

УДК 556.1; 556.3; 628.1/.3

Е.С. Казак¹, С.П. Поздняков²

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВНУТРИПЛАСТОВОГО ОБЕЗЖЕЛЕЗИВАНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Рассмотрены наиболее вероятные механизмы удаления железа при внутрипластовом обезжелезивании подземных вод. Исследована зависимость кинетики окисления двухвалентного железа растворенным в воде кислородом от температуры и рН в бикарбонатных околонейтральных подземных водах. В процессе моделирования односкважинного опыта внутрипластового обезжелезивания подземных вод для Амурского подземного водозабора оценена зависимость эффективности возврата кислорода от изменения коэффициента сорбции железа на породе, рН и температуры.

Ключевые слова: внутрипластовое обезжелезивание подземных вод, кинетика окисления железа, сорбция железа.

The article outlines main mechanisms of in-situ iron removal from groundwater. The dependence of ferrous iron kinetic oxidation by dissolved oxygen on temperature and pH in bicarbonate near neutral groundwater has been investigated. The dependence of oxygen consumption efficiency on iron sorption coefficient, pH and temperature of groundwater was obtained as a result of modeling of the one well in situ iron removal test in Amurskiy water intake facilities.

Key words: in situ iron removal, kinetic of ferrous iron oxidation, iron sorption.

Введение. Подземные воды с повышенным содержанием железа (>0,3 мг/л) широко распространены на территории России и всего мира. Это обстоятельство ограничивает непосредственное использование подземных вод для целей водоснабжения без их обезжелезивания. Широко распространен метод обезжелезивания воды путем перевода железа из растворенной формы в осажденную в процессе водоподготовки на станциях водоочистки перед подачей воды в распределительную сеть. На сегодняшний день перспективна внутрипластовая очистка подземных вод от железа за счет создания искусственных окислительных барьеров в пласте, например, путем закачки в пласт аэрированной воды.

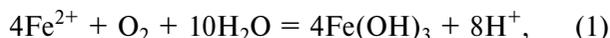
Метод внутрипластовой очистки экологически, а при некоторых условиях и экономически более выгоден, чем наземные очистные сооружения. На сегодняшний день работает достаточно много станций обезжелезивания подземных вод в пласте: в Финляндии, Швеции, Германии, США, Венгрии, Австрии, Польше, Нидерландах, России и других странах.

Процесс удаления железа из подземных вод в пласте определяется рядом факторов, включая кинетику окисления двухвалентного железа (Fe(II)). Скорость окисления Fe(II) зависит от Eh, рН, температуры, химического состава подземных вод, а также от качества закачиваемой в пласт воды и содержания в ней кислорода. Однако, как установлено в [Sung, Morgan, 1980], в бикарбонатных околонейтральных водах она существенно зависит лишь от рН и температуры воды. Степень и характер этой зависимости

могут существенно влиять на эффективность процесса внутрипластовой очистки. Цель работы – модельный анализ влияния кинетики окисления железа на эффективность работы односкважинной установки обезжелезивания.

Механизмы окисления двухвалентного железа в пласте. Метод внутрипластовой очистки подземных вод основан на процессах, происходящих в природе, когда окисление и осаждение содержащегося в подземной воде железа происходят непосредственно в водоносном пласте. Водовмещающие породы в данном случае служат естественным фильтром, на котором задерживаются выпадающие в осадок соединения железа [Лукнер, Шестаков, 1986]. В односкважинной установке обезжелезивания это достигается следующим образом: сначала из скважины откачивается подземная вода, которая подается на аэрацию до полного насыщения кислородом, затем вокруг этой скважины создается искусственный геохимический барьер с окислительной обстановкой путем закачки в пласт аэрированной воды, а потом производится откачка подземных вод, но уже с меньшим содержанием железа по сравнению с природной подземной водой.

Согласно реакции



метод внутрипластового обезжелезивания подземных вод выгоден с позиции потребления кислорода: на окисление 4 молей железа необходим лишь 1 моль кислорода (на 1 мг железа требуется 0,143 мг кисло-

¹ Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, геологический факультет, кафедра гидрогеологии, аспирантка, e-mail: Kanigu@mail.ru

² Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, геологический факультет, кафедра гидрогеологии, ведущий кафедрой, профессор, e-mail: Spozd@geol.msu.ru

рода). Следовательно, закачав небольшое количество аэрированной воды в пласт, можно затем откачивать большее количество подземной воды, «свободной» от железа.

