

DOI: [10.7242/1999-6691/2019.12.4.36](https://doi.org/10.7242/1999-6691/2019.12.4.36)

УДК 532.5:556.18

ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ОТВЕДЕНИЯ ВЫСОКОМИНЕРАЛИЗОВАННЫХ СТОЧНЫХ ВОД В ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ С ЦЕЛЮ УСОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ КОНСТРУКЦИЙ ВЫПУСКНЫХ УСТРОЙСТВ

Т.П. Любимова^{1,2}, А.П. Лепихин^{2,3}, Я.Н. Паршакова¹¹ *Институт механики сплошных сред УрО РАН, Пермь, Российская Федерация*² *Пермский государственный национальный исследовательский университет, Пермь, Российская Федерация*³ *Горный институт УрО РАН, Пермь, Российская Федерация*

В условиях расширения крупнотоннажного химического производства, и в первую очередь, минеральных удобрений, возникает необходимость в создании дополнительных схем отведения избыточных рассолов в поверхностные водные объекты. Задача осложняется тем, что «тяжелые» рассолы из-за подавления вертикальных турбулентных пульсаций могут распространяться в придонной области на значительные расстояния без заметного снижения своей концентрации. В данной работе на основе численного моделирования разработаны рекомендации по оптимизации конструкции выпускных сооружений, предназначенных для сброса отработанных сточных вод, содержащих тяжелые примеси. Исходя из результатов расчетов в рамках трехмерной постановки задачи при различных условиях сброса отработанных вод сделан вывод о том, что наиболее эффективными являются сооружения, предусматривающие расположение выпускных устройств вблизи поверхности водоема. Однако они имеют сложную структуру, и их трудно реализовать на рассматриваемом водохранилище. В этом случае более удобной для практического воплощения и достаточно эффективной является конфигурация с придонным расположением выпускных устройств и селективным забором высокоминерализованных сточных вод из шламохранилищ. Независимо от выбранной схемы отведения высокоминерализованных сточных вод их сброс необходимо производить в жесткой увязке с гидрологическим режимом водоприемника. Это позволит наиболее полно использовать ассимилирующую способность водного объекта и снизить экологическую нагрузку как на него, так и на окружающую среду.

Ключевые слова: отработанная вода, тяжелая примесь, трехмерное численное моделирование, разбавление высокоминерализованных сточных вод

NUMERICAL SIMULATION OF WASTEWATER DISCHARGE INTO WATER OBJECTS TO IMPROVE DISCHARGE DEVICES

T.P. Lyubimova^{1,2}, A.P. Lepikhin^{2,3} and Ya.N. Parshakova¹¹ *Institute of Continuous Media Mechanics UB RAS, Perm, Russian Federation*² *Perm State University, Perm, Russian Federation*³ *Mining Institute UB RAS, Perm, Russian Federation*

The expansion of salts extraction and production has created a need for new spent brine disposal methods. This task is complicated by the fact that “heavy” brines due to the suppression of vertical turbulent pulsations can spread over considerable distances without a significant reduction in their concentration. Based on numerical modeling, we put forward some suggestions for optimizing exhaust structures designed to discharge the wastewater containing heavy impurities. The calculations performed in the framework of a three-dimensional statement for various conditions of discharge of wastewater show that the structures which provide for the location of exhaust devices near the surface of the reservoir turned out to be the most effective ones. However, such structures are difficult to implement in a certain reservoir section. Easy-to-implement and at the same time quite effective is a scheme that includes bottom arrangement of exhaust devices and selective intake of highly saline wastewater from sludge storage facilities. Regardless of the selected scheme for the disposal of highly mineralized wastewater, their discharge must be carried out in strict coordination with the hydrological regime of the water intake. This will provide the most efficient use of the assimilative capacity of a water body and the best way to reduce environmental stress.

Key words: wastewater, heavy impurity, three-dimensional numerical simulation, dilution of highly saline wastewater

1. Введение

Проблема отведения избыточных рассолов является остроактуальной в условиях расширяющейся эксплуатации месторождений калийных солей. Многие ныне существующие выпускные сооружения построены без учета особенностей сбрасываемых жидких отходов производства, а именно с их высокой плотностью.

