

DOI: [10.7242/1999-6691/2022.15.2.16](https://doi.org/10.7242/1999-6691/2022.15.2.16)
УДК 532.5

ВЫНОС ИЗ ПРИДОННОГО СЛОЯ РЕЧНЫХ СИСТЕМ ЗАГРЯЗНЕНИЙ, НАКОПЛЕННЫХ В ПРОЦЕССЕ СБРОСА ВОДЫ, СОДЕРЖАЩЕЙ ПРОДУКТЫ ПРОМЫШЛЕННОЙ ПЕРЕРАБОТКИ

Б.С. Марышев, Я.Н. Паршакова, А.О. Иванцов, Н.А. Зубова

Институт механики сплошных сред УрО РАН, Пермь, Российская Федерация

Проведено трехмерное численное моделирование транспорта примеси в двухслойной системе «жидкость–пористая среда, насыщенная жидкостью» для разных условий гидродинамического режима реки. Исследована динамика отработанной на предприятиях воды, содержащей тяжелые примеси. Параметры численного эксперимента соответствовали данным натурных экспериментов в естественных водных объектах, ресурсы которых используются Соликамско–Березниковским промышленным узлом. Вследствие поступления рассолов в гипорейной зоне реки (в переходной зоне между поверхностными речными водами русла реки и подземными водами из водоносных горизонтов, окружающих реку) над массивом пористой среды (дном) накапливаются загрязнения, которые поток жидкости выносит в русло. Решалась задача о вымывании рассола, распределенного в пористой среде. Расчетная область состояла из массива жидкости (реки), распространяющейся над пористой средой (дном реки, гипорейной зоной). Показано, что при наличии «тяжелых» примесей содержание загрязняющих ингредиентов в грунте речного дна вблизи мест сброса увеличивается. Такие задачи остро встают при отведении избыточных высокоминерализованных рассолов в водные объекты на территории промышленных комплексов с «тяжелыми» сточными водами, в которых из-за значительных внутрigoдовых колебаний уровня воды в объектах и ледового покрова, предпочтительным считается вариант с придонным отведением сточных вод.

Ключевые слова: водные объекты, сброс жидких отходов, перенос и аккумуляция загрязнений в пористой среде, моделирование качества воды

REMOVAL OF POLLUTION ACCUMULATED IN THE PROCESS OF WASTEWATER DISCHARGE FROM THE BOTTOM LAYER OF RIVER SYSTEMS

B.S. Maryshev, Ya.N. Parshakova, A.O. Ivantsov and N.A. Zubova

Institute of Continuous Media Mechanics UB RAS, Perm, Russian Federation

Three-dimensional numerical simulation has been performed to investigate the transport of impurities in a two-layer system “liquid-porous medium” for different hydrodynamic regimes of river systems. The dynamics of waste water containing heavy impurities in areas of industrial activity is modeled. The parameters of the numerical experiment correspond to the data of full-scale flow experiments in natural water bodies, part of the reservoir where the Solikamsk-Berezniki industrial hub is located. Due to the influx of brines, pollution accumulates in the hyporheic zone of the river, the fluid flow carries this pollution away through the porous medium, thus the problem is solved of washing out the brine distributed in the porous medium. The computational domain consists of a fluid mass (river) propagating over a porous medium (river bottom, hyporheic zone). It is shown that the concentration of polluting ingredients in the soil of the river bottom near the discharge points increases in the presence of “heavy” impurities. Such problems arise acutely when excess highly mineralized brines are discharged into water bodies located in the industrial areas with “heavy” wastewater, for which, due to significant intra-annual fluctuations in the water level and ice cover, the option with near-bottom wastewater disposal is considered preferable.

Key words: water bodies, liquid waste discharge, pollution transfer and accumulation in a porous medium, water quality modeling

1. Введение

Плотностные стратификационные эффекты, обусловленные неоднородностью распределения полей минерализации природных водных объектов, играют существенную роль в формировании как их гидрологического и гидрохимического режимов [1–3], так и прилегающих к ним территорий [4–7]. При концентрации тяжелого элемента, большей 1 промилле, в земных условиях характер поведения водного потока зависит от наличия в нем вертикальной стратификации. Также стратификация толщи воды играет важную роль в определении ассимилирующих эффектов в грунте, из которого состоит дно водных объектов [8]. Особенно остро этот вопрос стоит в районах высокого сосредоточения крупнотоннажного промышленного производства солей [9], например, в верховье реки Камы, где требуется утилизация большого объема высокоминерализованных рассолов [10, 11]. В данном районе располагается одно из крупнейших в мире месторождений калийных и магниевых руд, при добыче которых обогащение производится в водной фазе, при этом для растворения 1 тонны руды требуется около 3 м³ воды. В связи с этим особую важность приобретает исследование поведения высокоминерализованных рассолов в поверхностных водных объектах. Следует подчеркнуть, что отводимые избыточные рассолы предприятий калийной промышленности имеют значительную минерализацию (~300 г/л) и, соответственно, высокую плотность (~1200 г/л). При регулируемом сбросе химический состав стоков считается заданным, а нормируемой величиной является расход отводимых стоков в зависимости от гидрологического и гидрохимического режимов приемника сточных вод [12].

Характерная особенность реки Камы (Камского водохранилища) в районе отведения избыточных рассолов — это внутригодовая изменчивость гидрологического режима, и как следствие, значительные (~8 м) колебания уровня воды, а также наличие существенного ледяного покрова. Данные факторы обуславливают придонное расположение рабочего органа водовыпуска. Наиболее оптимальную конструкцию имеет рассеивающий выпуск [13].

Прикладные аспекты струйных водовыпусков и технологии начального разбавления достаточно детально развиты в работах [14–21]. Учитывались экономические и технические ограничения, при которых максимальный часовой расход рассеивающего водовыпуска принимался равным 1080 м³/час или 0,3 м³/с. Дно водоемов полагалось твердой непроницаемой границей, поэтому не рассматривались процессы в грунте дна, которые оказывают непосредственное влияние на ассимилирующую способность водоемов. Фильтрационные процессы в дне водоемов при распространении рассолов играют определяющую роль в формировании в водных экосистемах слоистых структур, отличающихся физическими и химическими параметрами.

Вода в водоеме может смешиваться с грунтовыми водами и возвращаться обратно после прохождения некоторого расстояния. Часть водоёма, где происходит смешение неглубоких подземных вод и поверхностных вод, состоящая из отложений и пористого пространства (дна), называется гипорейной зоной [22]. Гипорейная зона играет фундаментальную роль в переносе и преобразовании загрязнений и природных растворенных веществ, а также является средой обитания и убежищем для водных организмов [23–27]. Гипорейный обмен зависит от проницаемости пористой среды и градиентов напора [28–33]. Грунтовые воды и водные потоки обмениваются растворенными веществами. Таким образом, загрязнения могут переноситься из поверхностных вод в грунтовые и наоборот [34–36]. В результате может произойти как интенсификация распространения загрязнения, так и улучшение качества воды, например, за счет оборота питательных веществ или удержания и трансформации следов органических соединений в гипорейной зоне [37–44].

Из-за растущего интереса к процессам в гипорейных зонах многие работы содержат натурные и лабораторные эксперименты, в которых изучаются величина и направление водообмена [31, 45–47]. Для реальных наблюдений за процессами гипорейного обмена предпочтительнее осуществлять полевые исследования, однако осмыслить процессы в деталях и сделать обобщения на их основе сложно. По сравнению с полевыми измерениями, лабораторные эксперименты позволяют контролировать различные факторы, например, такие как проницаемость, уровень воды или сбросы [48]. Для более глубокого понимания физических закономерностей сложной динамики на границе раздела пористой среды и свободной воды численное моделирование имеет преимущество: оно проводится с высоким разрешением, как в пространстве, так и во времени. Это особенно важно для подземных вод, где измерения, обеспечивающие высокое пространственное разрешение, затруднены. Однако для верификации численных моделей необходимы экспериментальные данные.

Численное моделирование потока в гипорейной зоне обычно объединяет модель потока поверхностной воды с моделью потока в пористых отложениях с учетом различных временных масштабов. Часто применяется метод односторонней последовательной связи, когда распределение давления от поверхностных вод берется в качестве граничного условия для модели грунтовых вод без обратной связи с поверхностными водами [49–53]. В этих моделях применяется двумерная диффузионно-волновая аппроксимация уравнений Сен-Венана для поверхностной воды и трехмерное уравнение Ричардса для геологической среды, а для одновременного решения системы уравнений вводятся члены, описывающие обменный поток. Авторы [54] представили полностью связанную модель гипорейной зоны с использованием полевых операций и манипуляций с открытым исходным кодом (OpenFOAM). Уравнения Навье–Стокса, служащие моделью течения поверхностных вод, связаны с уравнением Дарси граничными условиями потока на границе раздела через итерационный алгоритм.

Настоящее исследование базируется на модели, состоящей из трехмерных уравнений Навье–Стокса, записанных для всей системы. Насколько известно авторам, до сих пор не существует интегрального подхода, который учитывал бы стратификацию в турбулентных потоках, перенос вещества над пористой средой и внутри нее. Предлагаемая здесь модель описывает также турбулентные эффекты, которые могут проникать в гипорейную зону. Приведены результаты численного моделирования транспорта примеси в двухслойной системе «жидкость–пористая среда, насыщенная жидкостью», для параметров, отвечающих течению в естественных водных объектах при отведении избыточных рассолов. Моделирование осуществлено при помощи пакета прикладных программ ANSYS Fluent.

