильтрационные процессы, неустойчивость Рэлея–Тейлора, численное моделирование

Получение: 09.09.2024 / **Публикация онлайн:** 10.04.2025

УДК 532.5:556.18

1. Введение

Увеличение объема твердых коммунальных отходов (ТКО) и неизбежно возникающие при их утилизации существенные экологические и экономические проблемы являются серьезным испытанием для общества. Экономически эффективный и самый распространенный способ удаления ТКО из повседневной жизни — их вывоз и размещение на специально отведенных и обустроенных площадках (полигонах). Отходы имеют сложный многокомпонентный и неоднородный состав, который зависит от культурных традиций и экономических особенностей региона их сбора [1–5]. Одним из побочных продуктов захоронения ТКО служат фильтрационные стоки. Складированные на полигонах отходы подвергаются гниению и выделяют влагу, которая, смешиваясь с атмосферными осадками, просачивается до предусмотренного на дне полигона противофильтрационного экрана. Эта высокотоксичная жидкость, содержащая органические вещества и химикаты, продукты разложения и тяжелые металлы, называется свалочным фильтратом. Стоит отметить, что каждый полигон является неповторимым объектом не только с точки зрения его инженерного исполнения, но и из-за состава отходов и климатической зоны, в которой он располагается. Поэтому фильтрат у полигонов уникален по составу и со временем может менять свои характеристики [6, 7].

Скапливаясь на дне полигона, фильтрат, с одной стороны, способен просачиваться через подложку вглубь почвы и достигать подземных вод. С другой стороны, поток этой токсичной жидкости может вытекать за пределы свалки и загрязнять поверхностные водные объекты. Таким образом, просачивание фильтрата в грунт и вытекание на поверхность земли представляют большую опасность для окружающей среды и здоровья человека [8–11].

Защитный экран, препятствующий проникновению фильтрата в подземные воды, зачастую создается из почв с низкой проницаемостью, например, из глины [12, 13]. Полигоны также оборудуются дренажной системой, по которой фильтрат свободно стекает в резервуары для временного хранения и дальнейшей очистки [14–16].

Особую важность для защиты окружающей среды имеет отслеживание путей миграции фильтрата за пределы полигона ТКО. В [17] для выявления риска загрязнения подземных вод разработана модель потока подземных вод и массопереноса фильтрата. Полученные результаты показывают, что это воздействие в большей степени зависит от гидрогеологии участка, объема воды, поступающей в водоносный горизонт, и концентрации загрязняющего вещества в источнике. В [18] изучалась миграция фильтрата на необлицованном полигоне ТКО в регионе с гранитными породами. В качестве объектов исследования были выбраны два полигона в гранитной зоне, где грунтовые воды сильно загрязнены. На основе полевых исследований создана гидрогеологическая модель обследованного скопления отходов. Выяснилось, что основными каналами миграции фильтрата на боковом склоне гранитной долины являются трещины гранита, а в устье долины — высокопроницаемые породы. Получено, что шлейф фильтрата способен распространиться более чем на 200 м от нижней границы полигона.

Хорошей альтернативой дорогостоящим полевым экспериментам по выяснению поведения шлейфа фильтрата стало использование программы LandSim (Sandfill Performance Simulation). Программа моделирует миграцию загрязняющих веществ из точечного источника на свалке в почву и подземные воды в течение продолжительного периода времени [9, 19].

Стоит отметить, что не только скопления ТКО представляют опасность для окружающей среды и здоровья человека, но и размещение отходов производства. Так, в работе [20] авторами проведено прямое трехмерное численное моделирование процесса инфильтрации в окружающую породу высоконцентрированных рассолов из хранилища жидких отходов, находящегося в Верхнекамском месторождении калийных и магниевых солей (Пермский край, Российская Федерация). Разработанный комплекс физических моделей достоверно описывает гидродинамические процессы, связанные с эксплуатацией крупного хранилища, и может быть успешно применен для прогнозирования положения границ загрязнения грунтовых вод в прилегающих к хранилищам породах.

Как правило, исследование миграции фильтрационных вод выполняется в рамках двумерной модели [21, 22] либо в рамках подхода, при котором горизонтальные и вертикальные составляющие разделены [16]. Однако в том и другом случаях невозможен учет вертикальных стратификационных эффектов, которые могут оказывать существенное влияние на динамику и скорость распространения фильтрата. Например, когда два слоя пористой среды насыщены жидкостью, при этом проницаемость верхнего слоя на несколько порядков выше и имеется источник примеси на верхней границе системы, встает вопрос о влиянии фильтрации в верхнем слое на развитие неустойчивости Рэлея–Тейлора в нижнем слое. Подобная задача возникает при наличии источника примеси в пористой среде при захоронении углекислоты в подземных геологических образованиях [16, 23].

В значительной части работ по данной тематике определяется время начала конвекции (критическое время) [24–26]. В работе [24] отмечается, что особенностью задачи является то, что базовое состояние (соответствующее механическому равновесию) не стационарно из-за расширения со временем диффузионного слоя. В силу этого авторы используют различные приближения и методы, например, квазистационарное приближение в рамках линейной теории устойчивости [25], а в работе [26] — безмодовую теорию устойчивости. В [24] также проведено численное моделирование и продемонстрирована зависимость величины критического времени от флуктуаций пористости и проницаемости твердого скелета, от флуктуаций концентрации у источника примеси. Таким образом, время начала конвекции в системе с нестационарным базовым состоянием зависит от вида и величины начальных возмущений. Следовательно, при численном моделировании неравновесных процессов вопрос задания флуктуаций физических величин на границах расчетной области является актуальной проблемой, так как флуктуации могут оказывать значительное влияние на развитие неустойчивостей. Наиболее физически обоснованным способом формулировки корректных граничных условий для явного расчета возникновения флуктуаций представляется расширение границ расчетной области.

В рамках настоящего исследования осуществлено моделирование динамики фильтрата при нарушении целостности противофильтрационного экрана. Показана необходимость учета техногенного слоя при проведении численного моделирования для правильного прогнозирования развития неустойчивости Рэлея–Тейлора. При этом отличие настоящей работы от предыдущих работ авторского коллектива состоит в том, что фильтрат является высоконцентрированным раствором.

2. Характеристики исследуемого полигона ТКО

Полигон располагается на склоне поймы малой реки, рельеф площадки неровный и с общим уклоном в северо-восточном направлении к реке, протекающей в 300 м к северо-востоку от площадки. Вследствие инфильтрации атмосферных осадков через тело полигона и биологических процессов деструкции ТКО образуются загрязненные стоки (фильтрат), динамика которых показана на рисунке 1. Фильтрат с полигона растекается по противофильтрационному экрану и скапливается в его понижениях и прудах-отстойниках. По периметру полигон обвалован дамбой высотой до 6 м. В работе [27] для данного полигона проведена оценка фильтрующей способности дамбы, защищающей природную среду от попадания в нее фильтрата ТКО. Показана необходимость

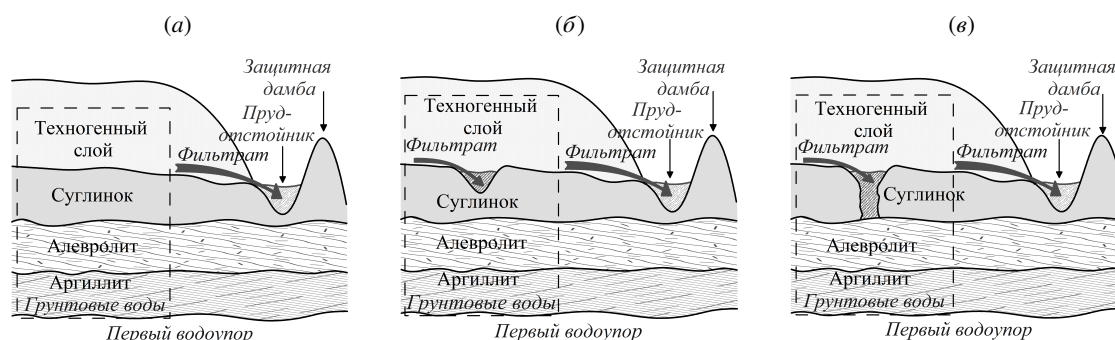


Рис. 1. Схематическое представление полигона: поперечное сечение с показом динамики фильтрата в штатном режиме (а), при наличии мест скопления фильтрата под телом полигона (б), при нарушении целостности изолирующего экрана (в)

изоляции подножия дамбы для предотвращения попадания фильтрата в основание полигона. Проектирование исследуемого объекта проводилось в восьмидесятих годах прошлого столетия, в качестве изолирующего экрана использовался природный слой суглинка толщиной более 1 м, распределенный по площадке практически равномерно (Рис. 1а). В штатном режиме работы полигона фильтрационные воды стекают по дренажной системе в пруд-накопитель, данный процесс показан на рисунке 1 для всех случаев.