При описании поведения загрязняющих веществ в поверхностных водных объектах используется большое количество различных моделей, как правило, двумерных. Это обусловлено, в первую очередь, значительным количеством миграционных свойств загрязняющих веществ, типом источников загрязнения, размером расчетной области, полнотой и точностью задаваемых исходных данных. Двумерная постановка допустима и достаточна, если при решении практических задач, связанных с крупными водными объектами, вертикальная диффузия происходит значительно быстрее, чем в поперечном и продольном направлениях. В этом случае можно предполагать равномерное распределение примеси по вертикали.

Однако многие процессы, происходящие в водоемах, чувствительны к изменению скоростей, температуры, концентрации примесей и других характеристик не только по акватории, но и по глубине водоема. Стратификация физических и химических параметров водных экосистем — широко распространенное явление, поэтому при проектировании конструкций, предназначенных для отведения отработанных вод, необходимо проводить предварительное численное моделирование трехмерных нестационарных режимов турбулентного перемешивания в условиях существенной плотностной стратификации. Для изучения атмосферных течений при наличии стратификации также требуется трехмерное моделирование [1].

В работах [1–3] представлены оценки динамики распространения загрязняющих веществ по длине водных объектов от различных источников. Необходимым условием применимости рассматриваемых моделей является «нейтральная плавучесть» отводимых стоков. В этом случае допустим расчет горизонтальной структуры поля концентрации примеси путем ее осреднения по вертикали.

Рассматриваемая в качестве объекта исследований станция перекачки города Березники служит основным источником загрязнения для реки Кама (Камского водохранилища). Через эту станцию поступает более 70% от общего объема загрязняющих веществ в водные объекты в масштабе Соликамско-Березниковского промузла или ~50% в масштабе той части Камского бассейна, которая находится в пределах Пермского края. В условиях расширения добычи калийных солей и производства минеральных удобрений возникает необходимость в поиске дополнительных путей отведения отработанных рассолов. Ситуация осложняется тем, что «тяжелые» рассолы из-за подавления вертикальных турбулентных пульсаций могут распространяться на значительные расстояния, практически не снижая свою концентрацию.

В настоящее время остро стоит проблема разработки систем экологически безопасной безотходной утилизации избыточных рассолов, образующихся в результате обогащения руд [4, 5].

Традиционно задачи прогнозирования, связанные с загрязнением крупных водохранилищ, решаются с использованием гидродинамических моделей в двумерной постановке. Однако из-за характерной особенности — существенной минерализации — рассматриваемых в настоящей работе отводимых избыточных рассолов расчет зон загрязнения в рамках двумерной постановки на основе уравнений мелкой воды адекватен только при поступлении рассолов вместе со значительным количеством менее плотных сточных вод других водопользователей, что не всегда наблюдается в действительности. Таким образом, для корректного моделирования распространения рассолов в водных объектах необходимо рассмотрение задачи в трехмерной постановке, позволяющей включить в рассмотрение эффекты, обусловленные вертикальной плотностной стратификацией.

В работах [6–8] показано, что одним из эффективных подходов к утилизации таких специфических сточных вод является регулирование их сброса с учетом особенностей гидрологического и гидрохимического режимов водотока–приемника и очень высокой плотности данных стоков. Гидродинамические аспекты описания поведения избыточных рассолов в водных объектах рассматривались в [7, 8].

В настоящей работе проведены расчеты распространения загрязнений с существенно отрицательной плавучестью и влияния на эти процессы конструктивных особенностей водовыпуска. Представлен и обоснован один из новых методов сброса отработанных рассолов в водные объекты с максимальным эффектом их разбавления. Согласно действующим нормативно-методическим документам, при отведении сточных вод в поверхностные водные объекты максимальная концентрация загрязняющих веществ не должна превышать в контрольном створе установленные предельно допустимые концентрации. Поэтому задача заключается в создании расчетной модели водовыпусков такой конструкции, которая, при прочих равных условиях, обеспечила бы максимально полное и быстрое смешение отводимых стоков с водными массами водоема–приемника. При отведении избыточных рассолов через обычные, не рассеивающие их водовыпуски они могут вследствие высокой плотности распространяться в придонной области на значительные расстояния, практически не снижая концентрацию. Применение рассеивающих водовыпусков позволяет с большей эффективностью использовать ассимилирующий потенциал водных объектов.

