



Влияние аэрационно-дегазационных процессов на свойства подземных вод и технологии их биологического обезжелезивания и деманганации

При использовании наиболее широко применяемого метода обезжелезивания подземных вод, несколько легковесно названного методом упрощенной аэрации, основное внимание уделяется насыщению обрабатываемой воды кислородом воздуха. При этом считается достаточным обеспечить его концентрацию в 5–6 раз превышающую стехиометрическую потребность, которая составляет 0,143 мг O_2 на 1 мг Fe^{2+} . Это, как правило, легко достигается простым изливом поступающей воды из воронки с высоты 0,5–0,6 м или подачей воздуха в смеситель в количестве 2 л на 1 г Fe^{2+} (при использовании напорных фильтров) [1].

Ю. П. Седлухо, д-р техн. наук, БНТУ

При повышенном содержании в исходной воде растворенных газов (диоксида углерода, сероводорода, метана) рекомендуется производить ее дегазацию различными способами [3–7]. Это приводит к изменению значения pH, окислительно-восстановительного потенциала (Eh) и других показателей. Однако конкретных данных по влиянию аэрационно-дегазационных процессов на свойства обрабатываемой воды и параметры последующих технологических процессов удаления железа, марганца и других загрязнений не приводится.

В то же время подчеркивается, что скорость окисления двухвалентного железа кислородом зависит от многих факторов, в первую очередь, от концентрации железа и кислорода, величины pH и Eh, тем-

пературы. В соответствии с кинетическим уравнением, приведенным в [5], реакция окисления протекает тем быстрее, чем выше уровень pH и чем ближе вода к пределу насыщения кислородом. А именно эти параметры, а также величину Eh, можно изменять и в определенной мере регулировать аэрационно-дегазационными процессами, являющимися подготовительными для реализации тех или иных методов обезжелезивания и деманганации подземных вод.

С целью определения влияния этих процессов на изменение параметров, определяющих скорость окисления растворенных форм железа и марганца, была выполнена серия экспериментов на воде подземных источников ряда регионов Беларуси и России. Для этого брались несколько проб воды непосредственно из скважины или сборного водовода.

Первая проба помещалась в сосуд и длительное время аэрировалась с помощью микрокомпрессора. Через определенные промежутки времени в ней определялись значения pH, Eh, растворенный кислород и остаточное содержание двухвалентного железа. В исходной воде растворенный кислород и окисные формы железа практически отсутствовали. Вторая проба аэрировалась только в течение первых 15 минут, а третья не аэрировалась вообще. В них также определялись те же показатели.

На рис. 1 приведены результаты одной из серий опытов на воде четвертичного горизонта водозабора «Первомайский» г. Краснодара. Вода из различных скважин этого горизонта в среднем содержала: железо 1,6–2,0 мг/л, марганец 0,6–0,8 мг/л, окисляемость 0,7–0,8 мг O_2 /л, pH 7,1–7,3, Eh минус 60–70 мВ, температура 14–15 оС. При непрерывной аэрации исходной воды в первые 10–15 минут Eh-потенциал даже несколько снижился не смотря на существенное увеличение pH (рис. 1, кривые 1 и 4). И только после этого начался интенсивный рост Eh в течение примерно 30 мин. с последующим плавным повышением до плюс 70–80 мВ через 90 мин. аэрации. Значение pH при этом возросло с 7,2 до 8,4. Зависимость

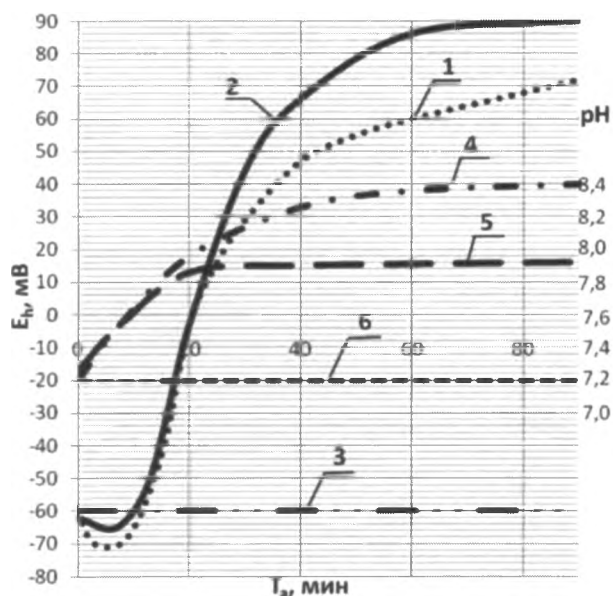


Рисунок 1. Изменение pH и Eh от продолжительности аэрации. 1 – Eh - непрерывная аэрация. 2 – Eh – аэрация только в течение 15 мин. 3 – Eh - без аэрации. 4 – pH - непрерывная аэрация. 5 – pH – аэрация только в течение 15 мин. 6 – pH – без аэрации

