

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ АССОЦИАТОВ ЖЕЛЕЗОБАКТЕРИЙ ПРИ ЛАБОРАТОРНОМ МОДЕЛИРОВАНИИ ПЕСЧАНЫХ ФИЛЬТРОВ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ УСЛОВИЙ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ**В. Ю. Букреева¹, И. В. Трубицын¹, Г. А. Дубинина², М. Ю. Грабович¹, А. Т. Епринцев¹**¹ Воронежский государственный университет² Институт микробиологии им. С. Н. Виноградского РАН, г. Москва

Поступила в редакцию 16.11.2010 г.

Аннотация. Разработана и создана лабораторная установка — биореактор, обеспечивающая очистку питьевой воды от растворимых форм Fe и Mn. Проведены исследования биологически активных ассоциатов железобактерий оказывающих влияние на процесс очистки воды при изменении некоторых параметров среды: скорости протока воды, концентрации Fe в фильтруемой воде и аэрации. Выявлены возможные факторы, снижающие качество воды при работе песчаных фильтров очистных сооружений водоподъемной станции №8 г. Воронежа. Получены результаты, показывающие наличие вторичного загрязнения воды растворимыми формами Fe и Mn.

Ключевые слова: питьевая вода, песчаные фильтры, железо- и марганцеокисляющие и восстанавливающие бактерии.

Abstract. It was developed and constructed laboratory facility — the bioreactor, providing cleaning the drinking water from the soluble forms of Fe and Mn. It was investigated the biologically active associates of iron bacteria that influence the process of water purification in changing parameters of the medium: the rate of water flow, the concentration of iron in the filtered water and aeration. It was identified possible factors that reduce water quality during the sand filters using of treatment facilities of Voronezh water-lifting station number 8. The obtained results show the presence of secondary contamination of water by soluble forms of Fe and Mn.

Keywords: drinking water, sand filters, iron- and manganese oxidizing and reducing bacteria.

ВВЕДЕНИЕ

К морфотипам железобактерий доминирующих в природных ассоциациях обрастаний песчаных фильтров очистных сооружений относятся: *Leptothrix*, «*Siderocapsa*», *Gallionella*, реже встречаются *Sphaerotilus*, *Metallogeniu*, *Hyphomicrobium*, *Micromonospora*. Также встречаются и другие бактериальные клетки, водоросли, простейшие. Ранее было показано их наличие на различных этапах водопроводной системы [1, 2].

Создание искусственного Воронежского водохранилища, изменило режим грунтовых вод, который стал характеризоваться высокими концентрациями растворимых форм железа и марганца (более 1 мг/л при действующих ПДК для Fe²⁺ и Mn²⁺ 0.3 и 0.1 мг/л, соответственно). Работа песчаных фильтров очистных сооружений, удаляющих данные металлы из грунтовой воды, не всегда эффективна.

Одним из основных лимитирующих факторов такого функционирования, являются биообрастания и активное участие редуцирующей микрофлоры, которая обеспечивает трансформацию железа и марганца (Fe³⁺→Fe²⁺, Mn⁴⁺→Mn²⁺).

Целью данной работы было изучение биологически активных ассоциатов железобактерий при лабораторном моделировании песчаных фильтров водоочистных сооружений г. Воронежа в зависимости от различных физико-химических и гидродинамических факторов процесса очистки воды.

Задачи исследования:

- разработка и создание лабораторной модельной установки — биореактора с использованием природных биоценозов микроорганизмов, участвующих в удалении некоторых тяжелых металлов из воды;

- определение физико-химических и гидродинамических факторов процесса очистки воды от Fe²⁺ и Mn²⁺ (с целью повышения эффективности функционирования очистных сооружений).

© Букреева В. Ю., Трубицын И. В., Дубинина Г. А., Грабович М. Ю., Епринцев А. Т., 2011

МЕТОДИКА ЭКСПЕРИМЕНТА

Объектами исследования служили пробы воды и песка (мелкая галька), отобранные на песчаных фильтрах водоочистной станции Воронежского водоочистного сооружения питьевого водоснабжения (ВПС-8).