В настоящее время существуют различные взгляды на механизмы удаления железа из подземных вод в пласте. Можно выделить четыре основных механизма, отвечающие за характер потребления кислорода в процессе закачки-откачки: 1) дисперсионный; 2) биологического удаления железа; 3) физико-химического удаления железа с адсорбцией кислорода; 4) адсорбционно-осадительный механизм удаления железа.

Увеличение эффективности процесса внутрипластового обезжелезивания подземных вод, как полагают некоторые исследователи, может быть обеспечено дисперсией [Appelo et al., 1999]. Так, за счет дисперсии фронт поршневого вытеснения между закачанной аэрированной водой и подземной водой размывается, т.е. происходит смешение пластовых и закачиваемых вод. Если происходит смешение, значит, в зоне дисперсии в одной и той же точке среды могут быть и кислород и железо, и они могут реагировать между собой [Appelo et al., 1999]. Однако зона дисперсии должна быть достаточно протяженной, хотя бы 10 м. Согласно опытным данным, закачанная аэрированная вода в пласте в среднем продвигается на несколько метров, а эффективность процесса уже при этом начинает возрастать с каждым последующим циклом, поэтому, скорее всего, дисперсионный механизм не может полностью объяснить увеличение эффективности процесса внутрипластового обезжелезивания.

Другие исследователи полагают, что решающую роль в процессе внутрипластового обезжелезивания играют бактерии [Appelo et al., 1999]. Механизм биологического удаления железа из подземных вод основан на активности микроорганизмов, единственная задача которых – окисление и осаждение растворенного железа, а увеличение эффективности процесса обезжелезивания связано с ростом колоний бактерий. По данным [Sharma et al., 2005], микроорганизмы, способные к удалению железа, — это железобактерии (*Gallionella*, *Leptothrix*, *Crenothrix*, *Clonothrix*, *Siderocapsa*, *Sphaerotilus*, *Ferrobacillus*, *Sideromonas*), которые широко распространены в подземных водах, прудах, нижнем холодном слое озер и водохранилищ, в осадочных месторождениях и почвах.

На рост, развитие и деятельность железобактерий влияет множество факторов, основными из которых являются pH, температура, состав водной среды. По данным [Sharma et al., 2005], биологическое удаление железа протекает эффективно при концентрации растворенного кислорода в воде менее 1 мг/л, pH 5,5–7,5, Eh < 100 мВ, концентрации двухвалентного железа 0,1–10 мг/л. Кроме того, достижение полной эффективности работы бактерий возможно только после 50–60 дней от начала процесса. Однако в процессе проведения полевых и лабораторных работ по обе-

зжелезиванию снижение концентрации железа в воде наблюдается в первые несколько дней после начала процесса [Sharma et al., 2005]. На основании этого можно предположить, что в большинстве случаев биологическое удаление железа в пласте является добавочным процессом при физико-химическом механизме.

В 1978 г. У. Ротт впервые предположил, что очистка воды от растворенного в ней железа происходит за счет сорбции кислорода на водовмещающих породах, который впоследствии взаимодействует с растворенным железом [Appelo et al., 1999]. Г.М. Коммунар, В.С. Алексеев, Н.В. Астрова полагают [Коммунар и др., 1984], что при заполнении порового пространства водой, содержащей ионы Fe(II) и растворенный кислород, в результате гидролиза в воде, насыщающей поры, образуются высокодисперсные положительно заряженные коллоидные мицеллы гидрата закиси железа, способные адсорбировать на своей поверхности кислород в виде атомов отрицательно заряженных ионов, а также в других формах, где он проявляет себя как активный окислитель. Частично адсорбированный кислород расходуется на перевод мицелл гидрата закиси в гидрат оксида железа, но большая его часть идет на окисление железа [Коммунар и др., 1984].

Первоначально образовавшиеся мицеллы гидрата закиси-оксида железа адсорбируют на себе продукты реакции, укрупняются и осаждаются на поверхности зерен водовмещающих пород. Одновременно с этим кислород из воды адсорбируется также на поверхности оболочек частиц водовмещающих пород и активизируется, вызывая тем самым дополнительное обрастание загрузки. Со временем вся загрузка покрывается слоем пленки, состоящей из гидратированных форм железа [Коммунар и др., 1984].

Согласно работе [Appelo et al., 1999], сорбция кислорода на вмещающих породах водоносного горизонта до сих пор экспериментально не доказана и не задокументирована. Для объяснения возрастающей эффективности процесса внутрипластовой очистки этими авторами предложен адсорбционно-осадительный механизм.