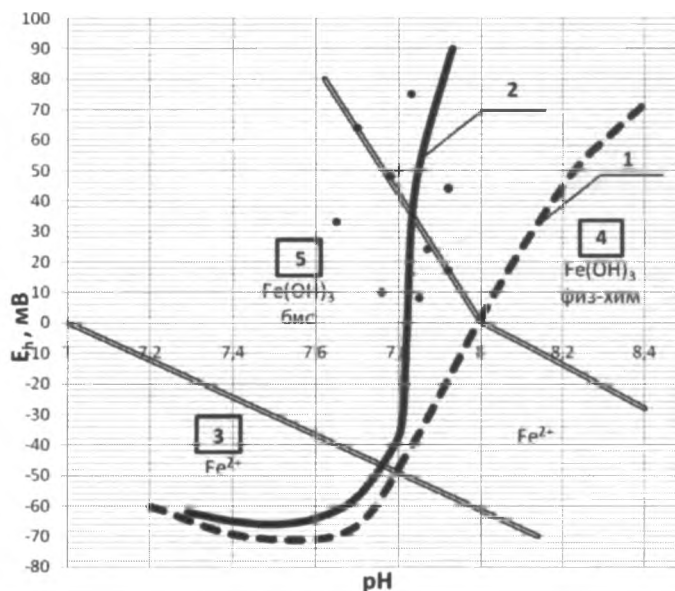


Рисунок 2. Изменение pH и Eh исходной воды при ее аэрации в течение 90 мин. 1 – непрерывная аэрация в течение 90 мин. 2 – аэрация в течение 15 мин. 3 – зона стабильности Fe^{2+} . 4 – зона физико-химического окисления Fe. 5 – зона биологического окисления Fe (3,4 и 5 – по [5]).



изменения Eh от pH приведена на рис. 2 (кривая 1).

Анализ этих зависимостей показывает, что в процессе аэрации происходит весьма существенное увеличение pH в связи с удалением углекислоты, а среда изменяет свои свойства, переходя от восстановительных к окислительным процессам. При pH больше 8,0 Eh приобретает положительное значение, и в соответствии с диаграммой стабильности железа (диаграмма Пурбе), растворенное железо может перейти в нерастворенную форму (рис. 2, зона 4). Удаление марганца окислением кислородом в данном случае невозможно, т.к. при полученных значениях pH Eh должен быть не менее плюс 250–300 мВ [5].

При выполнении этой серии опытов было замечено, что если для исходной воды значение Eh было относительно стабильным, то в аэрированной воде оно было «ползущим» в сторону увеличения и долго не устанавливалось. На приведенных графиках значения показаний приборов фиксировались через 5 минут после отбора проб. Такая нестабильность Eh, видимо, связана с нарушением структуры и молекулярного равновесия раствора и сдвигом его в сторону окислительных реакций, завершение которых в свободном объеме требует достаточно длительного времени.

В связи с тем, что в реальных условиях обеспечение такой длительной аэрации (90 мин.) требует значительных затрат, вторая проба аэрировалась только первые 15 минут, а исследуемые параметры определялись, как и в первом опыте, в течение 90 минут. Этот режим в большей мере соответствует реальным условиям реализации метода упрощенной аэрации. Зависимости изменения pH и Eh приведены на рис. 1 (кривая 2 и 5) и рис. 2 (кривая 2). Характер изменения этих параметров в период аэрации абсолютно аналогичны первому опыту. Но после прекращения аэрации значение pH за последующие 75 минут изменилось незначительно, а Eh и без аэрации продолжал интенсивно увеличиваться, достигая значений даже больших, чем с аэрацией.