Для создания модельной установки (биореактора) песчаных фильтров очистных сооружений ВПС-8 г. Воронежа использовали песчаную загрузку (ПЗ), применяемую при промышленной очистке питьевой воды. Объектами исследования служили пробы воды на входе и выходе из фильтра. Схема испытываемой пилотной установки представлена на рис. 1.

Она представляет собой параллелепипед с длинами сторон 0,6 м (длина), 0,25 м (ширина) и 0,35 м (высота). Основной объем занимает песок: верхний слой толщиной 15 см (диаметр песчинок 2—3 мм) и нижний — 6 см (диаметр песчинок 4—5 мм). В песчаной загрузке происходят процессы химического окисления катионов Fe^{2+} и осаждения получившихся нерастворимых соединений. Кроме того на частицах песка локализованы колонии аэробных железобактерий, которые повышают скорость и общую эффективность процесса фильтрации. Под ПЗ, создавая опору, располагается дренажная система, функции которой состоят в том, чтобы собирать профильтрованную воду в центральный цилиндр для дальнейшего ее вывода из фильтра.

Данная установка может считаться достоверной моделью песчаного фильтра ВПС-8 на основе следующих параметров:

1. Отношение площади поверхности песчаной загрузки к ее высоте в модельной установке и в фильтре ВПС одинаково.

2. Скорость потока воды в модельной установке в процессе фильтрации сопоставима со скоростью потока на фильтре ВПС.

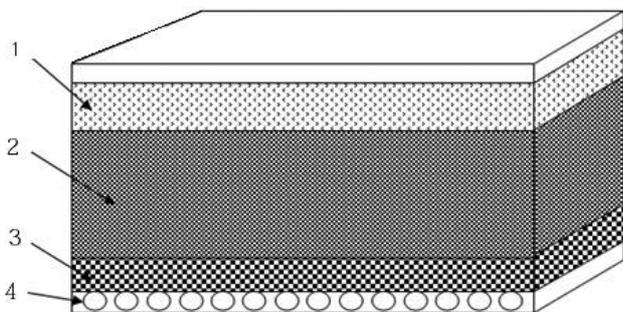


Рис. 1. Общая схема устройства модельной установки: 1 — слой воды над фильтром, 2 — песок ($d_{\text{песчинка}} = 2-3$ мм), 3 — песок ($d_{\text{песчинка}} = 4-5$ мм), 4 — дренажная система

3. Сообщество микроорганизмов, принимающих участие в процессах окисления/восстановления ионов тяжелых металлов в модельной установке было взято из ПЗ фильтра водоподъемной станции.

Непрерывный поток воды через песчаный фильтр осуществляли из периодически заполняемого водопроводной водой (из воронежской городской сети) резервуара, в который вносили необходимые соединения Fe и Mn (комплексорганические соединения лимоннокислого аммонийного Fe^{2+} и сернокислый марганец). Для регулирования скорости потока использовали насос. Подбор концентраций для исследуемых металлов производили исходя из обнаруживаемых загрязнений в природных водных источниках, используемых для питьевого водоснабжения. Отбор проб воды производили на входе и на выходе из биореактора [3, 4]. По истечению 2,5—3 недель от пуска потока исследуемой воды (скорость 200 л/сутки) наблюдали обильное осаждение оксидов металлов в отмытом песке песчаного фильтра. Далее нами была проведена серия опытов по исследованию микробиологического состава ПЗ и по изменению условий фильтрации: скорости потока, аэрации, концентрации железа в фильтруемой воде.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

1. МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЙ КОМПОНЕНТ ПЕСЧАНОГО ФИЛЬТРА