Как утверждается в [Appelo et al., 1999], в естественных природных условиях часть двухвалентного железа содержится в растворенном виде в подземной воде, часть — в сорбированном виде на водовмещающих породах. Во время закачки фронт аэрированной воды оттесняет природную подземную воду, а в зоне, ограниченной фронтом кислорода, не содержится растворенного двухвалентного железа [Appelo et al., 1999]. Затем вследствие обменных процессов сорбированное на породе двухвалентное железо переходит в раствор, где окисляется водорастворенным кислородом и осаждается как гидроксид железа, а порода становится свободной от двухвалентного железа («чистой»). Между фронтом кислорода и фронтом закачанной воды находится только растворенное

двухвалентное железо. Во время откачки подземная вода с содержащимся в ней двухвалентным железом проходит через «чистую» породу и двухвалентное железо снова сорбируется на нее, а фронт железа отстает от фронта подземных вод. Подземную воду, не содержащую железа, можно откачивать из скважины до тех пор, пока фронт двухвалентного железа не достигнет скважины [Appelo et al., 1999].

Не давая концентрации железа в подземной воде достигнуть природных значений, возобновляют закачку аэрированной воды, а «чистая» порода не успевает полностью наполниться двухвалентным железом. Меньшее количество сорбированного и способного к обмену двухвалентного железа позволяет кислороду проникнуть дальше в водоносный горизонт и создать еще большую зону окисления, что способствует увеличению эффективности очистки подземных вод [Appelo et al., 1999].

В качестве минералов, на которых может происходить сорбция железа, могут выступать лимонит, магнетит, гётит и другие железосодержащие минералы [Appelo et al., 1999]. Для эффективной сорбции двухвалентного железа в песчано-суглинистых водонасыщенных отложениях достаточно 100 мг железа на 1 кг породы в форме гётита [Appelo et al., 1999].

В статье при дальнейших расчетах в качестве основного механизма будет учитываться адсорбционно-осадительный механизм, предложенный в работе [Appelo et al., 1999].

Влияние температуры и pH подземных вод на скорость окисления железа в пласте. В бикарбонатных околонеутральных водах скорость окисления двухвалентного железа существенно зависит лишь от pH и температуры воды [Sung, Morgan, 1980]. Рассмотрим влияние температуры и pH на скорость окисления железа в закрытой по кислороду системе.

Скорость окисления зависит от текущих концентраций железа и кислорода и описывается системой уравнений [Millero et al., 1986]:

$$-\frac{d[\text{Fe}^{2+}]}{dt} = k[\text{Fe}^{2+}][\text{O}_2][\text{OH}^-]^2, \quad (2.1)$$

$$-\frac{d[\text{O}_2]}{dt} = \beta k[\text{Fe}^{2+}][\text{O}_2][\text{OH}^-]^2, \quad (2.2)$$

где k — общая константа окисления железа ($\text{л}^3 \cdot \text{моль}^{-3} \cdot \text{мин}^{-1}$); $[\text{OH}^-]$ — равновесная концентрация ионов OH^- в растворе (моль/л), равная $[\text{OH}^-] = \frac{K_w}{10^{-\text{pH}}}$, где K_w — константа ионного произведения воды ($\text{моль}^2/\text{л}^2$); $[\text{Fe}^{2+}]$ — равновесная концентрация $\text{Fe}(\text{II})$ (моль/л); $[\text{O}_2]$ — равновесная концентрация кислорода в растворе (моль/л); β — стехиометрический коэффициент реакции окисления двухвалентного железа (1), равный 1/4.

В работе [Millero et al., 1986] указано, что общая константа окисления железа зависит от ионной силы

(I) и температуры (T) раствора и определяется выражением

$$\log k = 21,56 - \frac{1545}{T} - 3,29\sqrt{I} + 1,52I. \quad (3)$$

Решение системы уравнений (2.1) и (2.2) при начальных условиях $t = 0$, $C_{\text{Fe}^{2+}} = C_{\text{F}}$ и $C_{\text{O}_2} = C_{\text{O}}$ имеет вид

$$\text{Fe}^{2+}(t) = \frac{C_{\text{F}}(1-R)}{\exp[-tk^*C_{\text{O}}(R-1)] - R}, \quad (4.1)$$

$$\text{O}_2(t) = \frac{C_{\text{O}}(R-1)}{R \exp[tk^*C_{\text{O}}(R-1)] - 1}, \quad (4.2)$$

где t — время (сут); $R = \beta \frac{C_{\text{F}}}{C_{\text{O}}}$; $k^* = k[\text{OH}^-]^2$.

