

# Моделирование процесса очистки подземных вод от растворенных нефтепродуктов при использовании биотехнологических методов

Н.Г. Максимович<sup>1</sup>, А.Д. Деменев<sup>1\*</sup>, В.Т. Хмурчик<sup>1</sup>, О.А. Березина<sup>1</sup>, А.В. Мухаметдинов<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Пермский государственный национальный исследовательский университет, Пермь, Россия

<sup>2</sup>ООО «Спб-гипрошахт», Санкт-Петербург, Россия

Развитие нефтяной промышленности сопровождается определенным техногенным воздействием на окружающую среду. По различным оценкам ежегодные потери только на этапе транспортировки могут достигать 15% от добываемых объемов углеводородов, что сопровождается образованием более 510 млн т загрязненных грунтов. На предприятиях нефтедобычи и нефтепереработки могут возникать трудно прогнозируемые аварийные ситуации, также приводящие к загрязнению окружающей среды. При этом очистка подземных вод от растворенных нефтепродуктов является одной из сложных задач при реализации природоохранных мероприятий и проектов. Выделяют два основных подхода к очистке от нефтяного загрязнения: *ex situ*, т.е. на специальных полигонах и *in situ*, т.е. на месте загрязнения. Применение методов очистки на месте может быть значительно дешевле и эффективнее. Использование подобных методов должно основываться на детально проработанной стратегии их реализации. Математическое моделирование позволяет достаточно достоверно определять и обосновывать проведение гидрогеологических исследований, а также получать параметры для разработки проектных решений. В работе исследована возможность применения методов математического моделирования для процесса очистки подземных вод биотехнологическим способом с дозированной подачей кислорода в загрязненный водоносный горизонт. Сопоставлены результаты натурных наблюдений и модельные данные. Установлено, что разработанная геомиграционная модель на базе мгновенной аэробной деградации углеводородов в целом адекватно описывает динамику снижения загрязнителя в подземных водах при сравнении с натурными измерениями. Для оценки эффективности проводимых мероприятий на модели дополнительно выполнены прогнозные расчеты с использованием разного количества очистных скважин и расстоянием между ними. Сделан вывод о том, что математическое моделирование на предварительном этапе дает возможность подобрать наиболее оптимальную схему очистки подземных вод еще до сооружения технологического комплекса, что впоследствии значительно снижает затраты при реализации подобных проектов.

**Ключевые слова:** очистка подземных вод, растворенные нефтепродукты, гидрогеологические моделирование, биотехнологии, природоохранные мероприятия

**Для цитирования:** Максимович Н.Г., Деменев А.Д., Хмурчик В.Т., Березина О.А., Мухаметдинов А.В. (2024). Моделирование процесса очистки подземных вод от растворенных нефтепродуктов при использовании биотехнологических методов. *Георесурсы*, 26(2), с. 124–134. <https://doi.org/10.18599/grs.2024.2.11>

## Введение

Повышение эффективности природоохранных мероприятий требует, в свою очередь, развитие и совершенствование методов борьбы с загрязнением окружающей среды и, в частности, подземных вод углеводородами, которое является проблемой для многих регионов мира (Logeshwaran et al., 2018). Основные техногенные источники загрязнения подземных горизонтов углеводородами формируются из-за наличия дефектов в коммуникациях при добыче, транспортировке, переработке или реализации нефти и нефтепродуктов. При внештатных ситуациях углеводороды обычно распространяются от источника загрязнения латерально и вниз по профилю грунта и в случае отсутствия непроницаемых для них барьеров

достигают уровня грунтовых вод, формируя в подземном пространстве отдельную фазу – углеводородную линзу. При этом часть углеводородов линзы растворяется в воде и относительно быстро мигрирует вместе с потоком грунтовых вод (Соколов и др., 2015; Garg et al., 2017; Logeshwaran et al., 2018). Таким образом, грунтовые воды становятся основным транспортным агентом загрязняющих веществ в подземном пространстве. Даже после удаления линзы свободных углеводородов миграция растворенных углеводородов с потоком грунтовых вод может продолжаться достаточно длительное время (Carey et al., 2014; Kavanaugh et al., 2013; Logeshwaran et al., 2018; Maksimovich, Khmurchik, 2015; Suthersan et al., 2015), поэтому разработка, применение и совершенствование технологий очистки грунтовых вод от растворенных углеводородов остаются приоритетной задачей.

Ликвидация углеводородного загрязнения предусматривает выполнение комплекса задач, реализацию различных методов и использование технических средств (Оборин и др., 2008; Пряничникова, 2018; Garg et al., 2022;

\* Ответственный автор: Артем Дмитриевич Деменев  
e-mail: demenevartem@gmail.com

© 2024 Коллектив авторов

Контент доступен под лицензией Creative Commons Attribution 4.0 License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

Naeem, Qazi, 2020). Все методы по борьбе с нефтяным загрязнением можно разделить на следующие группы: механические, физико-химические и биологические. Выделяют два основных подхода к очистке объектов окружающей среды от углеводородного загрязнения: *ex situ* – на специальных полигонах и *in situ* – на месте загрязнения (Nwachukwu, 2014), при этом применение методов *in situ* может быть значительно дешевле и эффективнее по сравнению с методами, требующими извлечения и транспортировки загрязненных компонентов (Juwarkar et al., 2014; Logeshwaran et al., 2018; Maksimovich et al., 2019; McHugh et al., 2014; Ossai et al., 2020).

При реализации природоохранных мероприятий любыми методами важны своевременная оценка текущего состояния объектов окружающей среды и прогноз их состояния на будущее. Использование методов гидрогеологического моделирования считается наиболее подходящим для анализа и прогноза состояния грунтовых вод (Жернов, Шестаков, 1971; Bear, Cheng, 2010; Anderson et al., 2015). Программно-инструментальные средства численного моделирования позволяют симулировать различные варианты проведения природоохранных мероприятий, изменяя расположение очистных скважин и их параметрические характеристики, что позволяет, в свою очередь, подобрать наиболее оптимальную схему реализации очистки подземных вод до сооружения технологического комплекса.

Основной целью настоящей работы являлась оценка возможности применения методов математического моделирования для разработки стратегии и определения основных параметров очистки подземных вод от растворенных нефтепродуктов с применением биотехнологического метода, использующего дозированную подачу кислорода для стимулирования жизнедеятельности углеводородокисляющих микроорганизмов подземных вод, реализованного в виде технологического комплекса. Испытания этого комплекса были проведены в районе загрязнения подземных вод растворенными нефтепродуктами (Demenev et al., 2022).

Для достижения цели в рамках исследований решались следующие задачи:

- определение основных природных характеристик исследуемого участка в ходе натурных исследований;
- исследование работы комплекса биотехнологической очистки подземных вод от растворенных нефтепродуктов;
- разработка геофильтрационной и геомиграционной моделей для исследуемого участка;
- моделирование процесса очистки подземных вод биотехнологическим методом с использованием пакета RT3D (модифицированная версия MT3DMS), в том числе по различным сценариям проведения работ;
- сопоставление результатов моделирования с натурными данными, полученными в ходе работы комплекса биотехнологической очистки подземных вод на реальном объекте.

### Территория исследований

Участок для проведения опытных работ находится на территории Пермского края в районе развитого промышленного узла, где более 50 лет функционируют предприятия нефтехимической промышленности,

и располагается непосредственно в зоне загрязнения подземных вод растворенными нефтепродуктами.