Целью данного этапа исследований было, выяснение микробиологического состава на разных глубинах песчаного фильтра модельной установки. Используя песчаную загрузку, применяемую при очистке питьевой воды на очистных сооружениях, нами была создана лабораторная модель функционирования песчаных фильтров очистных сооружений водоподъемных станций (ВПС) г. Воронежа. Проведены исследования микробиологического состава загрузки с помощью стекол обрастаний погруженных на разные глубины биореактора. При анализе данных обнаружили несколько морфологически своеобразных представителей железобактерий. Основную массу бактериальных обрастаний составляли типичные представители железобактерий морфотипы рода «*Siderocapsa*», в незначительном количестве — *Leptothrix*, и еще меньше — *Gallionella*. В зонах фильтра, где концентрация кислорода минимальна, обнаружено увеличение доли железо-, марганецвосстанавливающих микроорганизмов. Следовательно, выявлена важная роль марганец- и железоредукторов, резко снижающих

эффективность функционирования песчаных фильтров очистных сооружений ВПС г. Воронежа. По итогам количественного учета микроорганизмов железобактерии составили 50% от общего числа бактерий, также встречались водоросли и простейшие покрытые оксидами металлов [5].

2. ВЛИЯНИЕ СКОРОСТИ ПРОТОКА ВОДЫ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ ФИЛЬТРАЦИИ

Основной целью этого этапа работы являлось установление зависимости между окислительно-восстановительными процессами железа и марганца на песчаной загрузке фильтра от скорости протока фильтруемой воды. Скорость протока была выражена, как объем воды, прошедший через ПЗ за сутки (л/с). Для проведения опытов были выбраны три основные скорости протока: 90 ± 10 л/с (низкая скорость), 220 ± 10 л/с (средняя скорость), 300 ± 10 л/с (высокая скорость).

1) Процесс осуществляли при средней скорости 220 л/с. Для фильтрации использовали раствор железа и марганца, где $[\text{Fe}^{2+}] = 2.5 \pm 0.3$ мг/л, $[\text{Mn}^{2+}] = 0.3 \pm 0.05$ мг/л. В ходе опытов было установлено, что при данной скорости протока и концентрации Fe и Mn содержание этих металлов в профильтрованной воде не превышала ПДК 1 мг/л, 0.1 мг/л, соответственно. Концентрация Fe общего составляла 0.45 мг/л: нерастворимой формы 0.41 мг/л; растворимой формы железа не более 0.04 мг/л. Содержание в пробе Fe^{3+} более 90%, а Fe^{2+} менее 10%.

2) На этой стадии скорость протока была уменьшена в 2.5 раза от средней и составляла 90 ± 10 л/с. В качестве раствора для фильтрации использовали раствор железа $[\text{Fe}^{2+}] = 10 \pm 1$ мг/л. В серии опытов установили, что при таком понижении скорости протока концентрация общего железа в пробе воды на выходе из фильтра изменялась незначительно (± 5 —7%). При этом наблюдали понижение $[\text{Fe}^{3+}]$ и значительное повышение $[\text{Fe}^{2+}]$. Концентрация Fe общего составляла 0.78—0.8 мг/л: нерастворимой формы 0,44—0,52 мг/л; растворимой формы железа не более 0.25—0.32 мг/л. Содержание Fe^{2+} в пробе составило 40—45%, а Fe^{3+} 55—60%, соответственно.

3) Опыт осуществляли при максимальной для данного фильтра скорости протока воды — 300 ± 10 л/с. Для фильтрации использовался раствор железа и марганца, где $[\text{Fe}^{2+}] = 2.0 \pm 0.3$ мг/л, $[\text{Mn}^{2+}] = 0.3 \pm 0.05$ мг/л. При таких условиях работы фильтра наблюдали отсутствие растворимой формы железа в пробе воды на выходе. Концентрация Fe^{3+} не превышала 0.35 мг/л. Так же в пробе отсутствовали ионы

марганца. При скоростях протока 250 л/с и выше в пробах воды после фильтрации $[\text{Fe}^{2+}]$ стремится к нулю, что указывает на отсутствие восстановительных процессов в песчаной загрузке. Поступающая в фильтр вода насыщена кислородом, также имеет место процесс газообмена между слоем фильтруемой воды и атмосферным воздухом. В процессе прохождения через ПЗ содержание кислорода в воде постепенно уменьшается с постоянной скоростью (2—3 мг/л O_2 в час). Вероятно, он расходуется на процессы химического окисления Fe^{3+} и дыхание аэробных микроорганизмов.

