

ОЦЕНКА ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ И МИГРАЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ ГУМШЕВСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ МЕДИ В САМООЧИЩЕНИИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

В.Е. Коновалов¹, В.А. Почечун², А.И. Семячков², И.К. Курбанов¹

¹ Уральский государственный горный университет, Екатеринбург, Россия

² Институт экономики Уральского отделения РАН, Екатеринбург, Россия,
e-mail: viktoriyapochechun@mail.ru

Аннотация: Рассмотрены отдельные физико-химические и миграционные процессы, происходящие на участке добычи меди Гумшевского месторождения. В настоящее время добыча меди на данном месторождении производится способом подземного выщелачивания, в связи с чем, исходя из технологического процесса, основная и непосредственная техногенная нагрузка оказывается на подземные и поверхностные воды. Однако известно, что любая геосистема имеет определенную экологическую емкость. В данном случае под экологической емкостью мы понимаем способность геосистемы к самоочищению после интенсивного техногенного воздействия. Рассмотрена способность к самоочищению системы «вода–порода» на Гумшевском месторождении в процессе воздействия на данную систему технологических растворов, используемых для добычи полезного компонента. Основную роль в самоочищении здесь играют физико-химические процессы, в результате которых образуются вторичные минералы. Проведен теоретический анализ физико-химических процессов, происходящих при растворении солей. Исходные данные для описания этих процессов на Гумшевском месторождении были получены в ходе собственных полевых и лабораторных исследований в рамках комплексных изысканий. Рассмотрена миграционная модель распространения загрязнения в подземных водах в результате использования технологических растворов при подземном выщелачивании. Данная модель является прогнозной и на данном этапе подтверждает нераспространение загрязнения в подземных водах ввиду высокого его разбавления естественным потоком подземных вод.

Ключевые слова: месторождение, подземные воды, режимные наблюдения, химический состав подземных вод, гидрогеологические и геоэкологические условия, физико-химические процессы, миграционные процессы, фильтрационные свойства пород.

Для цитирования: Коновалов В. Е., Почечун В. А., Семячков А. И., Курбанов И. К. Оценка физико-химических и миграционных процессов Гумшевского месторождения меди в самоочищении подземных вод // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2025. – № 1-1. – С. 69–80. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_11_0_69.

Role of physicochemical and migration processes at Gumeshevsky copper mine in groundwater self-purification

V.E. Konovalov¹, V.A. Pochechun², A.I. Semyachkov², I.K. Kurbanov¹

¹ Ural State Mining University, Ekaterinburg, Russia

² Institute of Economics of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia, e-mail: viktoriyapochechun@mail.ru

Abstract: The paper considers individual physico-chemical and migration processes occurring at the copper mining site of the Gumeshevsky deposit. The fact is that currently copper mining at this deposit is carried out by underground leaching, and therefore, based on the technological process, the main and direct anthropogenic load is on groundwater and surface waters. However, it is known that any geosystem has a certain ecological capacity. In this case, by ecological capacity, we mean the ability of a geosystem to self-clean after intense anthropogenic impact. The paper considers the ability to self-purify the water-rock system at the Gumeshevsky deposit in the process of exposure to this system of technological solutions used for the extraction of a useful component. The main role in the process of self-purification here is played by physico-chemical processes, as a result of which secondary minerals are formed. A theoretical analysis of the physico-chemical processes occurring during the dissolution of salts is carried out. The initial data for describing these processes at the Gumeshevsky field were obtained during their own field and laboratory studies during complex surveys. The paper considers the migration model of the spread of pollution in groundwater as a result of the use of technological solutions during underground leaching. This model is predictive and at this stage confirms the non-proliferation of pollution in groundwater due to its high dilution by the natural flow of groundwater.

Key words: deposit, groundwater, regime observations, chemical composition of groundwater, hydrogeological and geoecological conditions, physico-chemical processes, migration processes, filtration properties of rocks.

For citation: Konovalov V. E., Pochechun V. A., Semyachkov A. I., Kurbanov I. K. Role of physicochemical and migration processes at Gumeshevsky copper mine in groundwater self-purification. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2025;(1-1):69-80. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236_1493_2025_11_0_69.

Введение

Гумешевское месторождение медистых глин расположено на территории Полевского района Свердловской области, где в настоящее время добыча меди ведется способом подземного выщелачивания, с использованием серной кислоты в качестве реагента для извлечения меди. Добыча меди на участке подземного выщелачивания реализуется через подачу в систему разноуровневных откачных и закачных скважин, потоков ра-

бочих выщелачивающих растворов, представляющих собой водный раствор серной технологической кислоты с концентрацией 10 – 30 г/дм³.

Маточные растворы после извлечения меди и доукрепления серной кислотой снова подаются на выщелачивание. Восстановление ионов меди происходит на металлическом железном скрапе. В отстойнике осаждается восстановленная медь и отправляется потребителю [1].

На Гумешевском месторождении отчетливо выделяются зона окисления и зона первичных руд. Максимальная глубина развития зоны окисления (медистые глины с вкрапленниками и гнездовыми скоплениями халькозина, ковеллина, ма-лахита, бурого железняка) наблюдается непосредственно по контакту кварцевого диорита и мрамора. Ниже по разрезу окисленные руды переходят в смешанные, а затем — в коренные сульфидные [2].