2. Материалы и методы

2.1. Геометрия и сетка

Рассматривался участок реки в месте сброса отработанной руды. Целью настоящей работы было исследование общих закономерностей накопления и транспорта примеси в двухслойной системе «жидкость–пористая среда», которые могут быть применимы к различным водным системам. Вследствие этого предполагалось, что ширина реки достаточно велика, и влиянием морфологии берегов можно

пренебречь. Таким образом, рассматриваемый участок реки имел постоянную глубину, а на боковых границах расчетной области ставились «мягкие» граничные условия, соответствующие продолжению водного объекта за данными границами.

Трехмерное численное моделирование включало два этапа. На первом этапе изучался сброс отработанной воды из щели, расположенной у дна поперек русла реки (см. Рис. 1). Расчетная область представляла собой прямоугольный параллелепипед, содержащий источник в виде прямоугольной щели высотой $h = 0,1$ м и шириной $l = 10$ м, располагающейся у дна, посередине относительно боковых стенок. Из щели с постоянной скоростью u вытекал рассол с массовой концентрацией C_0 . Глубина водоема d составляла 10 м, водоносный слой грунта дна имел толщину $d_p = 4$ м, размеры расчетной области считались следующими: ширина $H = 30$ м, длина $L = 200$ м. Полагалось, что грунт дна состоит из песка, характеризующегося проницаемостью $K = 10^{-13}$ м³ и пористостью $m = 0,6$. Скорость поступления рассола принималась равной $u = 0,2$ м/с, соответствующей минимальному расходу утилизации рассолов 0,02 м³/с, для проведения оценки снизу накопительной способности грунта дна. Течение со скоростью $V = 0,1$ м/с являлось турбулентным и характеризовалось числами Рейнольдса порядка 10^6 .

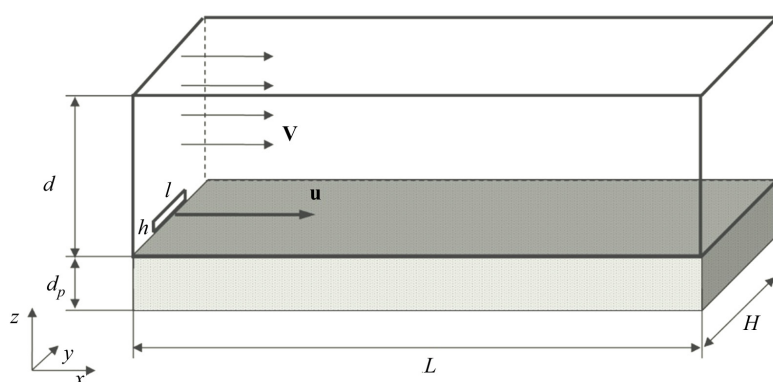


Рис. 1. Геометрия расчетной области, содержащей водовыпуск в виде расположенной вблизи дна щели

Расчетная область разбивалась на ячейки со сгущением вблизи выпускного отверстия (Рис. 2). Небольшие размеры элементов на границе раздела поверхностных вод и подповерхностных слоев использовались для учета высоких градиентов скорости на границе раздела. Число узлов в горизонтальной плоскости (на дне) принималось равным 256×64 , по вертикали — 45, таким образом, сетка содержала общее число узлов 737280. Минимальный пространственный шаг составлял 0,001 м,

максимальный — 1 м. Минимальный по площади элемент применяемой сетки ($1,0 \cdot 10^{-6}$ м²) находился на границе раздела вблизи источника сброса, а максимальный (0,001 м²) — в пределах поверхности воды вдали от щели.

На втором этапе рассматривался процесс выноса накопленного загрязнения с увеличением скорости течения реки V до значений, м/с: 0,3; 0,6; 0,9. Расчетная область была неизменной, использовалась сетка, представленная на рисунке 2.

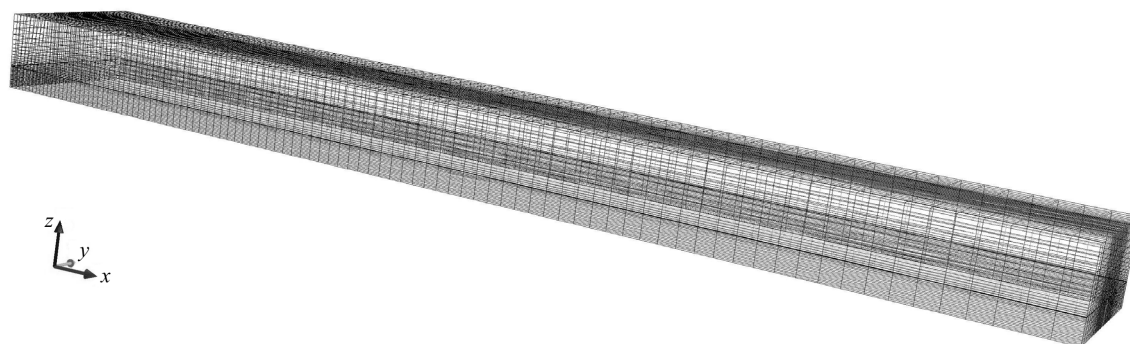


Рис. 2. Сетка для расчетной области, содержащей водовыпуск в виде расположенной вблизи дна щели

2.2. Математическая модель

Численное моделирование распространения в реке отработанной воды, содержащей соль, проведено в рамках трехмерного подхода. Решение задачи получено с использованием для описания турбулентного перемешивания $k - \epsilon$ модели на основе нестационарного изотермического подхода.

Уравнения движения в тензорной форме для величин, осредненных по Рейнольдсу, в декартовой системе координат записывались как

$$m \frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i} (\rho v_i) = 0, \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{1}{m} \frac{\partial}{\partial t} (\rho v_i) + \frac{1}{m^2} \frac{\partial}{\partial x_j} (\rho v_i v_j) = & -\frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\mu}{m} \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} - \frac{2}{3} \delta_{ij} \frac{\partial v_l}{\partial x_l} \right) + \\ & + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\frac{\mu_t}{m} \left(\frac{\partial v_i}{\partial x_j} + \frac{\partial v_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} \left(\rho k + \mu_t \frac{\partial v_l}{\partial x_l} \right) \delta_{ij} \right] + \frac{\mu}{K} v_i + \rho g_i, \end{aligned} \quad (2)$$

где t — время, ρ — плотность, v_i — компоненты вектора скорости ($i = x, y, z$), μ — кинематическая вязкость, m и K — пористость и проницаемость пористой среды соответственно. Турбулентная вязкость μ_t является функцией турбулентной кинетической энергии k и скорости ее диссипации ε : $\mu_t = \rho C_\mu k^2 / \varepsilon$, где C_μ — константа.

Уравнения для турбулентной кинетической энергии и скорости ее диссипации имели следующий вид:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho k) + \frac{\partial}{\partial x_i} (\rho k v_i) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_j} \right] + G_k + G_b - \rho \varepsilon, \quad (3)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho \varepsilon) + \frac{\partial}{\partial x_i} (\rho \varepsilon v_i) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right] + C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} G_k - C_{2\varepsilon} \rho \frac{\varepsilon^2}{k}. \quad (4)$$

Здесь обозначено: $G_k = \mu_t S^2$ — генерация турбулентной кинетической энергии за счет среднего градиента скорости, при этом $S = \sqrt{2S_{ij}S_{ij}}$ — норма тензора средней скорости деформации, где $S_{ij} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial v_j}{\partial x_i} + \frac{\partial v_i}{\partial x_j} \right)$; g_j — компоненты вектора силы тяжести; Pr_t — турбулентное число Прандтля; $C_{1\varepsilon}$, $C_{2\varepsilon}$, σ_k , σ_ε — константы.

Уравнение для турбулентной кинетической энергии (3) содержит слагаемое $G_b = -\frac{g_j (\mu_t / \rho)}{Pr_t} \frac{\partial \rho}{\partial x_j}$, описывающее генерацию турбулентной кинетической энергии за счет плавучести. В случае устойчивой стратификации, то есть при $\frac{\partial \rho}{\partial x_3} < 0$, и в силу того, что вектор силы тяжести в решаемой задаче направлен вертикально вниз ($g_x = g$, $g_y = 0$, $g_z = 0$), указанное слагаемое отрицательно, что означает уменьшение турбулентной кинетической энергии за счет плавучести. Это явление подробно обсуждается в [7].

Предполагается, что турбулентный перенос вещества в рассматриваемый момент времени в произвольной точке пространства определяется градиентом осредненной концентрации, взятым в той же точке пространства и в тот же момент времени (гипотеза Буссинеска):

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho c) + \nabla \cdot (\rho \mathbf{v} c) = -\nabla \cdot \mathbf{J}. \quad (5)$$

В уравнении (5) содержатся следующие обозначения: ∇ — оператор набла; \mathbf{J} — вектор диффузионного потока примеси, описываемый выражением

$$\mathbf{J} = -\rho (D_m + D_t) \nabla c, \quad (6)$$

где D_m — коэффициент молекулярной диффузии, D_t — эффективный коэффициент турбулентной диффузии, связанный с турбулентной вязкостью μ_t соотношением $D_t = (\mu_t / \rho) / Sc_t$ (здесь Sc_t — турбулентное число Шмидта).

