

Геологический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова

Модели и методы исследований
гидрогеологических процессов для
рационального использования подземных
вод в условиях техногенеза

Научный отчет кафедры гидрогеологии по госбюджетной теме за
2019 г

Научный рук. темы, зав. кафедрой гидрогеологии, д.г-м-
н. С.П. Поздняков.
22.12.2019

РЕФЕРАТ

Цель исследований - совершенствование моделей и методов исследований гидрогеологических процессов для решения прикладных задач использования и охраны подземных вод. Способ достижения указанной цели включает теоретический анализ современных моделей гидрогеологических процессов, развитие существующих и разработка новых методов гидрогеологического прогнозирования на основе модельно-ориентированного подхода и апробацию результатов теоретических и методических результатов на важных объектах пилотных исследований.

Как показали расчеты, тетрахлорэтилен способен мигрировать на большие расстояния от источника загрязнения, поэтому зона влияния полигонов ТБО, рассчитанная по другим компонентам, может не отражать зоны поражения тетрахлорэтиленом. Выполненный модельный анализ показал перспективность применения внутрипластового окисления для очистки подземных вод от тетрахлорэтилена.

Экспериментальные и теоретические исследования карбонатных карстующихся породах показали, что основными элементами структуры водоносного горизонта являются тонкие проницаемые зоны, сформированные в результате карстования на контактах слоев известняков различного литологического состава. Для выделения тонких проницаемых зон использованы методы расходомерии в статическом и динамическом вариантах, резистивиметрии с детализацией при определении скорости фильтрации. Результаты позволяют по-новому взглянуть на проблему точности исходной информации для геофильтрационного и геомиграционного моделирования притока подземных вод к водозаборам в карбонатных карстующихся пластах

Для анализа влияния вертикальной геофильтрационной неоднородности на формирование поясов зон санитарной охраны в слоисто-неоднородном водоносном пласте использованы случайные стационарные поля нормально распределенных логарифмов коэффициентов фильтрации. В результате, оценены размер первого и второго поясов зон санитарной охраны и проведен сравнительный анализ полученных результатов с размерами ЗСО, полученных без учета геофильтрационной неоднородности. Теоретический анализ показал, что учет геофильтрационной неоднородности приводит к значимому увеличению зоны санитарной охраны.

Оглавление

ВВЕДЕНИЕ	3
1. ЗАЩИТА И ОХРАНА ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНАХ ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ 5	
1.1 Общие проблемы загрязнения подземных вод в районах полигонов ТБО	5
1.2 Моделирование миграции тетрахлорэтилена в районе полигона ТБО	8
Схематизация природных условий	8
Результаты моделирования	9
Мероприятия по реабилитации водоносных горизонтов	11
2.1 Проблемы описания и схематизации геофильтрационной и геомиграционной неоднородности в карбонатных карстующихся породах	16
2.2 ГЕОЛОГИЧЕСКОЕ СТРОЕНИЕ И КОНЦЕПТУАЛЬНАЯ МОДЕЛЬ ГОРИЗОНТА	18
2.3 Методы исследований	21
Электрокаротаж (кажущаяся электрическая проводимость)	22
Расходомерия	22
Резистивиметрия скважин	25
Мелкомасштабные перекрестные опытные наливов	28
Перекрестные наливов термотрасера	29
2.4 Результаты и их обсуждение	30
Сопоставление разреза и положений зон	30
<i>Проводимость водоносного горизонта</i>	31
<i>Удельная емкость проницаемой тонкой зоны</i>	32
Выводы по главе 2	35
3 РАЗМЕР ЗОНЫ САНИТАРНОЙ ОХРАНЫ ВОДОЗАБОРНОЙ СКВАЖИНЫ В СЛОИСТО- НЕОДНОРОДНОМ ПЛАСТЕ	37
3.1 Зоны санитарной охраны	37
3.2 Скважина без естественного потока подземных вод	39
3.3 Влияние естественного потока на ЗСО одиночной скважины в слоистом пласте	43
3.4 Влияние конечности горизонтального масштаба корреляции lnk на размер ЗСО	45
3.5 Выводы по главе 3	49
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	50
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	52

ВВЕДЕНИЕ

Общей целью исследований по теме «Модели и методы исследований гидрогеологических процессов для рационального использования подземных вод в условиях техногенеза» является совершенствование моделей и методов исследований гидрогеологических процессов для решения прикладных задач использования и охраны подземных вод. Способ достижения указанной цели включает теоретический анализ современных моделей гидрогеологических процессов, развитие существующих и разработка новых методов гидрогеологического прогнозирования на основе модельно-ориентированного подхода и апробацию результатов теоретических и методических результатов на важных (зачастую уникальных) объектах пилотных исследований.