Методы

В работе применены гидрогеологические (наблюдения за режимом подземных вод на месторождении, исследование фильтрационных свойств пород), геохимические и геоэкологические методы исследований, мониторинг, моделирование физико-химических и миграционных процессов. Работа базируется на большом объеме фондовой информации и собственных полевых исследованиях [3—7].

Результаты

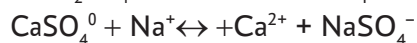
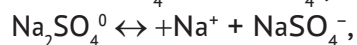
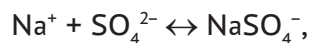
Процессы окисления сульфидов в течении многих лет исследуются в лабораторных условиях [8, 9]. Опубликованные работы по этому направлению можно условно разделить на три группы: во-первых, это работы, посвященные изучению механизма процессов химического окисления, во-вторых, определению кинетических параметров процессов, в-третьих, выяснению роли микробиологических, электрохимических и других факторов в окислении сульфидов, в том числе пирита.

Важнейшими процессами, сопровождающими растворение солей в воде, являются электролитическая диссоциация, гидратация и образование ионных ассоциатов и комплексных соединений. Далее мы не будем делать различий между ионными ассоциатами, связь в кото-

рых имеет преимущественно электростатический характер, и координационными соединениями ввиду тождественности математического аппарата для их описания.

Распределение элементов по формам миграции оказывает существенное влияние на их растворимость и участие в сорбционных процессах. Например, при растворении гипса в воде в присутствии сульфата натрия в растворе присутствуют такие частицы, как Na^+ , NaSO_4^- , Na_2SO_4^0 , CaSO_4^0 , SO_4^{2-} , CaOH^+ и др. В многокомпонентных растворах могут одновременно присутствовать десятки и сотни различных частиц, но обычно 80—90% от валового содержания элемента в растворе приходится на 1—3 миграционные формы.

Для каждой из частиц можно записать несколько возможных реакций ее образования (заметим, что при нахождении равновесного состояния нам не важно, как на самом деле идет процесс, поскольку равновесные концентрации от этого не зависят). Например, для NaSO_4^- можно записать



и другие. Для каждой из реакций можно записать закон действующих масс и рассчитать константу равновесия. В практике разработки программного обеспечения для решения геохимических задач все реакции расписываются через один и тот же набор базисных форм миграции (по одному на каждый элемент). Это позволяет унифицировать базу данных. Базисные формы, как правило, содержат только один элемент (например, Na^+ , Ca^{2+} , Cl^-) или могут содержать также элементы, входящие в состав воды (SO_4^{2-} , HCO_3^-).

Для базисных форм можно записать очевидное балансовое соотношение:

$$m_t = \sum_i v_i m_i, \quad (1)$$

где m_t — аналитическая концентрация элемента; m_i — концентрация i -й миграционной формы; v_i — стехиометрический коэффициент. Число таких уравнений равно числу базисных компонентов. Так, в вышерассмотренном примере для натрия можно записать:

$$m_{\text{Na}} = m_{\text{Na}^+} + m_{\text{NaSO}_4} + 2m_{\text{Na}_2\text{SO}_4^0}. \quad (2)$$

Аналогичные уравнения могут быть записаны для всех элементов.

Еще одно уравнение выражает требование электронейтральности раствора:

$$O = \sum_{ij} z_{ij} m_{ij}, \quad (3)$$

где z_{ij} и m_{ij} — заряд и концентрация (молярность) i -й миграционной формы j -го элемента, соответственно. Заметим, что в тонкопористых средах с большой удельной поверхностью требование электронейтральности выполняется только для системы «раствор — минеральная фаза» в целом.

Концентрации производных форм могут быть найдены из закона действующих масс — в равновесном состоянии отношение активностей продуктов реакции к активностям исходных веществ в степенях соответствующих стехиометрических коэффициентов есть величина постоянная:

$$k = \frac{\prod P_i^{v_i}}{\prod R_j^{v_j}}, \quad (4)$$

где k — константа равновесия.

Таким образом, если в системе нет окислительно-восстановительных процессов, число уравнений на 1 больше, чем число неизвестных. Это позволяет исключить уравнение электронейтральности или одно из балансовых уравнений (1). Часто исключается уравнение баланса массы для водорода, а pH растворе находится из условия электронейтральности. При наличии элементов с

переменной валентностью появляется еще одно неизвестное — окислительно-восстановительный параметр среды (Eh, pe).

В сильно разбавленных растворах активности компонентов близки к их концентрациям, но по мере роста минерализации растворов эти различия становятся все более существенными, и система должна быть дополнена уравнениями, связывающими активности веществ с концентрациями:

$$a_i = \gamma_i m_i, \quad (5)$$

где γ_i — коэффициент активности.