Поскольку полигон располагается на территории с холмистым рельефом и функционирует более сорока лет, в процессе эксплуатации в дополнение к природным сформировались неровности вследствие деформации геологических слоев. В конструкции полигона образовались понижения глубиной до 4–5 м (Рис. 1б), где скапливается фильтрат, лишенный возможности стекания через дренажную систему. В местах скопления фильтрата может происходить разрушение изолирующего слоя (Рис. 1в). Над такими углублениями может наблюдаться заметное повышение температуры из-за аэробного и анаэробного разложения отходов. Это создает опасность диффузии фильтрата в грунт под основанием полигона и попадания в подземные воды, особенно при повышенной температуре и нарушении целостности противофильтрационного слоя. Скорость перемещения грунтовых вод колеблется в диапазоне от 3 до 30 м в сутки в зависимости от уклона и проницаемости пород. Таким образом, в случае проникновения в грунт фильтрат в течение года может распространиться посредством подземных вод на десятки километров.

На рисунке 2 изображен геологический разрез полигона ТКО, построенный в 2017 году по результатам натурных измерений. Видно, что геологическая структура основания полигона до первого водоупорного горизонта состоит из трех слоев горных пород. Сверху на них насыпан слой неоднородных, несслежавшихся и слежавшихся, уплотненных и рыхлых грунтов и отходов, который пропитан свалочным фильтратом, — тело полигона (техногенный слой).

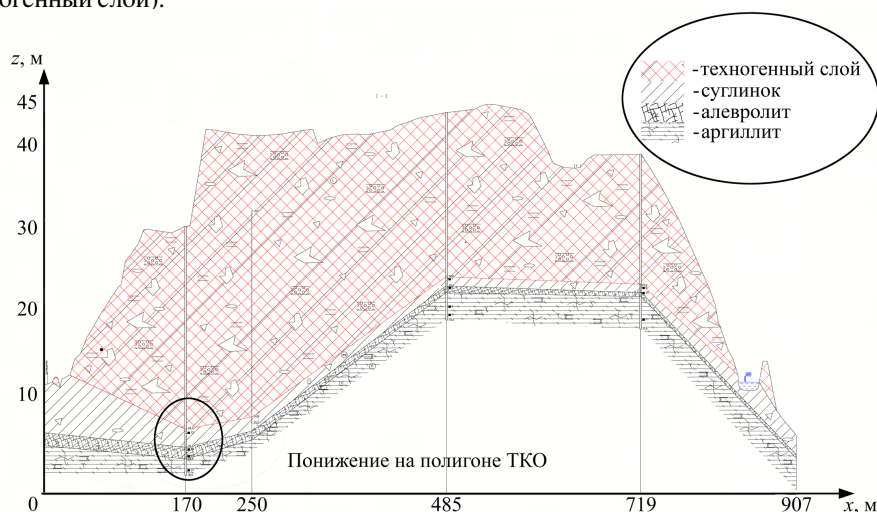


Рис. 2. Вид вертикального сечения полигона посередине понижениях

Техногенный слой включает в себя: полиэтилен (20–25%), строительный мусор (15–30%), текстиль (10–20%), макулатуру (8–20%), пластик (9–15%), древесину (8–20%), стекло (7–15%), металл в виде тросов, проволоки, кусков арматуры (7–15%), минеральный грунт (10%) и прочее (6–15%). Непосредственно под техногенным слоем располагается слой суглинков. Как сказано выше, суглинок выступает в качестве экрана, препятствующего проникновению фильтрата под тело полигона. При натурных же измерениях в суглинках обнаружены включения строительного мусора, щебня и песка, что является нарушением его изолирующей способности. Следующий за суглинком слой с максимальной мощностью до 1.5 м состоит из глинистых алевролитов. Ниже него находится слой аргиллита, который достигает водоупорного горизонта; его толщина варьируется в пределах 4 м. Физические характеристики породных слоев основания полигона представлены в таблице 1.

Таблица 1. Физические характеристики пород основания полигона (архивные данные полевых измерений 2017 года)

Характеристика \ Материал	Техногенный слой	Суглинок	Алевролит	Аргиллит
ρ_s , плотность, кг/м ³	$1.25 \cdot 10^3$	$1.55 \cdot 10^3$	$1.74 \cdot 10^3$	$1.67 \cdot 10^3$
C_{ps} , удельная теплоемкость, Дж/(кг·К)	1180	1973	894	756
m , пористость	0.4	0.702	0.481	0.542
K , проницаемость, м ²	$1.06 \cdot 10^{-12}$	$1.15 \cdot 10^{-14}$	$1.42 \cdot 10^{-14}$	$4.25 \cdot 10^{-14}$
Коэффициент фильтрации, м/сут	0.6	0.0065	0.008	0.024
κ_s , коэффициент теплопроводности, Вт/(м·К)	1.06	1.36	2.1	1.69
Сопротивление горных пород, 1/м ²	$9.42 \cdot 10^{11}$	$8.69 \cdot 10^{13}$	$7.06 \cdot 10^{13}$	$2.35 \cdot 10^{13}$
Концентрация, вес %	0.0047	0.000202	0.000202	0.000202

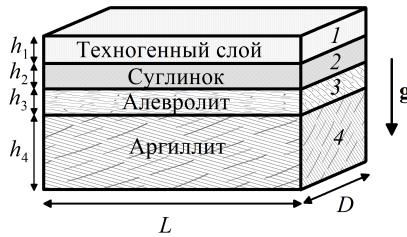


Рис. 3. Вид площадки полигона посередине локального понижения, принятый в качестве расчетной схемы для задачи фильтрации

Поскольку понижения могут иметь разные размеры, то решалась одна общая задача фильтрации через параллелепипед, состоящий из техногенного слоя и породных слоев, образующих основание полигона (Рис. 3). Слой аргиллита содержит безнапорные грунтовые воды, его толщина до водоупорного горизонта для расчетов взята равной с $h_4 = 3$ м. Толщины остальных слоев h_1, h_2, h_3 составляли 1 м. Рассматривался участок размерами 10 на 2 м в горизонтальной плоскости и 6 м по вертикали. В начальном состоянии фильтрат заполнял техногенный слой. В первом расчетном варианте исследовано развитие неустойчивости Рэлея–Тейлора в изотермическом случае, во втором — влияние температурной неоднородности на скорость течения фильтрата в грунтовой среде. Также рассмотрены случаи распространения фильтрата в толще основания полигона ТКО при наличии неповрежденного и поврежденного изолирующего слоя.

3. Математическая модель распространения фильтрата

3.1. Управляющие уравнения

Трехмерное численное моделирование распространения фильтрата из недренируемого понижения полигона проводилось с использованием модели ламинарного течения в пористой среде. Задача решалась в рамках нестационарного изотермического и неизотермического подходов. При ее численной реализации генерировалась равномерная пространственная сетка, состоящая из четырехсторонних 4-узловых элементов.