Участок расположен примерно в 100 м от небольшой реки и имеет незначительный уклон в сторону водотока. В геолого-литологическом разрезе распространены отложения нижнего отдела пермской системы. Коренные отложения повсеместно перекрыты четвертичными породами: техногенными, аллювиальными и аллювиально-делювиальными отложениями, представленными преимущественно супесями и суглинками с прослойками супеси и песка. Мощность четвертичных отложений составляет 4,5–14 м. К числу природных особенностей участка относятся неоднородный геолого-литологический состав пород, анизотропия фильтрационных свойств водовмещающих пород, переход пористой среды в трещиноватую на относительно небольшой глубине и локальное присутствие напорных подземных вод. Глубина залегания грунтовых вод меняется в зависимости от микрорельефа, а также от сезона и составляет в среднем 0,5–2,7 м. Грунтовые воды в основном приурочены к слою текучепластичных суглинков, где встречаются прослойки песчаных отложений, которые преимущественно обводнены. Движение грунтовых вод четвертичных отложений направлено к местным дренам – рекам, коэффициент фильтрации грунтов достигает 0,3–0,6 м/сут.

Химический состав грунтовых вод в целом достаточно однороден, воды  $\text{HCO}_3$ –Ca-типа с минерализацией около 1 г/дм<sup>3</sup>. Отмечаются повышенные концентрации растворенных нефтепродуктов, ионов железа, магния и микроэлементов (марганца, мышьяка, свинца и др.). Во всех пробах грунтовых вод прослеживается стабильное превышение ПДК по нефтепродуктам, что свидетельствует о их наличии в растворенной форме. Содержание нефтепродуктов в подземных водах испытывает сезонные колебания. Средние концентрации нефтепродуктов в пробах воды составили 5,8 мг/дм<sup>3</sup> с максимальным содержанием 9,0 мг/дм<sup>3</sup>. В подобных случаях проводимые природоохранные мероприятия должны предусматривать очистку подземных вод от растворенных нефтепродуктов.

Отметим, что для многих объектов топливно-энергетического комплекса проблема распространения загрязнения водорастворенными нефтепродуктами является актуальной. В таких случаях эффективными методами очистки подземного пространства являются биотехнологические методы стимуляции природных процессов деградации нефтяных углеводородов микрофлорой подземных вод (Максимович и др., 2009; Gaur et al., 2022; Logeshwaran et al., 2018; Naeem, Qazi, 2020), например с помощью дозированной подачи кислорода для стимуляции жизнедеятельности аэробных углеводородокисляющих микроорганизмов (Baldwin et al., 2010; Robertson, Cherry, 1997; Wilson et al., 1997).

### Материалы и методы

В рамках натурных исследований из исследовательских скважин диаметром 60 мм были отобраны пробы грунтов и подземных вод для определения химического состава и содержания нефтепродуктов, уточнения геолого-литологического разреза территории и свойств грунтов.

В полевых условиях производили экспресс-анализ проб воды по следующим параметрам: рН (кислотно-щелочные

условия), Eh (окислительно-восстановительный потенциал), TDS (Total Dissolved Solids – общее содержание растворенных веществ), удельная электрическая проводимость, температура, – с использованием комбинированного анализатора воды HI 98129 Combo (Hanna Instruments, Германия) и ОВП-метра HI 98201 (Hanna Instruments, Германия) и анализатора растворенного кислорода MAPK-302M (Россия).

В лабораторных условиях химический анализ подземных вод проводили с использованием следующего оборудования: система капиллярного электрофореза «Капель-104-Т» (Россия), рН-метр «Эксперт-рН» (Россия), спектрофотометр UNICO-1200 (США). Содержание нефтепродуктов в воде определяли флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02» (Россия) из гексанового экстракта. Исследование проб грунта в лабораторных условиях проводили по следующим показателям: физические свойства, гранулометрический состав, коэффициент фильтрации.

**Обустройство опытной площадки.** В настоящем исследовании основное оборудование, определяющее в дальнейшем параметры обустройства скважин, – это эмиттеры, устройства, предназначенные для рассеивания различных веществ через проницаемые трубчатые материалы. Нами использовались эмиттеры Waterloo™ (Solinst, Канада).

На площадке размещали профиль из очистных скважин, расположенный перпендикулярно направлению движения подземных вод, с интервалом между скважинами 2 м. Диаметр труб для обсадки скважин составлял 125 мм, глубина скважин составляла 5,3 м и определялась мощностью зоны аэрации, а также уровнем залегания и колебания грунтовых вод. Скважины оборудовали устройствами для дозированной подачи в подземные воды кислорода (эмиттерами) и обвязывали магистральной линией подачи кислорода.

**Обработка загрязненных вод с использованием эмиттеров.** Физико-химические процессы играют существенную роль в самоочищении биоценозов от углеводородов нефти и нефтепродуктов, при этом полная деструкция нефтяных углеводородов возможна лишь при участии углеводородокисляющих бактерий (Оборин и др., 2008; Logeshwaran et al., 2018). Разрушение нефтяных углеводородов в аэробных условиях идет значительно быстрее, поэтому в биотехнологических методах очистки объектов окружающей среды от углеводородного загрязнения в качестве окислителя предпочтительнее использовать кислород (Коронелли, 1996; Logeshwaran et al., 2018; Tischer et al., 2013). В связи с расходом кислорода в окислительных процессах возникает необходимость поддержания его содержания на уровне, необходимом для жизнедеятельности углеводородокисляющих бактерий – не менее 5–10 мг/л. Поэтому основным контролируемым параметром в ходе проведения работ стало содержание кислорода в воде, которое с помощью эмиттеров поддерживали на уровне не ниже оптимального.

**Мониторинг экологического состояния подземных вод и эффективности их очистки от загрязнения.** Оценка эффективности очистки подземных вод проводилась на 30-е, 45-е, 60-е, 75-е и 92-е сутки исследования. К основному контролируемому параметру (содержанию

в воде растворенного кислорода) добавлен второй – содержание нефтепродуктов. Дополнительно велись наблюдения по следующим показателям: TDS, рН, температура, удельная электрическая проводимость, уровень грунтовых вод. В качестве контрольных отобраны пробы воды до начала очистки и выполнен их анализ по этим же показателям.

Учитывая распространенный общемировой подход к оценке эффективности биоремедиации (Baldwin et al., 2008), в рамках настоящего исследования степень очистки подземных вод определяли по снижению содержания в воде растворенных нефтепродуктов.

**Разработка гидрогеологической модели.** Прогнозная геомиграционная модель позволяет оценить снижение содержания загрязняющих веществ (в нашем исследовании – растворенных нефтепродуктов) в водоносном горизонте, а также сравнить фактические данные, полученные в ходе натурных исследований, с результатами моделирования. Подобный анализ имеет особую ценность для разработки стратегии очистки подземных вод от растворенных нефтепродуктов.

На первом этапе разработана геофильтрационная модель участка, на базе которой решалась обратная задача по восстановлению естественного положения уровня подземных вод в водоносном горизонте. Геофильтрационная модель разрабатывалась с использованием программного обеспечения Processing Modflow ver 8.3. В расчетах использовалась конечно-разностная схема с применением пакета Modflow 2005 (Harbaugh, 2005).

Размеры геофильтрационной модели составили 120 × 115 м, для выполнения расчетов бралась равномерная сеточная разбивка с размерами блока 3 × 3 м. Для дополнительной детализации в районе очистных скважин проведена детализация сеточной разбивки, размеры блока составили 1 × 1 м. На западной границе модели с использованием граничного условия третьего рода задавалась река. Абсолютная отметка значения уровня грунтовых вод соответствовала результату полевого замера и составляла 108,93 м.

Для имитации естественного распределения уровней подземных вод в водоносном горизонте на западной границе модели задавалось граничное условие первого рода с постоянной отметкой уровня, равной 110,9 м. Введением такого граничного условия удалось воссоздать распределение естественного потока подземных вод, направленного в сторону реки. Фильтрационные параметры водоносного горизонта задавались в соответствии с результатами лабораторных испытаний грунтов и в дальнейшем корректировались в ходе калибровки модели.

Геофильтрационная модель состоит из одного расчетного слоя, описывающего первый от поверхности водоносный горизонт. В качестве отметки кровли расчетного слоя использовался рельеф земной поверхности, мощность слоя составила 10–15 м. Калибровка модели выполнялась по данным трех наблюдательных скважин и проводилась в стационарном режиме. В ходе калибровки подбирались значения сопротивления ложа реки на западной границе модели. По результатам калибровки удалось добиться приемлемого совпадения модельного и фактического уровней подземных вод в наблюдательных скважинах. Пространственная дискретизация и распределение уровня

подземных вод на участке исследований в соответствии с геофильтрационной моделью представлены на рис. 1.