В действительности, коэффициенты активности являются сложной функцией химического состава раствора, но для не очень концентрированных раствором электролитов, когда основным фактором, определяющим величину коэффициентов активности, является электрическое взаимодействие, они могут быть выражены через ионную силу раствора

$$I = \frac{1}{2} \sum_i m_i z_i^2. \quad (6)$$

В зависимости от того, ведется ли суммирование по общим аналитическим концентрациям ионов или по всем реальным формам миграции, различают формальную или истинную ионную силу, соответственно. Использование в численных моделях истинной ионной силы вносит дополнительную нелинейность в математическую постановку задачи, но позволяет повысить точность расчетов.

Большинство компьютерных программ для расчета коэффициентов активности ионов в водных растворах используют уравнение Дебая-Хюккеля или различные его модификации:

$$\lg \gamma_i = \frac{-A_\gamma z_i^2 \sqrt{I}}{1 + B a_0 \sqrt{I}}. \quad (7)$$

При более высоких значениях ионной силы ($I < 0,1$) используется уравнение Девиса

$$\lg \gamma_i = \frac{-A_\gamma z_i^2 \sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - CI, \quad (8)$$

где C — эмпирический параметр, или так называемое B -dot уравнение, предложенное Хелгесоном (1969):

$$\lg \gamma_i = \frac{-A_\gamma z_i^2 \sqrt{I}}{1 + B a_0 \sqrt{I}} - \dot{B} I, \quad (9)$$

где \dot{B} — параметр, зависящий от заряда и размера иона. Для электрически нейтральных частиц

$$\lg \gamma_i = \dot{B} I. \quad (10)$$

Отметим, что для растворенных веществ коэффициенты активности рассчитываются применительно к моляльным концентрациям, а для растворителя — воды — используются мольные доли (x_w) и коэффициент активности (λ_w) для концентраций, выраженных в мольных долях:

$$a_w = x_w \lambda_w. \quad (11)$$

В пресных водах активность воды близка к единице. Например, в растворе, насыщенном по гипсу, она равна 1,000 с точностью до трех знаков после запятой, а в морской воде с минерализацией 35 г/л активность воды равна 0,981.

Оценка насыщенности раствора по отношению к минеральным фазам также производится на основе закона действующих масс, записанного для реакций растворения/осаждения. Используемая для решения указанных уравнений программа PHREEQC позволяет учесть при моделировании сорбционные процессы. Для их расчета используется модель поверхностного комплексообразования.

В программе PHREEQC имеется несколько вариантов включения в геохимическую модель поверхностных соединений, различающихся способом учета заряда поверхности и толщины двойного диффузионного слоя. Активность поверхностных соединений во всех вариантах предполагается равной моляльно-

сти. Появляются две дополнительные базовые переменные — активность сорбционной позиции поверхности и величина $\ln a_{\psi_s}$, связанная с электрическим потенциалом на поверхности (ψ_s) следующим образом:

$$\ln a_{\psi_s} = \frac{F\psi_s}{2RT}, \quad (12)$$

где F — число Фарадея; T — температура; R — универсальная газовая постоянная.

Далее пусть $HfoOH$ — нейтральный участок поверхности, тогда уравнение реакции образования отрицательно заряженного участка поверхности может быть записано в виде:



а выражение для закона действующих масс с учетом электростатического потенциала:

$$K_{HfoO^-}^{int} = \frac{a_{HfoO^-} a_{H^+}}{a_{HfoOH}} \exp\left(-\frac{F\psi_s}{RT}\right), \quad (13)$$

где $K_{HfoO^-}^{int}$ — внутренняя константа

равновесия реакции, а $\exp\left(-\frac{F\psi_s}{RT}\right)$ — коэффициент, учитывающий работу удаления иона (H^+) от заряженной поверхности в объем раствора. Заметим, что если в случае применения модели ионного обмена активность свободных позиций в обменном комплексе — величина фиктивная (сумма обменных катионов тождественно равна емкости ионообменного комплекса породы), то здесь заряженные участки реально существуют.

В общем случае выражение для константы образования i_s -го поверхностного соединения может быть записано в форме:

$$K_{i_s}^{int} = \left(a_{i_s} \prod_m a_m^{-c_{m i_s}} \right) \exp\left(\Delta z_{i_s} \frac{F\psi_s}{RT} \right), \quad (14)$$

где s, m — индексы, соответствующие всем базисным компонентам, участву-

ющим в формировании данного поверхностного соединения; $c_{m_{i_s}}$ — стехиометрический коэффициент для данного базисного компонента; Δz_{i_s} — изменение заряда поверхности при образовании i_s -го поверхностного соединения. Тогда для общего числа молей i_s -го поверхностного соединения можно записать следующее выражение:

$$n_{i_s} = m_{i_s} W_{aq} = K_{i_s} W_{aq} a_{\psi_s}^{-2} \prod_m a_m^{c_{m_{i_s}}} . \quad (15)$$

По умолчанию во PHREEQC используется подход без явного расчета состава двойного диффузионного слоя. В этом случае заряд, аккумулированный на поверхности с потенциалом ψ_s , может быть рассчитан по уравнению

$$\sigma_s = \frac{F}{A_s S_s} \sum_{i_s} z_{i_s} n_{i_s} , \quad (16)$$

где σ_s — поверхностная плотность заряда (Кл/м²) на поверхности s ; $F = 96\,493$ Кл/моль — число Фарадея; A_s — удельная поверхность материала (м²/г); S_s — масса вещества с поверхностью s .