Постановка задачи в слое включала:

– уравнения движения жидкого фильтрата в тензорной форме

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

$$v_i = \frac{K}{\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x_i} + \rho g_i \right).$$

Здесь t — время; m и K — пористость и проницаемость пористой среды; ρ — плотность жидкости; v_i — компоненты вектора скорости ($i = x, y, z$); μ — динамическая вязкость жидкости; $g_i = (0, 0, g)$ — вектор ускорения свободного падения; зависимость плотности фильтрата от концентрации примеси c и температуры T полагалась линейной: $\rho = \rho_0 + \beta_A c - \beta_T T$, где $\rho_0 = 999.993$ кг/м³, β_A и β_T — коэффициенты его концентрационного и объемного расширения;

– уравнение переноса примеси

$$\frac{\partial}{\partial t}(m\rho c) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho v_i c) = -\frac{\partial}{\partial x_i} J_i.$$

Здесь J — диффузионный поток примеси, определяемый выражением:

$$J = -\rho D \nabla c,$$

где D — заданный коэффициент молекулярной диффузии;

– уравнения переноса тепла

$$(\rho C_p m + \rho_s C_{ps}(1-m)) \frac{\partial T}{\partial t} + \rho C_p v_i \frac{\partial T}{\partial x_i} = (\kappa m + \kappa_s(1-m)) \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{\partial T}{\partial x_i} \right).$$

Здесь C_p — удельная теплоемкость жидкости; ρ_s — плотность пористой среды; C_{ps} — удельная теплоемкость пористой среды; κ — коэффициент теплопроводности жидкости; κ_s — коэффициент теплопроводности пористой среды.

Нижняя граница расчетной области, являющаяся первым водоупорным горизонтом, считалась непроницаемой и твердой, на ней для фильтрата ставились условия непротекания и непроницаемости для фильтрата и постоянства температуры:

$$(\mathbf{v}\mathbf{n}) = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial \mathbf{n}} = 0, \quad T = T_c.$$

Поверхность жидкости в техногенном слое полагалась недеформируемой (это оправдано для водных растворов в поле силы тяжести в отсутствие внешнего воздействия), на ней отсутствовали нормальная компонента скорости и касательные напряжения, концентрация и температура имели постоянные значения:

$$(\mathbf{v}\mathbf{n}) = 0, \quad \frac{\partial v_x}{\partial x_z} + \frac{\partial v_z}{\partial x_x} = 0, \quad \frac{\partial v_y}{\partial x_z} + \frac{\partial v_z}{\partial x_y} = 0, \quad c = c_0, \quad T = T_h.$$

На боковых границах выполнялись условия продолжения по потоку, то есть фильтрат мигрировал без скачка за пределы расчетной области (его поток был непрерывным):

$$(\mathbf{v}\mathbf{n})=0, \quad \frac{\partial c}{\partial \mathbf{n}}=0, \quad \frac{\partial T}{\partial \mathbf{n}}=0.$$

Давление на границах рассчитывалось исходя из условий для скорости.

Трехмерное численное моделирование распространения фильтрата проводилось на основе геометрической модели, показанной на рисунке 3. Полагалось, что за счет осадков техногенный слой является водонасыщенным в течение всего расчетного времени. Рассматривалось поведение фильтрата с максимальной концентрацией сухого остатка $c_0 = 300$ г/л. Физические параметры исследуемого фильтрата представлены в таблице 2.

Таблица 2. Физические параметры фильтрата

Параметр	Значение
κ , коэффициент теплопроводности, Вт/(м·К)	0.56
C_p , удельная теплоемкость, Дж/(кг·К)	4180
β_T , коэффициент теплового расширения, 1/К	$1.8 \cdot 10^{-4}$
β_c , коэффициент концентрационного расширения, л/г	0.96
D , коэффициент молекулярной диффузии, м ² /с	$1.0 \cdot 10^{-9}$

Проницаемость и пористость сред взяты из архивных данных полевых измерений 2017 года и представлены в таблице 1. Уклон поверхности водоупора в районе полигона считался малым и в модели не учитывался. Начальная концентрация примеси полагалась однородной по всем слоям и равной фоновой концентрации со значением 0 г/л, начальная скорость фильтрации считалась нулевой.

3.2. Тестирование численной модели

Расчетная сетка состояла из прямоугольных элементов. Расчеты выполнены на четырех сетках с равномерным пространственным шагом, м: 0.075, 0.05, 0.02, 0.01. Рассматривался процесс распространения фильтрата из техногенного слоя при нарушении целостности противодиффузионного экрана такой, что слой суглинка имел физические свойства техногенного слоя. Динамика распространения загрязнений исследовалась для модельного случая интенсивного образования фильтрата с концентрацией $c_0 = 300$ г/л.

Поскольку в поле силы тяжести более плотная жидкость находится выше, чем менее плотная, то развивается неустойчивость Рэлея–Тейлора. В концентрационной конвекции, в отличие от тепловой конвекции при нагреве снизу, смена режимов наступает со временем, а не с изменением числа Рэлея [28, 29]. Развитие неустойчивости в пористой среде происходит таким образом, что изначально, примерно в течение 10 дней, существует диффузионный режим линейного роста толщины концентрационного фронта. В режиме линейного роста на диффузионном пограничном слое появляются слабые возмущения (Рис. 4). При более детальной сетке рост возмущений наблюдается раньше, однако пространственный вид структур совпадает. Далее, через 20 дней, в потоке фильтрата появляются макроскопические пальцы, которые распространяются вверх-вниз одинаково, так как характеристики слоев 1 и 2 при нарушении изоляции совпадают. После наступает слияние пальцев: конвективные структуры начинают боковую миграцию и объединяются, образуются сложные нисходящие струи большего пространственного периода (см. картины полей через 4 года). Струи стекают вниз, воздействуют на

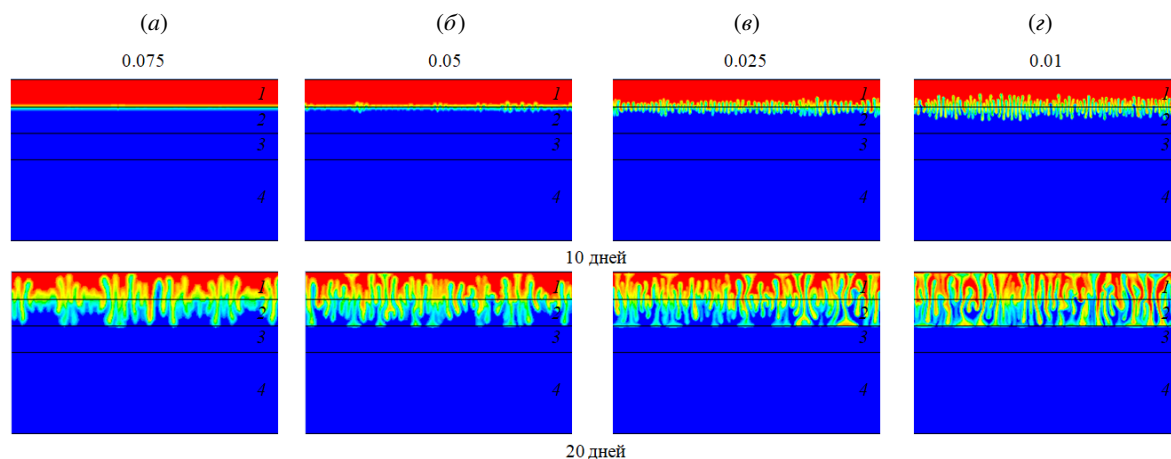


Рис. 4. Случай нарушения изолирующего слоя; поля концентрации примеси, рассчитанные на сетках с разным шагом, м: 0.075 (а), 0.05 (б), 0.02 (в), 0.01 (г) в разные моменты времени