2. Вычислительный эксперимент: описание и математическая модель

Рассматривается отведение отработанных высокоминерализованных рассолов из выпускного отверстия, расположенного на дне реки. Детали конструкции выпускного сооружения не учитываются. Течение из источника загрязнения считается турбулентным и характеризуется числами Рейнольдса порядка 10^6 . Расчетная область представлена на рисунке 1 — это параллелепипед, содержащий один источник сброса — круглое отверстие на нижней грани. Высота расчетной области полагается равной 10 м, ширина — 5 м, длина — 100 м. Из выпускного отверстия с постоянной скоростью v вытекает рассол, имеющий концентрацию C_0 . На входе в расчетную область задается постоянный поток в направлении поперек выброса рассолов со скоростью U .

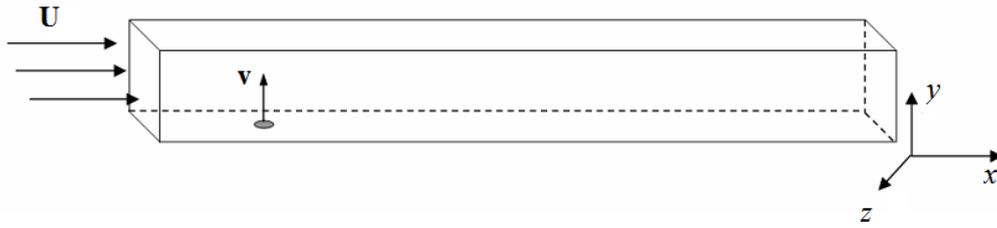


Рис. 1. Геометрия расчетной области, содержащей круглое выпускное отверстие на нижней грани (вблизи дна реки)

Расчеты проводятся при нестационарной изотермической постановке. Для описания турбулентных пульсаций используется $(k-\varepsilon)$ модель турбулентности [9]. Зависимость плотности ρ от c — концентрации примеси, представляется в виде квадратичной функции: $\rho = \rho_0 + A \cdot c + B \cdot c^2$ ($\rho_0 = 999,993$; $A = 667,8$; $B = -0,1229$), при этом перепад плотности по глубине достигает 10%. В качестве начальных данных берутся нулевая концентрация примеси во всем объеме и скорость основного течения, равная скорости на входе в расчетную область. Для проведения вычислений применяется метод конечных объемов. Расчетная область разбивается на ячейки со сгущением вблизи выпускного отверстия.

Численное моделирование распространения рассолов в реке осуществляется в рамках трехмерного подхода. Уравнение баланса массы и импульса имеет вид:

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

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

Уравнения (1) и (2) содержат следующие обозначения: ρ — плотность жидкости; v_i — компоненты вектора скорости \mathbf{v} ($i = x, y, z$ декартовы координаты, x и y лежат в горизонтальной плоскости, основной поток направлен вдоль x координаты, z — вертикальная координата); μ — кинематическая вязкость жидкости; δ_{ij} — символ Кронекера. 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 нахождения турбулентной энергии и скорости ее диссипации записываются как

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

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

В уравнениях (3) и (4) имеют место следующие обозначения: $G_k = \mu_t S^2$ — генерация турбулентной кинетической энергии за счет среднего градиента скорости; $S = \sqrt{2 S_{ij} S_{ij}}$ — норма тензора средней скорости деформации потока, $S_{ij} = \frac{1}{2} \left(\frac{\partial v_j}{\partial x_i} + \frac{\partial v_i}{\partial x_j} \right)$; Pr_t — турбулентное число Прандтля; $C_{1\varepsilon}, C_{2\varepsilon}, \sigma_k, \sigma_\varepsilon$ — константы.

В уравнение для турбулентной кинетической энергии входит член $G_b = -\frac{g_j (\mu_t / \rho)}{Pr_t} \frac{\partial \rho}{\partial x_j}$, описывающий генерацию турбулентной энергии за счет сил плавучести в поле силы тяжести. В случае устойчивой плотностной стратификации, то есть при $\frac{\partial \rho}{\partial x_3} < 0$, вектор ускорения свободного падения \mathbf{g} направлен

вертикально вниз, и значение G_b является отрицательным, что означает уменьшение турбулентной кинетической энергии из-за плавучести.

Применимость $(k-\varepsilon)$ модели турбулентности была проверена авторами путем проведения тестовых расчетов с использованием модели более высокого порядка — модели Рейнольдса, в которой решалось семь дополнительных уравнений для напряжений Рейнольдса. Обнаружено, что для различных сеток отличие в полученных данных составляет менее 5% для интегральных значений компонент скорости в различных сечениях.