При 25 °С поверхностная плотность заряда связана с электрическим потенциалом на поверхности следующим уравнением:

$$\sigma_s = 0,1174 \mu^{1/2} \sinh\left(\frac{\nu F \psi_s}{2RT}\right) , \quad (17)$$

где ν — валентность симметричного электролита; μ — ионная сила раствора.

Расчет состава двойного электрического слоя явным образом необходим для включения поверхностного комплексобразования в транспортные модели, поскольку необходимо знать, какое количество вещества остается связанным с минеральной фазой [10].

Данные, необходимые для проведения физико-химических расчетов, делятся на две группы. В первую группу входят термодинамические данные по константам устойчивости комплексных соединений, растворимости отдельных

минералов, параметры для расчета коэффициентов активности отдельных ионов и температурных зависимостей констант равновесий. Эти параметры для интересующих нас систем имеются в базах данных, поставляемых вместе с используемым программным обеспечением.

Вторую группу составляют геохимические данные непосредственно с участка работ [11–13]. Это данные по естественному (фоновому) химическому составу подземных и поверхностных вод, составу техногенных растворов, поступающих в водоносные горизонты, минералогическому составу водовмещающих пород, составу ионообменного комплекса глинистых пород, данные по сорбционным параметрам. Большинство данных этой группы было получено разными авторами в разные годы [14–17]. Анализ таких данных показал, что в естественных условиях воды участка были пресные гидрокарбонатные кальциевые и магниевые-кальциевые. Жесткость и содержание сульфат-ионов несколько повышены по сравнению со средними региональными значениями, характерными для безрудных территорий [18]. Снижение уровней при эксплуатации шахт приводило к интенсификации процессов окисления сульфидов, повышению концентраций сульфат-ионов и снижению рН подземных вод. В работе С.Н. Елохиной [1] приводятся следующие данные о техногенных изменениях состава подземных и шахтных вод в процессе освоения месторождения (см. таблицу).

Представленные в таблице данные позволяют сделать следующие выводы.

1. Снижение уровней подземных вод уже на начальной стадии разработки месторождения сопровождалось окислением руд с образованием серной кислоты, причем рН подземных вод приближался к величинам, характерным для извлекаемых технологических растворов

**Изменение химического состава подземных и шахтных вод
Гумешевского месторождения меди в процессе его освоения (по С.Н. Елохиной)
Changes in the chemical composition of underground and mine waters of
Gumeshevsky copper deposit in the process of its development (according to S.N. Yelokhina)**

№ п/п	Исторический период и характеристика техногенеза	Показатели химического состава				
		рН	сухой остаток, г/дм ³	SO ₄ ²⁻ , г/дм ³	Ca ²⁺ , мг/дм ³	F ⁻ , мг/дм ³
1	Естественное состояние (до 1735) — по аналогу	6–7	0,2–0,3	0,07	40–50	—
2	Разработка окисленных медных руд одиночными шурфами (до 1900 г.)	1,8–3,0	3,0–5,0	2,0–4,0	200–300	—
3	То же, но в присутствии твердых отходов и сбросов сточных вод (до 1950 г.)	2,0	до 14,4	до 11,4	—	до 15
4	Водоотлив Гумешевского рудника (до 1993 г.)	7,4–8,3	1,0–1,2	до 0,6	180–220	2,6
5	На шахтоизливе при затоплении рудника (2001 г.)	6,7	3,6	1,9	640	2,6
6	То же, но после начала отработки медистых глин (2006 г.)	6,6	2,8	1,4	400–500	4,85

при добыче меди с использованием технологии подземного выщелачивания.

2. На шахтном водоотливе при разработке глубоких горизонтов при повышенных примерно на порядок по сравнению с фоновыми концентрациями сульфатов значения рН колебались в околонеutralной области. Тем не менее, активное окисление сульфидов и образование серной кислоты в сдренированной зоне, по-видимому, активно продолжалось. Высокие значения рН на водоотливе обусловлены нейтрализацией кислых растворов при взаимодействии с карбонатами.

3. После затопления рудника произошло некоторое снижение темпов водообмена. Концентрации сульфат-ионов и кальция на изливе из шахты повысились до близких к насыщению раствора относительно гипса, образование которого, надо полагать, на более ранних стадиях отработки месторождения сопровождало нейтрализацию кислых растворов.

4. Потери кислых технологических растворов на современном этапе существенно меньше, чем масштабы гене-

рации серной кислоты на более ранних стадиях разработки месторождения.

Было проведено поинтервальное опробование скважин. Полученные в ходе данного исследования Гумешевского месторождения меди данные показывают, что подземные воды характеризуются слабокислой средой реакции и повышенными концентрациями сульфатов щелочноземельных элементов и тяжелых металлов.

Обсуждение результатов

Для оценки влияния отдельных физико-химических процессов на очищение техногенных растворов, распространяющихся от участка добычи меди, была исследована система «вода — порода»: формирование зональности вторичных минералов при взаимодействии кислых растворов с карбонатными минералами [19, 20].