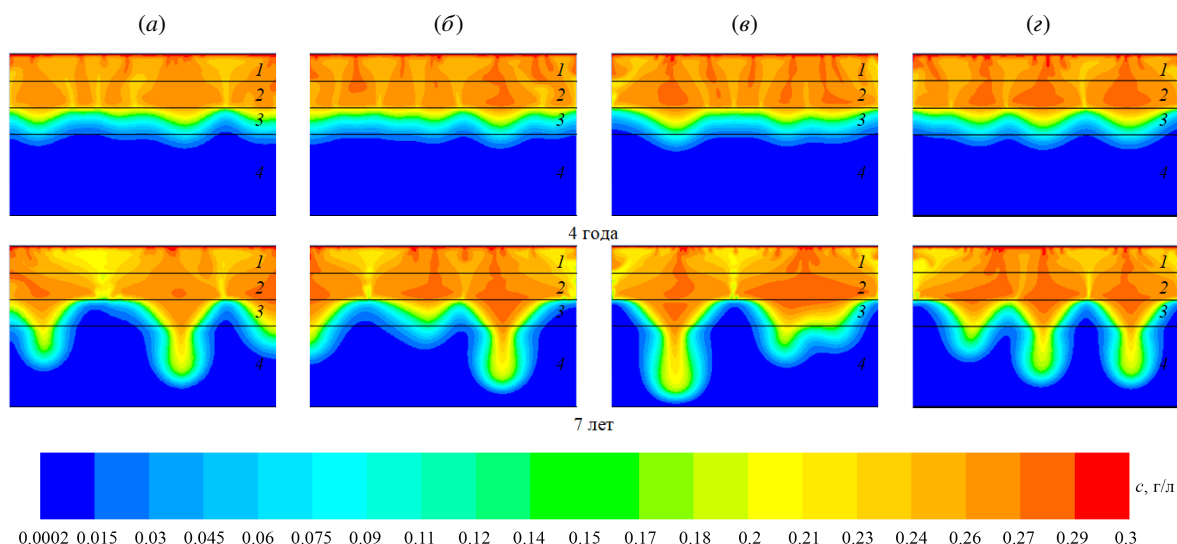


Рис. 4. Продолжение

нижнюю границу и расползаются вбок как гравитационные течения (Рис. 4, 7 лет) и плавно утолщаются. Весь слой 2 постепенно насыщается, при этом в слое алевролита (слой 3) примесь распространяется диффузионным образом. Со временем возмущения увеличиваются, пальцы растут с периодом порядка толщины слоя 3.

Расчетное изменение средней концентрации при изотермическом течении на сетке с шагом 0.075 м отличаются от результатов, полученных на сетках с шагом 0.01 м и 0.02 м более чем на 5% (Рис. 5). На сетках с шагом 0.05 м и 0.025 м отличие максимального значения концентрации составляет менее 3%, поэтому для проведения вычислительных экспериментов использовалась сетка с шагом 0.05 м.

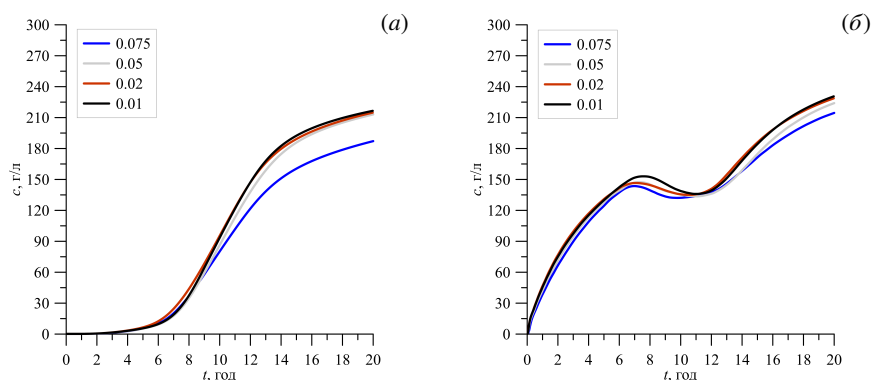


Рис. 5. Графики изменения во времени средней концентрации примеси в слоях основания полигона: в алевролите (слой 3) (а), в аргиллите (слой 4) (б), построенные по данным расчетов на сетках с пространственным шагом 0.01 м, 0.02 м, 0.05 м, 0.075 м

4. Результаты численного моделирования

4.1. Влияние учета слоя, в котором образуются фильтрационные воды

При увеличении толщины нестационарного пограничного слоя в геотермальных системах земных недр возникает диффузия растворенных веществ подобно тому, как фильтрат распространяется в основании полигона. Например, удобрения или загрязняющие вещества могут растворяться в воде и увеличивать ее плотность еще у земной поверхности. При наличии конвекции растворенное вещество стремительно уносится вниз. Подобное явление может происходить в грунтовых водах под солеными озерами, испарение с поверхности которых увеличивает плотность их содержимого (рассола). Миграция рассола в присутствии конвекции имеет последствия для использования соленых озер в качестве мест сброса откачиваемых соленых грунтовых вод [30]. В работе [30] описывается внезапный процесс возникновения сложного шлейфа, образующегося возле передней кромки внезапно засоленной полубесконечной поверхности.

В настоящей работе никакой внезапности нет. Рассматривается процесс, в котором высококонцентрированный рассол скапливается в понижении полигона за время порядка полугода–года, а развитие неустойчивости определяется периодом времени более пяти лет. Однако природа неустойчивости здесь одинакова с описанной в [30]. Это же можно видеть и в работе [31], где проведено исследование течения фильтрата в пористой

среде, расположенной под полигоном ТКО. При численном моделировании на верхней границе задавалось постоянство концентрации, соответствующее непрерывному поступлению фильтрата, при этом техногенный слой, расположенный выше изолирующего слоя, из рассмотрения исключался. Выявлено, что если процесс накопления фильтрата осуществляется за более короткое по сравнению со временами диффузии в пористой среде, то техногенный слой при моделировании необходимо учитывать, данный аспект детально рассмотрен в рамках настоящей работы.

Начальное распределение концентрации имеет скачок от 0 до 300 мг/л. Расчетные поля концентрации демонстрируют временную динамику фильтрата как без учета техногенного слоя — в 3-слойной системе (Рис. 6а, в, д, ж, м, л), так и в его присутствии — в 4-слойной системе (Рис. 6б, г, е, з, к, м). При учете техногенного слоя на начальном этапе развития неустойчивости Рэлея–Тейлора пальцеобразные структуры направлены вверх (Рис. 6б), поскольку проницаемость техногенного слоя на два порядка превосходит проницаемость слоя суглинка, который выполняет функцию изолирующего экрана. Если бы из ТКО просачивался не фильтрат, а распространялась чистая вода, то в техногенном слое это приводило бы к разбавлению фильтрата и, как следствие, к устранению необходимости его хранения и утилизации. Однако процесс генерации фильтрата непрерывен в течение всего времени эксплуатации полигона.

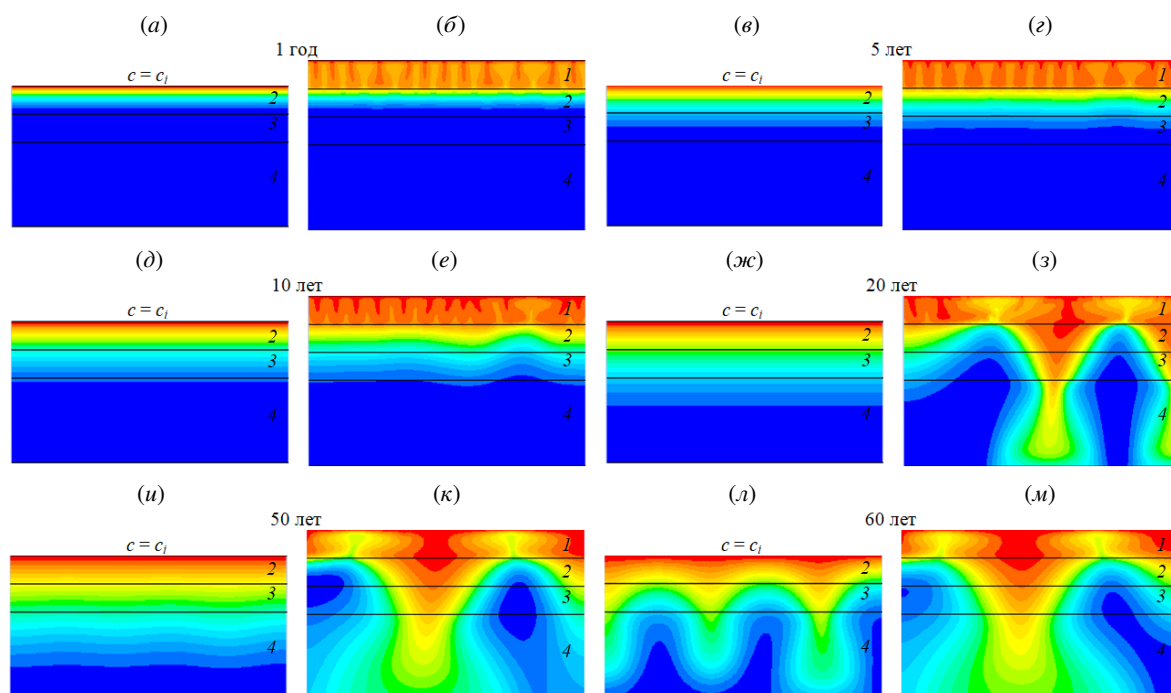


Рис. 6. Динамика поля концентрации во времени: в техногенном слое (1), суглинке (2), алевролите (3), аргиллите (водоносном слое) (4); 3-слойные (а, в, д, ж, и, л) и 4-слойные (б, г, е, з, к, м) системы в разные моменты времени эксплуатации полигона ТКО

При развитии конвекции в направлении техногенного слоя поле концентрации по горизонтали на начальном этапе слабо возмущено на относительно большой длине (Рис. 6б). Оно быстро сглаживается диффузией (Рис. 6г), и результирующий профиль кажется почти не зависящим от горизонтальной координаты, и достаточно хорошо описывается решением вида функции ошибок.