В рамках работ 2019 года основные научные исследования проводились по трем направлениям:

- Защита и охрана подземных вод в районах расположения полигонов Твердых Бытовых Отходов (ТБО).

Результаты анализа проблем загрязнения подземных вод в районах полигонов ТБО Московского региона, результаты разработки модели миграции тетрахлорэтилена в районе полигона ТБО в Подольском районе Московской области и анализ возможных путей реабилитации подземных вод от хлорорганических соединений приведены в разделе 1 настоящего отчета.

- Анализ геофильтрационной и геомиграционной неоднородности карстовых водоносных горизонтов, используемых для питьевого водоснабжения

В разделе 2 приведены результаты выявления локальной неоднородности мячковско-подольского горизонта, являющегося одним из основных используемых для питьевого водоснабжения водоносных горизонтов в Московском регионе. Эти исследования выполнены с использованием комплексных экспериментальных гидрогеофизических работ на скважинах, вскрывающих мячиковско-подольский горизонт на территории Звенигородской Биостанции МГУ в долине рек Москвы и оборудованных, как типовые эксплуатационные водозаборные скважины. Иными словами, проведенные работы позволяют понять, насколько неоднороден один из основных целевых водоносных горизонтов Московского региона.

- Анализ формирования области захвата подземных вод скважиной в слоисто-неоднородном пласте для расчета зоны санитарной охраны (ЗСО) водозаборов подземных вод.

Зоны санитарной охраны водозаборов выделяются на основании времени движения от внешней границы зоны до водозаборного узла. Так для II пояса — это время движения микробного загрязнения, принимаемое для недостаточно защищенных с поверхности целевых водоносных горизонтов равным 400 суток. Для III пояса – это время движения химического загрязнения равное расчетному сроку эксплуатации водозабора. Для расчета пространственного положения границ этих зон используются аналитические и численные методы, основанные на интегрировании уравнений для скоростей движения нейтральных частиц в потоке подземных вод, фильтрационное поле которого складывается суперпозицией скоростей естественного потока и возмущением, накладываемым на него отбором подземных вод. При применении этих методов, в результате расчетов получается единственная конфигурация поясов зон санитарной охраны, которая отвечает некоторому однородному или неоднородному пространственному полю геофильтрационных параметров, полученных по полевым материалам и (или) из решения обратной задачи. При этом не учитываются возможные вариации границ ЗСО за счет локальной геофильтрационной неоднородности, не учтенной в модели водозабора. В третьем разделе отчета проводится анализ влияния вертикальной геофильтрационной неоднородности на формирование поясов зон санитарной охраны в слоисто-неоднородном водоносном пласте..

1. ЗАЩИТА И ОХРАНА ПОДЗЕМНЫХ ВОД В РАЙОНАХ ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

1.1 Общие проблемы загрязнения подземных вод в районах полигонов ТБО

Полигоны твердых бытовых и коммунальных отходов являются точечными, но, в то же время, достаточно интенсивными источниками загрязнения подземных и поверхностных вод.

Вопрос утилизации и складирования отходов неразрывно связан с функционированием человеческого общества, однако если раньше основную массу отходов составляли продукты и вещества, которые достаточно быстро разлагались, то, в наше время, благодаря активному развитию технологий и материалов, в природную среду начали поступать новые вещества, которые разлагаются в течение длительного времени (сотни лет).

Научный подход к организации складирования отходов может помочь избежать загрязнения окружающей среды. В то же время, на уже имеющихся пунктах складирования отходов (организованных без должной инженерной подготовки основания) необходимо проектирование комплексов по реабилитации подземных вод, так как, зачастую, миграция контаминантов происходит в эксплуатационные водоносные горизонты.

Интенсивность загрязнения межпластовых горизонтов подземных вод зависит от геологического строения территории размещения отходов. На территории города Москвы и Московской области геолого-гидрогеологические условия в местах складирования отходов могут быть разделены на три типа.

Тип 1. Основание полигона представлено песчаными проницаемыми грунтами различного возраста и генезиса, залегающими непосредственно на коренных каменноугольных отложениях. Грунтовые и межпластовые воды находятся в гидравлической связи между собой, и также не защищены от поступления свалочного фильтрата. Такое геолого-гидрогеологическое строение характерно для долин и террасового комплекса наиболее крупных рек и их притоков. Полигон ТБО «Кулаково» располагается в таких условиях.