2.3. Граничные условия

Условия на разных границах расчетной области для уравнений (1)–(6) приведены ниже: — на нижней границе (нижняя граница водоносного слоя) использованы условие прилипания и условие нулевого потока массы:

$$v_x = v_y = v_z = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial \mathbf{n}} = 0; \quad (7)$$

– на входе задавалась скорость основного потока (вектор скорости потока окружающей среды перпендикулярен входной границе $\mathbf{V} = \{V, 0, 0\}$); концентрация равнялась фоновой концентрации загрязняющего вещества C_0 в воде:

$$v_x = V, \quad v_y = 0, \quad v_z = 0, \quad c = C_0; \quad (8)$$

– верхняя граница, соответствующая свободной поверхности жидкости, полагалась недеформируемой; на ней считались выполненными условия отсутствия нормальной компоненты скорости, касательных напряжений и потока примеси:

$$(\mathbf{v} \mathbf{n}) = 0, \quad \frac{\partial v_x}{\partial x_z} + \frac{\partial v_z}{\partial x_x} = 0, \quad \frac{\partial v_y}{\partial x_z} + \frac{\partial v_z}{\partial x_y} = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial \mathbf{n}} = 0; \quad (9)$$

– на боковой поверхности ставились условия нулевой нормальной производной скорости и отсутствия потока примеси;

$$\frac{\partial v_1}{\partial n} = \frac{\partial v_2}{\partial n} = \frac{\partial v_3}{\partial n} = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial \mathbf{n}} = 0; \quad (10)$$

– условия на выходе заключались в выполнении баланса массы:

$$\oint_{S_{in}} \rho v_m dS - \oint_{S_{out}} \rho v_{out} dS = 0. \quad (11)$$

Параметры в уравнениях (1)–(6) Pr_t , Sc_t , $G_{1\varepsilon}$, $C_{2\varepsilon}$, C_μ , σ_k и σ_ε являются эмпирическими константами. Их значения брались из работы [8]: $Pr_t = 0,85$; $Sc_t = 0,7$; $C_{1\varepsilon} = 1,44$; $C_{2\varepsilon} = 1,92$; $C_\mu = 0,09$; $\sigma_k = 1,0$; $\sigma_\varepsilon = 1,3$. Кинематическая вязкость принималась равной $\mu = 9,34 \cdot 10^{-7} \text{ м}^3/\text{с}$, коэффициент молекулярной диффузии — $D = 1,0 \cdot 10^{-9} \text{ м}^3/\text{с}$.

Рассматривалась квадратичная зависимость плотности от концентрации $\rho = \rho_0 + A \cdot c + B \cdot c^2$ ($\rho_0 = 999,993 \text{ кг/м}^3$, $A = 667,8$, $B = -0,1229$), при этом перепад плотности по глубине реки достигал 10% [6]. В качестве начальных данных использовались фоновая концентрация загрязняющего вещества C_0 во всем объеме и скорость основного течения, равная скорости на входе в расчетную область. При проведении вычислений прибегали к методу конечных объемов. Для выполнения пространственной дискретизации уравнений применялась схема точности второго порядка. Временная эволюция моделировалась по явной схеме второго порядка аппроксимации.

2.4. Верификация модели на примере одномерной задачи

Для проверки адекватности модели брались данные, полученные в исследованиях [55, 56] для области, которая содержала участки разной пористости и проницаемости. Одномерная область длиной $L = 10 \text{ м}$ делилась пополам: первая половина состояла из воды (пористость $m = 1$), вторая — из грунта ($m = 0,3$) с эффективным диаметром зерна $0,01 \text{ м}$, насыщенного водой (Рис. 3). На входе в расчетную область

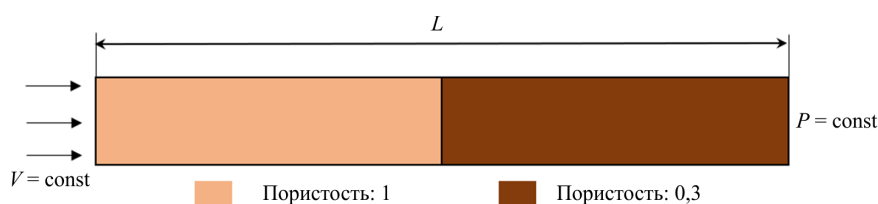


Рис. 3. Схема задачи непрерывной закачки воды с пассивной примесью (индикатором) в область, содержащую участки разной пористости и проницаемости

задавался постоянный поток с выступающей в качестве индикатора пассивной примесью, характеризуемой коэффициентом молекулярной диффузии $D = 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$. Скорость потока на входе фиксировалась на уровне $V = 0,01 \text{ м}^3/\text{с}$.

В начальный момент времени расчетная область заполнялась чистой водой без примеси (Рис. 4). С использованием вышеописанной вычислительной схемы установлено, что с течением времени фронт концентрации распространяется в массиве и не меняет своей структуры.

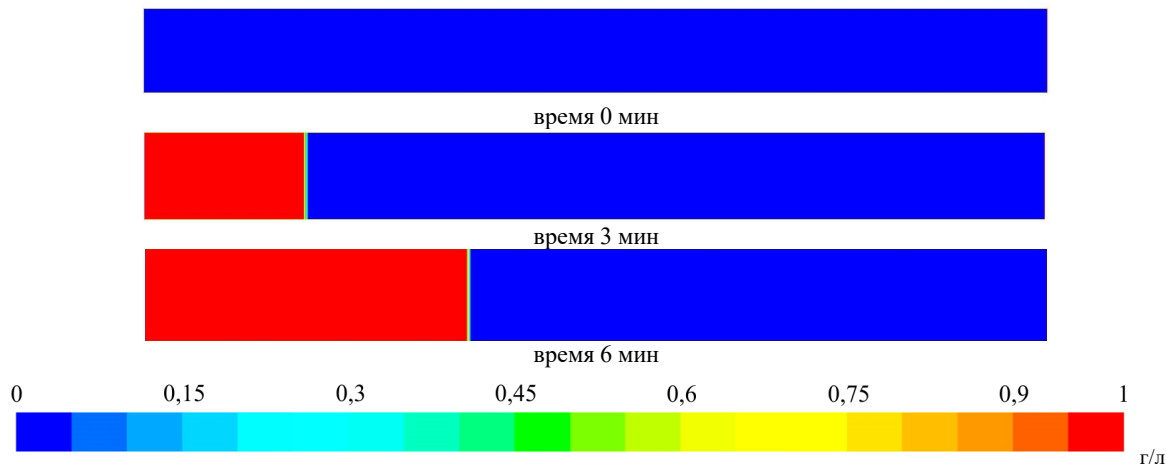


Рис. 4. Временная эволюция фронта концентрации в задаче непрерывной закачки в область, содержащую участки разной пористости и проницаемости

Для непрерывной закачки индикатора сравнивались результаты моделирования и результаты, установленные аналитически [59]. Получено хорошее согласование для переноса консервативного индикатора в поверхностных водах и под землей, как это видно на рисунке 5.

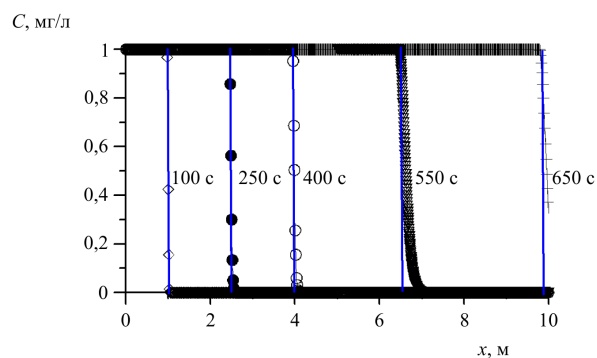


Рис. 5. Временная динамика концентрации примеси при постоянной закачке [59]: вычисленные (см. маркеры) и аналитические (сплошные вертикальные линии) результаты

3. Результаты численного эксперимента

3.1. Динамика распространения рассола в речном русле с песчаным дном

Трехмерное численное моделирование проводилось для параметров речного гидрологического режима, меняющегося в зависимости от сезона. В период маловодья скорость реки в районе сброса составляет $0,1 \text{ м/с}$. При наступлении половодья скоростной режим реки характеризуется значениями порядка 1 м/с .

Расчетная область представляла собой прямоугольный параллелепипед. Рассматривался процесс выноса рассола, накопленного в грунте в результате сброса отработанной воды в течение 24 часов. Из щели с постоянной скоростью вытекал рассол с концентрацией 300 г/л . Глубина водоема составляла 10 м , водоносный слой грунта дна полагался толщиной 4 м , расчетная область имела ширину 30 м и длину 200 м . Грунт дна состоял из песка, имеющего проницаемость $1,0 \cdot 10^{-13} \text{ м}^2$ и пористость $0,6$.