Уравнение переноса примеси записывается в виде:

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

В уравнении (5) приняты следующие обозначения: ∇ — оператор набла; \mathbf{J} — вектор диффузионного потока примеси, определяемый 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).

Граничные условия для уравнений (1)–(6) приведены далее для разных видов границ системы:

– условие прилипания и условие нулевого потока массы на жестких границах (на дне и берегах реки):

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

– на входе в расчетную область скорость основного потока (вектор скорости потока окружающей среды перпендикулярен входной границе) $\mathbf{U} = \{U, 0, 0\}$, концентрация равна фоновой концентрации загрязняющего вещества в воде:

$$v_x = U, \quad v_y = 0, \quad v_z = 0, \quad c = c_0; \quad (8)$$

– верхняя граница области, соответствующая свободной поверхности жидкости, не деформируема; на ней отсутствуют нормальная компонента скорости, касательные напряжения и поток примеси:

$$(\mathbf{v} \mathbf{n}) = 0, \quad \frac{\partial v_x}{\partial z} + \frac{\partial v_z}{\partial x} = 0, \quad \frac{\partial v_y}{\partial z} + \frac{\partial v_z}{\partial y} = 0, \quad \frac{\partial c}{\partial \mathbf{n}} = 0; \quad (9)$$

– на выходе из расчетной области выполняется условие баланса массы:

$$\oint_{S_{in}} \rho v_{in} dS - \oint_{S_{out}} \rho v_{out} dS = 0. \quad (10)$$

Параметры Pr_t , Sc_t , $G_{1\epsilon}$, $C_{2\epsilon}$, C_μ , σ_k и σ_ε , входящие в уравнения (1)–(6), являются эмпирическими константами, их значения следующие: $Pr_t = 0,85$, $Sc_t = 0,7$, $C_{1\epsilon} = 1,44$, $C_{2\epsilon} = 1,92$, $C_\mu = 0,09$, $\sigma_k = 1,0$, $\sigma_\varepsilon = 1,3$ (см. [9]). Кинематическая вязкость принимается равной $\mu = 9,34 \cdot 10^{-7} \text{ м}^2/\text{с}$, коэффициент молекулярной диффузии $D = 1,0 \cdot 10^{-9} \text{ м}^2/\text{с}$. Для коэффициента шероховатости дна реки использовано значение 0,035, которое соответствует однородной поверхности песчаных зерен и высоте шероховатости 0,001 м. Схема точности второго порядка применялась для пространственной дискретизации уравнений. Временная эволюция моделировалась на основе явной схемы второго порядка аппроксимации.

3. Результаты численного эксперимента

Расчеты проводились для скорости основного течения $U = 0,2 \text{ м/с}$; значения скорости сброса рассола, диаметра выпускного отверстия и концентрации примеси варьировались. На рисунках 2–4 приведены

вычисленные поля концентрации примеси. Поля показаны в вертикальных сечениях вдоль основного течения (вдоль оси y), проходящих через центр выпускного отверстия для различных значений скорости выпуска рассола, диаметра выпускного отверстия и исходной концентрации примеси. Как видно, наблюдается значительная неоднородность распределения примеси по глубине: тяжелая примесь скапливается у дна и переносится потоком практически с той же концентрацией. Оценка неоднородности распределения концентрации по глубине показала, что на малых (порядка нескольких метров) расстояниях от источника концентрация примеси на дне превосходит значение концентрации вблизи поверхности в десятки раз. Далее происходит разбавление, причем значение концентрации на дне остается практически неизменным.