На втором этапе на основе геофильтрационной модели разработана геомиграционная модель, главной задачей которой являлась имитация естественного процесса аэробной деградации углеводородов. Геомиграционная модель переноса загрязняющих веществ в подземных водах через пористые среды создавалась на базе пакета программ MT3DMS, реактивный перенос загрязняющих веществ моделировался в трех измерениях. Пакет MT3DMS решает уравнения, включающие адвекцию, диспергирование, диффузию и химические реакции загрязняющих веществ в системе стока подземных вод в обобщенных гидрогеологических условиях, полученных путем моделирования с помощью кода MODFLOW (Zheng et al., 2012). Для моделирования процессов аэробной деградации углеводородов использовался пакет RT3D (модифицированная версия MT3DMS), описывающий многокомпонентный перенос различных загрязнителей. В программном коде учитываются механизмы конвекции, дисперсии, сорбции, распада и биodeградации по кинетике Моно. Программный код применяется для описания естественного разложения загрязнителя и усиленной биоремедиации загрязненных областей (Румынин, 2020; Поташев и др., 2011).

На первом этапе геомиграционного моделирования восстанавливался уровень загрязнения водоносного горизонта углеводородами до его обработки. Так, в ходе полевых исследований по результатам опробования 10 скважин установлено, что осредненное содержание растворенных нефтепродуктов в скважинах до начала очистки составило 4–5 мг/дм<sup>3</sup>. На восточной границе модели задавалась область с постоянным содержанием растворенных углеводородов. При эпигнозном моделировании достигнуто значение содержания нефтепродуктов в скважинах, равное 4–5 мг/дм<sup>3</sup>. Значение активной пористости водоносного горизонта задавалось по экспертным данным с учетом литологического разреза и составило 0,08. Параметры гидродисперсии и молекулярной диффузии, от значений которых зависит рассеивание нефтепродуктов вдоль и поперек фильтрационного потока, ввиду их слабой изученности на участке проведения исследований также

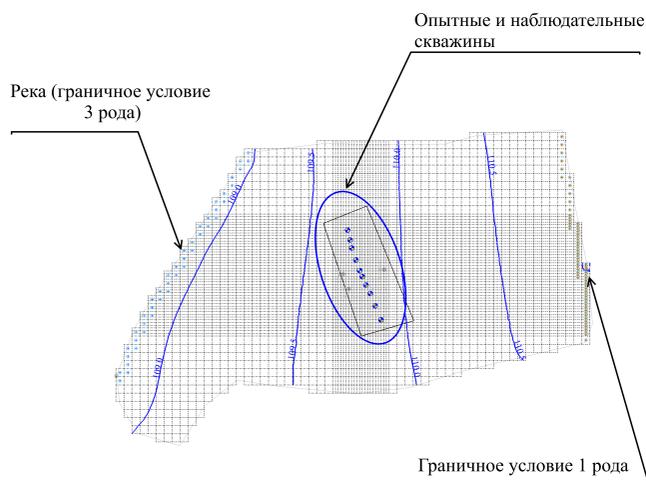


Рис. 1. Пространственная дискретизация и распределение уровня подземных вод на участке исследований по результатам геофильтрационного моделирования

брались из опубликованных данных для территорий со схожими гидрогеологическими условиями и уточнялись в ходе калибровки (Румынин, 2020). Распределение по модели содержания растворенных в грунтовых водах нефтепродуктов до начала обработки представлено на рис. 2.

На втором этапе моделью воспроизводилась работа очистных скважин по подаче кислорода в водоносный горизонт. Модель разбивалась на 22 стресс-периода, продолжительность которых варьировала от 2 до 5 сут. Общая продолжительность работы составила 92 сут. Калибровку модели проводили по данным, полученным в ходе натурных исследований.

### Результаты и их обсуждение

В ходе наблюдений за основными параметрами подземных вод, а также за параметрами неустойчивых показателей выявлены следующие закономерности для исследуемой территории. Параметр TDS, характеризующий общее содержание растворенных частиц в воде, за время проведения экспериментальных работ изменялся незначительно и в среднем составлял 593,9–765,0 ppm. Это свидетельствует о том, что воды относятся к пресным, что характерно для обрабатываемого водоносного горизонта. Показатель pH воды практически не изменялся на всем протяжении исследований и составлял в среднем 6,6–7,0, что позволяет отнести воды к нейтральным.

Температура вод первого от поверхности водоносного горизонта составляла в среднем 7,5 °С с выявленной тенденцией к ее умеренному росту, связанному с сезонными колебаниями в летний период и незначительным общим техногенным влиянием промышленной площадки, расположенной в непосредственной близости от территории исследований. Глубина залегания грунтовых вод незначительно и постепенно снижалась в среднем на 0,4 м, что также вызвано естественными сезонными колебаниями уровня вод в летний период.

Показатели содержания растворенного кислорода в воде и степени насыщения им воды в исследуемых водах являются одними из ключевых параметров при проведении мониторинга и оценке работы системы эмиттеров в целом. Чтобы избежать возможного искажения данных при отборе проб воды и их транспортировке, замер этих параметров проводили непосредственно в полевых

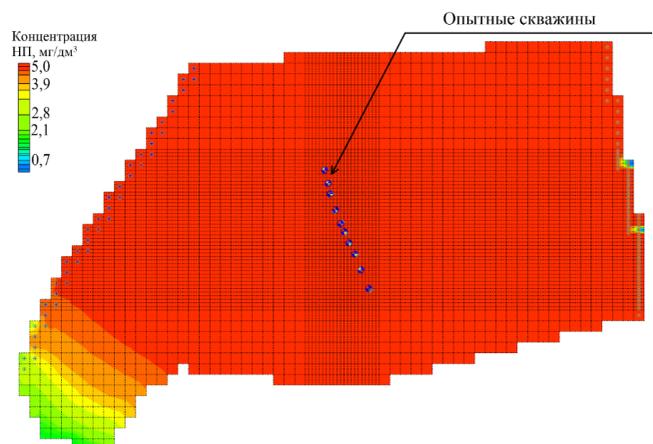


Рис. 2. Распределения содержания нефтепродуктов в грунтовых водах до начала обработки по результатам моделирования

условиях. Динамика содержания растворенного кислорода в исследуемых водах представлена в табл. 1.

До начала работ среднее содержание растворенного кислорода в воде менялось в пределах 1,0–2,0 мг/дм<sup>3</sup>. После установки системы эмиттеров и начала подачи кислорода уже на 10-й день эксперимента среднее содержание растворенного кислорода значительно возросло, достигнув максимального значения 45 мг/дм<sup>3</sup>. За время эксперимента максимальное среднее содержание растворенного кислорода в воде составило 39,2 мг/дм<sup>3</sup>, при этом насыщение воды кислородом достигало 321,5%. В ходе исследования установлены периоды снижения и стабилизации концентрации водорастворенного кислорода, связанные, скорее всего, с температурными колебаниями, разбавлением подземных вод атмосферными осадками, а также с особенностями технологического процесса подачи кислорода через систему эмиттеров.

**Изменение концентрации растворенных нефтепродуктов.** До начала эксплуатации технологического комплекса проводилось опробование подземных вод территории исследований с минимально возможным временным интервалом до начала работы системы. По результатам отбора среднее содержание растворенных нефтепродуктов в подземных водах исследуемого участка составило 4–5 мг/дм<sup>3</sup>. Снижение содержания нефтепродуктов в зоне очистки начинает прослеживаться в первые 30 сут подачи кислорода, при этом формируется общая тенденция к снижению содержания нефтепродуктов в зоне очистки (Demenev et al., 2022).