На рисунке 6 показано, что при поступлении рассола в течение 24 часов со скоростью $0,2 \text{ м/с}$, соответствующей минимальному расходу утилизации рассолов $0,02 \text{ м}^3/\text{с}$, в грунте дна накопилось загрязнение. Во время сброса имеет место значительная неоднородность распределения примеси по глубине: тяжелая примесь скапливается у дна. Рассол распространяется в насыщенной пористой среде вертикально

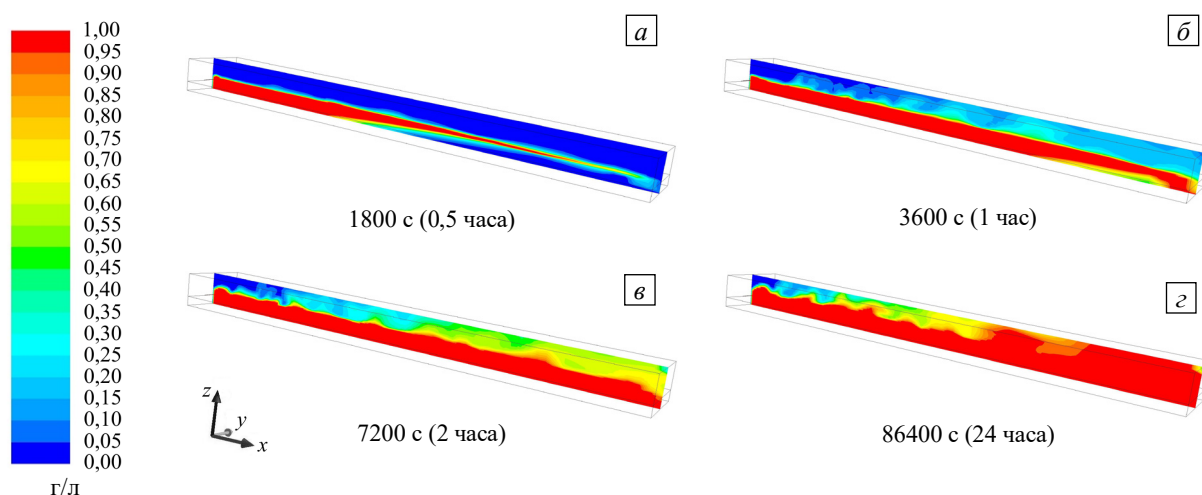


Рис. 6. Поле концентрации примеси в вертикальном сечении посередине расчетной области в различные моменты времени

вниз. С течением времени ненулевая концентрация примеси наблюдается на большом расстоянии от источника, рассолы накапливаются на дне реки. Таким образом, соль распространяется вертикально в грунте дна и в горизонтальном направлении вдоль течения реки. Оценка неоднородности распределения концентрации по глубине выявила, что на малых расстояниях (порядка нескольких метров) от источника концентрация примеси на дне превосходит значение концентрации вблизи поверхности в сотни раз. Далее происходит разбавление, причем значение концентрации на дне остается практически неизменным.

На рисунке 7 приведена временная эволюция поля концентрации примеси. Показаны поля концентрации в вертикальном сечении вдоль основного течения (ось x), проходящем через середину расчетной области, для разных моментов времени. Рисунок 7а демонстрирует поле концентрации в момент времени 1800 с после начала сброса рассола. Данное распределение концентрации является начальным при проведении расчетов с целью определения влияния скоростного режима реки на вынос соли из грунта ее дна. Рисунки 7б–г показывают изменение концентрации соли в течение 24 часов — это время, за которое загрязнение накопилось в исследуемой области. Солеосодержание в грунте дна реки за это же время снижается лишь на 10% (Рис. 7г). Таким образом, дно реки представляет собой дополнительный источник рассолов, активно действующий как минимум в течение последующих 10 дней после окончания сброса отработанной воды.

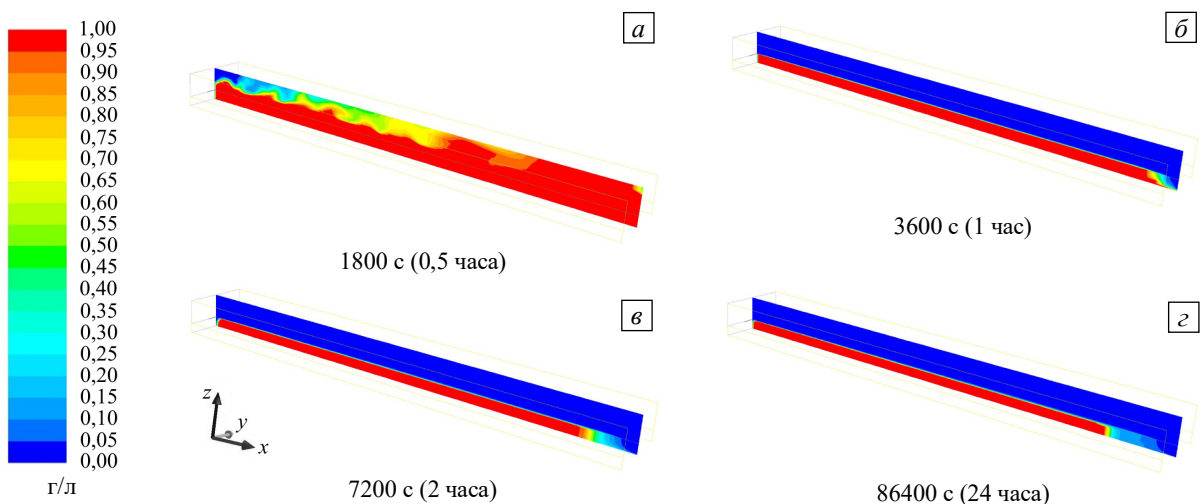


Рис. 7. Временная динамика поля концентрации примеси в вертикальном сечении посередине расчетной области; скорость течения реки 0,6 м/с

В соответствии с нормами, установленными в РФ (СанПиН 2.1.4.1116-02), предельно допустимая концентрация (ПДК) содержания хлоридов составляет: в питьевой воде 0,35 г/л; в воде рыбохозяйственных водоемов 0,3 г/л. Для сульфатов нормы ПДК следующие: для питьевой воды 0,5 г/л, для вод рыбохозяйственных водоемов 0,1 г/л. Так, в начальный момент времени распределение концентрации около места сброса рассолов, а именно на расстоянии 200 м, более чем в 20 раз превосходит значение, допустимое вблизи дна реки (Рис. 8). Тяжелые рассолы стелются по дну. Вертикальной красной линией,

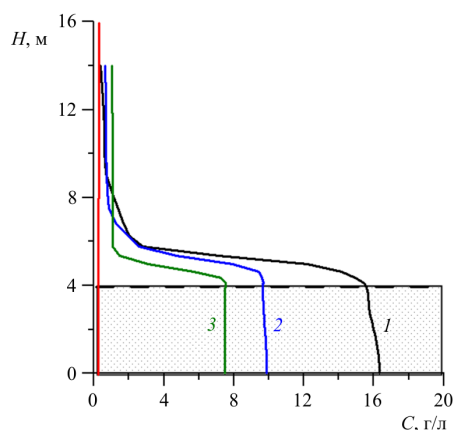


Рис. 8. Распределение концентрации накопленной примеси в вертикальных сечениях расчетной области на различном расстоянии от водовыпуска, м: 50 (линия 1), 100 (линия 2) и 200 (линия 3)

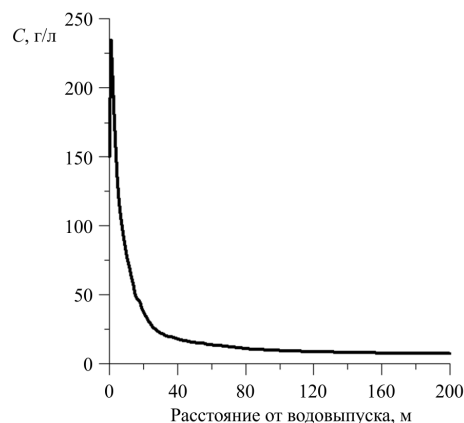


Рис. 9. Изменение концентрации примеси (относительно начального распределения накопленной примеси вблизи дна реки) с удалением от водовыпуска вдоль по течению основного потока

параллельной оси координат, на рисунке 8 показан предел допустимой концентрации соли в питьевой воде. Следует напомнить, что от 0 до 4 м по высоте составляет гипорейная зона, состоящая из песка.

Изменение концентрации примеси с удалением от водовыпуска показано на рисунке 9. Максимальное значение концентрации соли 240 г/л наблюдается возле места сброса.

3.2. Динамика выноса рассола из песчаного дна реки

Традиционно считается, что чем выше расход воды, то есть чем больше скорость течения, тем интенсивнее должны проходить процессы разбавления, тем ниже должна быть концентрация лимитирующих загрязняющих веществ в воде. В то же время при высоких паводках вследствие промыва грунта может осуществиться «залповый» вынос загрязняющих веществ в реку. Поэтому в режиме высоких паводков речное дно вблизи пунктов сброса «тяжелых» примесей следует рассматривать как место сосредоточения своеобразных аккумулятивных источников загрязнения, создающих реальную угрозу водопользованию для расположенных ниже населенных пунктов. В настоящей работе рассматривался вынос накопленного загрязнения с увеличением скорости течения реки до значений, в м/с: 0,3; 0,6; 0,9.

После прекращения подачи отработанной воды концентрация соли в свободном слое жидкости уменьшается в течение нескольких минут. Наблюдается интенсивный процесс разбавления. При этом рассолы, накопленные в пористой среде, начинают функционировать как новые источники поступления загрязняющих веществ в водные объекты. За 24 часа в отсутствие поступления отработанной воды соль выносится из грунта только наполовину (Рис. 10), оставшаяся часть вымывается постепенно при условии, что гидрологический режим водоема не меняется. При снижении среднего расхода воды в реке скорость выноса примеси из пористой среды уменьшится. В случае, когда скорость реки увеличивается, в течение часа после начала ее повышения наблюдается изменение концентрации примеси вблизи дна реки. Так, при нарастании скорости реки от 0,1 до 0,3 м/с концентрация примеси на дне реки становится в 1,5 раза больше (Рис. 11).