Тогда характерное время протекания реакции полураспада ($t = t_{1/2}$), т.е. время, при котором произойдет окисление ровно половины количества железа, находящегося в закрытой системе, составит

$$t_{1/2} = \frac{\ln(2-R)}{k^*C_{\text{O}}(R-1)}. \quad (5)$$

Результаты расчетов характерного времени протекания реакции в закрытой по кислороду системе с использованием константы скорости реакции, определяемой по зависимости (3), при различных значениях температуры (от 1 до 25 °C) и pH (от 6,00 до 8,00) при принятых значениях $C_{\text{Fe}^{2+}} = 6,32 \cdot 10^{-4}$ моль/л, $C_{\text{O}_2} = 3,29 \cdot 10^{-4}$ моль/л, $I = 0,004$, приведены на рис. 1.

Пунктирной линией на рис. 1 обозначена линия, соответствующая $\lg t_{1/2} = 0$, т.е. характерному времени протекания реакции, равному 1 сут. На рис. 1 видно, что при одной и той же температуре чем больше pH, тем меньше t , а чем больше температура, тем с более низкого значения pH начинает увеличиваться t . Согласно графику, приведенному на рис. 1, для подземных вод с низкими значениями температуры и невысокими значениями pH влияние кинетики на процесс окисления может быть существенным, так как период полуокисления составляет 10 сут и более, что вполне соизмеримо с продолжительностью цикла закачки-откачки в установках подземного обезжелезивания.

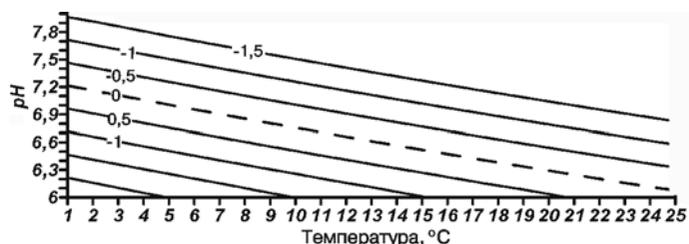


Рис. 1. Изменение логарифма характерного времени протекания реакции полураспада окисления двухвалентного железа в зависимости от температуры и pH подземной воды

Математическая модель односкважинного эксперимента по обезжелезиванию. Рассмотрим модель односкважинного метода внутрипластового обезжелезивания подземных вод, в котором подача воды и отбор обезжелезенной воды из пласта происходят через эксплуатационную водозаборную скважину. Для оценки эффективности внутрипластовой очистки подземных вод используем конвективную модель переноса растворенного кислорода и двухвалентного железа с учетом кинетики сорбции двухвалентного железа и кинетики взаимодействия железа и кислорода. Будем считать, что дисперсионное рассеивание железа и кислорода в пласте пренебрежимо мало, а образующееся в результате окисления трехвалентное железо сразу выпадает в осадок, но объемная доля этого осадка достаточно мала, чтобы изменить пористость, а как следствие и проницаемость водовмещающего пласта.

В качестве пространственной переменной координаты примем радиус-вектор, начинающийся в центре скважины, так как рассматривается процесс закачки-откачки в одну и ту же скважину. Тогда математическая модель опыта внутрипластовой очистки подземных вод в радиальной системе координат описывается следующими уравнениями [Лукнер, Шестаков, 1986]:

$$n \frac{\partial O}{\partial t} = \frac{q}{r} \frac{\partial O}{\partial r} - k^* \beta O Fe, \quad (6.1)$$

$$n \frac{\partial Fe}{\partial t} + \frac{\partial Fe^{sorb}}{\partial t} = \frac{q}{r} \frac{\partial Fe}{\partial r} - k^* O Fe, \quad (6.2)$$

$$\frac{\partial Fe^{sorb}}{\partial t} = \gamma \left(\frac{Fe}{K_d} - Fe^{sorb} \right). \quad (6.3)$$

Граничные и начальные условия для системы (6.1)–(6.3) записываются следующим образом:

$$\begin{aligned} t = 0: & \quad Fe(r) = Fe^{ini}; \quad O(r) = 0, \\ t > 0, \quad q(t) > 0: & \quad Fe(r_{well}) = 0; \quad O(r_{well}) = O_{max}, \\ R = R_{max}: & \quad Fe(R_{max}) = Fe^{ini}; \quad O(R_{max}) = 0, \end{aligned} \quad (6.4)$$