Довольно ярко выраженный минимум среднего содержания нефтепродуктов зафиксирован при отборе проб на 47-е сутки эксперимента в скважинах 1, 6 и 9, он равен 0,11 мг/дм<sup>3</sup> (средняя степень очистки для системы – 95%). Последующий рост содержания нефтепродуктов может быть объяснен поступлением новой массы углеводородов из постоянного источника загрязнения или грунтов, обладающих значительной остаточной нефтенасыщенностью, при их промывании атмосферными осадками. Однако из полученных данных видно, что система очистки потенциально способна справляться с поступлением новых порций загрязнителя. Отметим, что тенденция к снижению содержания нефтепродуктов в зоне очистки в дальнейшем сохраняется на протяжении всего эксперимента, а зафиксированные особенности в целом могут быть характерны для большинства реальных объектов, где сформирован источник загрязнения и происходит постоянное поступление нефтепродуктов в подземные воды (Demenev et al., 2022). Тот факт, что разрабатываемая система очистки

продолжает эффективно функционировать в подобных условиях, является ее явным преимуществом.

Результаты моделирования позволили подтвердить тенденцию снижения содержания нефтепродуктов, зафиксированную при проведении натурных работ. Так, среднее значение содержания растворенных нефтепродуктов по наиболее репрезентативным очистным скважинам 1, 6 и 9 на время окончания исследования составило 0,62 мг/дм<sup>3</sup>. По данным, полученным на основе геомиграционной модели, среднее значение содержания углеводородов на момент заключительного временного интервала составило 0,53 мг/дм<sup>3</sup>. Для оценки скорости снижения содержания нефтепродуктов и дополнительной калировки модели проводилось сравнение фактической и модельной динамик снижения содержания углеводородов (рис. 3).

Из рис. 3 видно, что динамика снижения содержания углеводородов в процессе аэробной биодegradации, установленная в результате моделирования, близка к фактической. Локальные отклонения данных полевых замеров от общей линии тренда можно объяснить притоком новых порций загрязнения при промывании загрязненных

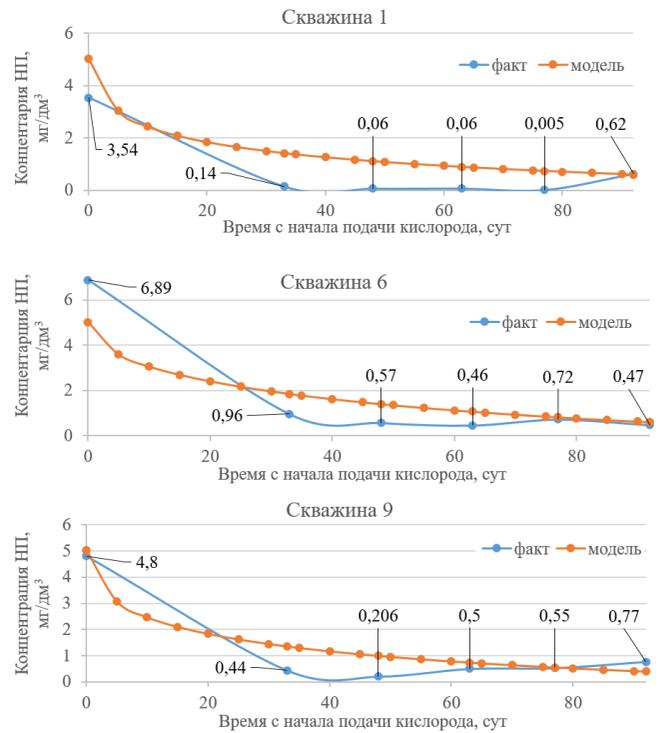


Рис. 3. Содержание нефтепродуктов в грунтовых водах по данным химического анализа и результатам моделирования

Дата замера	№ скважины										Среднее значение
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
28.05.20	1,00	1,00	1,00	1,30	1,00	1,00	1,80	1,00	1,50	2,70	1,33
10.06.20	41,00	44,00	32,00	34,00	45,00	42,00	34,00	10,00	45,00	27,00	35,4
15.06.20	44,00	43,00	49,00	30,00	44,00	44,00	35,00	8,00	52,00	40,00	38,9
25.06.20	29,00	22,00	24,00	21,00	24,00	26,00	22,00	11,00	29,00	25,00	23,3
30.06.20	45,00	41,00	41,00	39,00	37,00	45,00	38,00	17,00	52,00	37,00	39,2
15.07.20	41,10	37,60	35,30	35,50	39,00	36,10	33,20	16,70	42,20	33,60	35,03
30.07.20	26,70	24,90	23,90	22,30	22,50	23,10	23,60	12,80	29,10	24,70	23,36
13.08.20	15,90	14,70	16,00	18,50	21,00	35,00	32,00	12,00	34,00	27,00	22,61
28.08.20	11,70	10,30	12,20	10,80	9,70	12,80	8,60	4,70	15,00	9,90	10,57

Табл. 1. Содержание растворенного кислорода (мг/дм<sup>3</sup>) в очистных скважинах в ходе работ

грунтов зоны аэрации в процессе инфильтрации осадков, процессом, который не учитывался при моделировании.

Влияние подачи кислорода на снижение содержания углеводородов в подземных водах участка исследований по результатам эпигнозного этапа моделирования показано на рис. 4.

На заключительном этапе с помощью откалиброванной геомиграционной модели проведены прогнозные расчеты снижения содержания углеводородов при продолжающейся подаче кислорода в очистные скважины. Параметры работы очистных скважин не менялись. Прогнозные расчеты выполнялись на следующие временные точки: 120-е, 180-е и 365-е сутки с момента подачи кислорода в скважины. В результате получено

распределение содержания углеводородов исследуемого участка, которое приведено на рис. 5.

Результаты моделирования показывают, что на 365-е сутки проведения работ зона очистки подземных вод от нефтепродуктов значительно расширяется вниз по направлению движения подземных вод и фиксируется практически полное очищение водоносного горизонта от нефтепродуктов.

Для оценки эффективности проводимых мероприятий на модели дополнительно выполнены прогнозные расчеты с разным количеством очистных скважин и оценкой эффективности работы системы при этом. В дальнейшем данная методика может применяться при предпроектном моделировании, что, в свою очередь, поможет подобрать оптимальное число очистных скважин.

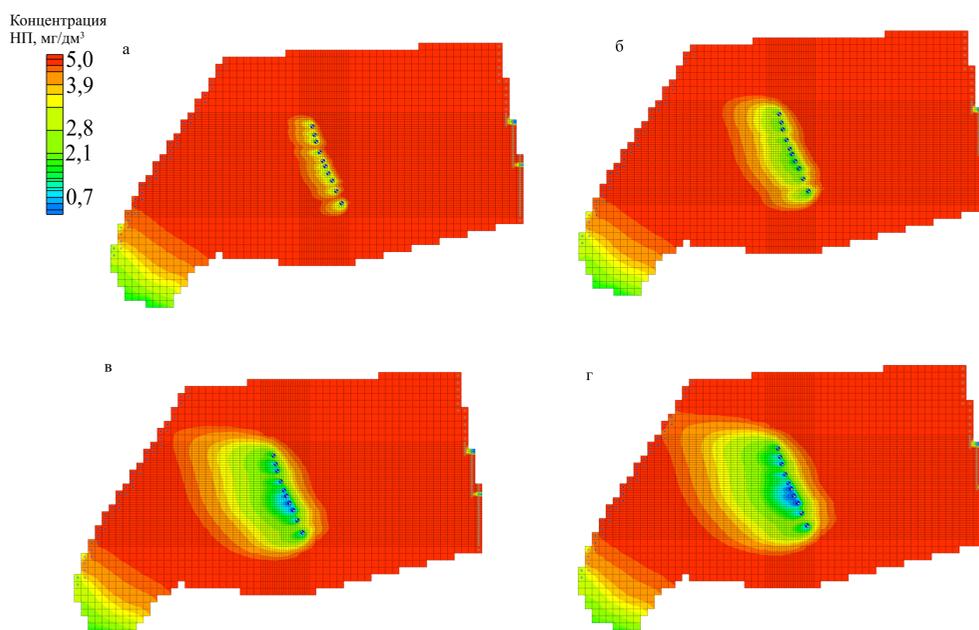


Рис. 4. Содержание растворенных углеводородов в подземных водах исследуемого участка по данным моделирования: а) на 33-и сутки; б) на 63-и сутки; в) на 77-е сутки; г) на 92-е сутки