При снижении скорости протока до 100 л/с, наблюдали плавное повышение $[\text{Fe}^{2+}]$. Со скоростью ниже 90 л/с, происходило резкое увеличение значения $[\text{Fe}^{2+}]$ и уменьшение $[\text{Fe}^{3+}]$. Процесс фильтрации в таких условиях прекращается. Если вода задерживается в фильтре более чем на 3 часа, то в нижних слоях ПЗ образуются микроаэробные и анаэробные зоны.

Таким образом, установлено, что застойные явления могут иметь место и при непрекращающемся протоке воды через ПЗ. Очевидно, для фильтров с подобной схемой работы максимальная и минимальная скорость протока определяется техническими параметрами.

3. ВЛИЯНИЕ АЭРАЦИИ НА ПРОЦЕСС ФИЛЬТРАЦИИ

Под аэрацией в данной работе понимается продувание слоя фильтруемой воды атмосферным воздухом с целью повышения в ней содержания кислорода. Во-первых, одной из основных функций кислорода является препятствие возникновения анаэробных зон (зоны застоя воды) и тем самым ингибирует процессы анаэробного восстановления Fe^{3+} до Fe^{2+} микроорганизмами. Во-вторых, участвует в реакции химического окисления ионов двухвалентного железа $\text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3$ до нерастворимого в воде гидроксида железа (III). Наконец, кислород используется для дыхания микроорганизмами, окисляющими Fe^{2+} до Fe^{3+} . В каждом опыте аэрация производилась непрерывно в течении 2—3 часов, после чего отбирались пробы фильтрованной воды на марганец и железо. Для очистки использовалась вода в которой $[\text{Fe}^{2+}] = 2.5 \pm 0.3$ мг/л, $[\text{Mn}^{2+}] = 0.3 \pm 0.05$ мг/л. Скорость протока составляла 220 ± 10 л/с. Концентрация кислорода в фильтруемой воде не превышала 7.4 мг/л при максимально возможных 9.5 мг/л, а после применения аэрации возросла до 8.0 ± 0.1 мг/л. При этом содержание Fe и Mn в пробах после фильтрации осталось на уровне, характерном

для данной скорости протока и состава фильтруемой воды. Так $[Fe^{2+}] = 0.44 \pm 0.03$ мг/л, $[Mn^{2+}] \sim 0$ мг/л, что говорит об отсутствии какого-либо положительного эффекта. Полученному результату можно дать следующее объяснение: повышение концентрации кислорода в воде на входе в биореактор направлено главным образом на предотвращение возникновения в песчаной загрузке анаэробных зон, что само по себе маловероятно при скорости протока выше 200 л/с и объему песчаной загрузки — 45 литров. К тому же в случае, когда концентрация O_2 в воде составляет 7.4 мг/л при максимально возможном 9.5 мг/л, практически она может быть повышена не более чем на 15 %, что в данном случае не существенно.

4. ВЛИЯНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ ЖЕЛЕЗА В ФИЛЬТРУЕМОЙ ВОДЕ НА ПРОЦЕСС ФИЛЬТРАЦИИ

Для выяснения характера зависимости между содержанием соединений железа в воде на выходе из фильтра и на входе. Проводили опыты с растворами железа низкой концентрации ($[Fe^{2+}] = 0.4 \pm 0.04$ мг/л), средней ($[Fe^{2+}] = 2-3$ мг/л) и высокой концентрации ($[Fe^{2+}] = 10 \pm 1$ мг/л). Скорость протока воды составляла 200—220 л/с.