где $q = \frac{Q}{m}$ — удельный расход откачки или закачки ($m^2/сут$); O — концентрация водорастворенного кислорода (ммоль/л); Fe — концентрация водорастворенного железа (ммоль/л); Fe^{sorb} — концентрация сорбированного на породе железа (ммоль/л); Fe^{ini} — концентрация двухвалентного железа в пласте (ммоль/л); r_{well} — радиус скважины (м); r — радиальная координата (м); $R_{max} = 1,3 \sqrt{\frac{Q_{max} t_{max}}{\pi n m}}$ — радиус влияния, которого не достигнет фронт поршневого вытеснения (м); Q_{max} — максимальный расход закачки ($m^3/сут$); t_{max} — максимальное время закачки (сут); n — пористость водовмещающих пород; m — мощ-

ность активной зоны (м); γ — коэффициент кинетики сорбции ($сут^{-1}$); K_d — безразмерный коэффициент сорбции; O_{max} — концентрация кислорода в аэрированной воде (ммоль/л).

Для характеристики эффективности потребления кислорода в процессе цикла закачки-откачки примем отношение объема возврата кислорода с откачиваемой водой к объему закачанного кислорода равным $\frac{V_{O_2, inj}}{V_{O_2, pump}}$, при этом объем закачанного кислорода

$$V_{O_2, pump} = Q_{pump} C_{O_2} t, \quad (7)$$

где Q_{pump} — средний расход закачки ($m^3/сут$); C_{O_2} — концентрация кислорода в аэрированной закачиваемой воде (ммоль/л); t — время закачки (сут).

Объем возврата кислорода с откачиваемой водой можно определить по формуле

$$V_{inj} = \sum_{i=1}^k Q_{inj} C_{O_2 i} \Delta t, \quad (8)$$

где Q_{inj} — средний расход откачки ($m^3/сут$); $C_{O_2 i}$ — концентрация кислорода в аэрированной откачиваемой воде на i -м шаге (ммоль/л); Δt — расчетный шаг по времени во время откачки (сут).

Расчет изменения эффективности поглощения кислорода $\frac{V_{O_2, inj}}{V_{O_2, pump}}$ при различных значениях коэффициента сорбции, pH и температуры подземной воды выполнен с помощью программы Radial, решающей систему уравнений (6.1)–(6.3) конечно-разностным методом с аппроксимацией конвективных членов вверх по потоку [Лукнер, Шестаков, 1986]. Результаты расчета приведены на рис. 2.

Как видно на рис. 2, с увеличением значений коэффициента сорбции, температуры и pH подземных вод все меньшее и меньшее количество кислорода возвращается при откачке. Так, при значениях pH > 6,8 и при значениях температуры более 15 °C эффективные значения возврата кислорода составляют менее 0,1, а это значит, что существенно большая часть растворенного кислорода потребляется в процессе реакций окисления железа в пласте.

Моделирование опыта внутрипластовой очистки подземных вод на Амурском подземном водозаборе (АПВЗ). АПВЗ расположен в г. Комсомольск-на-Амуре Хабаровского края Российской Федерации на высокой левобережной пойме р. Амур и служит источником центрального водоснабжения Комсомольска-на-Амуре, поселков Новый Мир, Молодежный, Бочин. Пойма р. Амур сильно заболочена, в соответствии с этим АПВЗ расположен на насыпной дамбе.

В геологическом строении участка принимают участие плиоценовые и четвертичные аллювиальные и озерно-аллювиальные отложения, мощность которых изменяется от 33,8 до 66,0 м. До глубины 7 м геологический разрез представлен намывными песча-