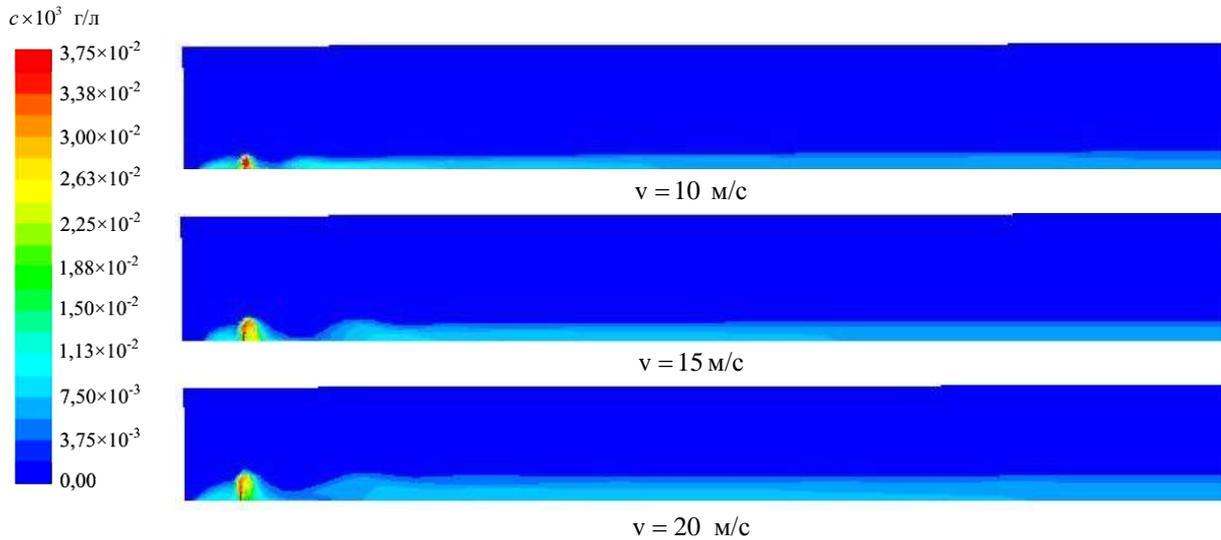


Рис. 2. Поле концентрации примеси при диаметре выпускного отверстия 0,025 м и концентрации соли в сбрасываемом рассоле $C_0 = 375$ г/л

Для сравнения также проводились расчеты в случае нейтральной плавучести, когда плотность сбрасываемого рассола совпадает с плотностью воды в реке. Именно для таких сбросов (условий нейтральной плавучести) разработаны все типовые конструкции отведения стоков. Соответствующее поле концентрации приведено на рисунке 5. Сравнение рисунков показывает, что на рисунке 5 имеет место абсолютно иная картина: в зоне начального разбавления (вблизи водовыпуска) происходит значительное снижение концентрации. В контрольном створе концентрация загрязняющих веществ не превышает предельно допустимое значение. Данная схема характеризует отведение избыточных рассолов с их предварительным принудительным разбавлением. Как видно из рисунков,

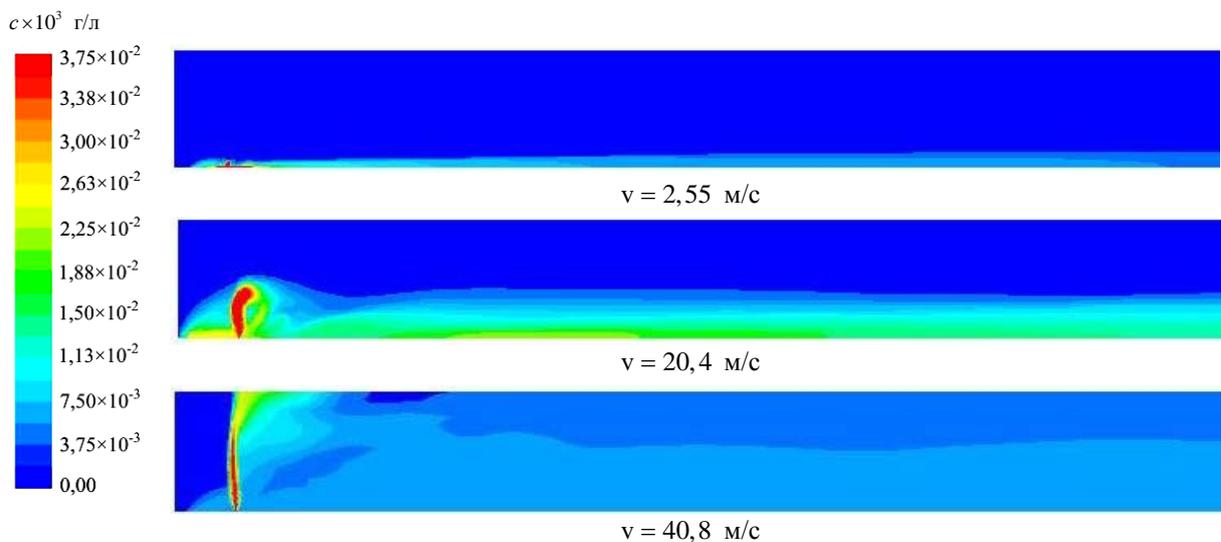


Рис. 3. Поле концентрации примеси при диаметре выпускного отверстия 0,05 м и концентрации соли в сбрасываемом рассоле $C_0 = 375$ г/л