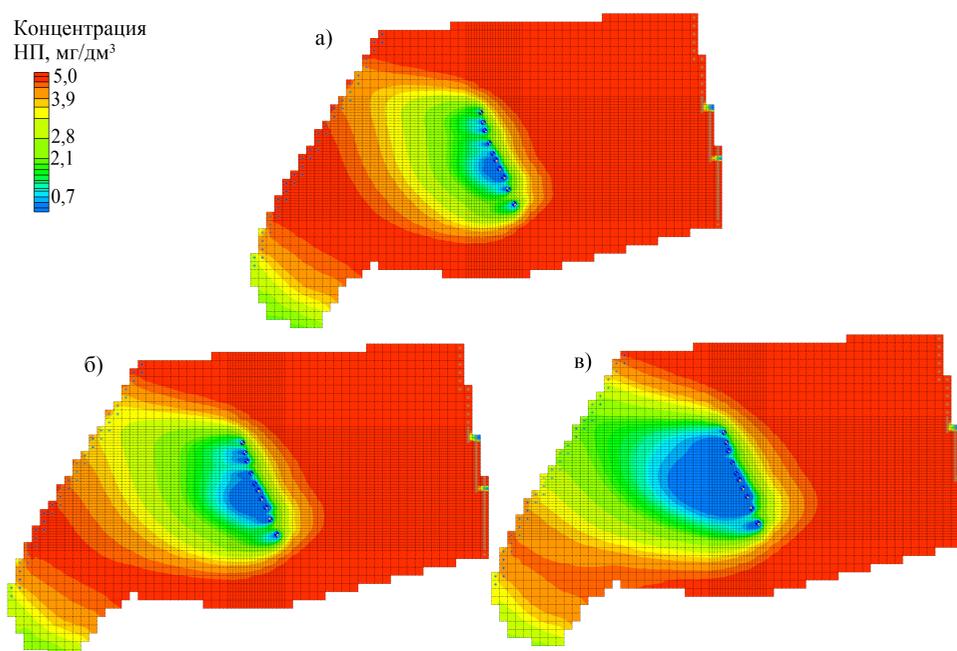


Рис. 5. Содержание растворенных углеводородов в подземных водах исследуемого участка после подачи кислорода по данным моделирования: а) на 120-е сутки; б) на 180-е сутки; в) на 365-е сутки

При выполнении дополнительных прогнозных расчетов фильтрационная и транспортная схематизации модели не изменялись. Расчет выполнялся по двум сценариям:

- три очистных скважины в системе с расстоянием между ними около 4 м;
- шесть очистных скважин в системе с расстоянием между ними около 2 м.

Распределение содержания нефтепродуктов в подземных водах в соответствии с первым сценарием представлено на рис. 6. Результаты моделирования показывают, что система из трех скважин обеспечивает эффективную очистку водоносного горизонта только вблизи очистной скважины и неэффективна для всего участка в целом как в случае с системой из десяти скважин.

Распределение содержания нефтепродуктов в подземных водах в соответствии со вторым сценарием представлено на рис. 7. Эффективность системы из шести скважин приближается к эффективности исходной системы

из десяти скважин, что позволяет провести очистку водоносного горизонта вблизи скважин в короткие сроки.

Таким образом, в ходе исследований установлено, что разработанная геомиграционная модель, использующая пакет мгновенной аэробной деградации углеводородов в водоносном горизонте, адекватно описывает проведенные полевые исследования, результаты расчетов в целом совпадают с данными натурных измерений. Геомиграционная модель может служить в качестве инструмента для прогноза снижения содержания углеводородов в подземных водах при их очистке и может быть рекомендована к использованию при разработке стратегии очистки подземных вод от растворенных углеводородов. На основе данных моделирования возможно внесение корректировок в план проведения природоохранных мероприятий до начала их осуществления на практике, что может значительно снизить издержки при реализации подобных проектов.

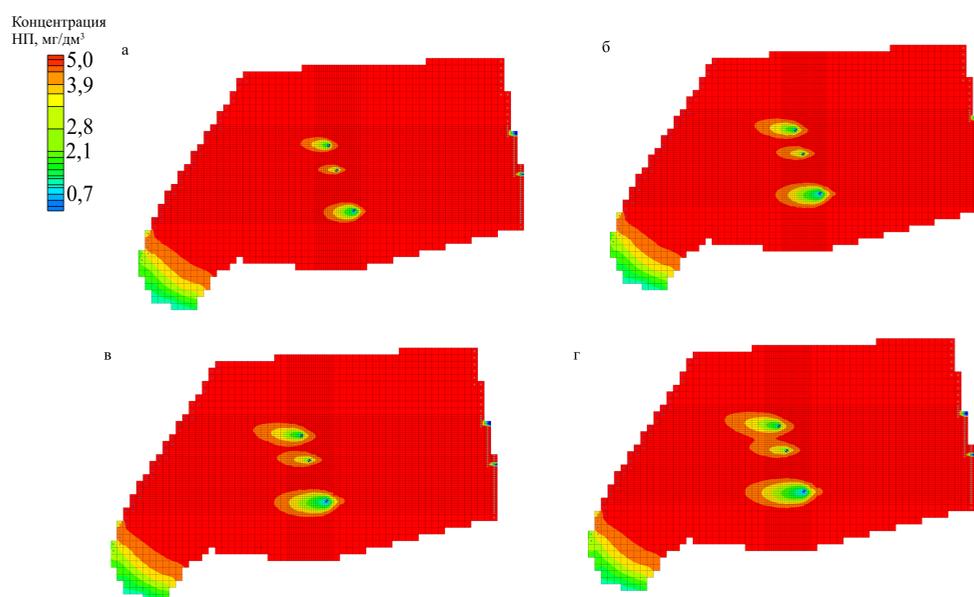


Рис. 6. Содержание растворенных углеводородов в подземных водах исследуемого участка по данным прогнозного моделирования при функционировании трех скважин: а) на 33-и сутки; б) на 63-и сутки; в) на 77-е сутки; г) на 92-е сутки

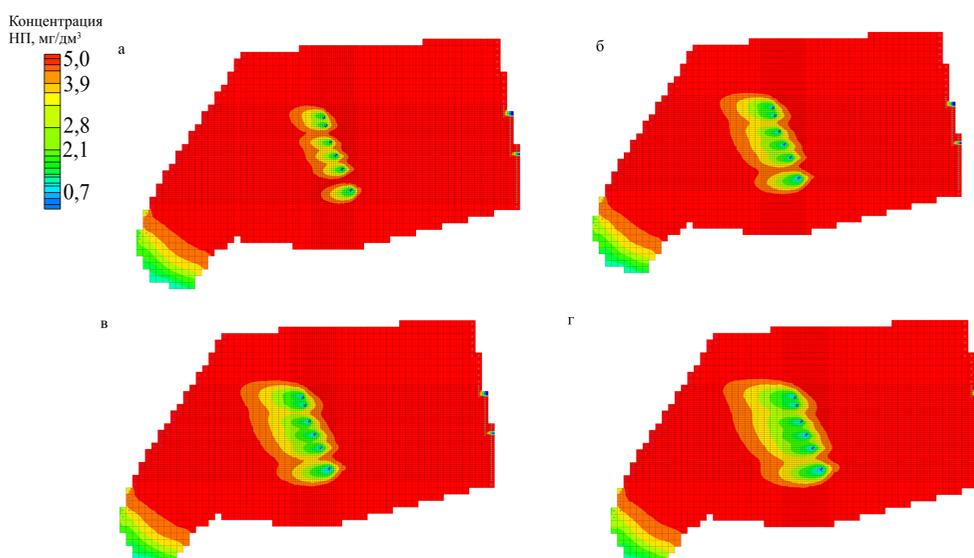


Рис. 7. Содержание растворенных углеводородов в подземных водах исследуемого участка по данным прогнозного моделирования при функционировании шести скважин: а) на 33-и сутки; б) на 63-и сутки; в) на 77-е сутки; г) на 92-е сутки

## Заключение

Загрязнение подземных вод растворенными нефтепродуктами остается до сих пор нерешенной экологической проблемой и требует разработки эффективных мероприятий, в том числе с экономической точки зрения. В рамках настоящих исследований разработаны геофильтрационная и геомиграционная модели, рассмотрены различные сценарии проведения очистки подземных вод: с использованием 10, 6 и 3 скважин для подачи кислорода. По результатам выполненного комплекса работ, а также по данным натурных исследований сформулированы следующие выводы.