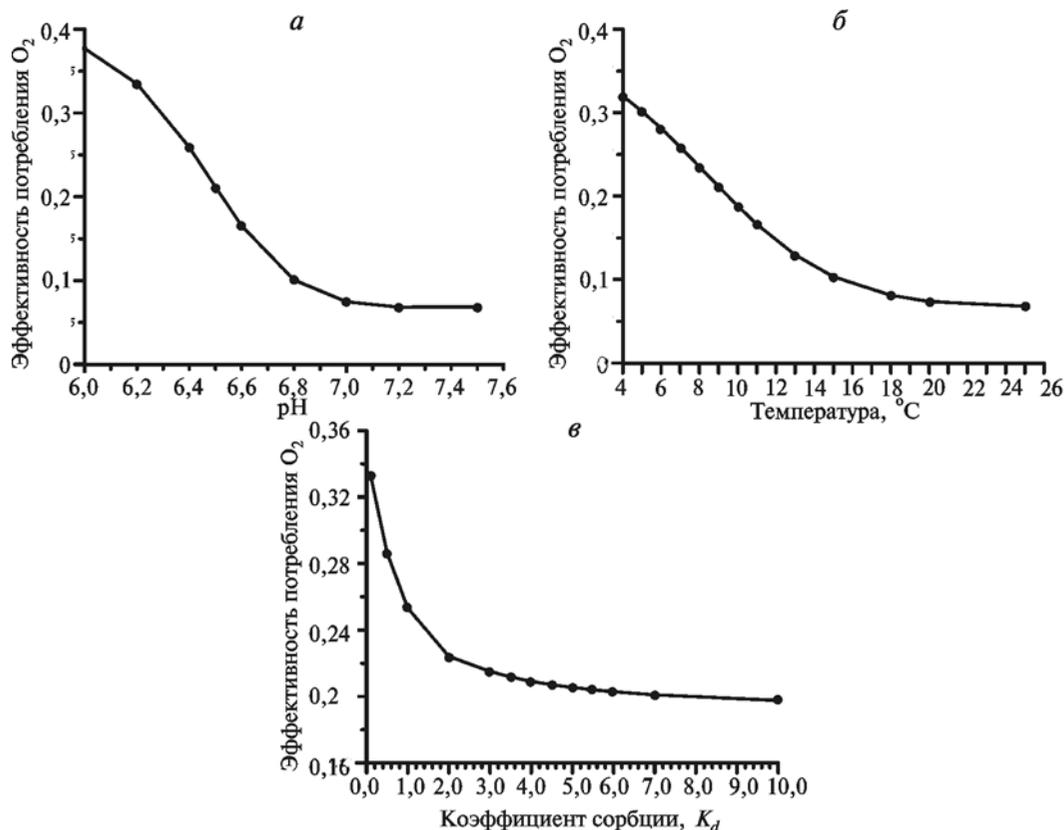


Рис. 2. График зависимости эффективности возврата кислорода в цикле закачка–откачка: *а* — от различных значений рН подземных вод, *б* — от различных значений температуры подземных вод, *в* — от различных значений коэффициента сорбции железа на породе

ными грунтами, ниже залегают разномерные пески преимущественно полимиктового состава мощностью от 7,0 до 21,8 м с отдельными линзами суглинков и гравелитов, обогащенные органикой, ниже залегают гравийно-галечниковые отложения с песчаным заполнителем, в подошве переходящие в конгломераты на песчано-глинистом цементе, все это подстилается корой выветривания верхне-нижнемеловых осадочных пород, представленной щебнем и дресвой с суглинистым и супесчаным заполнителем.

АПВЗ эксплуатирует подземные воды плиоцен-четвертичного водоносного комплекса (N₂+Q).

Подземные воды носят локально-напорный характер, обусловленный наличием в кровле комплекса слабопроницаемой толщи переслаивания супесей, суглинков и песков. Мощность водоносной толщи, включающей пески и галечники, изменяется от 34,8 до 51,0 м и постепенно увеличивается к левому борту долины.

Химический состав подземных вод гидрокарбонатный со смешанным катионным составом. Диапазон содержания хлора 1,2–12,4 мг/дм³, а сульфат-иона 2–20 мг/дм³, карбонатная жесткость воды изменяется от 1,05 до 1,92 мг-экв/дм³, некарбонатная жесткость не обнаружена. Окисляемость составляет 0,8–6,4 мгO₂/дм³. Содержание общего железа колеблется от 2,16 до 70,00 мг/дм³, марганца — от 0,5 до 1,2 мг/дм³, величина Eh изменяется от +100 до –100 мВ, концентрация ионов водорода (рН) изменяется от 6,4 до 6,6. Температура подземных вод в теплый период года составляет в среднем 9, а в холодный 4 °С.