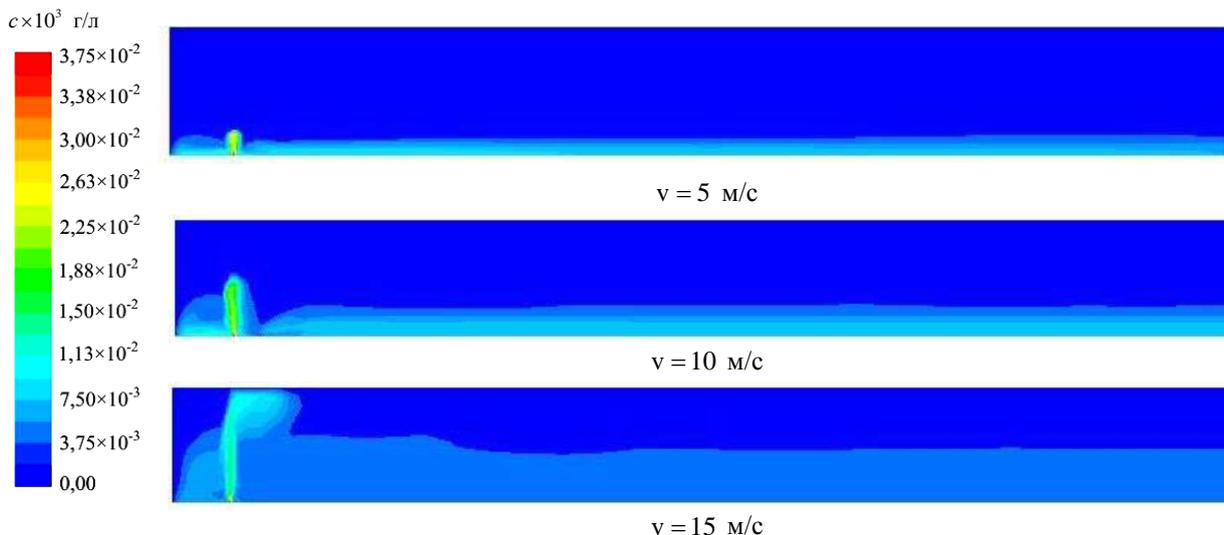


Рис. 4. Поле концентрации примеси при диаметре выпускного отверстия 0,1 м и концентрации соли в сбрасываемом рассоле $C_0 = 375$ г/л

наблюдается повышение концентрации примеси в водном потоке вверх по течению от места сброса. Данные эффекты неоднократно фиксировались путем измерения удельной электропроводности во время натуральных экспериментов, осуществленных в летний период в Камском водохранилище в районе станции перекачки города Березники.

С целью оценки эффективности использования метода селективного (регулируемого) сброса рассолов из шламохранилищ выполнено сравнение результатов расчетов для рассола различной концентрации при одном и том же диаметре отверстия (Рис. 3 и 5). Оказалось, что при одинаковых расходах сброса и различных концентрациях рассола (Рис. 3 — концентрации рассолов, характерные для поверхностных слоев в шламохранилищах; Рис. 5 — концентрации рассолов в придонных слоях шламохранилищ) в контрольных створах наблюдается разное поведение. В первом случае (Рис. 3) картина близка к отвечающей сбросу стоков с нейтральной плавучестью, то есть имеет место значительное разбавление в зоне первичного перемешивания и достижение нормативных показателей в контрольном створе. Во втором случае (см. Рис. 5) высокоминерализованные стоки скапливаются в придонных слоях непосредственно вблизи места сброса. При этом в створе, расположенном на 100 м ниже, при отведении избыточного рассола с концентрацией, соответствующей придонным слоям шламохранилища (Рис. 5), получаемая в водоеме концентрация в 2–3 раза выше, чем в случае сброса рассола с концентрацией, соответствующей поверхностным слоям шламохранилища (Рис. 3).