Биотехнологический метод очистки подземных вод с применением дозированной подачи кислорода показал довольно высокую результативность при проведении натурных работ – по данным мониторинга содержание нефтепродуктов снизилось более чем на 90%.

Насыщение воды кислородом наблюдалось на протяжении всего эксперимента, а среднее содержание растворенного кислорода в подземных водах в зоне очистки составило 28,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Подобные мероприятия требуют детального изучения территории проведения работ, в особенности ее гидрогеологических условий.

В результате моделирования установлено, что динамика снижения содержания углеводов в процессе аэробной биодegradации близка к фактической: среднее значение содержания растворенных нефтепродуктов по наиболее репрезентативным очистным скважинам на время окончания исследований составило 0,62 мг/дм<sup>3</sup>, по данным моделирования – 0,53 мг/дм<sup>3</sup>.

Таким образом, использованный подход может быть применен для других подобных объектов с учетом внесения корректировок в зависимости от природных и техногенных особенностей участка проведения работ. При этом программно-инструментальные средства численного моделирования на этапе разработки стратегии очистки подземных вод от растворенных углеводов позволяют подобрать наиболее оптимальную схему очистки еще до сооружения технологического комплекса, что может значительно снизить затраты при реализации подобных проектов. Предлагаемая природоохранная технология позволяет значительно улучшить общее экологическое состояние загрязненных территорий, что является важной социально-ориентированной и актуальной задачей в сфере рационального природопользования.

## Финансирование/Благодарности

Исследование выполнено при поддержке Пермского научно-образовательного центра «РАЦИОНАЛЬНОЕ НЕДРОПОЛЬЗОВАНИЕ», 2023.

## Литература

Жернов И.Е., Шестаков В.М. (1971). Моделирование фильтрации подземных вод. М.: Недра. 226 с.  
 Коронелли Т.В. (1996). Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводов в окружающей среде. *Прикладная биохимия и микробиология*, 32(6), с. 579–585.  
 Максимович Н.Г., Хмурчик В.Т., Мещерякова О.Ю. (2009). Опыт очистки подземных вод от нефтяного загрязнения биологическими методами. *Промышленная безопасность и экология*, (4), с. 34–36.

Оборин А.А., Хмурчик В.Т., Иларионов С. А., Маркарова М.Ю., Назаров А.В. (2008). Нефтезагрязненные биогеоценозы (Процессы образования, научные основы восстановления, медико-экологические проблемы). Пермь: Изд-во УрО РАН, 511 с.

Поташев К.А., Малов П.В., Бреус И.П. (2011). Учет биодegradации в математических моделях транспорта органических загрязнителей в природных пористых средах. Обзор современной литературы. *Ученые записки Казанского университета. Серия Естественные науки*, 153(3), с. 144–170.

Пряничникова В.В. (2018). Электрохимический способ ликвидации последствий нефтяного загрязнения грунтов: Дис. ... канд. техн. наук. Уфа, 162 с.

Румынин В.Г. (2020). Теория и методы изучения загрязнения подземных вод. СПб.: Наука, 559 с.

Соколов Э.М., Максимович Н.Г., Мещерякова О.Ю. (2015). Формирование нефтяного загрязнения сульфатного массива в карстовых районах и методы его ликвидации. *Известия Тульского государственного университета. Науки о Земле*, (2), с. 79–89.

Anderson M.P., Woessner W.W., Hunt R.J. (2015). Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport. Acad. Press, 630 p. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-21563-7>

Baldwin B.R., Biernacki A., Blair J., Purchase M.P., Baker J.M., Sublette K., Davis G., Ogles A. (2010). Monitoring gene expression to evaluate oxygen infusion at a gasoline-contaminated site. *Environmental Science & Technology*, 44(17), pp. 6829–6834. <https://doi.org/10.1021/es101356t>

Baldwin B.R., Nakatsu C.H., Nies L. (2008). Enumeration of aromatic oxygenase genes to evaluate monitored natural attenuation at gasoline-contaminated sites. *Water Research*, 42(3), pp. 723–731. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.052>

Bear J., Cheng A.H.-D. (2010). Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport. Dordrecht: Springer, XXI, 834 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6682-5>

Carey G.R., McBean E.A., Feenstra S. (2014). DNAPL source depletion: 2. Attainable goals and cost-benefit analyses. *Remediation*, 24(4), pp. 79–106. <https://doi.org/10.1002/rem.21406>

Deменов А., Максимович Н., Хмурчик В., Rogovskiy G., Rogovskiy A., Baryshnikov A. (2022). Field test of in situ groundwater treatment applying oxygen diffusion and bioaugmentation methods in an area with sustained total petroleum hydrocarbon (TPH) contaminant flow. *Water*, 14(2), 192. <https://doi.org/10.3390/w14020192>

Garg S., Newell C.J., Kulkarni P.R., King D.C., Adamson D.T., Renno M.I., Sale T. (2017). Overview of natural source zone depletion: Processes, controlling factors, and composition change. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 37(3), pp. 62–81. <https://doi.org/10.1111/gwmmr.12219>

Gaur V.K., Gupta S., Pandey A. (2022). Evolution in mitigation approaches for petroleum oil-polluted environment: Recent advances and future directions. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, pp. 61821–61837. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16047-y>

Harbaugh A.W. (2005). MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model – the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16. <https://doi.org/10.3133/tm6A16>

Juwarkar A.A., Misra R.R., Sharma J.K. (2014). Recent trends in bioremediation. *Parman N., Singh A. (Eds.) Geomicrobiology and Biogeochemistry. Soil Biology, Vol. 39*. Berlin, Heidelberg: Springer, pp. 81–100. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-41837-2\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-41837-2_5)

Kavanaugh M.C., Arnold W.A., Beck B.D., Chin Y., Chowdhury Z., Ellis D.E., Illangasekare T.H., Johnson P.C., Mehran M., Mercer J.W., Pennell K.D., Rabideau A.J., Shapiro A.M., Siegel L.M., Walsh W.J., Ehlers L.J., Johnson S.E., Schaffer K., Aquilino J., Deguzman E., Hall A. (2013). Alternatives for managing the nation's complex contaminated groundwater sites. Washington, DC: Nat. Acad. Press, 422 p. <https://doi.org/10.17226/14668>

Logeshwaran P., Megharaj M., Chadalavada S., Bowman M., Naidu R. (2018). Petroleum hydrocarbons (PH) in groundwater aquifers: An overview of environmental fate, toxicity, microbial degradation and risk-based remediation approaches. *Environmental Technology & Innovation*, 10, pp. 175–193. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.02.001>

Maximovitch N., Meshcheriakova O., Khmurchik V. (2019). Bacterial processes in oil-polluted karst environments in Perm region (Russian Federation). *Shakoor A., Cato K. (Eds.) IAEG/AEG Annual Meeting Proceedings*. Springer, Cham, Vol. 3, pp. 103–107. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-93130-2\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-319-93130-2_15)