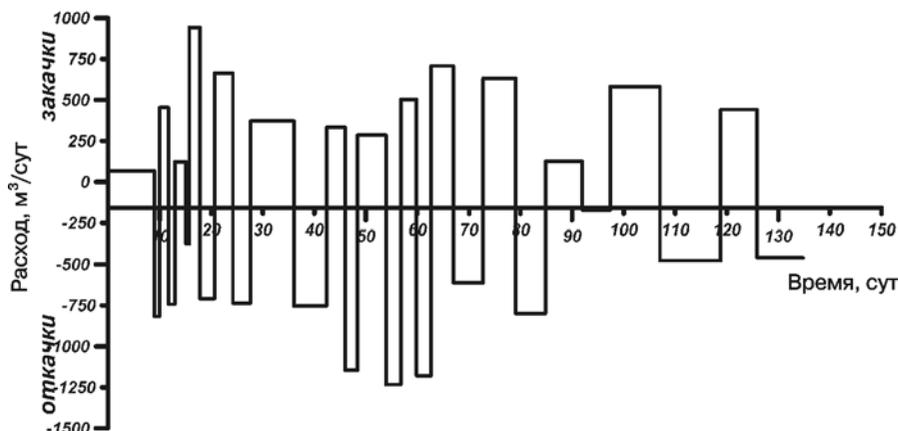


Рис. 3. График изменения расходов закачки и откачки во времени в течение опытно-технологических работ по внутрипластовой очистке подземных вод на АПВЗ

Характерная особенность подземных вод плиоценовых и четвертичных отложений в пределах Мостового участка, как и на всем Дальнем Востоке, — повышенная концентрация в них железа и

марганца, свободной углекислоты (до 100 мг/л), низкое содержание фтора и невысокие значения pH [Труфанов, 1987].

На АПВЗ в 2001 г. были проведены опытно-технологические работы по внутрипластовой очистке подземных вод от повышенного содержания железа.

В ходе опытно-технологических работ выполнено 14 полных односкважинных циклов закачки-откачки. На рис. 3 представлен график, отражающий изменение расходов и продолжительность циклов закачки и откачки.

С учетом принятой выше адсорбционно-осадительной модели с помощью программы Radial выполнен подбор наиболее подходящего для природных условий подземных вод АПВЗ диапазона значений коэффициента сорбции двухвалентного железа на водовмещающих породах. Расчет проводился при заданных значениях pH (6,5) и температуры (9 °C) и при различных значениях K_d (от 0,1 до 10,0). Значение коэффициента сорбции подбиралось путем вычисления среднеквадратичного отклонения σ между наблюдаемыми данными опыта, полученными в ходе проведения опытно-технологических работ в 2001 г. на АПВЗ, и выходными результатами моделирования на программе Radial при одном заданном значении K_d :

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (C_i^{\text{real}} - C_i^{\text{cal}})^2}{N}}, \quad (9)$$

где C_i^{real} — концентрация железа, полученная в ходе опытно-технологических работ, на i -м шаге (ммоль/л); C_i^{cal} — концентрация железа, вычисленная в результате моделирования, на i -м шаге (ммоль/л); N — число наблюдений.

По данным расчета установлено, что наименьшие значения среднеквадратичного отклонения наблюдаются при значениях коэффициента сорбции от 3,0 до 4,5.

На рис. 4 приведен график изменения модельной концентрации железа в подземной воде во времени в течение всего опыта (14 циклов), полученный при значении $K_d = 3,5$, треугольниками на графике показаны наблюдаемые значения концентрации железа.

Отметим, что полученные значения коэффициента сорбции в общем согласуются с результатом А. Аппело с соавторами, которые, используя программу для термодинамического моделирования PHREEQC,