На начальном этапе вычислительного эксперимента процесс имеет чисто диффузионный характер, получаемый профиль концентрации сравнивается с аналитическим решением [30], чтобы определить коэффициент эффективной диффузии, тесно связанный с дисперсией примеси в насыщенной пористой среде. Изменение линейного размера наиболее быстро растущего возмущения в направлении вертикальной оси показан на рисунке 7. В течение полугода количество фильтрата в слоях основания полигона растёт по закону: $\sqrt{t}$. При определении функции роста возмущений: $f(t) = 2\sqrt{D_{ef}t/\pi}$, получаются следующие результаты: для 3-слойной системы $f(t) = 0.9\sqrt{t}$, а коэффициент эффективной диффузии равен $D_{ef} = 2.02 \cdot 10^{-8} \text{ м}^2/\text{с}$; для 4-слойной $f(t) = 0.86\sqrt{t}$, $D_{ef} = 1.84 \cdot 10^{-8} \text{ м}^2/\text{с}$. Эффективная дисперсия у 4-слойной системы оказывается ниже, чем у 3-слойной ввиду того, что в техногенном слое возникает неустойчивость Рэлея–Тейлора, приводящая к притоку чистой воды к границе раздела. В отсутствие неустойчивого слоя эффективная дисперсия на начальном этапе получается выше, и как следствие этого, неустойчивость Рэлея–Тейлора в основании полигона развивается медленнее, чем при наличии техногенного слоя.

С течением времени в эффективном диффузионном слое появляется намек на гофры с относительно одинаковой длиной волны (Рис. 6г, и). Зарождающиеся пальцы растут и становятся четко выраженными (Рис. 6е, л).

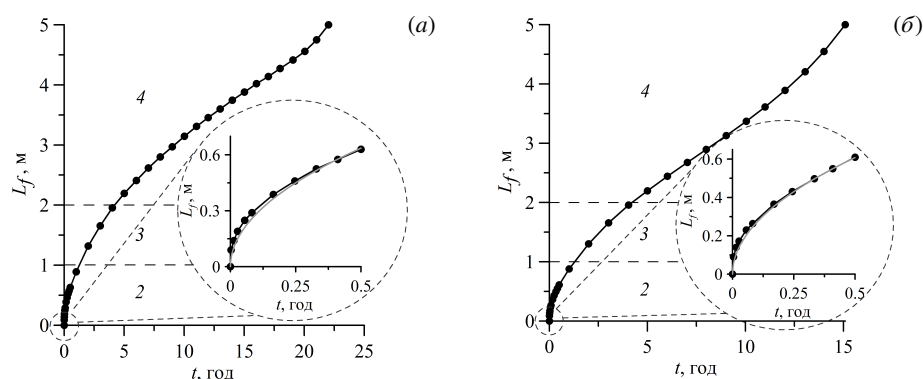


Рис. 7. Изменение во времени линейного размера наиболее быстро растущего в основании полигона возмущения без учета (а), с учетом (б) техногенного слоя; в выносках представлен начальный этап в увеличенном масштабе

Пальцеобразные структуры интенсивно развиваются в направлении техногенного слоя. Период данных структур на начальном этапе определен размером сетки, спустя время картины концентрации примеси для сеток разных размеров становятся похожими, пространственный период составляет около полуметра.

Изменение средней и максимальной концентрации примеси в слоях (Рис. 8) показывает отличительную динамику суммарного количества фильтрата. Величина, имеющая наибольшее практическое значение, — это средняя концентрация растворенного фильтрата. Она определяет объем загрязнений, просочившихся в основание полигона. Средняя концентрация показана на рисунке 8а как функция времени.

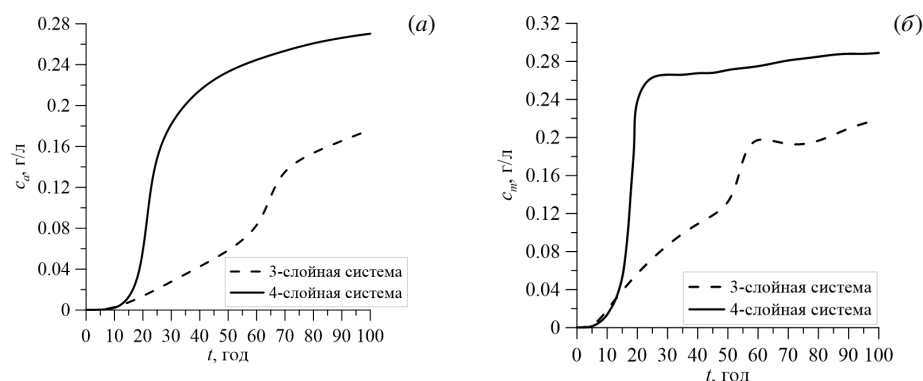


Рис. 8. Зависимости от времени средней (а) и максимальной (б) концентрации примеси в основании полигона, состоящего из 3-х и 4-х слоев

Вследствие развития конвекции увеличивается поток вещества, при этом более пресная вода поступает к границе раздела. В динамике фильтрата при учете техногенного слоя (система из 4-х слоев) наблюдается экспоненциальный рост количества примеси в слоях основания. Формируются пальцы, размер которых с течением времени увеличивается в пространстве и становится порядка толщины нижнего слоя при достижении токсичной жидкостью нижней границы системы. После этого нелинейная амплитуда роста концентрации выходит на насыщение, а скорость роста пальцев уменьшается.

Стоит отметить, что в течение 100 лет средняя концентрация примеси, в отличие от максимальной, не выходит на насыщение (Рис. 8а). В 4-слойной системе максимальная концентрация к отмеченному времени достигает своего наибольшего значения (практически выходит на насыщение). Без учета техногенного слоя (3-слойная система) диффузионное «расползание» концентрационного фронта наблюдается на протяжении 50 лет (Рис. 8а, штриховая линия). В этом случае скорость распространения фильтрата за счет конвекции увеличивается незначительно, средняя концентрация с течением времени растет линейно. Спустя 100 лет от начала просачивания токсичных веществ среднее количество примеси отличается в 1.5 раза. На практике полигоны, как правило, функционируют не более 50 лет. За такой отрезок времени разница в количестве поступившего в водоносный слой фильтрата отличается в 5 раз. Таким образом, учет техногенного слоя при моделировании распространения фильтрационных вод является обязательным.

4.2. Распространение фильтрата в зависимости от уровня фильтрационных вод в понижении

Начальное количество техногенной жидкости, накопившейся в понижении, также оказывает влияние на фильтрацию загрязнений. Результаты натурных измерений 2017 года показывают, что понижения под телом полигона (в техногенном слое) могут достигать глубины до 4 м. В связи с этим проведено исследование влияния

уровня заполнения понижения фильтрационными водами. На начальном этапе высота скопившегося фильтрата влияния не оказывает. Возмущения развиваются с одинаковой скоростью, их пространственный масштаб совпадает (см. Рис. 9, 2 месяца). С течением времени возмущения принимают размер толщины слоя пористой среды (слоя грунтовых вод), в котором они локализованы. При этом их пространственный период также определяется толщиной водоносного слоя.