Тип 2. Основание полигона сложено комплексом флювиогляциальных и моренных отложений, подстилаемых юрским региональным водоупором, отделяющим каменноугольные отложения. Подземные воды потенциально защищены от проникновения

фильтрата с полигонов ТБО. Такое строение подземного пространства характерно для водораздельных пространств. Полигон ТБО «Саларьево» приурочен к такому типу разреза.

Тип 3. Данный тип массива во многом аналогичен предыдущему, но в юрском региональном водоупоре присутствуют фильтрационные окна. Подземные воды потенциально защищены от проникновения фильтрата, но в местах развития фильтрационных окон, их загрязнение имеет высокую вероятность. Этот тип геологического строения характерен для водораздельных областей на небольшом удалении от долин рек второго порядка. Полигон ТБО «Щербинка» расположен в таких условиях.

На участках расположения полигонов захоронения твердых коммунальных отходов выделяются следующие типы загрязнения подземных вод: бактериальное, тепловое, радиоактивное и химическое. Основным типом загрязнения подземных вод на участках полигонов захоронения ТБО является химическое. Главными признаками химического загрязнения являются:

- повышенные, по сравнению с фоновыми, значения показателей качества воды;
- появление в водах органических и неорганических веществ антропогенного происхождения, несвойственных им в природных условиях.

Для характеристики распространения загрязнения от полигона используются геохимически значимые показатели загрязнения, которые характерны для полигонов захоронения ТБО, они присутствуют в подземных водах в значительных концентрациях и определяют химический состав загрязнения: хлориды, аммоний, ХПК, сульфаты, нитраты и минерализация.

Выбор хлоридов объясняется тем, что это самый консервативный мигрант, сохраняющий свою подвижность при любых окислительно-восстановительных условиях.

Аммоний отличается стабильным поступлением в подземные воды, поскольку он постоянно образуется в анаэробной зоне свалки в процессе метаногенерации.

Химическое потребление кислорода используется в качестве показателя загрязнения подземных вод органикой, позволяющего достаточно контрастно оконтурить ореолы их загрязнения.

Аномально высокая минерализация и содержание макрокомпонентов отмечаются в подземных водах непосредственно под полигоном или вблизи его. При удалении от полигона уже на первые сотни метров происходит значительное снижение концентраций компонентов состава, достигая ПДК. На этом основании делаются ошибочные выводы об ограниченном влиянии свалок (полигонов ТБО) на подземные воды.

Однако свалки являются также источником загрязнения подземных вод хлорорганическими соединениями. Загрязнение подземных вод хлорорганическими соединениями является реальной опасностью во всем мире. Хлорорганические соединения, такие как трихлорэтилен, тетрахлорэтилен, четыреххлористый углерод, хлороформ, 1,1,1-трихлорэтан, являются канцерогенными веществами. За рубежом исследования, связанные с мониторингом и разработкой технологий реабилитации водоносных горизонтов, загрязненных хлорорганикой, проводятся последние 30 лет.

В последние годы, в России ужесточились нормативные требования на содержание хлорорганических соединений в питьевой воде. В качестве примера можно привести, что до 2007 г. содержание тетрахлорэтилена и трихлорэтилена в воде регламентировалось оценочным допустимым уровнем (ОДУ) 0,02 мг/л и 0,06 мг/л соответственно. С 2007 года содержание этих веществ в воде определяется гигиеническими нормативами ГН 2.1.5.2280-07, в которых предельно допустимая концентрация (ПДК) для этих веществ уменьшилась до 0,005 мг/л. Такие нормативы соответствуют международным: в США, согласно данным EPA (Environmental Protection Agency), максимальный уровень загрязнения для трихлорэтилена и тетрахлорэтилена соединений составляет 0,005 мг/л.

Согласно многочисленным исследованиям, за рубежом (в Германии и США) тетрахлорэтилен и трихлорэтилен - наиболее распространённые органические загрязнители, они даже более распространены, чем нефтепродукты (основной – бензол), которые находят на всех свалках (Рис. 1.1) [25]. Источниками хлорорганических загрязнений в подземных водах являются: утечки с территорий предприятий химической и электронной промышленности, сточные воды прачечных, химчисток, свалок промышленных и бытовых отходов; вещества, применяемые при консервации древесины. Хлорорганические соединения имеют высокую миграционную способность, что определяется их физико-химическими свойствами, (плотность перхлорэтилена и трихлорэтилена в 1,5 раза больше плотности воды, что способствует вертикальной миграции; а вязкость - меньше воды, что способствует миграции, как в вертикальном, так и в горизонтальном направлениях). Дополнительная опасность хлорорганических соединений связана с их летучестью. Они способны, переходя в парообразное состояние, подниматься на поверхность земли, представляя угрозу для здоровья людей.