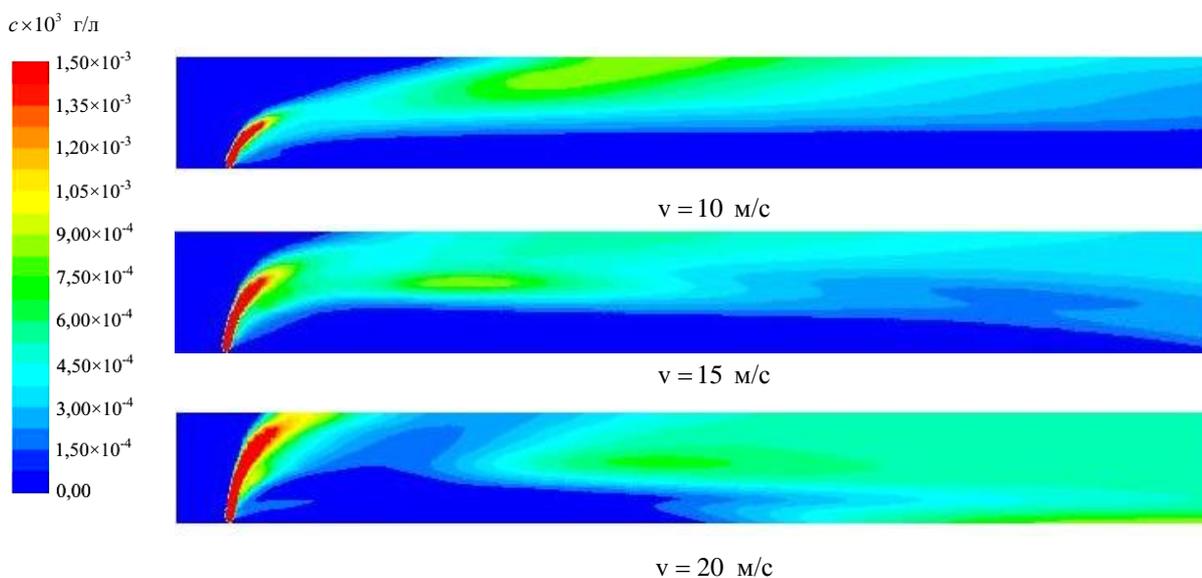


Рис. 5. Поле концентрации примеси при диаметре выпускного отверстия 0,05 м и концентрации соли в сбрасываемом рассоле $C_0 = 150$ г/л; при этом плотность не зависит от концентрации, случай нейтральной плавучести

4. Заключение

Анализ результатов моделирования сброса избыточных высокоминерализованных рассолов в водные объекты показал, что для промышленного комплекса с «тяжелыми» сточными водами из-за особенностей гидрологического режима водоемов–приемников сточных вод, таких как значительные внутригодовые колебания уровня воды и ледовый режим, предпочтительным может считаться вариант с придонным отведением сточных вод. Однако при этом необходимо применять селективный отбор отводимых стоков из шламохранилища, что в значительной мере повысит эффективность работы выпускных устройств. Реализация регулируемого сброса возможна лишь при условии соотношения объемов сброса сточных вод с реальными расходами воды в водоприемнике.

С помощью проделанного в настоящей работе численного моделирования исследованы распределения концентрации загрязняющих веществ по глубине и по акватории водного объекта при различных вариантах сброса в них сточных вод. Полученные результаты позволяют аргументированно выбирать оптимальную конструкцию и схему отведения избыточных рассолов. Регулируемый сброс избыточных рассолов с учетом гидрологического и гидрохимического режимов водотока–приемника дает возможность более полно использовать их ассимилирующий потенциал и не требует проведения каких-либо других дополнительных водоохраных мероприятий. Он способен существенно снизить максимальные пики концентрации загрязняющих веществ при минимальных расходах, характерных для водотоков–приемников.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ (проект № 19-41-590013) и Министерства образования и науки Пермского края (соглашение № С-26/788).