Это свидетельствует о том, что в течение 15 минут аэрации вода обогатилась кислородом почти до предела насыщения и окислительные процессы начинают развиваться независимо от изменения pH. Его увеличение затормозилось остаточными концентрациями CO₂, которое удалось лишь частично. Это обстоятельство также подтверждает то, что процес-

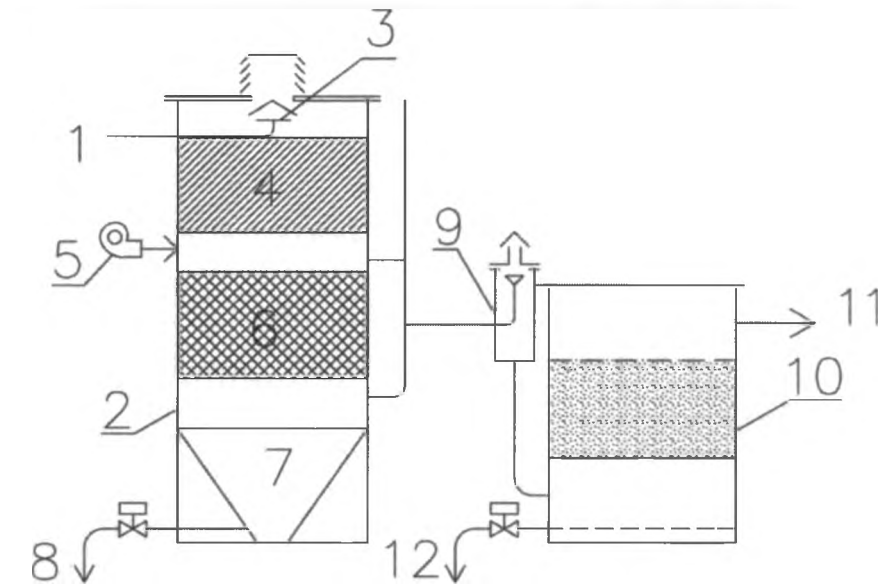


Рисунок 3. Принципиальная технологическая схема станции биологического обезжелезивания и деманганации подземных вод.

1 – подача исходной воды. 2 – биореактор. 3 – система предварительной аэрации. 4 – орошаемый биофильтр. 5 – вентилятор. 6 – затопленный биофильтр. 7 – отстойник. 8 – сброс осадка из биореактора. 9 – распределительные устройства с дополнительной аэрацией. 10 – фильтр с плавающей загрузкой. 11 – отвод очищенной воды в РЧВ. 12 – сброс промывной воды из фильтров.

сы аэрации и дегазации хотя и протекают параллельно, но с различными скоростями. Причем, скорость дегазации (в данном случае, удаление CO₂) существенно ниже скорости растворения кислорода воздуха. Следовательно, при высокой газонасыщенности воды и при необходимости существенного повышения pH, диктующим процессом будет дегазация и для ее интенсификации потребуются применение более сложных устройств, чем применяемые системы аэрации [6,7].

В пробах исходной воды без аэрации рассматриваемые параметры с течением времени изменялись незначительно, что связано с низкими скоростями молекулярной диффузии кислорода и растворенных газов при естественной аэрации (рис. 1, кривые 3 и 6).

Подобные изменения исследуемых показателей характерно и для вод других водозаборов («Свислочь», «Петровщина» (Беларусь), «Восточный-2» (Краснодар) и др.). Но абсолютные их значения различны, а диапазон изменения этих показателей характеризует возможность и применимость безреагентных аэрационных технологий удаления тех или иных веществ из подземных вод.

Результаты выполненной серии опытов свидетельствуют о том, что правильно организованные аэрационно-дегазационные процессы позволяют без применения специальных реагентов или фильтрующих загрузок значительно повысить

pH и Eh среды, устранить мешающее влияние растворенных газов и создать условия для эффективного удаления растворенных форм железа, марганца и других соединений. Учитывая прямую зависимость скорости их окисления от рассматриваемых параметров, в любом случае нужно стремиться к максимально возможному насыщению обрабатываемой воды кислородом и удалению растворенных газов (CO₂, H₂S, CH₄), наличие которые всегда отрицательно сказывается на протекании процессов обезжелезивания и деманганации. Кроме того, дегазация воды снижает ее коррозионные свойства и улучшает органолептические показатели, особенно при наличии сероводорода. Реализация оптимальных процессов аэрации-дегазации существенно проще и экономически более выгодна не только по причине отказа от применения подщелачивающих реагентов, окислителей или специальных фильтрующих загрузок, но и в связи с возможностью интенсификации последующих физико-химических или биологических процессов и сооружений станции водоподготовки.