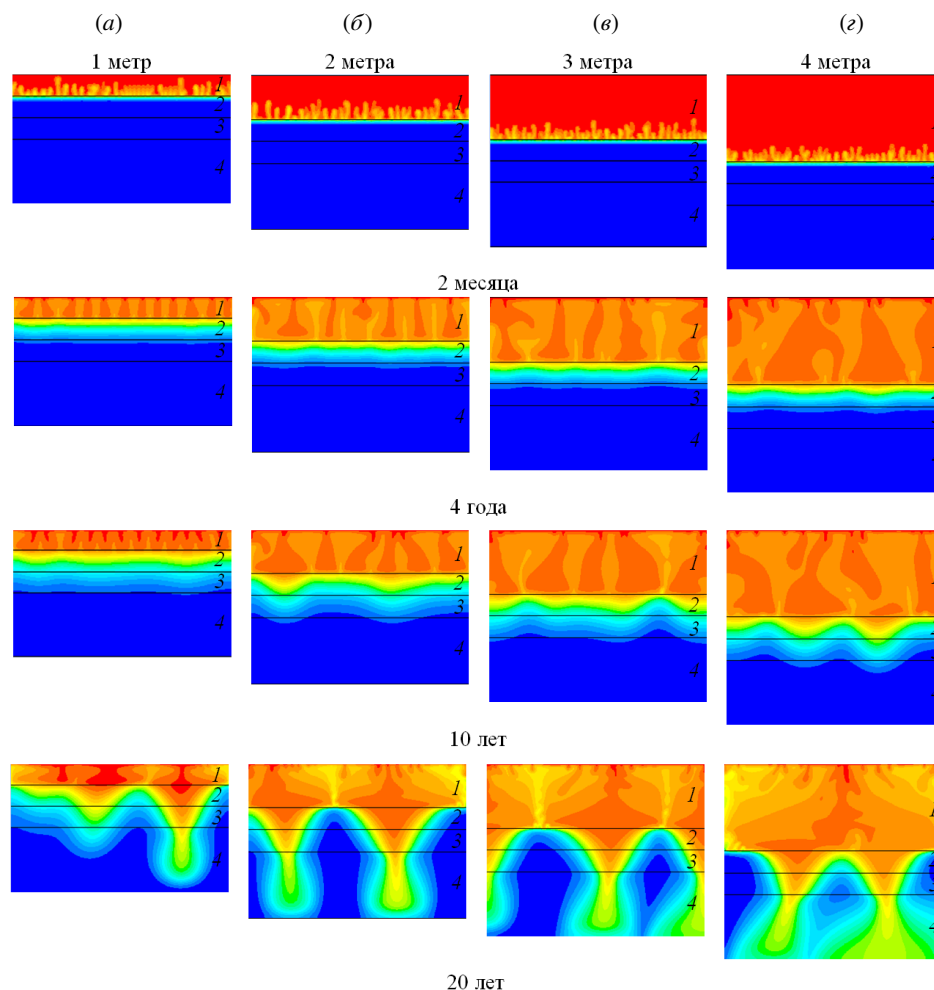


Рис. 9. Поля концентрации примеси в зависимости от уровня заполнения понижения фильтратом в разные моменты времени; уровень заполнения, м: 1 (а), 2 (б), 3 (в), 4 (г)

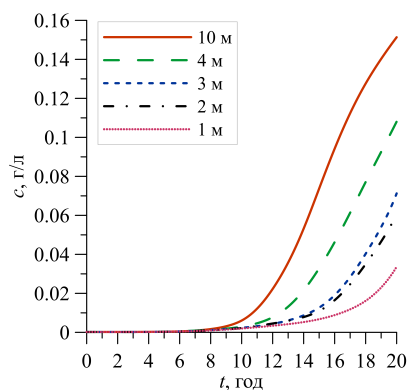


Рис. 10. Временная динамика средней концентрации примеси в слое алевролита (слой 3) для разных уровней заполнения фильтратом понижения на полигоне ТКО

В течение трех лет в слое суглинка концентрационный фронт распространяется диффузионным образом одинаково при всех глубинах понижения. Как только диффузионное «расползание» фронта достигает уровня грунтовых вод, возмущения начинают нарастать в водоносном горизонте. За 20 лет при заполнении понижения фильтратом на глубину 4 м наибольшее возмущение добирается до дна быстрее, чем в других случаях. Для оценки количества фильтрата, просочившегося за 20 лет его постоянного поступления, построены графики изменения средней концентрации в слое алевролита (Рис. 10). При увеличении толщины фильтрата в понижении объем токсичных веществ, попадающих в слой алевролита, растет. Увеличение происходит так, что при изменении уровня заполнения понижения фильтратом в 4 раза — от 1 до 4 м — количество поступившей в водоносный слой примеси становится больше практически на порядок.

5. Заключение

При длительной эксплуатации полигона ТКО неизбежно возникают рельефные изменения его площадки и основания. Вследствие таких изменений под телом полигона могут образовываться понижения, в которых скапливается фильтрат без возможности стекания по дренажной системе. В случае нарушения целостности изолирующего слоя происходит загрязнение подземных вод за счет просачивания фильтрата в слои основания полигона. Разработана математическая модель распространения фильтрата из недренируемого понижения полигона в нижележащий водоносный горизонт без учета и с учетом техногенного слоя.

Результаты численного моделирования показали, что на начальном этапе фильтрат распространяется диффузионным образом, при этом наблюдаемый профиль концентрации сравнивается с аналитическим решением для нелинейной диффузии и выводится коэффициент эффективной диффузии. Затем, вследствие развития неустойчивости Рэлея–Тейлора, возникает конвективное течение в виде вихревых структур, обеспечивающих принос более чистой воды ближе к границе раздела слоев основания и значительно увеличивающих скорость проникновения фильтрата вглубь его. Происходит формирование концентрационных пальцев, пространственный размер которых увеличивается с течением времени и при достижении нижней границы системы достигает порядка толщины нижнего слоя.

В слое, в котором образуется фильтрат, быстро развивается интенсивная концентрационная конвекция и при расширении расчетной области на тело полигона, то есть при включении в модель техногенного слоя, наблюдается проникновение конвективного течения в нижние слои основания полигона ТКО. В результате развитие неустойчивости Рэлея–Тейлора значительно ускоряется. Скорость распространения фильтрата за счет конвекции увеличивается незначительно и приводит лишь к линейному росту средней концентрации.

Как правило, полигоны функционируют не менее 50 лет, и за такой отрезок времени, как показало моделирование, количество поступившего в водоносный слой фильтрата отличается от начального в 5 раз. Таким образом, исследование условий на границе между телом полигона и его основанием показало необходимость расширения расчетной области на техногенный слой ТКО при моделировании динамики фильтрата в грунтовой толще. При неучете техногенного слоя в математической постановке задачи распространения фильтрата оценка скорости проникновения фильтрата будет заниженной. Кроме того, установлено, что с ростом глубины рельефных понижений на площадке полигона наблюдается рост скорости распространения фильтрата таким образом, что при изменении уровня заполнения понижений фильтратом в 4 раза (от одного метра до четырех) количество поступившей в водоносный слой примеси увеличивается значительно.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23–11–00214, <https://rscf.ru/project/23-11-00214/>.

Литература

1. Singh A. Solid waste management through the applications of mathematical models // *Resources, Conservation and Recycling*. 2019. Vol. 151. 104503. DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.104503
2. Batool S.A., Ch M.N. Municipal solid waste management in Lahore City District, Pakistan // *Waste Management*. 2009. Vol. 29, no. 6. P. 1971–1981. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.12.016
3. Gallardo A., Carlos M., Peris M., Colomer F.J. Methodology to design a municipal solid waste pre-collection system. A case study // *Waste Management*. 2015. Vol. 36. P. 1–11. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.11.008
4. Jalligot R., Chenal J. Decoupling municipal solid waste generation and economic growth in the canton of Vaud, Switzerland // *Resources, Conservation and Recycling*. 2018. Vol. 130. P. 260–266. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.12.014
5. Meng X., Wen Z., Qian Y. Multi-agent based simulation for household solid waste recycling behavior // *Resources, Conservation and Recycling*. 2018. Vol. 128. P. 535–545. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.09.033
6. Kale S.S., Kadam A.K., Kumar S., Pawar N.J. Evaluating pollution potential of leachate from landfill site, from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2010. Vol. 162. P. 327–346. DOI: 10.1007/s10661-009-0799-7
7. Mohammad A., Singh D.N., Podlasek A., Osinski P., Koda E. Leachate characteristics: Potential indicators for monitoring various phases of municipal solid waste decomposition in a bioreactor landfill // *Journal of Environmental Management*. 2022. Vol. 309. 114683. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114683
8. Mor S., Ravindra K., Dahiya R.P., Chandra A. Leachate Characterization and Assessment of Groundwater Pollution Near Municipal Solid Waste Landfill Site // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006. Vol. 118. P. 435–456. DOI: 10.1007/s10661-006-1505-7
9. Mishra H., Karmakar S., Kumar R., Kadambala P. A long-term comparative assessment of human health risk to leachate-contaminated groundwater from heavy metal with different liner systems // *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. Vol. 25. P. 2911–2923. DOI: 10.1007/s11356-017-0717-4
10. Abiriga D., Vestgarden L.S., Klempe H. Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry // *Science of The Total Environment*. 2020. Vol. 737. 140307. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140307