Литература

1. Пономарев В.М., Чхетиани О.Г., Шестакова Л.В. Численное моделирование развитой горизонтальной циркуляции в атмосферном пограничном слое // Вычисл. мех. сплош. сред. 2009. Т. 2, № 1. С. 68-80. <https://doi.org/10.7242/1999-6691/2009.2.1.5>
2. Пак В.В. Численное моделирование развитой горизонтальной циркуляции в атмосферном пограничном слое // Вычисл. мех. сплош. сред. 2015. Т. 8, № 1. С. 71-80. <https://doi.org/10.7242/1999-6691/2015.8.1.6>
3. Chau K.W., Jiang Y.W. Three-dimensional pollutant transport model for the Pearl River Estuary // Water Res. 2002. Vol. 36. P. 2029-2039. <https://doi.org/10.1016/S0043-1354%2801%2900400-6>
4. Веницианов Е.В., Лепихин А.П., Тиунов А.А., Кирпичникова Н.В. Разработка гидродинамической модели и модели формирования загрязнений равнинного водохранилища (на примере Клязьминского) // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2013. № 2. С. 96-107.
5. Jiang J., Chen Y., Wang B. Hydrology pollution source identification for river chemical spills by Modular-Bayesian approach: A retrospective study on the ‘landmark’ spill incident in China // Hydrology. 2019. Vol. 6. 74. <https://doi.org/10.3390/hydrology6030074>
6. Mohsen M.S., Jaber J.O. Potential of industrial wastewater reuse // Desalination. 2002. Vol. 152. P. 281-289. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01075-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01075-5)
7. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). European Communities, 2012.
8. Лепихин А.П., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А. К проблеме утилизации избыточных рассолов предприятиями калийной промышленности в водные объекты // Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых. 2012. № 2. С. 185-193. (English version <https://doi.org/10.1134/S1062739148020220>)
9. 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>
10. Lyubimova T., Lepikhin A., Konovalov V., Parshakova Ya., Tiunov A. Formation of the density currents in the zone of confluence of two rivers // J. Hydrol. 2014. Vol. 508. P. 328-342. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.041>
11. Launder B.E., Spalding D.B. Lectures in mathematical models of turbulence. London; New York: Academic Press, 1972. 169 p.

References

1. Ponomarev V.M., Chkhetiani O.G., Shestakova L.V. Numerical modeling of the developed horizontal circulation in the atmospheric boundary layer. *Vychisl. mekh. splosh. sred – Computational Continuum Mechanics*, 2009, vol. 2, no. 1, pp. 68-80. <https://doi.org/10.7242/1999-6691/2009.2.1.5>
2. Pak V.V. Three-dimensional coupled numerical model of creeping flow of viscous fluid. *Vychisl. mekh. splosh. sred – Computational Continuum Mechanics*, 2015, vol. 8, no. 1, pp. 71-80. <https://doi.org/10.7242/1999-6691/2015.8.1.6>
3. Chau K.W., Jiang Y.W. Three-dimensional pollutant transport model for the Pearl River Estuary. *Water Res.*, 2002, vol. 36, pp. 2029-2039. <https://doi.org/10.1016/S0043-1354%2801%2900400-6>
4. Venitsianov E.V., Lepikhin A.P., Kirpichnikova N.V. Development of hydrodynamic model and the model of lowland reservoir pollution formation (the Klyazma reservoir as an example). *Vodnoye khozyaystvo Rossii: problemy, tekhnologii, upravleniye – Water sector of Russia: problems, technologies, management*, 2013, no. 2, pp. 96-107.

5. Jiang J., Chen Y., Wang B. Hydrology pollution source identification for river chemical spills by Modular-Bayesian approach: A retrospective study on the 'landmark' spill incident in China. *Hydrology*. 2019. vol. 6. 74. <https://doi.org/10.3390/hydrology6030074>
6. Mohsen M.S., Jaber J.O. Potential of industrial wastewater reuse. *Desalination*, 2002, vol. 152, pp. 281-289. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01075-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01075-5)
7. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). European Communities, 2012.
8. 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>
9. 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>
10. Lyubimova T., Lepikhin A., Konovalov V., Parshakova Ya., Tiunov A. Formation of the density currents in the zone of confluence of two rivers. *J. Hydrol.*, 2014, vol. 508, pp. 328-342. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.041>
11. Launder B.E., Spalding D.B. *Lectures in mathematical models of turbulence*. London; New York, Academic Press, 1972. 169 p

Поступила в редакцию 13.11.2019; после доработки 10.12.2019; принята к опубликованию 10.12.2019

Сведения об авторах

Любимова Татьяна Петровна, дфмн, проф., зав. лаб., Институт механики сплошных сред УрО РАН (ИМСС УрО РАН), 614018, г. Пермь, ул. Академика Королева, д. 1; e-mail: lyubimovat@mail.ru

Лепихин Анатолий Павлович, дгн, проф., зав. лаб., Горный институт УрО РАН (ГИ УрО РАН), 614007, г. Пермь, ул. Сибирская, д. 78а; e-mail: lepihin49@mail.ru

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