Очевидно, что рассмотренные процессы аэрации- дегазации наиболее просто реализуемы в безнапорных схемах станций обезжелезивания и деманганации. В напорных схемах, традиционно применяемых при относительно небольших производительностях станций, это





Рисунок 4. Общий вид станции биологического обезжелезивания и деманганации производительностью 6000 м³/сут в г. Краснодар.

сделать значительно сложнее, а в ряде случаев, практически невозможно. Если удовлетворительное насыщение воды кислородом воздух вполне достижимо (учитывая повышение его растворимости при увеличении давления), то условия ее дегазации, связанные с необходимостью многократного увеличения удельного расхода воздуха, его выделением и выпуском из корпуса фильтра, весьма ограничены. Поэтому отказ от безнапорных схем станций обезжелезивания небольшой производительности безоснователен. Основанием для применения напорных схем может служить простой состав исходной воды (отсутствие или минимальное содержание марганца, растворенных газов, высокое pH, низкая окисляемость и т.п.), и необходимость использования остаточного давления в фильтрах для подачи воды, например, в водонапорную башню. В остальных, более сложных случаях, даже при малой производительности, безнапорный вариант с реализацией интенсивных процессов аэрации-дегазации должен быть рассмотрен, по крайней мере, как альтернативный.

Рассмотренные методы предварительной подготовки подземных вод наиболее актуальны при дальнейшем применении безреагентных аэрационных методов обезжелезивания и деманганации. Реагентные методы в данной статье не рассматриваются, хотя и при их применении всегда полезно аэрировать исходную воду.

Из всего многообразия безреагентных методов особого внимания заслуживают биологические методы обезжелезивания

и деманганации. Не смотря на их недостаточную изученность, они получают все большее признание и применение, особенно в зарубежной практике [5,8–11]. Проведенные многолетние исследования этих методов дают основания полагать (и даже утверждать), что разработчиками метода упрощенной аэрации допущена ошибка в том, что все кинетические закономерности протекающих автокаталитических процессов обезжелезивания незаслуженно приписывались чисто физико-химическим реакциям окисления и изъятия железа гидроокисной пленкой, образующейся на поверхности зерен фильтрующей загрузки. Роль биологических процессов не учитывалась, хотя многими исследователями отмечалось существенное влияние на эффективность удаления железа стихийно развивающихся биологических процессов. Справедливости ради следует отметить, что достаточно сложно провести четкую границу между чисто физико-химическими биологическими процессами удаления железа [1–5]. Тем более, что в обоих случаях образуются аналогичные окисленные его формы.

Результаты обследования многих станций обезжелезивания, запроектированных с реализацией метода упрощенной аэрации, показывают, что в большинстве из них активно протекают стихийно развившиеся биологические процессы. Свидетельством этому является обнаружение большого количества железобактерий, которые в большом количестве присутствуют в промывной воде и в образовавшихся отложениях на поверхно-

сти и в толще фильтрующих загрузок. Причиной развития железобактерий является их наличие практически во всех исследованных водозаборных скважинах и создающиеся благоприятные условия для их развития. Роль таких, даже стихийно развившихся и неуправляемых биологических процессов, как правило, положительная. Низкая эффективность работы таких станций в большинстве случаев связана с промывкой фильтров хлорированной водой, угнетающая эти процессы, нарушением кислородного режима, содержанием минеральных или органических комплексов железа в исходной воде. При правильной предварительной подготовке воды и организации технологического процесса эти недостатки в определенной мере могут быть устранены.

Одной из первых в Беларуси и странах СНГ крупных станций обезжелезивания, в которой реализован биологический метод, была станция в г. Новополоцке, производительностью более 40 тыс. м³/сут. (1991 г.) [7]. 20-летний опыт эксплуатации этой и многих других станций, послужив основанием для разработки серии станций обезжелезивания трех модификаций в различном конструктивном оформлении, производство которых налажено на Витебском заводе водоочистного оборудования УП «Полимерконструкция» [8, 9,12].