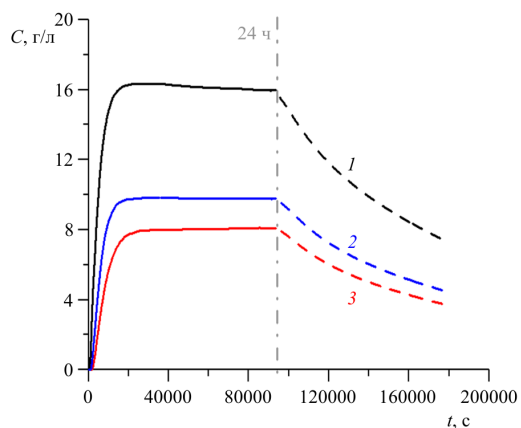


Рис. 10. Изменение со временем концентрации примеси в грунте на глубине 2 м после завершения поступления рассолов на отдалении от водовыпуска, м: 50 (линия 1), 100 (2) и 200 (3)

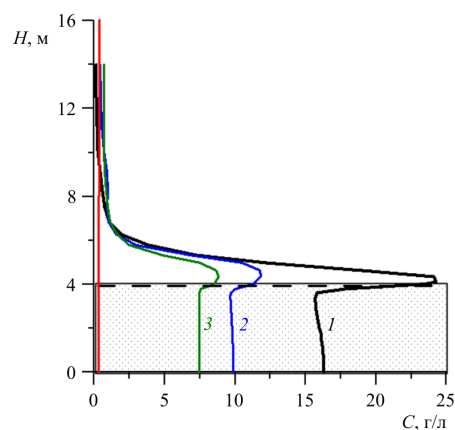


Рис. 11. Распределение концентрации примеси в вертикальных сечениях грунта и реки через 2 мин после нарастания скорости течения от 0,1 до 0,3 м/с на отдалении от водовыпуска, м: 50 (линия 1), 100 (2) и 200 (3)

Временная динамика концентрации в зависимости от скоростного режима на расстоянии 50 м от источника примеси показана на рисунке 12. Линия 1 соответствует ситуации, когда скорость течения реки не меняется, такой же график имеет место на рисунке 10. Линии 2 отвечает случай, когда скорость течения реки достигает 0,3 м/с, линии 3 — 0,6 м/с, линии 4 — 0,9 м/с. С увеличением скорости реки происходит залповое изменение концентрации примеси, которое наблюдается в течение минуты, затем вода с этой концентрацией сносится вдоль по потоку. Однако с течением времени максимальная концентрация примеси не снижается до значений при стабильном скоростном режиме. Рост максимальной концентрации составляет порядка 20%. При последующем отведении отработанной воды содержание солей в грунте дна еще поднимется. Аккумулирующая способность дна зависит от состава грунта, из которого оно состоит. Так, если дно реки состоит из песчано-гравийной смеси с малым включением суглинков, то концентрация солей в грунте дна может превосходить предельно допустимые значения в тысячи раз. Накопленные примеси в водоносном слое дна реки совершенно безопасны при малых и средних расходах, при увеличении же интенсивности течения реки в период половодья они становятся интенсивным источником загрязнения, существенно лимитирующим режим водопользования для лежащих ниже по течению потребителей.

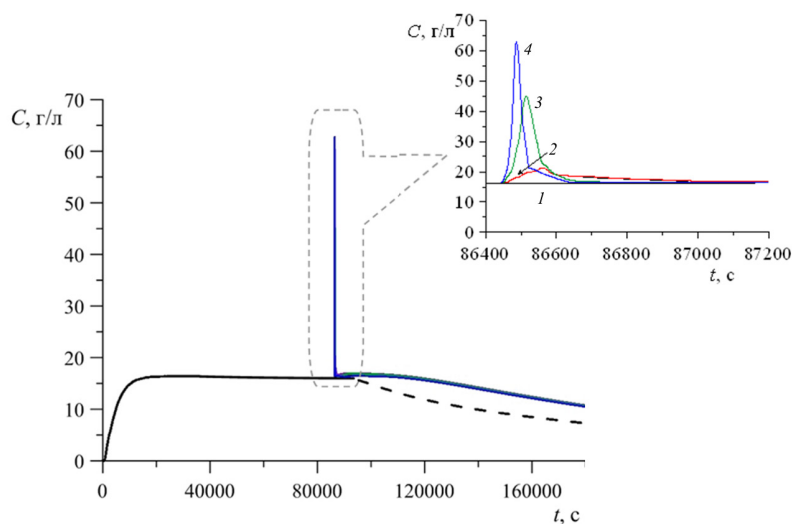


Рис. 12. Временная динамика максимального значения концентрации примеси в вертикальном сечении грунта дна и русла на расстоянии 50 м от пункта сброса при различной скорости основного потока, м/с: 0,1 (линия 1); 0,3 (2); 0,6 (3); 0,9 (4)

4. Заключение

Традиционные подходы, которые рассматривают максимальные концентрации загрязняющих веществ, ограничивающие водопользование, только как следствие их распространения в свободном потоке, являются неполными. Необходим также анализ аккумулирующих свойств речного дна, то есть требуется решение задачи движения свободного потока над водоносным слоем пористой среды. При наличии «тяжелых» примесей может возникать очень резкое увеличение содержания загрязняющих ингредиентов в грунте речного дна вблизи мест сброса. Такие задачи остро встают при отведении от промышленных комплексов избыточных высокоминерализованных рассолов в водные объекты, в которых из-за значительных внутригодовых колебаний уровня воды и ледового режима предпочтительным считается придонный сброс сточных вод.

Проведенное в настоящей работе численное моделирование позволило получить данные о распределении концентрации загрязняющих веществ по глубине потока и в грунте дна реки в результате сброса «тяжелых» сточных вод. Значительная неоднородность распределения примеси наблюдается не только вблизи дна, но и в водонасыщенном слое пористой среды, причем рассол распространяется в пористой среде вертикально вниз со скоростью, превосходящей скорость прокачки (скорость распространения жидкости в слое пористой среды в горизонтальном направлении под действием градиента давления) на три порядка. С течением времени ненулевая концентрация примеси создается на большем расстоянии от источника, происходит накопление рассолов на дне реки. Сделанная оценка неоднородности распределения концентрации по глубине показала, что на малых расстояниях (порядка нескольких метров) от источника концентрация примеси на дне и в грунте дна превосходит значение концентрации вблизи поверхности в тысячи раз. Далее по течению реки водный поток разбавляется, причем на дне значение концентрации остается практически неизменным. Накопленные примеси в водоносном слое дна реки совершенно безопасны при малых и средних расходах, однако при увеличении скорости течения реки в период половодья они становятся интенсивным источником загрязнения и существенно ограничивают режим водопользования. Таким образом, сброс отработанной воды с «тяжелой» примесью должен быть

организован так, чтобы объемы сброса сточных вод соответствовали реальным расходам воды в водоприемнике и аккумулирующей способности речного дна.

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект № 20-11-20125).