При длительном контакте тетрахлорэтилен оказывает токсическое действие на центральную нервную систему, печень, почки. Повторный или длительный контакт с кожей может вызвать дерматит. Исследования работников химчисток, подвергшихся воздействию тетрахлорэтилена, показали связь между воздействием тетрахлорэтилену и несколькими видами раковых заболеваний.

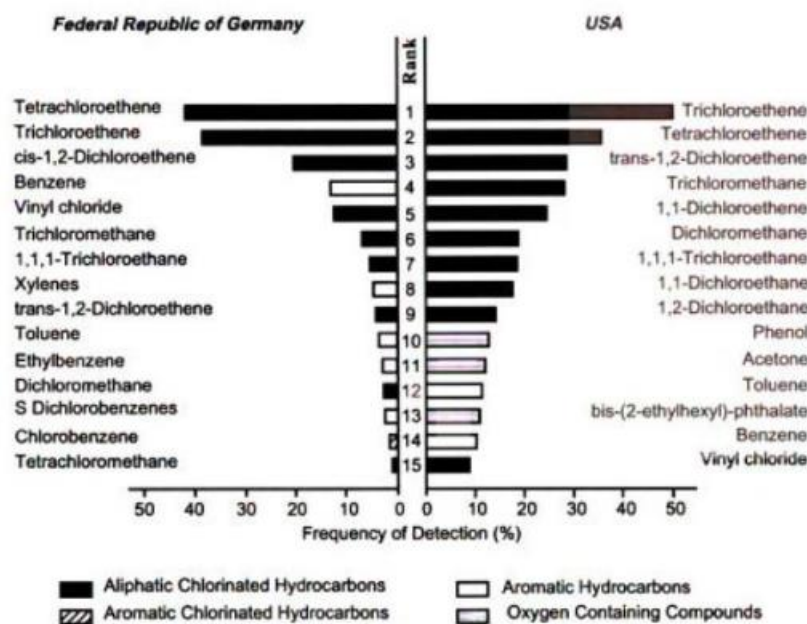


Рис.1.1 Наиболее часто встречаемые органические загрязнители в ФРГ и США (Baccini, 1989)

В нашей стране, при исследованиях на полигонах ТБО, определения хлорорганических соединений, как правило, не производят. В единичных исследованиях было выявлено, что ореолы загрязнения хлорорганическими соединениями значительно превышают область влияния полигона, которую идентифицируют по макрокомпонентам-индикаторам. Такая ситуация, например, сложилась в Подольском районе Московской области, где хлорорганическими соединениями загрязнены водозаборы подземных вод.

В процессе мониторинга качества воды, откачиваемой из подольско-мячковского эксплуатационного водоносного горизонта, проводимого Водоканалом г. Подольска, выявлено загрязнение вод хлорорганическими соединениями (тетрахлорэтиленом (перхлорэтиленом) и трихлорэтиленом).

1.2 Моделирование миграции тетрахлорэтилена в районе полигона ТБО

Схематизация природных условий

Расчеты воздействия полигонов ТБО на подземные воды проведены на основе кода Visual MODFLOW [<https://www.waterloohydrogeologic.com>], позволяющего решать трехмерные задачи геофильтрации-геомиграции.

При разработке модели были использованы материалы отчета по переоценке запасов подземных вод ЗАО «Геолинк-Консалтинг. Результаты регионального моделирования позволили обосновать внешние границы модели: с севера граница I-го рода, проведенная по изопьезе 130 м, с востока граница II-го рода, проведенная по линии тока, с запада граница проведена по линиям тока и изопьезе 124,5 м, с южной стороны граница с нулевым

расходом - условием II-го рода проведена по линии тока и граница с условием I-го рода, проведенная по изопьезе 116 м.

Реки (р. Пахра, р. Канопелка и др.) заданы как внутренние границы третьего рода, учитывающее отметки уреза и фильтрационные свойства донных отложений, взятые из региональной модели ЗАО «Геолинк-Консалтинг». Водозаборные скважины, задавались как внутренние граничные условия, с дебитами, согласно той же региональной модели.