Одна из таких модификаций, доработанная с учетом приведенных выше результатов исследований процессов аэрации-дегазации, была использована для очистки подземных вод четвертично-



го горизонта водозабора «Первомайский» в г. Краснодаре. Особенностью вод этого горизонта является наличие железа до 2,0 мг/л и марганца до 0,7 мг/л. Известно, что процессы их удаления являются последовательными. Окисление марганца не может начаться, пока не закончится окисление железа. При этом в большинстве случаев рекомендуется двухступенчатое фильтрование с усиленной аэрацией на каждой ступени [5].

Весьма важным обстоятельством и отличительной особенностью процессов биологического обезжелезивания и деманганации является то, что по сравнению с физико-химическими процессами, оптимальные параметры окисления железа и марганца смещаются в сторону более низких значений pH и Eh. Но если для железобактерий эти параметры подтверждены рядом исследований, то для марганцеокисляющих бактерий такой определенности нет. Разные авторы приводят противоречивые данные относительно условий биологического окисления марганца [5, 10]. Это видимо связано с тем, что в проведенных экспериментах культивировались или развивались различные виды марганцеокисляющих бактерий, оптимальные условия жизнедеятельности которых различны. Кроме того, эти условия зависят не только от значений pH и Eh, но и от других качественных характеристик исходной воды.

Анализ приведенных выше результатов аэрационно-дегазационной подготовки воды и накопленный опыт реализации биологических процессов в технологиях очистки подземных вод, а также благоприятные температурные условия позволили разработать технологическую схему и оборудование, позволяющие эффективно удалять железо и марганец биологическим методом (рис. 3).

В состав технологической схемы включен биореактор и фильтры с плавающей загрузкой. Биореактор разделен на три зоны. В верхней части расположен орошаемый биофильтр с искусственной вентиляцией, обеспечивающий интенсивную аэрацию и дегазацию поступающей воды. Кроме того, образуемая на поверхности специальной загрузки с развитой поверхностью биопленка создает условия для развития железобактерий и процессов биологического окисления железа. В средней части биореактора расположен затопленный биофильтр с аналогичной загрузкой, который обеспечивает

основной процесс биологического окисления железа. Нижняя зона биореактора представляет собой отстойник и служит для выделения основной массы продуктов окисления железа.

Из биореактора вода, в значительной степени освобожденная от железа, через распределительные устройства с дополнительной аэрацией поступает в систему фильтров с плавающей полистирольной загрузкой, на фильтрах удаляется выносимое из биореактора железо, но основная их функция заключается в удалении марганца за счет развития марганцеокисляющих бактерий на поверхности гранул фильтрующего материала.

Такая станция производительностью 6000 м³/сут. построена и введена в эксплуатацию в г. Краснодаре. Общий вид станции приведен на рис. 4, а результаты ее работы в пусконаладочный и последующие периоды – на рис. 5.

Период выхода станций биологического обезжелезивания на рабочий режим более длительный, чем при физико-химической обработке и обычно составляет от 1 до 10 дней при использовании железобактерий, естественно присутствующих в исходной воде. Этот период можно сократить, внося «затравку» в виде биомассы с действующих станций обезжелезивания.

Развитие бактерий, используемых для биологического удаления марганца, происходит медленнее, чем железобактерий. Естественный запуск станций биологической деманганации еще более замедляется и для этого может потребоваться от 1 до 3 месяцев. Можно сократить этот срок, используя фильтрующую загрузку, предварительно заселенную марганцеокисляющими бактериями с других подобных станций [5].

Эти данные полностью подтвердились. Уже через 5–7 дней после пуска станции содержание железа в очищенной воде снизилось до нормативного уровня (рис. 5, линии 1 и 2). Но устойчивая тенденция снижения марганца начала проявляться только через 40 дней, а нормативное его содержание было достигнуто через 50 дней (рис. 5, линии 3 и 4). Косвенным свидетельством «зарядки» фильтров марганцеокисляющими бактериями и эффективной их работы является изменение цвета промывной воды фильтров от ржаво-коричневого до серо-землистого, в то время как осадок из биореакторов практически сохранил первоначальный ржаво-коричневый цвет.