Начально предполагалось, что кислый раствор взаимодействует только с кальцитом. Однако в природных условиях процесс протекает более сложно — новые порции раствора взаимодействуют не только с «чистой» (неизменен-

ной) породой, но и с ранее образовавшимися вторичными минералами. Для решения такой задачи мы будем использовать метод проточных реакторов. Фактически мы имеем одномерную модель, состоящую из серии ячеек (при дальнейших расчетах было использовано 20 расчетных ячеек). На нулевом шаге все ячейки заполнены фоновым раствором, равновесным с карбонатной породой. Далее начинается вытеснение фонового раствора (природной воды) кислым технологическим раствором. На каждом расчетном шаге происходит сдвиг всех растворов на одну ячейку и рассчитывается результат их взаимодействия с минеральной фазой.

Рассмотрено два варианта: при полном сохранении углекислого газа в растворе и при его частичной потере в газовую фазу. В обоих случаях наблюдается нейтрализация растворов за счет взаимодействия серной кислоты с кальцитом. Продвижение кислотного фронта происходит крайне медленно. Основным минералом, замещающим кальцит, является гипс (таким образом, происходит интенсивное очищение растворов от сульфатов). Существенные различия наблюдаются в поведении железа. В первом варианте значительная часть железа удаляется из раствора в форме сиде-

рита, хотя в составе минеральной ассоциации присутствует и гематит. Во втором варианте образование сидерита не наблюдалось, а основную роль в осаждении железа играл гематит. Имеются также различия в геохимическом поведении меди. Во втором варианте наряду с делафосситом оказывается возможным отложение вторичных сульфидов (халькопирита).

Миграционная задача решалась на базе программы MT3DMS. Приняты осредненные значения миграционных параметров, полученные и обоснованные в проведенных нами исследованиях фильтрационных и миграционных свойств пород Гумешевского рудника в составе комплексных изысканий [20].

Задача решалась по наиболее жесткому сценарию. Предполагалось, что на участке разработки месторождения методом подземного выщелачивания на начальный момент времени грунтовый водоносный горизонт уже содержит потенциальный загрязнитель с концентрацией, равной 1. Поскольку расходы нагнетательных и откачивающих скважин скомпенсированы, вынос технологических растворов за пределы участка выщелачивания происходит только за счет потерь, обусловленных наличием естественного потока подземных вод.

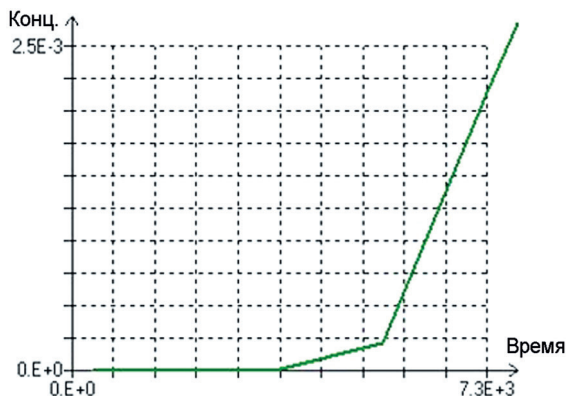


Рис. 1. Изменение относительной концентрации трассера в зоне разгрузки
 Fig. 1. Change in the relative concentration of the tracer in the unloading zone

Расчет выполнен на 20 лет. Результаты изменения относительной концентрации в области разгрузки показаны на графике (рис. 1). Смещение ореола в горизонтальном направлении в пределах коры выветривания происходит крайне медленно (рис. 2).

К сожалению, ввиду весьма сложной гидрогеохимической ситуацией на объекте, обусловленной сложной историей его освоения и, как следствие, одновременным действием нескольких источников загрязнения, калибровка миграционной модели по имеющимся гидрохимическим данным оказывается невозможной.

Таким образом, результаты численного моделирования миграционного процесса показывают, что концентрация загрязняющих веществ, поступающих с участка подземного выщелачивания, в зоне разгрузки составит даже при длительной эксплуатации месторождения менее 1,0% от исходной (при исключении действия других источников загрязнения).

Заключение

1. На протяжении всей истории разработки Гумешевского месторождения меди в результате понижения уровней подземных вод при проходке горных выработок наблюдалась генерирование сернокислых растворов, нейтрализация которых происходила при взаимодействии с карбонатными породами и сопровождалась образованием гипсов. Масштабы генерации серной кислоты были, как минимум, сопоставимы с потерями технологических растворов при использовании подземного выщелачивания, а, вероятно, и существенно превосходили их.