Верхней границей модели является поверхность земли, на которой задается инфильтрационное питание. Территория $13,6 \times 10,9$ км² разбита ортогональной сеткой 156×122 с уточнением сетки вокруг свалки.

В модели заданы три слоя:

1 слой. Надьюрские отложения: четвертичные отложения и меловые пески. Водоносный горизонт мощностью до 35 м с коэффициентом фильтрации от 1 до 40 м/сут;

2 слой. Юрские глины. Слабопроницаемый слой мощностью до 35 м; с коэффициентом фильтрации 0,00001-0,0001 м/сут, но на значительной территории отложения отсутствуют в результате размыва;

3 слой. Каменноугольные известняки. Эксплуатационный подольско-мячковский водоносный горизонт мощностью до 100 м с коэффициентом фильтрации 1-125 м/сут.

Значения миграционных параметров задавались по данным ранее проведенных исследований – трассерного опыта по определению миграционных параметров подольско-мячковского водоносного горизонта. Работы заключались в закачке индикатора в пусковую скважину и последующем временном прослеживании изменения концентрации в откачивающей скважине. По результатам расчетов из данных эксперимента, были получены следующие значения миграционных параметров подольско-мячковского водоносного горизонта: активная пористость – 0,008; продольная дисперсивность – 0,50; поперечная дисперсивность – 0,12. Однако параметры дисперсивности зависят от длины миграции. Для трассерного эксперимента расстояние от закачивающей до откачивающей скважины составило всего 21,3 м. Реальная миграция хлорорганики с территории полигона превысила $L=1000$ м. Поэтому величина продольной дисперсивности может быть оценена согласно следующей формуле:

$$\alpha_L = 0.83(\lg L)^{2.414} \quad (1.1)$$

Результаты моделирования

Прежде всего, было получено решение геофильтрационной задачи. Сопоставление фактических и модельных напоров дало удовлетворительное совпадение. Модельная структура потока в подольско-мячковском горизонте вблизи погона ТБО «Щербинка»

приведена на Рис.1.2 Стрелки на этом рисунке позволяют проследить направления миграции с территории полигона.