Maximovitch N.G., Khmurchik V.T. (2015). Remediation of oil-polluted groundwater aquifers at karst region. *Lollino G., Arattano M., Rinaldi M., Giustolisi O., Marechal J.C., Grant G. (Eds.) Engineering Geology for*

*Society and Territory*. Springer, Cham., Vol. 3. pp. 417–419. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-09054-2\\_86](https://doi.org/10.1007/978-3-319-09054-2_86)

McHugh T.E., Kulkarni P.R., Newell C.J., Connor J.A., Garg S. (2014). Progress in remediation of groundwater at petroleum sites in California. *Groundwater*, 52(6), pp. 898–907. <https://doi.org/10.1111/gwat.12136>

Naeem U., Qazi M.A. (2020). Leading edges in bioremediation technologies for removal of petroleum hydrocarbons. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), pp. 27370–27382. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06124-8>

Nwachukwu M.A. (2014). Prospective techniques for in-situ treatment and protection of aquifers: A sustainable hydrology review. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 6(4), pp. 131–143. <https://doi.org/10.5897/IJWREE2013.0458>

Ossai I.C., Ahmed A., Hassan A., Hamid F.S. (2020). Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100526. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>

Robertson W.D., Cherry J.A. (1997). Long term performance of the Waterloo denitrification barrier. *International Containment Technology Conference: Proceedings*, pp. 691–696.

Suthersan S., Koons B., Schnobrich M. (2015). Contemporary management of sites with petroleum LNAPL presence. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 35(1), pp. 23–29. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12099>

Tischer K., Kleinstuber S., Schleinitz K.M., Fetzer I., Spott O., Stange F., Lohse U., Franz J., Neumann F., Gerling S., Schmidt C., Hasselwander E., Harms H., Wendeberg A. (2013). Microbial communities along biogeochemical gradients in a hydrocarbon-contaminated aquifer. *Environmental Microbiology*, 15(9), pp. 2603–2615. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12168>

Wilson R.D., Mackay D.M., Cherry J.A. (1997). Arrays of unpumped wells for plume migration control by semi-passive in situ remediation. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 17(3), pp. 185–193. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1997.tb00594.x>

Zheng C., Hill M.C., Cao G., Ma R. (2012). MT3DMS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), pp. 1549–1559. <https://doi.org/10.13031/2013.42263>

Статья поступила в редакцию 01.11.2023;  
Принята к публикации 17.04.2024;  
Опубликована 30.06.2024

## Сведения об авторах

*Николай Георгиевич Максимович* – кандидат геол.-минерал. наук, доцент, заслуженный эколог РФ, заместитель директора по научной работе Естественнонаучного института, Пермский государственный национальный исследовательский университет

Россия, 614990, Пермь, ул. Генкеля, д. 4  
e-mail: nmax@psu.ru

*Артём Дмитриевич Деменев* – кандидат геол.-минерал. наук, старший научный сотрудник лаборатории геологии техногенных процессов Естественнонаучного института, Пермский государственный национальный исследовательский университет

Россия, 614990, Пермь, ул. Генкеля, д. 4  
e-mail: demenevartem@gmail.com

*Вадим Тарасович Хмурчик* – доктор геол.-минерал. наук, ведущий научный сотрудник лаборатории геологии техногенных процессов Естественнонаучного института, Пермский государственный национальный исследовательский университет

Россия, 614990, Пермь, ул. Генкеля, д. 4  
e-mail: khmurchik.vadim@mail.ru

*Ольга Алексеевна Березина* – кандидат географ. наук, доцент кафедры картографии и геоинформатики, Пермский государственный национальный исследовательский университет

Россия, 614068, Пермь, ул. Букирева, д. 15  
e-mail: berezina.olga16@gmail.com

*Мухаметдинов Артём Владимирович* – главный специалист отдела геологии, ООО «Спб-гипрошахт»

Россия, 197046, Санкт-Петербург, ул. Чапаева, д. 15А  
e-mail: artem.muhametdinoff@yandex.ru

IN ENGLISH

ORIGINAL ARTICLE

# Hydrogeological Modeling of Groundwater Treatment from Dissolved Hydrocarbons Using Biotechnological Solutions

*N.G. Maksimovich<sup>1</sup>, A.D. Demenev<sup>1\*</sup>, V.T. Khmurchik<sup>1</sup>, O.A. Berezina<sup>1</sup>,  
A.V. Mukhametdinov<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Perm State National Research University, Perm, Russian Federation

<sup>2</sup>Spb-Giproshakht LLC, St. Petersburg, Russian Federation

\*Corresponding author: Artem D. Demenev, e-mail: demenevartem@gmail.com

**Abstract.** The development of the oil industry is accompanied by a technogenic impact on the environment. According to various estimates, annual losses of hydrocarbons can reach 15% of the produced volumes at the transportation stage alone. These losses are accompanied by the formation of more than 510 million tons of contaminated soil. Emergency situations, which are difficult to predict, may arise at oil production and oil refining enterprises. That situations also lead to environmental pollution. The remediation of groundwater from dissolved petroleum products is one of the difficult tasks. There are two main approaches to remediation

of oil pollution: *ex situ*, i.e. at special sites, and *in situ*, i.e. at the site of contamination. Using *in situ* techniques can be significantly cheaper and more effective. The applying of *in situ* techniques should be based on a well-developed strategy for implementing environmental protection measures. Mathematical modeling allows one to reliably determine and justify hydrogeological studies and to obtain parameters for the development of designed solutions. This article studies the possibility of mathematical modeling methods applying for the biotechnological process of groundwater remediation used a dosed supply of oxygen into a contaminated aquifer.

The results of field observations and model data were compared. During the research, it was established that the developed geomigration model, which uses a package of instantaneous aerobic degradation of hydrocarbons, adequately describes the dynamics of pollutant reduction in groundwater when compared with field measurements. To assess the effectiveness of the measures taken, forecast calculations were additionally performed on the model with different numbers of treatment wells and the distance between them. The data obtained allowed us to conclude that the development of mathematical modeling at the preliminary stage makes it possible to select the most optimal scheme for groundwater treatment even before the construction of the technological complex, which can significantly reduce costs when implementing such projects.

**Keywords:** groundwater remediation, water-dissolved oil products, hydrogeological modeling, biotechnology, environmental measures

### Acknowledgements

The study was carried out with the support of Perm Scientific and Educational Center «RATIONAL SUBSOIL MANAGEMENT», 2023.

**Recommended citation:** Maksimovich N.G., Demenev A.D., Khmurchik V.T., Berезина O.A., Mukhametdinov A.V. (2024). Hydrogeological Modeling of Groundwater Treatment from Dissolved Hydrocarbons Using Biotechnological Solutions. *Georesursy = Georesources*, 26(2), pp. 124–134. <https://doi.org/10.18599/grs.2024.2.11>