Это подтверждает сделанное при определении технологической схемы предположение о том, что окисление основной массы двухвалентного железа должно происходить в биореакторе, а окисление марганца в фильтрах. Ступенчатость этих процессов подтверждается также данными изменения качества воды по ступеням очистки (рис. 6). Ломаными линиями показаны изменения pH и Eh после биореактора и фильтров, а также усредненные данные по эффективности удаления железа и марганца в этих сооружениях. Анализ этих данных показывает, что в биореакторах протекают интенсивные аэрационно-дегазационные и биологические процессы. На рис. 2 в координатах pH-Eh нанесены точки (.), которые показывают, что в биореакторе созданы все условия для биологического окисления железа. Эффективность его удаления в биореакторах в среднем составляет 65%. Остальная часть выносимого из отстойной зоны биореактора железа удаляется на фильтрах. За счет развитой поверх-

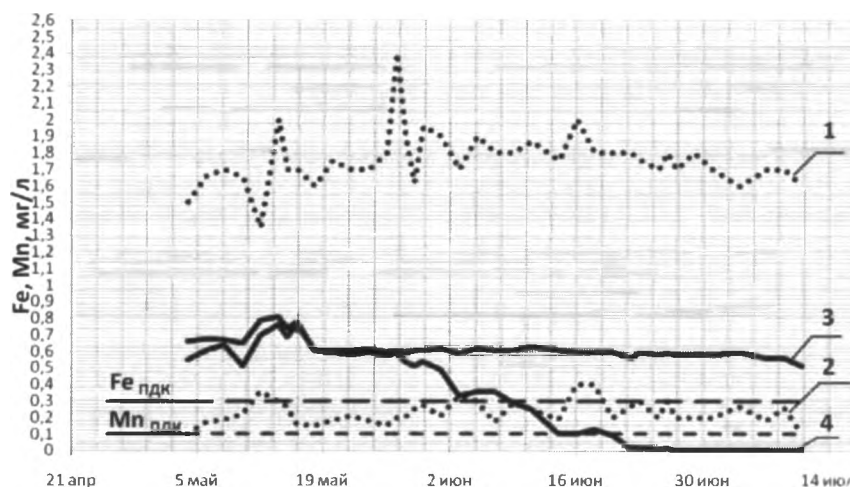


Рисунок 5. Динамика изменения содержания железа и марганца в пусковой период станции в г. Краснодаре.



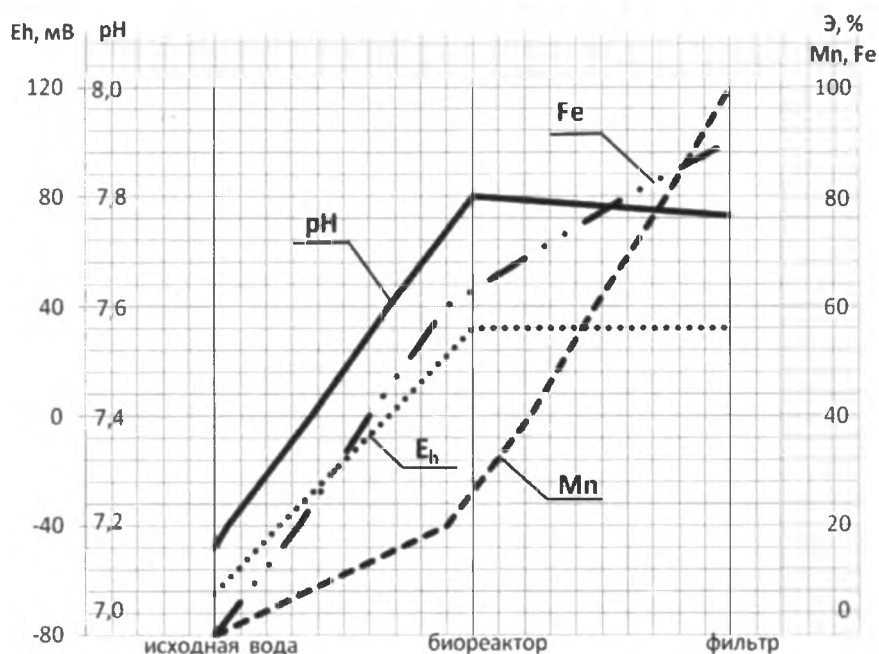


Рисунок 6. Изменение показателей качества воды по ступеням очистки.

ности загрузки биореактора и образовавшейся на ней биопленки происходит частичная сорбция марганца (20–25%). Оставшийся марганец (75–80%) удаляется на фильтрах результате биологического окисления биопленкой, образовавшейся на поверхности гранул фильтрующего материала.