Литература

1. *Arle J., Wagner F.* Effect of anthropogenic salinisation on the ecological status of macroinvertebrate assemblages in the Werra River (Thuringia, Germany) // *Hydrobiologia*. 2013. Vol. 701. P. 129-148. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1265-z>
2. *Salama R.B., Otto C.J., Fitzpatrick R.W.* Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization // *Hydrogeology Journal*. 1999. Vol. 7. P. 46-64. <https://doi.org/10.1007/s100400050179>
3. *Wells M.G., Wettlaufer J.S.* The long-term circulation driven by density currents in a two-layer stratified basin // *J. Fluid Mech.* 2007. Vol. 572. P. 37-58. <https://doi.org/10.1017/S0022112006003478>
4. *Baldwin D.S., Rees G.N., Mitchell A.M., Watson G., Williams J.* The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland // *Wetlands*. 2006. Vol. 26. P. 455-464.
5. *Eilers R.G., Eilers W.D., Fitzgerald M.M.* A salinity risk index for soils of the Canadian Prairies // *Hydrogeology Journal*. 1997. Vol. 5. P. 68-79. <https://doi.org/10.1007/s100400050118>
6. *Khayrulina E., Bogush A., Novoselova L., Mitrakova N.* Properties of alluvial soils of taiga forest under anthropogenic salinization // *Forests*. 2021. Vol. 12. 321. <https://doi.org/10.3390/f12030321>
7. *Любимова Т.П., Лепухин А.П., Паршакова Я.Н., Циберкин К.Б.* Численное моделирование инфильтрации жидких отходов из хранилища в прилегающие грунтовые воды и поверхностные водоёмы // *Вычисл. мех. сплош. сред.* 2015. Т. 8, № 3. С. 310-318. <https://doi.org/10.7242/1999-6691/2015.8.3.26>
8. *Baure M., Eichinger L., Elsass P., Kloppmann W., Wirsing G.* Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the Southern Upper Rhine Graden // *Int. J. Earth Sci.* 2005. Vol. 94. P. 565-579. <https://doi.org/10.1007/s00531-005-0500-5>
9. *Khayrulina E., Maksimovich N.* Influence of drainage with high contents of water-soluble salts on the environment in the Verkhnekamskoe potash deposit, Russia // *Mine Water Environ.* 2018. Vol. 37. P. 595-603. <https://doi.org/10.1007/s10230-017-0509-6>
10. *Fetisova N.F., Fetisov V.V., Maio M.D., Zekster I.S.* Groundwater vulnerability assessment based on calculation of chloride travel time through the unsaturated zone on the area of the Upper Kama potassium salt deposit // *Environ. Earth Sci.* 2016. Vol. 75. 681. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5496-6>
11. *Andreichuk V., Eraso A., Domínguez M.C.* A large sinkhole in the Verkhnekamsky potash basin in the Urals // *Mine Water Environ.* 2000. Vol. 19. P. 2-18. <https://doi.org/10.1007/BF02687261>
12. *Lepikhin A.P., Lyubimova T.P., Parshakova Ya.N., Tiunov A.A.* Discharge of excess brine into water bodies at potash industry works // *J. Min. Sci.* 2012. Vol. 48. P. 390-397. <https://doi.org/10.1134/S1062739148020220>
13. *Любимова Т.П., Лепухин А.П., Паршакова Я.Н.* Численное моделирование отведения высокоминерализованных сточных вод в водные объекты с целью усовершенствования конструкций выпускных устройств // *Вычисл. мех. сплош. сред.* 2019. Т. 12, № 4. С. 427-434. <https://doi.org/10.7242/1999-6691/2019.12.4.36>
14. *Gu R., Stefan H.G.* Analysis of turbulent buoyant jet in density stratified water // *J. Environ. Eng.* 1988. Vol. 114. P. 878-897. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1988\)114:4\(878\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1988)114:4(878))
15. *Jirka G.H.* Integral model for turbulent buoyant jets in unbounded stratified flows. Part I: Single round jet // *Environ. Fluid Mech.* 2004. Vol. 4. P. 1-56. <https://doi.org/10.1023/A:1025583110842>
16. *Lai A.C.H., Yu D., Lee J.H.W.* Mixing of a rosette jet group in a crossflow // *J. Hydraul. Eng.* 2011. Vol. 137. P. 787-803. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000359](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000359)
17. *Norman T.L., Revankar S.T.* Buoyant jet and two-phase jet-plume modeling for application to large water pools // *Nucl. Eng. Des.* 2011. Vol. 241. P. 1667-1700. <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2011.02.015>
18. *Lyubimova T.P., Roux B., Luo S., Parshakova Y.N., Shumilova N.S.* Modeling of the near-field distribution of pollutants coming from a coastal outfall // *Nonlin. Processes Geophys.* 2013. Vol. 20. P. 257-266. <https://doi.org/10.5194/npg-20-257-2013>
19. *Lai C.C.K., Lee J.H.W.* Initial mixing of inclined dense jet in perpendicular crossflow // *Environ. Fluid Mech.* 2014. Vol. 14. P. 25-49. <https://doi.org/10.1007/s10652-013-9290-7>
20. *Lee J.H.W.* Mixing of multiple buoyant jets // *J. Hydraul. Eng.* 2012. Vol. 138. P. 1008-1021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000560](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000560)
21. *Lai A.C.H., Lee J.H.W.* Dynamic interaction of multiple buoyant jets // *J. Fluid Mech.* 2012. Vol. 708. P. 539-575. <https://doi.org/10.1017/jfm.2012.332>
22. *Harvey J.W., Bencala K.E.* The effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments // *Water Resour. Res.* 1993. Vol. 29. P. 89-98. <https://doi.org/10.1029/92WR01960>
23. *Sophocleous M.* Interactions between groundwater and surface water: The state of the science // *Hydrogeology Journal*. 2002. Vol. 10. P. 52-67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>
24. *Boulton A.J., Dattay T., Kasahara T., Mutz M., Stanford J.A.* Ecology and management of the hyporheic zone: Stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains // *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2010. Vol. 29. P. 26-40. <https://doi.org/10.1899/08-017.1>
25. *Hester E.T., Gooseff M.N.* Moving beyond the banks: Hyporheic restoration is fundamental to restoring ecological services and functions of streams // *Environ. Sci. Technol.* 2010. Vol. 44. P. 1521-1525. <https://doi.org/10.1021/es902988n>
26. *Krause S., Tecklenburg C., Munz M., Naden E.* Streambed nitrogen cycling beyond the hyporheic zone: Flow controls on horizontal patterns and depth distribution of nitrate and dissolved oxygen in the upwelling groundwater of a lowland river // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2013. Vol. 118. P. 54-67. <https://doi.org/10.1029/2012JG002122>

27. Lewandowski J., Arnon S., Banks E. et al. Is the hyporheic zone relevant beyond the scientific community? // *Water*. 2019. Vol. 11. 2230. <https://doi.org/10.3390/w11112230>
28. Dent C.L., Grimm N.B., Marti E., Edmonds J.W., Henry J.C., Welter J.R. Variability in surface subsurface hydrologic interactions and implications for nutrient retention in an arid-land stream // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2007. Vol. 112. G04004. <http://dx.doi.org/10.1029/2007jg000467>
29. Buffington J.M., Tonina D. Hyporheic exchange in mountain rivers II: Effects of channel morphology on mechanics, scales, and rates of exchange // *Geography Compass*. 2009. Vol. 3. P. 1038-1062. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2009.00225.x>
30. Cardenas M.B. Stream-aquifer interactions and hyporheic exchange in gaining and losing sinuous streams // *Water Resour. Res.* 2009. Vol. 45. W06429. <https://doi.org/10.1029/2008WR007651>
31. Ruehl C.R., Fisher A.T., Los Huertos M., Wankel S.D., Wheat C.G., Kendall C., Hatch C.E., Shennan C. Nitrate dynamics within the Pajaro River, a nutrient-rich, losing stream // *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2009. Vol. 26. P. 191-206. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[191:NDWTPR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[191:NDWTPR]2.0.CO;2)
32. Bardini L., Boano F., Cardenas M.B., Revelli R., Ridolfi L. Nutrient cycling in bedform induced hyporheic zones // *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2012. Vol. 84. P. 47-61. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.01.025>
33. Wu L., Singh T., Gomez-Velez J., Nutzmann G., Wörman A., Krause S., Lewandowski J. Impact of dynamically changing discharge on hyporheic exchange processes under gaining and losing groundwater conditions // *Water Resour. Res.* 2018. Vol. 54. P. 10076-10093. <https://doi.org/10.1029/2018WR023185>
34. Van der Molen D.T., Breeuwsma A., Boers P.C.M. Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: Impact, strategies, and perspectives // *J. Environ. Qual.* 1998. Vol. 27. P. 4-11. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700010002x>
35. Lewandowski J., Putschew A., Schwesig D., Neumann C., Radke M. Fate of organic micropollutants in the hyporheic zone of a eutrophic lowland stream: Results of a preliminary field study // *Sci. Total Environ.* 2011. Vol. 409. P. 1824-1835. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.028>
36. Engelhardt I., Barth J.A.C., Bol R., Schulz M., Ternes T.A., Schuth C., van Geldern R. Quantification of long-term wastewater fluxes at the surface water/groundwater-interface: An integrative model perspective using stable isotopes and acesulfame // *Sci. Total Environ.* 2014. Vol. 466-467. P. 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.092>
37. Brunke M., Gonser T. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater // *Freshwater Biology*. 1997. Vol. 37. P. 1-33. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00143.x>
38. Heberer T., Massmann G., Fanck B., Taute T., Dünnbier U. Behaviour and redox sensitivity of antimicrobial residues during bank filtration // *Chemosphere*. 2008. Vol. 73. P. 451-460. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.056>
39. Botter G., Basu N.B., Zanardo S., Rao P.S.C., Rinaldo A. Stochastic modeling of nutrient losses in streams: Interactions of climatic, hydrologic and biogeochemical controls // *Water Resour. Res.* 2010. Vol. 46. W08509. <https://doi.org/10.1029/2009WR008758>
40. Huntscha S., Singer H.P., McArdell C.S., Frank C.E., Hollender J. Multiresidue analysis of 88 polar organic micropollutants in ground, surface and wastewater using online mixed-bed multilayer solid-phase extraction coupled to high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry // *J. Chromatogr. A*. 2012. Vol. 1268. P. 74-83. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.10.032>
41. Lawrence J.E., Skold M.E., Hussain F.A., Silverman D.R., Resh V.H., Sedlak D.L., Luthy R.G., McCray J.E. Hyporheic zone in urban streams: A review and opportunities for enhancing water quality and improving aquatic habitat by active management // *Environ. Eng. Sci.* 2013. Vol. 30. P. 480-501. <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0235>
42. Regnery J., Barringer J., Wing A.D., Hoppe-Jones C., Teerlink J., Drewes J.E. Start-up performance of a fullscale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals // *Chemosphere*. 2015. Vol. 127. P. 136-142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.076>
43. Schaper J.L., Posselt M., McCallum J.L., Banks E.W., Hoehne A., Meinikmann K., Shanafield M.A., Batelaan O., Lewandowski J. Hyporheic exchange controls fate of trace organic compounds in an urban stream // *Environ. Sci. Technol.* 2018. Vol. 52. P. 12285-12294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03117>
44. Schaper J.L., Posselt M., Bouchez C., Jaeger A., Nuetzmann G., Putschew A., Singer G., Lewandowski J. Fate of trace organic compounds in the hyporheic zone: Influence of retardation, the benthic biolayer, and organic carbon // *Environ. Sci. Technol.* 2019. Vol. 53. P. 4224-4234. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06231>
45. Kasahara T., Wondzell S.M. Geomorphic controls on hyporheic exchange flow in mountain streams // *Water Resour. Res.* 2003. Vol. 39. SBH 3. <https://doi.org/10.1029/2002WR001386>
46. Peterson E.W., Sickbert T.B. Stream water bypass through a meander neck, laterally extending the hyporheic zone // *Hydrogeology Journal*. 2006. Vol. 14. P. 1443-1451. <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0050-3>
47. Gariglio F.P., Tonina D., Luce C.H. Spatiotemporal variability of hyporheic exchange through a pool-riffle pool sequence // *Water Resour. Res.* 2013. Vol. 49. P. 7185-7204. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20419>
48. Fox A., Boano F., Arnon S. Impact of losing and gaining streamflow conditions on hyporheic exchange fluxes induced by dune-shaped bed forms // *Water Resour. Res.* 2014. Vol. 50. P. 1895-1907. <https://doi.org/10.1002/2013WR014668>
49. Cardenas M.B., Wilson J.L. Exchange across a sediment-water interface with ambient groundwater discharge // *J. Hydrol.* 2007. Vol. 346. P. 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.019>
50. Cardenas M.B., Wilson J.L. Thermal regime of dune-covered sediments under gaining and losing water bodies // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2007. Vol. 112. G04013. <http://dx.doi.org/10.1029/2007jg000485>
51. Jin G., Tang H., Li L., Barry D.A. Hyporheic flow under periodic bed forms influenced by low-density gradients // *Geophys. Res. Lett.* 2011. Vol. 38. L22401. <https://doi.org/10.1029/2011GL049694>
52. Trauth N., Schmidt C., Maier U., Vieweg M., Fleckenstein J.H. Coupled 3-D stream flow and hyporheic flow model under varying stream and ambient groundwater flow conditions in a pool-riffle system // *Water Resour. Res.* 2013. Vol. 49. P. 5834-5850. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20442>