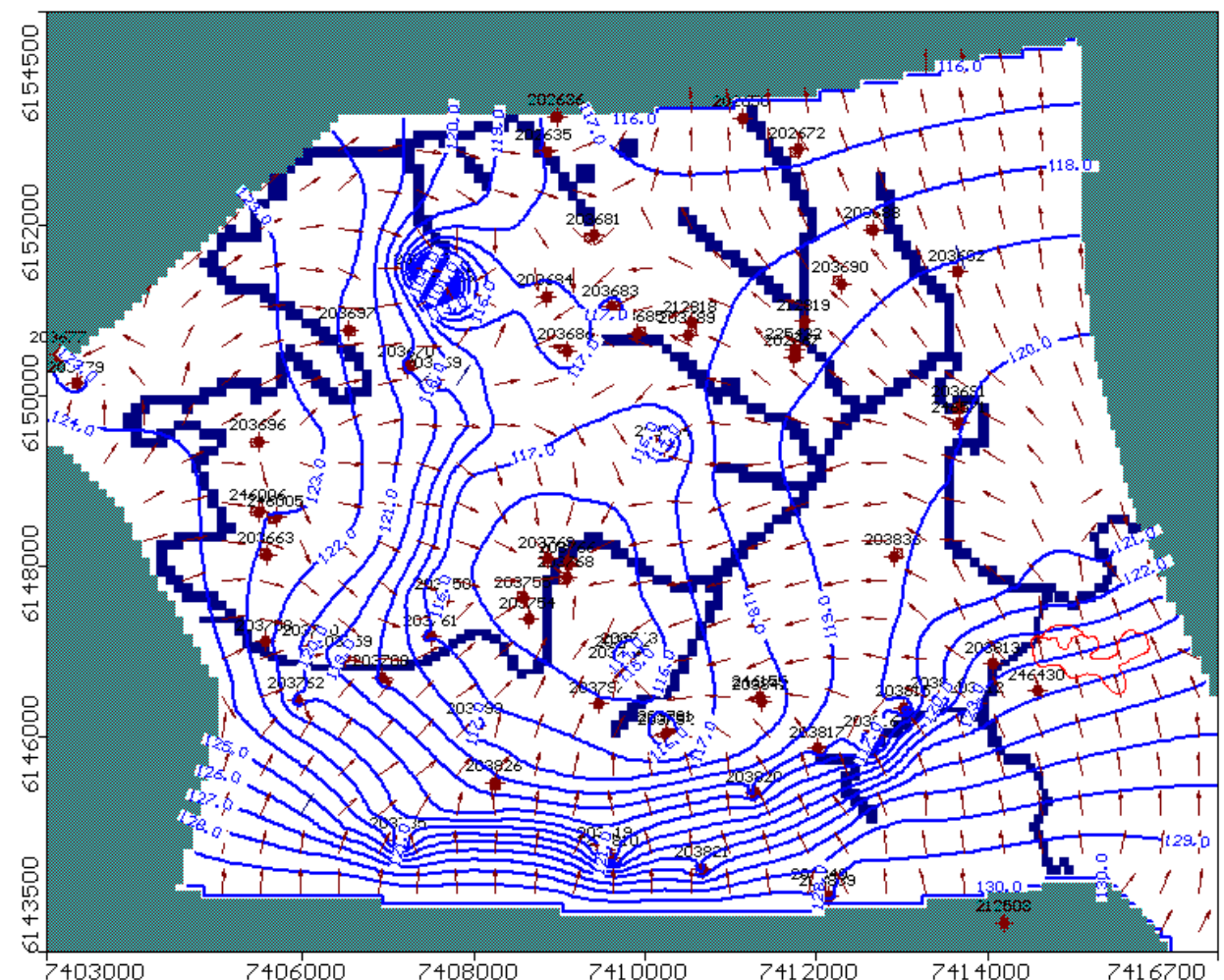


Рис. 1.2 Модельная структура потока в подольско-мячковском горизонте вблизи погона ТБО «Щербинка». Синие сплошные линии – изолинии напоров. Стрелки – направление потока подземных вод.

Расчеты миграции были выполнены для тетрахлорэтилена, который является консервативным трассером с ПДК=0.005 мг/л. Результаты расчетов показали, что лучшее совпадение фактических и модельных данных достигалось при заданном на территории полигона содержании тетрахлорэтилена в инфильтрационном питании 1 мг/л. На Рис. 3 показано распространение тетрахлорэтилена с территории полигона ТБО «Щербинка» в подольско-мячковском горизонте на момент мониторинга в 2008 г.