Некоторый разброс значений определяемых параметров в период выполнения пусконаладочных работ связан с включением-выключением скважин, отработкой режимов промывки фильтров и сброса осадка из биореакторов. В условиях стабилизации работы станции сброс осадка из биореакторов установлен с периодичностью 10 суток в течении 12 мин. Продолжительность фильтроцикла 5 суток, время промывки фильтров 4 мин. с интенсивностью 15 л/с м². Работа станции полностью автоматизирована.

При этом общий объем промывных вод составляет не более 1,0% от объема очищаемой воды. Общее энергопотребление станции водоподготовки на водозаборе «Первомайский» г. Краснодара составляет 112 кВт.ч в сутки. Удельный расход электроэнергии не более 0,015–0,02 кВт.ч/м³. Содержание железа в очищенной воде 0,1–0,2 мг/л, марганца – не более 0,01 мг/л (на пределе обнаружения стандартными методами).

Предложенная технологическая схема и конструкция станции отличаются логичностью технологии, простотой конструктивного оформления и автоматизации,

минимальными эксплуатационными затратами. Все элементы станции, включая корпуса биореакторов, фильтров и их загрузочные материалы выполнены из конструкционных полимерных материалов.

Приведенные результаты исследований и опыт эксплуатации станций биологического обезжелезивания и деманганации подземных вод еще раз доказывают, что при оптимальном решении технологической схемы биологические методы являются более эффективными и экономичными, чем физико-химическая обработка, и всегда более простыми в эксплуатации. Однако, в связи с недостаточной изученностью этих методов и индивидуальным составом и свойствами подземных вод практически каждого водозабора, оптимальные решения могут быть найдены только в результате проведения предварительных технологических изысканий.

Существующая определенная настроенность в использовании биологических методов при подготовке питьевой воды безосновательна. Являясь естественным природными процессами (так или иначе, в той или иной мере проявляющимися на всех стадиях водоподготовки, в РЧВ, трубопроводах), биологические процессы, в отличие от химических, не продуцируют каких-либо токсичных веществ или опасных для человека микроорганизмов. При правильной их организации и конструктивном оформлении достигается микробиологически безупречное качество

фильтрата и, как показал опыт Беларуси, отпадает необходимость в дезинфекции очищенной воды.

За период эксплуатации станции водоподготовки на водозаборе «Первомайский» г. Краснодара в течении года не было ни одного случая несоответствия качества очищенной воды требованиям СанПиН 2.1.4.1074–01 ни по микробиологическим, ни по химическим показателям.

Литература

1. СНиП 2.04.02–84. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения. – М., Стройиздат, 1986.
2. Перлина А. М. и др. Обезжелезивание подземных вод методом фильтрования. – Науч. тр. АКХ. Водоснабжение, № 6. – М., ОНТИ АКХ, 1968.
3. Николадзе Г. И. Улучшение качества подземных вод. – М., Стройиздат, 1985.
4. Золотова Е. Ф., Асс Г. Ю. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода. – М., Стройиздат, 1975.
5. Технический справочник по обработке воды (Дегремон): в 2-х т., пер. с фр.-СПб.: Новый журнал, 2007.
6. Алферова Л. И., Дзюбо В. В. Интенсификация стадии аэрации в технологиях очистки подземных вод//Вода и экология: проблемы и решения. – 2005, № 3, С. 38–43.
7. Жулин А. Г., Белова Л. В. Снижение концентрации углекислоты в подземных водах на перегородчатом дегазаторе//Водоснабжение и санитарная техника-2011, № 1. с. 33–38
8. Седлуха С. П., Софинская О. С. Биологический метод очистки подземных вод от железа//Вода и экология: проблемы и решения – 2001, № 1, С. 13–21.
9. Седлухо Ю. П., Лемеш М. И., Самсонова А. С. Биологические процессы в технологиях обезжелезивания подземных вод: Матер. международной научно-практической конференции 17–20 мая 2006 г. /Под общ. ред. Ю. П. Седлухо. – Витебск, 2006, С. 29–32.
10. Иванов С. А., Рудак А. В., Седлухо Ю. П. Опыт разработки и эксплуатации автоматизированных безнапорных станций обезжелезивания серии «Кристал-Б»: Матер. международной научно-практической конференции 17–20 мая 2006 г. /Под общ. ред. Ю. П. Седлухо. – Витебск, 2006, С. 33–35.
11. Журба М. Г. и др. Биохимическое обезжелезивание деманганация подземных вод//Водоснабжение и санитарная техника – 2006, № 9, 4, 2. С. 17–23.