### References

- Anderson M.P., Woessner W.W., Hunt R.J. (2015). Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport. Acad. Press, 630 p. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-21563-7>
- Baldwin B.R., Biernacki A., Blair J., Purchase M.P., Baker J.M., Sublette K., Davis G., Ogles A. (2010). Monitoring gene expression to evaluate oxygen infusion at a gasoline-contaminated site. *Environmental Science & Technology*, 44(17), pp. 6829–6834. <https://doi.org/10.1021/es101356t>
- Baldwin B.R., Nakatsu C.H., Nies L. (2008). Enumeration of aromatic oxygenase genes to evaluate monitored natural attenuation at gasoline-contaminated sites. *Water Research*, 42(3), pp. 723–731. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.052>
- Bear J., Cheng A.H.-D. (2010). Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport. Dordrecht: Springer, XXI, 834 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6682-5>
- Carey G.R., McBean E.A., Feenstra S. (2014). DNAPL source depletion: 2. Attainable goals and cost-benefit analyses. *Remediation*, 24(4), pp. 79–106. <https://doi.org/10.1002/rem.21406>
- Coronelli T.V. (1996) Principles and methods of intensification of biological degradation of hydrocarbons in the environment. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 32(6), pp. 579–585. (In Russ.)
- Demenev A., Maksimovich N., Khmurchik V., Rogovskiy G., Rogovskiy A., Baryshnikov A. (2022). Field test of in situ groundwater treatment applying oxygen diffusion and bioaugmentation methods in an area with sustained total petroleum hydrocarbon (TPH) contaminant flow. *Water*, 14(2), 192. <https://doi.org/10.3390/w14020192>
- Garg S., Newell C.J., Kulkarni P.R., King D.C., Adamson D.T., Renno M.I., Sale T. (2017). Overview of natural source zone depletion: Processes, controlling factors, and composition change. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 37(3), pp. 62–81. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12219>
- Gaur V.K., Gupta S., Pandey A. (2022). Evolution in mitigation approaches for petroleum oil-polluted environment: Recent advances and future directions. *Environmental Science and Pollution Research*, 29, pp. 61821–61837. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16047-y>
- Harbaugh A.W. (2005). MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model – the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16. <https://doi.org/10.3133/tm6A16>
- Juwarkar A.A., Misra R.R., Sharma J.K. (2014). Recent trends in bioremediation. *Parmar N., Singh A. (Eds.) Geomicrobiology and Biogeochemistry. Soil Biology. Vol. 39*. Berlin, Heidelberg: Springer, pp. 81–100. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-41837-2\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-41837-2_5)
- Kavanaugh M.C., Arnold W.A., Beck B.D., Chin Y., Chowdhury Z., Ellis D.E., Illangasekare T.H., Johnson P.C., Mehran M., Mercer J.W., Pennell K.D., Rabideau A.J., Shapiro A.M., Siegel L.M., Walsh W.J., Ehlers L.J., Johnson S.E., Schaffer K., Aquilino J., Deguzman E., Hall A. (2013). Alternatives for managing the nation's complex contaminated groundwater sites. Washington, DC: Nat. Acad. Press, 422 p. <https://doi.org/10.17226/14668>
- Logeswaran P., Megharaj M., Chadalavada S., Bowman M., Naidu R. (2018). Petroleum hydrocarbons (PH) in groundwater aquifers: An overview of environmental fate, toxicity, microbial degradation and risk-based remediation approaches. *Environmental Technology & Innovation*, 10, pp. 175–193. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.02.001>
- Maksimovich N., Meshcheriakova O., Khmurchik V. (2019). Bacterial processes in oil-polluted karst environments in Perm region (Russian Federation). *Shakoor A., Cato K. (Eds.) IAEG/AEG Annual Meeting Proceedings*. Springer, Cham., Vol. 3, pp. 103–107. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-93130-2\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-319-93130-2_15)
- Maksimovich N.G., Khmurchik V.T. (2015). Remediation of oil-polluted groundwater aquifers at karst region. *Lollino G., Arattano M., Rinaldi M., Giustolisi O., Marechal J.C., Grant G. (Eds.) Engineering Geology for Society and Territory*. Springer, Cham., Vol. 3, pp. 417–419. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-09054-2\\_86](https://doi.org/10.1007/978-3-319-09054-2_86)
- Maksimovich N.G., Khmurchik V.T., Meshcheryakova O.Y. (2009). Experience of groundwater purification from oil pollution by biological methods. *Industrial safety and ecology*, 4, pp. 34–36. (In Russ.)
- McHugh T.E., Kulkarni P.R., Newell C.J., Connor J.A., Garg S. (2014). Progress in remediation of groundwater at petroleum sites in California. *Groundwater*, 52(6), pp. 898–907. <https://doi.org/10.1111/gwat.12136>
- Naeem U., Qazi M.A. (2020). Leading edges in bioremediation technologies for removal of petroleum hydrocarbons. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(9), pp. 27370–27382. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06124-8>
- Nwachukwu M.A. (2014). Prospective techniques for in-situ treatment and protection of aquifers: A sustainable hydrology review. *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 6(4), pp. 131–143. <https://doi.org/10.5897/IJWREE2013.0458>
- Oborin A.A., Khmurchik V.T., Ilarionov S.A., Markarova M.Y., Nazarov A.V. (2008). Oil polluted biogeocenoses (Processes of formation, scientific bases of restoration, medico-ecological problems). Perm: Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, 511 p. (In Russ.)
- Ossai I.C., Ahmed A., Hassan A., Hamid F.S. (2020). Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100526. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>
- Potashkev K.A., Malov P.V., Breus I.P. (2011). Accounting for biodegradation in mathematical models of transport of organic pollutants in natural porous media. Review of modern literature. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta Seriya Estestvennye Nauki*, 153(3), pp. 144–170. (In Russ.)
- Pryanichnikova, V.V. (2018). Electrochemical method of liquidation of consequences of oil pollution of soils. *Cand. tech. sci. diss.* Ufa, 162 p. (In Russ.)
- Robertson W.D., Cherry J.A. (1997). Long term performance of the Waterloo denitrification barrier. *International Containment Technology Conference: Proceedings*, pp. 691–696.
- Rumanin V.G. (2020). Theory and methods for studying groundwater pollution. St. Petersburg: Nauka, 559 pp. (In Russ.)
- Sokolov E.M., Maksimovich N.G., Meshcheryakova O.Y. (2015). Formation of oil pollution of sulfate massif in karst areas and methods of its elimination. *Izvestiya Tula State University. Ser. Earth Sciences*, 2, pp. 79–89. (In Russ.)
- Suthersan S., Koons B., Schnobrich M. (2015). Contemporary management of sites with petroleum LNAPL presence. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 35(1), pp. 23–29. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12099>
- Tischer K., Kleinsteuber S., Schleinitz K.M., Fetzer I., Spott O., Stange F., Lohse U., Franz J., Neumann F., Gerling S., Schmidt C., Hasselwander E., Harms H., Wendeberg A. (2013). Microbial communities along biogeochemical gradients in a hydrocarbon-contaminated aquifer. *Environmental Microbiology*, 15(9), pp. 2603–2615. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.12168>
- Wilson R.D., Mackay D.M., Cherry J.A. (1997). Arrays of unpumped wells for plume migration control by semi-passive in situ remediation. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 17(3), pp. 185–193. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1997.tb00594.x>

Zheng C., Hill M.C., Cao G., Ma R. (2012). MT3DMS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), pp. 1549–1559. <https://doi.org/10.13031/2013.42263>

Zhernov I.E., Shestakov V.M. (1971). Modeling groundwater filtration. Moscow: Nedra, 226 pp. (In Russ.)

### About the Authors

*Nikolay G. Maksimovich* – Cand. Sci. (Geology and Mineralogy), Assistant Professor, Honored Ecologist of Russian Federation, Deputy Director for Science of Natural-Science Institute

Perm State National Research University  
4, Genkel st., Perm, 614990, Russian Federation  
e-mail: nmax@psu.ru

*Artem D. Demenev* – Cand. Sci. (Geology and Mineralogy), Senior Researcher, Laboratory of Technogenic Processes Geology, Natural-Science Institute

Perm State National Research University  
4, Genkel st., Perm, 614990, Russian Federation  
e-mail: demenevartem@gmail.com

*Vadim T. Khmurchik* – Dr. Sci. (Geology and Mineralogy), Leading Researcher, Laboratory of Technogenic Processes Geology, Natural-Science Institute, Perm State National Research University

4, Genkel st., Perm, 614990, Russian Federation  
e-mail: khmurchik.vadim@mail.ru

*Olga A. Berezina* – Cand. Sci. (Geography), Assistant Professor, Chair of Cartography and Geoinformatics Department, Perm State National Research University

15, Bukirev st., Perm, 614068, Russian Federation  
e-mail: berezina.olga16@gmail.com

*Artem V. Mukhametdinov* – Chief Specialist, Geology Department, Spb-Giproshakht LLC

15A, Chapaev St., St. Petersburg, 197046, Russian Federation  
e-mail: artem.muhametdinoff@yandex.ru

*Manuscript received 1 November 2021;  
Accepted 17 April 2024; Published 30 June 2024*