53. Trauth N., Schmidt C., Vieweg M., Maier U., Fleckenstein J.H. Hyporheic transport and biogeochemical reactions in pool-riffle systems under varying ambient groundwater flow conditions // *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* 2014. Vol. 119. P. 910-928. <https://doi.org/10.1002/2013JG002586>
54. Li B., Liu X., Kaufman M.H., Turetaica A., Chen X., Cardenas M.B. Flexible and modular simultaneous modeling of flow and reactive transport in rivers and hyporheic zones // *Water Resour. Res.* 2020. Vol. 56. e2019WR026528. <https://doi.org/10.1029/2019WR026528>
55. Kinzelbach W. Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. München: Oldenbourg Wissenschaftsverlag, 1992. 343 p.
56. Broecker T., Sobhi Gollo V., Fox A., Lewandowski J., Nützmann G., Arnon S., Hinkelmann R. High-resolution integrated transport model for studying surface water-groundwater interaction // *Groundwater*. 2021. Vol. 59. P. 488-502. <https://doi.org/10.1111/gwat.13071>

References

1. Arle J., Wagner F. Effect of anthropogenic salinisation on the ecological status of macroinvertebrate assemblages in the Werra River (Thuringia, Germany). *Hydrobiologia*, 2013, vol. 701, pp. 129-148. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1265-z>
2. Salama R.B., Otto C.J., Fitzpatrick R.W. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization. *Hydrogeology Journal*, 1999, vol. 7, pp. 46-64. <https://doi.org/10.1007/s100400050179>
3. Wells M.G., Wettlaufer J.S. The long-term circulation driven by density currents in a two-layer stratified basin. *J. Fluid Mech.*, 2007, vol. 572, pp. 37-58. <https://doi.org/10.1017/S0022112006003478>
4. Baldwin D.S., Rees G.N., Mitchell A.M., Watson G., Williams J. The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*, 2006, vol. 26, pp. 455-464.
5. Eilers R.G., Eilers W.D., Fitzgerald M.M. A salinity risk index for soils of the Canadian Prairies. *Hydrogeology Journal*, 1997, vol. 5, pp. 68-79. <https://doi.org/10.1007/s100400050118>
6. Khayrulina E., Bogush A., Novoselova L., Mitrakova N. Properties of alluvial soils of taiga forest under anthropogenic salinization. *Forests*, 2021, vol. 12, 321. <https://doi.org/10.3390/fl2030321>
7. Lyubimova T.P., Lepikhin A.P., Parshakova Ya.N., Tsiberkin K.B. Numerical modeling of liquid-waste infiltration from storage facilities into surrounding groundwater and surface-water bodies. *J. Appl. Mech. Tech. Phy.*, 2016, vol. 57, pp. 1208-1216. <https://doi.org/10.1134/S0021894416070099>
8. Baure M., Eichinger L., Elsass P., Kloppmann W., Wirsing G. Isotopic and hydrochemical studies of groundwater flow and salinity in the Southern Upper Rhine Graden. *Int. J. Earth Sci.*, 2005, vol. 94, pp. 565-579. <https://doi.org/10.1007/s00531-005-0500-5>
9. Khayrulina E., Maksimovich N. Influence of drainage with high contents of water-soluble salts on the environment in the Verkhnekamskoe potash deposit, Russia. *Mine Water Environ.*, 2018, vol. 37, pp. 595-603. <https://doi.org/10.1007/s10230-017-0509-6>
10. Fetisova N.F., Fetisov V.V., Maio M.D., Zekster I.S. Groundwater vulnerability assessment based on calculation of chloride travel time through the unsaturated zone on the area of the Upper Kama potassium salt deposit. *Environ. Earth Sci.*, 2016, vol. 75, 681. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5496-6>
11. Andreichuk V., Eraso A., Domínguez M.C. A large sinkhole in the Verkhnekamsky potash basin in the Urals. *Mine Water Environ.*, 2000, vol. 19, pp. 2-18. <https://doi.org/10.1007/BF02687261>
12. Lepikhin A.P., Lyubimova T.P., Parshakova Ya.N., Tiunov A.A. Discharge of excess brine into water bodies at potash industry works. *J. Min. Sci.*, 2012, vol. 48, pp. 390-397. <https://doi.org/10.1134/S1062739148020220>
13. Lyubimova T.P., Lepikhin A.P., Parshakova Ya.N. Numerical simulation of highly saline wastewater discharge into water objects to improve discharge devices. *J. Appl. Mech. Tech. Phy.*, 2020, vol. 61, pp. 1250-1256. <https://doi.org/10.1134/S002189442007007X>
14. Gu R., Stefan H.G. Analysis of turbulent buoyant jet in density stratified water. *J. Environ. Eng.*, 1988, vol. 114, pp. 878-897. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1988\)114:4\(878\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1988)114:4(878))
15. Jirka G.H. Integral model for turbulent buoyant jets in unbounded stratified flows. Part I: Single round jet. *Environ. Fluid Mech.*, 2004, vol. 4, pp. 1-56. <https://doi.org/10.1023/A:1025583110842>
16. Lai A.C.H., Yu D., Lee J.H.W. Mixing of a rosette jet group in a crossflow. *J. Hydraul. Eng.*, 2011, vol. 137, pp. 787-803. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000359](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000359)
17. Norman T.L., Revankar S.T. Buoyant jet and two-phase jet-plume modeling for application to large water pools. *Nucl. Eng. Des.*, 2011, vol. 241, pp. 1667-1700. <https://doi.org/10.1016/j.nucengdes.2011.02.015>
18. Lyubimova T.P., Roux B., Luo S., Parshakova Y.N., Shumilova N.S. Modeling of the near-field distribution of pollutants coming from a coastal outfall. *Nonlin. Processes Geophys.*, 2013, vol. 20, pp. 257-266. <https://doi.org/10.5194/npg-20-257-2013>
19. Lai C.C.K., Lee J.H.W. Initial mixing of inclined dense jet in perpendicular crossflow. *Environ. Fluid Mech.*, 2014, vol. 14, pp. 25-49. <https://doi.org/10.1007/s10652-013-9290-7>
20. Lee J.H.W. Mixing of multiple buoyant jets. *J. Hydraul. Eng.*, 2012, vol. 138, pp. 1008-1021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000560](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000560)
21. Lai A.C.H., Lee J.H.W. Dynamic interaction of multiple buoyant jets. *J. Fluid Mech.*, 2012, vol. 708, pp. 539-575. <https://doi.org/10.1017/jfm.2012.332>
22. Harvey J.W., Bencala K.E. The effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments. *Water Resour. Res.*, 1993, vol. 29, pp. 89-98. <https://doi.org/10.1029/92WR01960>
23. Sophocleous M. Interactions between groundwater and surface water: The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 2002, vol. 10, pp. 52-67. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>