В результате опытов было показано (рис. 2):

1) при низком содержании железа вода до и после фильтрации мало различается как по концентрации железа общего (~ 0.4 мг/л до фильтрации и ~ 0.35 мг/л после), так и по соотношению $[Fe^{3+}]/[Fe^{2+}]$ (~ 0.35 мг/л Fe^{3+} к 0.04 мг/л Fe^{2+} до, ~ 0.3 мг/л Fe^{3+} к 0.035 мг/л Fe^{2+} после фильтрации). Следует отметить, что сама ПЗ фильтра имеет в своем составе фракцию песка с высоким содержанием соединений трехвалентного железа. По этой причине

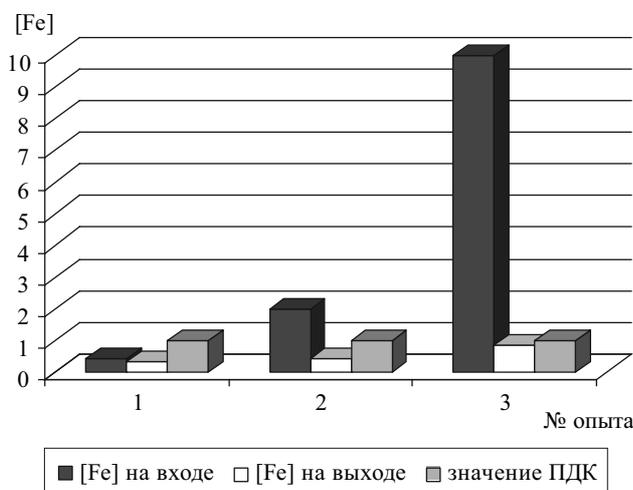


Рис. 2. Зависимость $[Fe]$ на выходе из фильтра от $[Fe]$ на входе

концентрация железа непосредственно в фильтре в момент его работы не может быть ниже определенной величины, что конечно оказывает влияние на процесс фильтрации.

2) для фильтрации использовали воду с концентрацией железа 2—3 мг/л (вода с таким содержанием Fe^{2+} используется для очистки на водоподъемной станции ВПС-8, функциональным аналогом которой является пилотная установка). Установлено, что при повышении концентрации Fe^{2+} в неотфильтрованной воде с 0.4 мг/л до 3 мг/л, количество железа общего в воде после фильтрации возрастает приблизительно на 20 % и составляет 0.44 ± 0.03 мг/л. Содержание Fe^{2+} после фильтрации остается по-прежнему низким и не превышает 0.05 мг/л.

3) для фильтрации использовали раствор железа, где $[Fe^{2+}] = 10 \pm 1$ мг/л. При возрастании $[Fe^{2+}]$ до 10 мг/л в воде на входе $[Fe^{3+}]$ на выходе возрастает до 0.65 мг/л (в отдельных опытах до 0.8 мг/л), а $[Fe^{2+}]$ практически не меняется и остается в пределах 0.04—0.05 мг/л. Следует отметить, что независимо от величины концентрации Fe^{2+} в неотфильтрованной воде, содержание его в воде на выходе колеблется в пределах от 0.3—0.8 мг/л, что не превышает значение ПДК.

В ходе проведенных опытов было установлено, что концентрация двухвалентного железа в фильтруемой воде не оказывает существенного влияния на процесс фильтрации.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разработаны условия лабораторного моделирования микробиологического окисления и сорбции растворимых соединений Fe, Mn из питьевой воды. Установлены параметры абиотических и биотических факторов, повышающих эффективность функционирования биореактора, одним из которых является наличие ассоциатов железобактерий («*Siderocapsa*», *Leptothrix*, *Galionella*), которые при благоприятных условиях жизнедеятельности: кислородный режим, концентрация ряда химических элементов, а также скорости водотока и водообмена могут повысить эффективность работы песчаных фильтров очистных сооружений ВПС г. Воронежа. Неоднократно было показано, что осаждение марганца и железа происходило преимущественно на клетках микроорганизмов. Особое значение для улучшения качества питьевой воды имеют результаты исследования процессов окисления этих металлов от кислородного режима в песчаной загрузке. Показаны негативные послед-