11. Parvin F., Tareq S.M. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment // *Applied Water Science*. 2021. Vol. 11, no. 6. 100. DOI: 10.1007/s13201-021-01431-3
12. Du Y.J., Hayashi S., Liu S.Y. Experimental study of migration of potassium ion through a two-layer soil system // *Environmental Geology*. 2005. Vol. 48. P. 1096–1106. DOI: 10.1007/s00254-005-0050-y
13. Zhan T.L., Guan C., Xie H.J., Chen Y.M. Vertical migration of leachate pollutants in clayey soils beneath an uncontrolled landfill at Huainan, China: A field and theoretical investigation // *Science of The Total Environment*. 2014. Vol. 470/471. P. 290–298. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.081
14. Richards R.G., Mullins B.J. Using microalgae for combined lipid production and heavy metal removal from leachate // *Ecological Modelling*. 2013. Vol. 249. P. 59–67. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.07.004
15. Torretta V., Ferronato N., Katsoyiannis I., Tolkou A., Airolidi M. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review // *Sustainability*. 2016. Vol. 9, no. 1. 9. DOI: 10.3390/su9010009
16. Papadopoulou M.P., Karatzas G.P., Bougioukou G.G. Numerical modelling of the environmental impact of landfill leachate leakage on groundwater quality – a field application // *Environmental Modeling & Assessment*. 2007. Vol. 12. P. 43–54. DOI: 10.1007/s10666-006-9050-x
17. Wu L., Zhan L., Lan J., Chen Y., Zhang S., Li J., Liao G. Leachate migration investigation at an unlined landfill located in granite region using borehole groundwater TDS profiles // *Engineering Geology*. 2021. Vol. 292. 106259. DOI: 10.1016/j.enggeo.2021.106259
18. Slack R.J., Gronow J.R., Hall D.H., Voulvoulis N. Household hazardous waste disposal to landfill: Using LandSim to model leachate migration // *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 146, no. 2. P. 501–509. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.07.011
19. Divya A., Shrihari S., Ramesh H. Predictive simulation of leachate transport in a coastal lateritic aquifer when remediated with reactive barrier of nano iron // *Groundwater for Sustainable Development*. 2020. Vol. 11. 100382. DOI: 10.1016/j.gsd.2020.100382
20. Любимова Т.П., Лепихин А.П., Паршакова Я.Н., Циберкин К.Б. Численное моделирование инфильтрации жидких отходов из хранилища в прилегающие грунтовые воды и поверхностные водоёмы // *Вычислительная механика сплошных сред*. 2015. Т. 8, № 3. С. 310–318. DOI: 10.7242/1999-6691/2015.8.3.26
21. Yang N., Damgaard A., Kjeldsen P., Shao L.-M., He P.-J. Quantification of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China // *Waste Management*. 2015. Vol. 46. P. 362–372. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.09.016
22. He H.J., Hu J. Leachate drainage volume of municipal solid waste landfills: field testing and hydro-mechanical modeling // *Environmental Science and Pollution Research*. 2022. Vol. 29, no. 43. P. 64680–64691. DOI: 10.1007/s11356-022-20413-9
23. Huppert H.E., Neufeld J.A. The Fluid Mechanics of Carbon Dioxide Sequestration // *Annual Review of Fluid Mechanics*. 2014. Vol. 46. P. 255–272. DOI: 10.1146/annurev-fluid-011212-140627
24. Emami-Meybodi H., Hassanzadeh H., Green C.P., Ennis-King J. Convective dissolution of CO₂ in saline aquifers: Progress in modeling and experiments // *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2015. Vol. 40. P. 238–266. DOI: 10.1016/j.ijggc.2015.04.003
25. Bestehorn M., Firoozabadi A. Effect of fluctuations on the onset of density-driven convection in porous media // *Physics of Fluids*. 2012. Vol. 24, no. 11. 114102. DOI: 10.1063/1.4767467
26. Riaz A., Hesse M., Tchelepi H.A., Orr F.M. Onset of convection in a gravitationally unstable diffusive boundary layer in porous media // *Journal of Fluid Mechanics*. 2006. Vol. 548. P. 87–111. DOI: 10.1017/S0022112005007494
27. Паршакова Я.Н., Висков М.В., Катаев Р.И., Картавых Н.Н. Численное моделирование миграции фильтративных вод от объектов размещения твердых коммунальных отходов через грунтовые защитные сооружения // *Вычислительная механика сплошных сред*. 2024. Т. 17, № 2. С. 151–159. DOI: 10.7242/1999-6691/2024.17.2.14
28. Rapaka S., Chen S., Pawar R.J., Stauffer P.H., Zhang D. Non-modal growth of perturbations in density-driven convection in porous media // *Journal of Fluid Mechanics*. 2008. Vol. 609. P. 285–303. DOI: 10.1017/S0022112008002607
29. Slim A.C., Bandi M.M., Miller J.C., Mahadevan L. Dissolution-driven convection in a Hele–Shaw cell // *Physics of Fluids*. 2013. Vol. 25. 024101. DOI: 10.1063/1.4790511
30. Wooding R.A., Tyler S.W., White I. Convection in groundwater below an evaporating Salt Lake: 1. Onset of instability // *Water Resources Research*. 1997. Vol. 33, no. 6. P. 1199–1217. DOI: 10.1029/96WR03533
31. Zubova N., Ivantsov A. Modeling of Leachate Propagation in a Municipal Solid Waste Landfill Foundation // *Fluid Dynamics & Materials Processing*. 2024. Vol. 20, no. 6. P. 1407–1424. DOI: 10.32604/fdmp.2024.051130

Сведения об авторах:

Паршакова Янина Николаевна (корр.), кфмн, снс, Институт механики сплошных сред УрО РАН (ИМСС УрО РАН), 614018, г. Пермь, ул. Академика Королёва, д. 1; e-mail: parshakova@icmm.ru; ORCID: 0000-0002-0234-3854

Катаев Руслан Игоревич, студ., Пермский государственный национальный исследовательский университет (ПГНИУ), 614068, г. Пермь, ул. Букирева, д. 15; e-mail: rus.kataef@gmail.com; ORCID: 0009-0004-5076-863X

Картавых Наталья Николаевна, кфмн, доц., ПГНИУ; e-mail: kartavykh@psu.ru; ORCID: 0000-0002-4925-463X

Research article

Features of numerical modeling of the spread of leachate in the base of a municipal solid waste landfill*Ya.N. Parshakova*¹, *R.I. Kataev*^{1,2}, *N.N. Kartavykh*^{1,2}¹ *Institute of Continuous Media Mechanics UB RAS, Perm, Russian Federation*² *Perm State University, Perm, Russian Federation*

The article presents the results of a numerical study of seepage water dynamics in the base of a municipal solid waste (MSW) landfill. The landfill is a complex engineering structure that receives, stores, and isolates waste in order to provide effective waste disposal management and ecological safety. During the life of a MSW landfill, contaminated runoff, or filtrate, is formed. The negative impact of the filtrate formed in the landfill body is associated with the possibility of its penetration into groundwater and, as a consequence, into surface water bodies. When organizing a landfill, a substrate in the form of an anti-seepage screen, which performs a barrier function, is laid. In numerical modeling of the filtering capacity of the screen, the filtrate layer is not considered. In this paper, the effect of the technogenic layer on the modes of diffusion and convective propagation of seepage waters in the base of municipal solid waste placement facilities was numerically investigated. To study the features of pollutant distribution and to determine migration parameters, archival data from a set of field and laboratory studies in the area of the operating landfill were used. A numerical model describing the hydrodynamics of substance migration in the soil layer was constructed. The process of pollutant movement is described in terms of dry residue dissolved in water. Factors that have a significant impact on the migration of MSW ingredients, such as convective transfer, diffusion and the geological composition of the landfill base, are taken into account in the mathematical formulation of the problem. It is shown that the instability lead