24. Boulton A.J., Detry T., Kasahara T., Mutz M., Stanford J.A. Ecology and management of the hyporheic zone: Stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2010, vol. 29, pp. 26-40. <https://doi.org/10.1899/08-017.1>
25. Hester E.T., Gooseff M.N. Moving beyond the banks: Hyporheic restoration is fundamental to restoring ecological services and functions of streams. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, vol. 44, pp. 1521-1525. <https://doi.org/10.1021/es902988n>
26. Krause S., Tecklenburg C., Munz M., Naden E. Streambed nitrogen cycling beyond the hyporheic zone: Flow controls on horizontal patterns and depth distribution of nitrate and dissolved oxygen in the upwelling groundwater of a lowland river. *J. Geophys. Res.: Biogeosci.*, 2013, vol. 118, pp. 54-67. <https://doi.org/10.1029/2012JG002122>
27. Lewandowski J., Arnon S., Banks E. et al. Is the hyporheic zone relevant beyond the scientific community? *Water*, 2019, vol. 11, 2230. <https://doi.org/10.3390/w11112230>
28. Dent C.L., Grimm N.B., Martí E., Edmonds J.W., Henry J.C., Welter J.R. Variability in surface subsurface hydrologic interactions and implications for nutrient retention in an arid-land stream. *J. Geophys. Res.: Biogeosci.*, 2007, vol. 112, G04004. <http://dx.doi.org/10.1029/2007jg000467>
29. Buffington J.M., Tonina D. Hyporheic exchange in mountain rivers II: Effects of channel morphology on mechanics, scales, and rates of exchange. *Geography Compass*, 2009, vol. 3, pp. 1038-1062. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2009.00225.x>
30. Cardenas M.B. Stream-aquifer interactions and hyporheic exchange in gaining and losing sinuous streams. *Water Resour. Res.*, 2009, vol. 45, W06429. <https://doi.org/10.1029/2008WR007651>
31. Ruehl C.R., Fisher A.T., Los Huertos M., Wankel S.D., Wheat C.G., Kendall C., Hatch C.E., Shennan C. Nitrate dynamics within the Pajaro River, a nutrient-rich, losing stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2009, vol. 26, pp. 191-206. [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[191:NDWTPR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[191:NDWTPR]2.0.CO;2)
32. Bardini L., Boano F., Cardenas M.B., Revelli R., Ridolfi L. Nutrient cycling in bedform induced hyporheic zones. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 2012, vol. 84, pp. 47-61. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.01.025>
33. Wu L., Singh T., Gomez-Velez J., Nutzmam G., Wörman A., Krause S., Lewandowski J. Impact of dynamically changing discharge on hyporheic exchange processes under gaining and losing groundwater conditions. *Water Resour. Res.*, 2018, vol. 54, pp. 10076-10093. <https://doi.org/10.1029/2018WR023185>
34. Van der Molen D.T., Breeuwsma A., Boers P.C.M. Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: Impact, strategies, and perspectives. *J. Environ. Qual.*, 1998, vol. 27, pp. 4-11. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700010002x>
35. Lewandowski J., Putschew A., Schwesig D., Neumann C., Radke M. Fate of organic micropollutants in the hyporheic zone of a eutrophic lowland stream: Results of a preliminary field study. *Sci. Total Environ.*, 2011, vol. 409, pp. 1824-1835. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.028>
36. Engelhardt I., Barth J.A.C., Bol R., Schulz M., Ternes T.A., Schuth C., van Geldern R. Quantification of long-term wastewater fluxes at the surface water/groundwater-interface: An integrative model perspective using stable isotopes and acesulfame. *Sci. Total Environ.*, 2014, vol. 466-467, pp. 16-25. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.092>
37. Brunke M., Gonser T. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 1997, vol. 37, pp. 1-33. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00143.x>
38. Heberer T., Massmann G., Fanck B., Taute T., Dünnbier U. Behaviour and redox sensitivity of antimicrobial residues during bank filtration. *Chemosphere*, 2008, vol. 73, pp. 451-460. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.056>
39. Botter G., Basu N.B., Zanardo S., Rao P.S.C., Rinaldo A. Stochastic modeling of nutrient losses in streams: Interactions of climatic, hydrologic and biogeochemical controls. *Water Resour. Res.*, 2010, vol. 46, W08509. <https://doi.org/10.1029/2009WR008758>
40. Huntscha S., Singer H.P., McArdell C.S., Frank C.E., Hollender J. Multiresidue analysis of 88 polar organic micropollutants in ground, surface and wastewater using online mixed-bed multilayer solid-phase extraction coupled to high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A*, 2012, vol. 1268, pp. 74-83. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.10.032>
41. Lawrence J.E., Skold M.E., Hussain F.A., Silverman D.R., Resh V.H., Sedlak D.L., Luthy R.G., McCray J.E. Hyporheic zone in urban streams: A review and opportunities for enhancing water quality and improving aquatic habitat by active management. *Environ. Eng. Sci.*, 2013, vol. 30, pp. 480-501. <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0235>
42. Regnery J., Barringer J., Wing A.D., Hoppe-Jones C., Teerlink J., Drewes J.E. Start-up performance of a fullscale riverbank filtration site regarding removal of DOC, nutrients, and trace organic chemicals. *Chemosphere*, 2015, vol. 127, pp. 136-142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.076>
43. Schaper J.L., Posselt M., McCallum J.L., Banks E.W., Hoehne A., Meinikmann K., Shanafield M.A., Batelaan O., Lewandowski J. Hyporheic exchange controls fate of trace organic compounds in an urban stream. *Environ. Sci. Technol.*, 2018, vol. 52, pp. 12285-12294. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b031177>
44. Schaper J.L., Posselt M., Bouchez C., Jaeger A., Nutzmam G., Putschew A., Singer G., Lewandowski J. Fate of trace organic compounds in the hyporheic zone: Influence of retardation, the benthic biolayer, and organic carbon. *Environ. Sci. Technol.*, 2019, vol. 53, pp. 4224-4234. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06231>
45. Kasahara T., Wondzell S.M. Geomorphic controls on hyporheic exchange flow in mountain streams. *Water Resour. Res.*, 2003, vol. 39, SBH 3. <https://doi.org/10.1029/2002WR001386>
46. Peterson E.W., Sickbert T.B. Stream water bypass through a meander neck, laterally extending the hyporheic zone. *Hydrogeology Journal*, 2006, vol. 14, pp. 1443-1451. <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0050-3>
47. Gariglio F.P., Tonina D., Luce C.H. Spatiotemporal variability of hyporheic exchange through a pool-riffle pool sequence. *Water Resour. Res.*, 2013, vol. 49, pp. 7185-7204. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20419>
48. Fox A., Boano F., Arnon S. Impact of losing and gaining streamflow conditions on hyporheic exchange fluxes induced by dune-shaped bed forms. *Water Resour. Res.*, 2014, vol. 50, pp. 1895-1907. <https://doi.org/10.1002/2013WR014668>
49. Cardenas M.B., Wilson J.L. Exchange across a sediment-water interface with ambient groundwater discharge. *J. Hydrol.*, 2007, vol. 346, pp. 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.019>

50. Cardenas M.B., Wilson J.L. Thermal regime of dune-covered sediments under gaining and losing water bodies. *J. Geophys. Res.: Biogeosci.*, 2007, vol. 112, G04013. <http://dx.doi.org/10.1029/2007jg000485>
51. Jin G., Tang H., Li L., Barry D.A. Hyporheic flow under periodic bed forms influenced by low-density gradients. *Geophys. Res. Lett.*, 2011, vol. 38, L22401. <https://doi.org/10.1029/2011GL049694>
52. Trauth N., Schmidt C., Maier U., Vieweg M., Fleckenstein J.H. Coupled 3-D stream flow and hyporheic flow model under varying stream and ambient groundwater flow conditions in a pool-riffle system. *Water Resour. Res.*, 2013, vol. 49, pp. 5834-5850. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20442>
53. Trauth N., Schmidt C., Vieweg M., Maier U., Fleckenstein J.H. Hyporheic transport and biogeochemical reactions in pool-riffle systems under varying ambient groundwater flow conditions. *J. Geophys. Res.: Biogeosci.*, 2014, vol. 119, pp. 910-928. <https://doi.org/10.1002/2013JG002586>
54. Li B., Liu X., Kaufman M.H., Turetaia A., Chen X., Cardenas M.B. Flexible and modular simultaneous modeling of flow and reactive transport in rivers and hyporheic zones. *Water Resour. Res.*, 2020, vol. 56, e2019WR026528. <https://doi.org/10.1029/2019WR026528>
55. Kinzelbach W. *Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser* [Numerical methods for modeling the transport of pollutants in groundwater]. München, Oldenbourg Wissenschaftsverlag, 1992. 343 p.
56. Broecker T., Sobhi Gollo V., Fox A., Lewandowski J., Nützman G., Arnon S., Hinkelmann R. High-resolution integrated transport model for studying surface water-groundwater interaction. *Groundwater*, 2021, vol. 59, pp. 488-502. <https://doi.org/10.1111/gwat.13071>

Поступила в редакцию 20.03.2022; после доработки 28.04.2022; принята к опубликованию 12.02.2022

Сведения об авторах

Марышев Борис Сергеевич, кфмн, нс, Институт механики сплошных сред УрО РАН (ИМСС УрО РАН), 614018, г. Пермь, ул. Академика Королёва, д. 1; e-mail: bmaryshev@mail.ru

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

Иванцов Андрей Олегович, кфмн, нс, ИМСС УрО РАН; e-mail: aivantsov@gmail.com

Зубова Надежда Алексеевна, кфмн, нс, ИМСС УрО РАН; e-mail: yanca@yandex.ru