2. Взаимодействие в системе «вода–порода» ведет к самоочищению технологических растворов в процессе их миграции в геологической среде. Наиболее

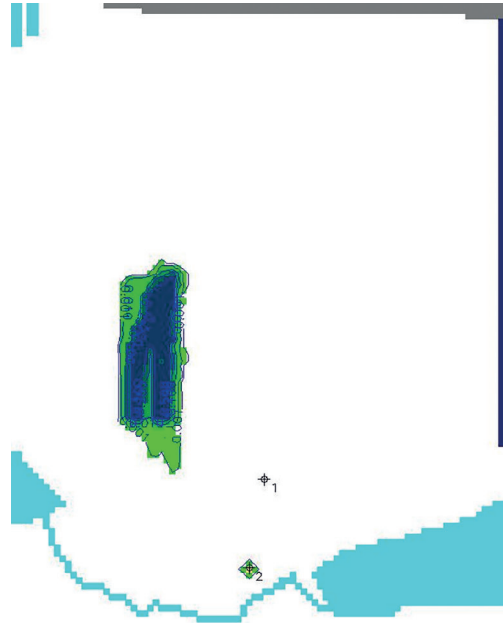


Рис. 2. Распространение трассера от участка подземного выщелачивания меди в пределах коры выветривания

Fig. 2. Tracer propagation from the site of underground copper leaching within the weathering crust

важную роль играет нейтрализация растворов при их взаимодействии с карбонатными породами. При этом происходит осаждение гипса, сидерита и минералов меди. С минералами железа следует ожидать соосаждения целого ряда микрокомпонентов.

3. Миграционная модель на данном этапе исследований дает только качественную картину возможного распространения загрязняющих компонентов от участка подземного выщелачивания. Расчеты показывают, что через 20 лет относительная концентрация трассера (химически инертного компонента) в области разгрузки может достигнуть 0,25% от его концентрации в источнике. Существенное снижение концентраций даже в отсутствии химических взаимодействий связано с большим разбавлением трассера при его попадании в

затопленные выработки естественным потоком подземных вод. Таким образом, можно утверждать, что участок подземного выщелачивания не дает основного вклада в общий баланс загрязняющих компонентов в пределах месторождения.

Однако необходимым представляется детальное изучение и оценка роли других, находящихся в пределах Гумешевского месторождения, источников загрязнения в общем балансе загрязняющих компонентов в области разгрузки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Елохина С. Н. Техногенез затопленных рудников Урала: автореф. дис. доктора геолого-минералогических наук: 25.00.36. — Екатеринбург, 2014. — 26 с.

2. Абатурова И. В., Савинцев И. А., Стороженко Л. А., Нугманова Э. Д., Козлов В. С. Этапность изучения инженерно-геологических условий месторождений полезных ископаемых от разведки до отработки // Известия вузов. Горный журнал. — 2020. — № 7. — С. 83–91. DOI: 10.21440/0536-1028-2020-7-83-91.

3. Abaturova I. V., Bykova A. V. Methods of monitoring exogenetic processes in natural-technical systems // Engineering and Mining Geophysics. 2020, vol. 2020, pp. 1–10. DOI: 10.3997/2214-4609.202051086.

4. Abaturova I. V., Storozhenko L. A., Pisetsky V. B., Savintsev I. A. Use of geological and structural analysis in evaluating engineering and geological conditions of mineral deposits // Engineering and Mining Geophysics. 2020, vol. 2020, pp. 1–9. DOI: 10.3997/2214-4609.202051096.

5. Антонинова Н. Ю., Рыбникова Л. С., Славиковская Ю. О., Шубина Л. А. Эколого-экономические аспекты выбора направлений реабилитации территорий размещения промышленных отходов горно-металлургического комплекса // Горная промышленность. — 2022. — № S1. — С. 71–77. DOI: 10.30686/1609-9192-2022-1S-71-77.

6. Хансivarова Н. М. Оценка механической устойчивости и защищенности подземных вод на территориях распространения дисперсных просадочных грунтов // Естественные и технические науки. — 2021. — № 10 (161). — С. 120–125. DOI: 10.25633/ETN.2021.10.06.

7. Лямин И. А., Рузманов Р. Ю. Оценка защищенности подземных вод на территории размещения отходов горнодобывающего предприятия // Вестник Пермского университета. Геология. — 2020. — Т. 19. — № 3. — С. 241–246. DOI: 10.17072/psu.geol.19.3.241.

8. Storozhenko L. A., Petrova I. G., Klokova Y. V., Lyman I. O. Impact of open-pit mining on the geological environment // Engineering and Mining Geophysics. 2020, vol. 2020, pp. 1–8. DOI: 10.3997/2214-4609.202051132.

9. Семячков А. И., Почечун В. А., Коновалов В. Е., Ганин Е. В. Экологическая концепция реабилитации горнопромышленных ландшафтов. — Екатеринбург: Институт экономики УрО РАН, 2020. — 190 с.

10. Хархордин И. Л. О современном состоянии коллоидной гидрогеохимии // Ученые записки Российского государственного гидрометеорологического университета. — 2006. — № 2. — С. 185–193.

11. Гюльмамедов Ч. Д. Влияние техногенной деятельности человека на гидрогеологические условия // Наука и мир. — 2020. — № 2-1 (78). — С. 15–19.

12. Харлямов Д. А., Смирнова Н. Н., Шарафутдинов Р. Н., Маврин Г. В. Оценка качества подземных вод территорий с разной антропогенно-техногенной нагрузкой // Международный научно-исследовательский журнал. — 2022. — № 2-2 (116). — С. 28–33. DOI: 10.23670/IRJ.2022.116.2.036.

13. Ignatyeva M. N., Yurak V. V., Dushin A. V., Polyanskaya I. G. Assessing challenges and threats for balanced subsoil use // Environment, Development and Sustainability. 2021, vol. 23, no. 12, pp. 17904–17922. DOI: 10.1007/s10668-021-01420-1.