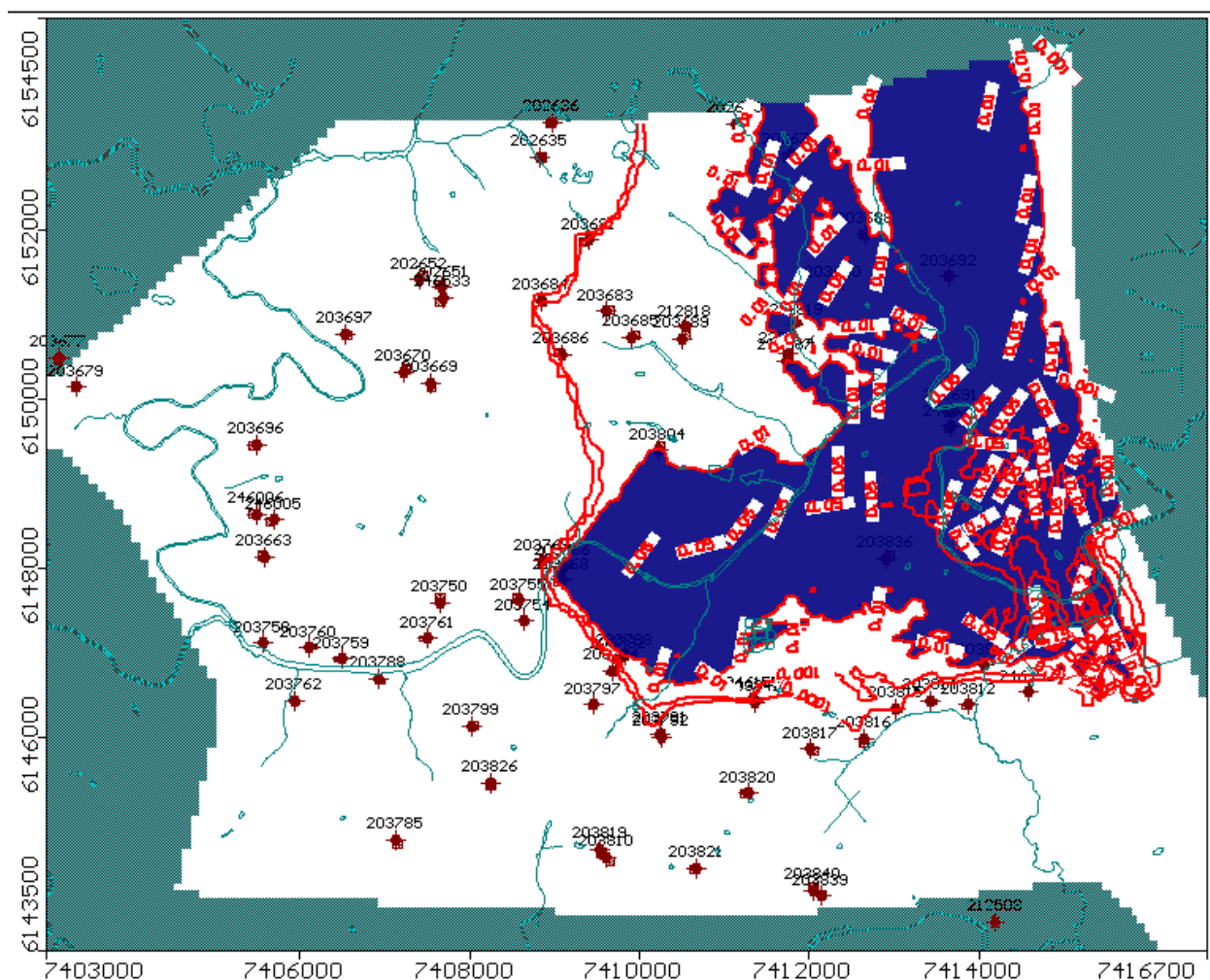


Рис. 1.3 - Распространение тетрахлорэтилена с территории полигона «Щербинка» в подольско-мячковском горизонте на момент мониторинга 2008 г. Красным цветом даны изолинии концентраций 0.1, 0.01, 0.001 и 0.0001. Синим цветом показана область, где концентрация тетрахлорэтилена больше 0.01 мг/л (2 ПДК)

Как показали модельные расчеты, тетрахлорэтилен способен мигрировать на большие расстояния от источника загрязнения, поэтому зона влияния полигонов ТБО, рассчитанная по другим компонентам, может не отражать зоны поражения тетрахлорэтиленом, который, согласно данным EPA (Environmental Protection Agency), является канцерогенным веществом. Также ввиду его повсеместной распространенности, согласно мировой практике [25], следует включить тетрахлорэтилен и другие часто встречающиеся хлорорганические соединения в обязательную программу мониторинга всех полигонов ТБО.

Мероприятия по реабилитации водоносных горизонтов

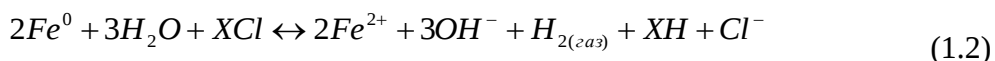
Для очистки подземных вод от растворенных хлорорганических веществ, в основном, используют следующие методы: откачка и последующая очистка на поверхности загрязненных подземных вод, управление дебитом водозаборов

для предотвращения захвата шлейфа загрязненных вод, создание проницаемых реакционных барьеров и внутрислоевого химического окисления.

Откачка и последующая очистка подземных вод является одним из самых распространенных методов очистки подземных вод. Суть метода заключается в перехвате потока загрязненных подземных вод и последующей их поверхностной очистке с использованием различных фильтров или других технологий. Для обоснования метода широко используются численные, либо аналитические методы для определения областей захвата откачивающих скважин.

Данный метод является наиболее разработанным, но и дорогостоящим (требует строительства наземных очистных сооружений). Возможно, из-за этого в последние годы широко развиваются другие методы.

Создание проницаемых реакционных барьеров (ПРБ) [5, 54, 36] является возможной технологией сдерживания и нейтрализации хлорорганических загрязнителей непосредственно в пласте. Принцип работы ПРБ показан на Рис. 1.4 Загрязненные подземные воды проходят через барьер, проницаемый для потока подземных вод, но непроницаемый для загрязненных веществ, растворенных в подземных водах. Это достигается внедрением в пористую среду реагента, содействующего протеканию химических и биологических процессов, нейтрализующего загрязняющие вещества. По данным [36] следует, что уже 15 лет назад в США, Канаде и Европе работали 47 промышленных и пилотных реакционных барьеров. Половина из них была предназначена для очистки от хлорорганических соединений подземных вод и использовала в качестве реагента гранулированное нуль-валентное железо. Согласно [54] коррозия железа способствует очистке подземных вод от хлорорганических соединений согласно реакции:



В большинстве случаев гранулированное железо закладывается в специально отрытые траншеи. Это ограничивает применение метода на больших глубинах. Поэтому относительно недавно появились исследования по созданию реакционных барьеров путем закачки наночастиц в скважины вместе с водой [27, 35, 54].