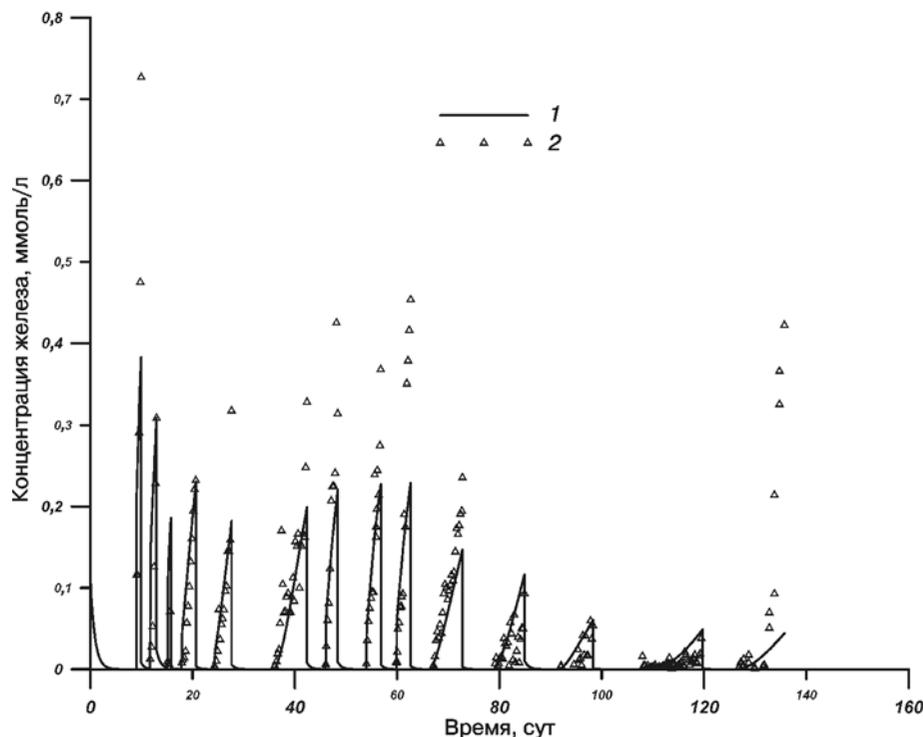


Рис. 4. График сравнения модельных и измеренных значений концентрации железа в течение опыта внутрипластового обезжелезивания на АПВЗ: 1 — данные моделирования; 2 — измеренные значения

рассчитали коэффициент сорбции гипотетических песков, содержащих небольшое количество (300 ppm) феррогидрита, в результате расчетов получено значение K_d , равное 6,65 [Appelo et al., 1999].

Выводы. 1. На кинетику окисления железа в пласте существенное влияние оказывают температура и pH подземных вод: чем больше pH и температура подземной воды, тем быстрее протекает реакция окисления железа.

2. Эффективность потребления кислорода во время внутрипластовой очистки подземных вод зависит от значений pH и температуры воды. При низких значениях pH и температуры эффективность заметно снижается. Наилучшая эффективность метода достигается при значениях pH > 6,8 и температуре подземных вод более 14 °C.

3. Согласно принятой адсорбционно-осадительной модели, эффективность потребления кислорода зависит от коэффициента сорбции железа на водовмещающих породах: чем больше коэффициент сорбции, тем больше кислорода тратится на окисление двухвалентного железа.

4. С учетом выполненных исследований можно заключить, что для подземных вод, характеризующихся невысокими значениями pH и температуры, эффективность процесса внутрипластового обезжелезивания не будет высокой. Соответственно для повышения эффективности потребления кислорода на окисление двухвалентного железа необходимо повысить значения pH путем, например, добавления гашеной извести в процессе аэрации. Вместе с тем

необходимо контролировать концентрацию добавляемой гашеной извести, чтобы жесткость подземных вод не превысила ПДК.

5. Возможной мерой по увеличению эффективности процесса может служить изменение регламен-

та работы установки обезжелезивания. Например, можно увеличить время простоя скважины после полуцикла закачки перед полуциклом откачки, чтобы кинетические процессы потребления кислорода завершились до начала цикла откачки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Коммунар Г.М., Алексеев В.С., Астрова Н.В. Гидрогеологические проблемы регулирования качества подземных вод // Итоги науки и техники. Сер. Гидрогеология. Инженерная геология. 1984. Т. 9. 88 с.

Лукнер Л., Шестаков В.М. Моделирование миграции подземных вод. М.: Недра, 1986. 208 с.

Труфанов А.И. Формирование железистых подземных вод. М.: Стройиздат, 1987. 133 с.

Appelo C.A.J., Drijver B., Hekkenberg R., Jonge M. de. Modeling in situ iron removal from ground water // Ground water. 1999. Vol. 37, N 6. P. 811–817.

Millero F.J., Sotolongo S., Izaguirre M. The oxidation kinetics of Fe(II) in seawater // Geochim. et Cosmochim. Acta. 1986. Vol. 51. P. 793–801.

Sharma S.K., Petrusevski B., Schippers J.C. Biological iron removal from groundwater // AQUA. 2005. Vol. 54, N 4. P. 239–247.

Sung W., Morgan J.J. Kinetics and product of ferrous iron oxygenation in aqueous systems // American Chem. Soc. 1980. Vol. 14. P. 561–568.

Поступила в редакцию
09.09.2010