14. Ковригин А. А., Слесарев М. Ю. Модель изменения гидротехнических характеристик территории полигона твердых промышленных и бытовых отходов // Вестник МГСУ. — 2021. — Т. 16. — № 6. — С. 770–780. DOI: 10.22227/1997-0935.2021.6.770-780.

15. Макаров А. Б., Талалай А. Г., Гуман О. М., Хасанова Г. Г. Техногенные месторождения и особенности их воздействия на природную окружающую среду // Известия вузов. Горный журнал. — 2022. — № 3. — С. 120–129.

16. Tagiltsev S. N., Tagiltsev V. S., Surganov S. V., Kurichenko A. A. The main complicating factors in conducting and processing filtration testing of single wells / 17th Conference and Exhibition Engineering and Mining Geophysics 2021. 2021. DOI: 10.3997/2214-4609.202152063.

17. Tagiltsev S. N., Tagiltsev V. S., Surganov S. V., Kurichenko A. A. Use of hydrodynamic characteristics of the underground water flow for processing single pumping data / 17th Conference and Exhibition Engineering and Mining Geophysics 2021. 2021. DOI: 10.3997/2214-4609.202152023.

18. Ribnikova L., Navolokina V. Analysis and feasibility of measures to minimize the impact of acid mine waters discharged by abandoned copper-sulphide mines on hydrosphere of the Tagil river // E3S Web of Conferences. 2020, vol. 177, article 04009. DOI: 10.1051/e3sconf/202017704009.

19. Клецкина О. В., Ощепкова А. З. Методический подход к обоснованию критериев допустимого воздействия объекта размещения отходов на подземные воды с использованием гидрогеологического моделирования // Геология и полезные ископаемые Западного Урала. — 2019. — № 2 (39). — С. 337 — 342.

20. Семячков А. И., Парфенова Л. П., Хархордин И. Л., Копенкина О. А. Численное моделирование миграции тяжелых металлов на участке подземного выщелачивания медных руд в связи с оценкой геоэкологической ситуации / Сергеевские чтения. Моделирование при решении геоэкологических задач. — М., 2009. — С. 412 — 417. **ГИАЭ**

REFERENCES

1. Elokhina S. N. *Tekhnogenez zatoplennykh rudnikov Urala* [Technogenesis of flooded mines of the Urals: abstract of the dissertation], Doctor's thesis, Ekaterinburg, 2014, 26 p.

2. Abaturova I. V., Savintsev I. A., Storozhenko L. A., Nugmanova E. D., Kozlov V. S. Stages of studying engineering and geological conditions of mineral deposits from exploration to development. *Minerals and Mining Engineering*. 2020, no. 7, pp. 83 — 91. [In Russ]. DOI: 10.21440/0536-1028-2020-7-83-91.

3. Abaturova I. V., Bykova A. V. Methods of monitoring exogenetic processes in natural-technical systems. *Engineering and Mining Geophysics*. 2020, vol. 2020, pp. 1 — 10. DOI: 10.3997/2214-4609.202051086.

4. Abaturova I. V., Storozhenko L. A., Pisetsky V. B., Savintsev I. A. Use of geological and structural analysis in evaluating engineering and geological conditions of mineral deposits. *Engineering and Mining Geophysics*. 2020, vol. 2020, pp. 1 — 9. DOI: 10.3997/2214-4609.202051096.

5. Antoninova N. Yu., Rybnikova L. S., Slavikovskaya Yu. O., Shubina L. A. Environmental and economic aspects of selecting reclamation directions for industrial mining and metallurgical waste disposal sites. *Russian Mining Industry Journal*. 2022, no. S1, pp. 71 — 77. [In Russ]. DOI: 10.30686/1609-9192-2022-1S-71-77.

6. Khansivarova N. M. Assessment of the mechanical stability and protection of groundwater in the territories of the distribution of dispersed subsidence soils. *Natural and Technical Sciences*. 2021, no. 10 (161), pp. 120 — 125. [In Russ]. DOI: 10.25633/ETN.2021.10.06.

7. Lyamin I. A., Ruzmanov R. Yu. Estimation of ground water protection on the waste disposal site of a mining enterprise. *Bulletin of Perm University. Geology*. 2020, vol. 19, no. 3, pp. 241 — 246. [In Russ]. DOI: 10.17072/psu.geol.19.3.241.

8. Storozhenko L. A., Petrova I. G., Klokova Y. V., Lyamar I. O. Impact of open-pit mining on the geological environment. *Engineering and Mining Geophysics*. 2020, vol. 2020, pp. 1 — 8. DOI: 10.3997/2214-4609.202051132.

9. Semyachkov A. I., Pochechun V. A., Konovalov V. E., Ganin E. V. *Ekologicheskaya kontseptsiya reabilitatsii gornopromyshlennykh landshaftov* [Ecological concept of mining landscapes rehabilitation], Ekaterinburg, 2020, 190 p.

10. Kharkhordin I. L. On the current state of colloidal hydrogeochemistry. *Proceedings of the Russian State Hydrometeorological University*. 2006, no. 2, pp. 185 — 193. [In Russ].