Keywords: municipal solid waste (MSW) landfill, filtration processes, Rayleigh-Taylor instability, numerical modeling

Received: 09.09.2024 / **Published online:** 10.04.2025

References

1. Singh A. Solid waste management through the applications of mathematical models. *Resources, Conservation and Recycling*. 2019. Vol. 151. 104503. DOI: 10.1016/j.resconrec.2019.104503
2. Batool S.A., Ch M.N. Municipal solid waste management in Lahore City District, Pakistan. *Waste Management*. 2009. Vol. 29, no. 6. P. 1971–1981. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.12.016
3. Gallardo A., Carlos M., Peris M., Colomer F.J. Methodology to design a municipal solid waste pre-collection system. A case study. *Waste Management*. 2015. Vol. 36. P. 1–11. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.11.008
4. Jalogot R., Chenal J. Decoupling municipal solid waste generation and economic growth in the canton of Vaud, Switzerland. *Resources, Conservation and Recycling*. 2018. Vol. 130. P. 260–266. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.12.014
5. Meng X., Wen Z., Qian Y. Multi-agent based simulation for household solid waste recycling behavior. *Resources, Conservation and Recycling*. 2018. Vol. 128. P. 535–545. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.09.033
6. Kale S.S., Kadam A.K., Kumar S., Pawar N.J. Evaluating pollution potential of leachate from landfill site, from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2010. Vol. 162. P. 327–346. DOI: 10.1007/s10661-009-0799-7
7. Mohammad A., Singh D.N., Podlasek A., Osinski P., Koda E. Leachate characteristics: Potential indicators for monitoring various phases of municipal solid waste decomposition in a bioreactor landfill. *Journal of Environmental Management*. 2022. Vol. 309. 114683. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114683
8. Mor S., Ravindra K., Dahiya R.P., Chandra A. Leachate Characterization and Assessment of Groundwater Pollution Near Municipal Solid Waste Landfill Site. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006. Vol. 118. P. 435–456. DOI: 10.1007/s10661-006-1505-7
9. Mishra H., Karmakar S., Kumar R., Kadambala P. A long-term comparative assessment of human health risk to leachate-contaminated groundwater from heavy metal with different liner systems. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. Vol. 25. P. 2911–2923. DOI: 10.1007/s11356-017-0717-4
10. Abiriga D., Vestgarden L.S., Klempe H. Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry. *Science of The Total Environment*. 2020. Vol. 737. 140307. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140307
11. Parvin F., Tareq S.M. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. *Applied Water Science*. 2021. Vol. 11, no. 6. 100. DOI: 10.1007/s13201-021-01431-3
12. Du Y.J., Hayashi S., Liu S.Y. Experimental study of migration of potassium ion through a two-layer soil system. *Environmental Geology*. 2005. Vol. 48. P. 1096–1106. DOI: 10.1007/s00254-005-0050-y
13. Zhan T.L., Guan C., Xie H.J., Chen Y.M. Vertical migration of leachate pollutants in clayey soils beneath an uncontrolled landfill at Huainan, China: A field and theoretical investigation. *Science of The Total Environment*. 2014. Vol. 470/471. P. 290–298. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.081

14. *Richards R.G., Mullins B.J.* Using microalgae for combined lipid production and heavy metal removal from leachate. *Ecological Modelling*. 2013. Vol. 249. P. 59–67. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.07.004
15. *Torretta V., Ferronato N., Katsoyiannis I., Tolkou A., Airolidi M.* Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability*. 2016. Vol. 9, no. 1. 9. DOI: 10.3390/su9010009
16. *Papadopoulou M.P., Karatzas G.P., Bougioukou G.G.* Numerical modelling of the environmental impact of landfill leachate leakage on groundwater quality – a field application. *Environmental Modeling & Assessment*. 2007. Vol. 12. P. 43–54. DOI: 10.1007/s10666-006-9050-x
17. *Wu L., Zhan L., Lan J., Chen Y., Zhang S., Li J., Liao G.* Leachate migration investigation at an unlined landfill located in granite region using borehole groundwater TDS profiles. *Engineering Geology*. 2021. Vol. 292. 106259. DOI: 10.1016/j.enggeo.2021.106259
18. *Slack R.J., Gronow J.R., Hall D.H., Voulvoulis N.* Household hazardous waste disposal to landfill: Using LandSim to model leachate migration. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 146, no. 2. P. 501–509. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.07.011
19. *Divya A., Shrihari S., Ramesh H.* Predictive simulation of leachate transport in a coastal lateritic aquifer when remediated with reactive barrier of nano iron. *Groundwater for Sustainable Development*. 2020. Vol. 11. 100382. DOI: 10.1016/j.gsd.2020.100382
20. *Lyubimova T.P., Parshakova Y.N., Tsiberkin K.B., Lepikhin A.P.* Numerical modeling of liquid-waste infiltration from storage facilities into surrounding groundwater and surface-water bodies. *Journal of Applied Mechanics and Technical Physics*. 2016. Vol. 57, no. 7. P. 1208–1216. DOI: 10.1134/S0021894416070099
21. *Yang N., Damgaard A., Kjeldsen P., Shao L.-M., He P.-J.* Quantification of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China. *Waste Management*. 2015. Vol. 46. P. 362–372. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.09.016
22. *He H.J., Hu J.* Leachate drainage volume of municipal solid waste landfills: field testing and hydro-mechanical modeling. *Environmental Science and Pollution Research*. 2022. Vol. 29, no. 43. P. 64680–64691. DOI: 10.1007/s11356-022-20413-9
23. *Huppert H.E., Neufeld J.A.* The Fluid Mechanics of Carbon Dioxide Sequestration. *Annual Review of Fluid Mechanics*. 2014. Vol. 46. P. 255–272. DOI: 10.1146/annurev-fluid-011212-140627
24. *Emami-Meybodi H., Hassanzadeh H., Green C.P., Ennis-King J.* Convective dissolution of CO₂ in saline aquifers: Progress in modeling and experiments. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2015. Vol. 40. P. 238–266. DOI: 10.1016/j.ijggc.2015.04.003
25. *Bestehorn M., Firoozabadi A.* Effect of fluctuations on the onset of density-driven convection in porous media. *Physics of Fluids*. 2012. Vol. 24, no. 11. 114102. DOI: 10.1063/1.4767467
26. *Riaz A., Hesse M., Tchelepi H.A., Orr F.M.* Onset of convection in a gravitationally unstable diffusive boundary layer in porous media. *Journal of Fluid Mechanics*. 2006. Vol. 548. P. 87–111. DOI: 10.1017/S0022112005007494
27. *Parshakova Y.N., Viskov M.V., Kataev R.I., Kartavykh N.N.* Numerical simulation of filtration water migration from a solid municipal waste disposal site through ground protective structures. 2024. DOI: 10.7242/1999-6691/2024.17.2.14
28. *Rapaka S., Chen S., Pawar R.J., Stauffer P.H., Zhang D.* Non-modal growth of perturbations in density-driven convection in porous media. *Journal of Fluid Mechanics*. 2008. Vol. 609. P. 285–303. DOI: 10.1017/S0022112008002607
29. *Slim A.C., Bandi M.M., Miller J.C., Mahadevan L.* Dissolution-driven convection in a Hele–Shaw cell. *Physics of Fluids*. 2013. Vol. 25. 024101. DOI: 10.1063/1.4790511
30. *Wooding R.A., Tyler S.W., White I.* Convection in groundwater below an evaporating Salt Lake: 1. Onset of instability. *Water Resources Research*. 1997. Vol. 33, no. 6. P. 1199–1217. DOI: 10.1029/96WR03533
31. *Zubova N., Ivantsov A.* Modeling of Leachate Propagation in a Municipal Solid Waste Landfill Foundation. *Fluid Dynamics & Materials Processing*. 2024. Vol. 20, no. 6. P. 1407–1424. DOI: 10.32604/fdmp.2024.051130