ствия кратковременного «застоя» воды. При продолжительности застоя более 3-х часов в ПЗ фильтра развивается анаэробные зоны, происходит переход нерастворимых в воде соединений трехвалентного железа в растворимые, что делает отфильтрованную воду непригодной к употреблению, а работу фильтра — неэффективной. Выявлено, что застойные явления могут развиваться и при непрерывающемся протоке воды, что наблюдалось нами для крупных фильтров с некоторым износом ПЗ. Важную роль в улучшении работы песчаных загрузок сыграет соблюдение параметров оптимальной скорости фильтрации, ликвидация застойных явлений снижающих эффективность очистки воды.

Таким образом, показано, что песчаные биофильтры при правильном режиме эксплуатации способны интенсивно удалять растворимые соединения железа, марганца и других тяжелых металлов из воды за счет микробиологических окислительных и сорбционных процессов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Менча М. Н. Биологический фактор в работе систем питьевого водоснабжения из подземных источников / М. Н. Менча // Материалы пятого международного конгресса. — М. : — 2002. — С. 271—272.
2. Менча М. Н. Железобактерии в системах питьевого водоснабжения из подземных источников / М. Н. Менча // Водоснабжение и санитарная техника. — 2006. — №7. — С. 25—32.
3. Резников А. А. Методы анализа природных вод / А. А. Резников, Е. П. Муликовская, В. Ю. Соколов — М. : Гостеолтехиздат, 1970. — 488 с.
4. Седлуха С. П. Биологический метод очистки подземных вод от железа / С. П. Седлуха, О. С. Софинская // Вода и экология: проблемы и решения. — 2001. — №1 — С. 13—21.
5. Формирование микробиологического состава песчаных фильтров водоподъемных станций / М. Ю. Грабович [и др.] // Организация и регуляция физиолого-биохимических процессов / под ред. А. Т. Епринцева. — Воронеж : Центрально-Черноземное книжное издательство. — 2008. — Вып.10. — С. 298—303.

Букреева В. Ю. — аспирант, кафедра биохимии и физиологии клетки, Воронежский государственный университет; тел.: (950) 751 9559, e-mail: bukreeva-31@yandex.ru

Трубицын И. В. — аспирант, кафедра биохимии и физиологии клетки, Воронежский государственный университет; тел.: (960) 142 0410, e-mail: trubicynivan@rambler.ru

Грабович М. Ю. — профессор, д.б.н., кафедра биохимии и физиологии клетки, Воронежский государственный университет; тел.: (905) 659 1525, E-mail: margarita_grabov@mail.ru

Епринцев А. Т. — профессор, д.б.н., зав. кафедрой биохимии и физиологии клетки, Воронежский государственный университет; тел.: (473) 2208877, e-mail: bc366@bio.vsu.ru

Дубинина Г. А. — профессор, д.б.н., главный научн. сотрудник, Институт микробиологии им. С. Н. Виноградского РАН, г. Москва; тел.: (499) 1350109, e-mail: gdubinina@mail.ru

Bukreeva V. Y. — graduate student, Department of Biochemistry and Cell Physiology, Voronezh State University; tel.:(950) 7519559, e-mail: bukreeva-31@yandex.ru

Trubeczin I. V. — graduate student, Department of Biochemistry and Cell Physiology, Voronezh State University; tel.: (960) 1420410, e-mail: trubicynivan@rambler.ru

Grabovich M. Y. — professor, Sc.D., Department of Biochemistry and Cell Physiology, Voronezh State University; tel.: (905) 6591525, e-mail: margarita_grabov@mail.ru

Eprintcev A. T. — professor, Head of the Department of Biochemistry and Cell Physiology, Voronezh State University; tel.: (473) 2208877, e-mail: bc366@bio.vsu.ru

Dubinina G. A. — professor, Sc.D., chief scientist, S. N. Winogradsky Institute of Microbiology of Russian Academy of Science; tel.: (499) 1350109, e-mail: gdubinina@mail.ru