11. Gyulmammadov Ch. D. Impact of human technogenic activity on hydrogeological conditions. *Science and world*. 2020, no. 2-1 (78), pp. 15 — 19. [In Russ].

12. Kharlyamov D. A., Smirnov N. N., Sharafutdinov R. N., Mavrin G. V. An assessment of groundwater quality in territories with various anthropogenic influence. *International Research Journal*. 2022, no. 2-2 (116), pp. 28 — 33. [In Russ]. DOI: 10.23670/IRJ.2022.116.2.036.

13. Ignatyeva M. N., Yurak V. V., Dushin A. V., Polyanskaya I. G. Assessing challenges and threats for balanced subsoil use. *Environment, Development and Sustainability*. 2021, vol. 23, no. 12, pp. 17904 — 17922. DOI: 10.1007/s10668-021-01420-1.

14. Kovrigin A. A., Slesarev M. Yu. A change model of the hydraulic characteristics of the territory occupied by the landfill of solid industrial and domestic waste. *Vestnik MGSU*. 2021, vol. 16, no. 6, pp. 770–780. [In Russ]. DOI: 10.22227/1997-0935.2021.6.770-780.

15. Makarov A. B., Talalai A. G., Guman O. M., Khasanova G. G. Technogenic deposits and features of their impact on the natural environment. *Minerals and Mining Engineering*. 2022, no. 3, pp. 120–129. [In Russ].

16. Tagiltsev S. N., Tagiltsev V. S., Surganov S. V., Kurichenko A. A. The main complicating factors in conducting and processing filtration testing of single wells. *17th Conference and Exhibition Engineering and Mining Geophysics 2021*. 2021. DOI: 10.3997/2214-4609.202152063.

17. Tagiltsev S. N., Tagiltsev V. S., Surganov S. V., Kurichenko A. A. Use of hydrodynamic characteristics of the underground water flow for processing single pumping data. *17th Conference and Exhibition Engineering and Mining Geophysics 2021*. 2021. DOI: 10.3997/2214-4609.202152023.

18. Ribnikova L., Navolokina V. Analysis and feasibility of measures to minimize the impact of acid mine waters discharged by abandoned copper-sulphide mines on hydrosphere of the Tagil river. *E3S Web of Conferences*. 2020, vol. 177, article 04009. DOI: 10.1051/e3sconf/202017704009.

19. Kletschina O. V., Oschepkova A. Z. About methodical approach to substantiation of criteria of admissible impact of the subject of landfill on underground waters with use of hydrogeological modeling. *Geologiya i poleznyye iskopayemyye Zapadnogo Urala*. 2019, no. 2 (39), pp. 337–342. [In Russ].

20. Semyachkov A. I., Parfyonova L. P., Kharkhordin I. L., Kopenkina O. A. Numerical modeling of the migration of heavy metals at the site of underground leaching of copper ores in connection with the assessment of the geo-ecological situation. *Sergeevskie chteniya. Modelirovanie pri reshenii geoeologicheskikh zadach* [Sergeevsky readings. Modeling for solving geoeological problems], Moscow, 2009, pp. 412–417. [In Russ].

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Коновалов Владимир Ефимович¹ — канд. техн. наук, доцент,

e-mail: vek-1951@mail.ru, ORCID ID: 0009-0005-3217-7681,

Почечун Виктория Александровна² — д-р геогр. наук, доцент,

e-mail: viktoriyapochechun@mail.ru, ORCID ID: 0000-0002-2838-1162,

Семьячков Александр Иванович² — д-р геол.-минерал. наук, профессор,

e-mail: a.semyachkov@mail.ru, ORCID ID: 0000-0002-3352-2863,

Курбанов Исмаил Курбан оглы¹ — студент,

e-mail: samolet.111@mail.ru, ORCID ID: 0009-0008-4261-4242,

¹ Уральский государственный горный университет,

² Институт экономики Уральского отделения РАН.

Для контактов: Почечун В.А., e-mail: viktoriyapochechun@mail.ru.

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

V.E. Kononov¹, Cand. Sci. (Eng.), Assistant Professor,

e-mail: vek-1951@mail.ru, ORCID ID: 0009-0005-3217-7681,

V.A. Pochechun², Dr. Sci. (Geogr.), Assistant Professor,

e-mail: viktoriyapochechun@mail.ru, ORCID ID: 0000-0002-2838-1162,

A.I. Semyachkov², Dr. Sci. (Geol. Mineral.), Professor,

e-mail: a.semyachkov@mail.ru, ORCID ID: 0000-0002-3352-2863,

I.K. Kurbanov¹, Student, e-mail: samolet.111@mail.ru,

ORCID ID: 0009-0008-4261-4242,

¹ Ural State Mining University, 620144, Ekaterinburg, Russia,

² Institute of Economics of the Ural Branch

of the Russian Academy of Sciences, 620014, Ekaterinburg, Russia.

Corresponding author: V.A. Pochechun, e-mail: viktoriyapochechun@mail.ru.

Получена редакцией 16.07.2024; получена после рецензии 08.11.2024; принята к печати 10.12.2024.

Received by the editors 16.07.2024; received after the review 08.11.2024; accepted for printing 10.12.2024.