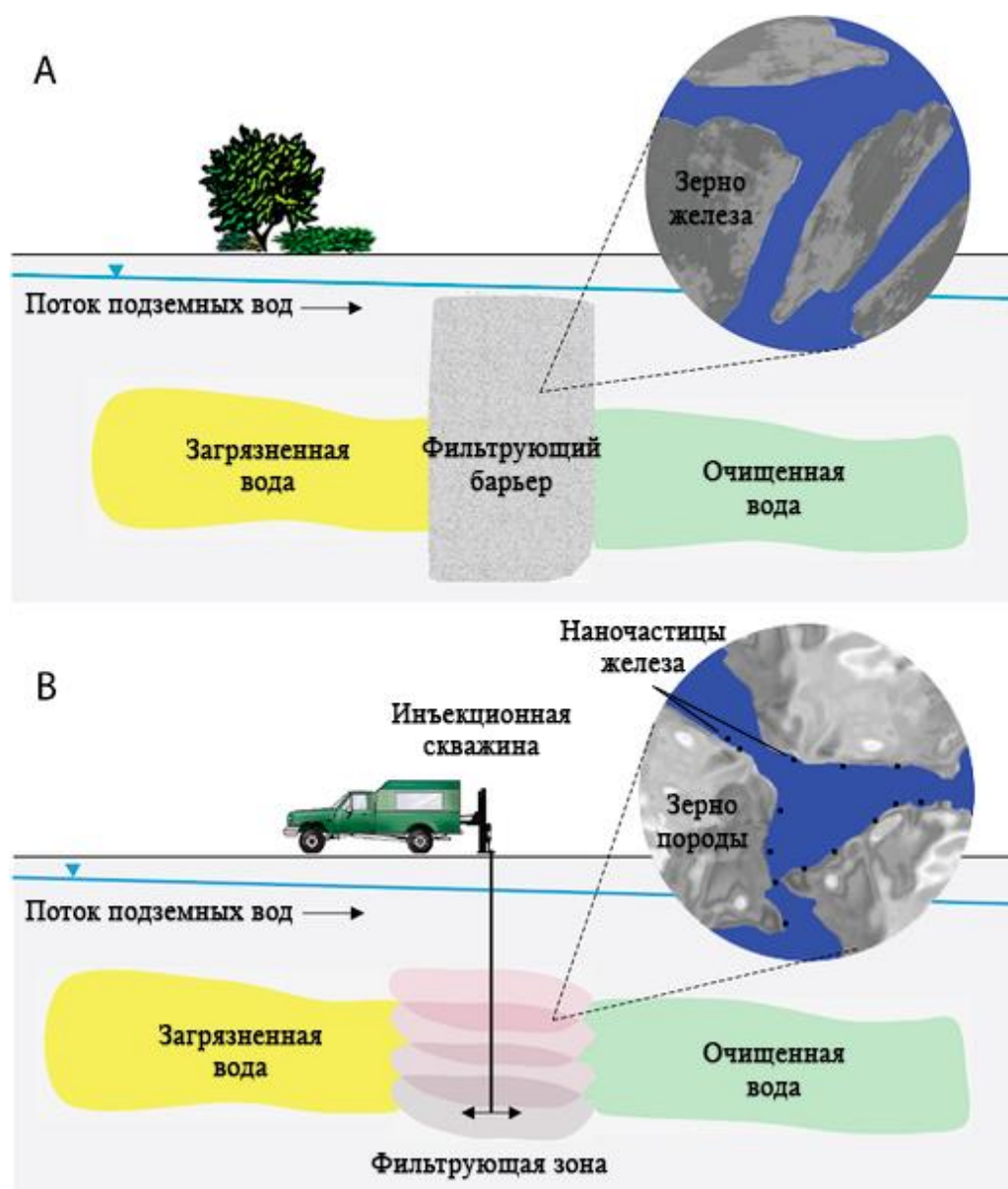
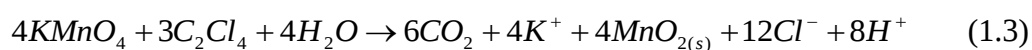


Рис. 1.4 - Принцип работы проникаемого реакционного барьера.
А) Траншейного типа, В) Инъекционного типа

Одним из наиболее быстро развивающихся и широко применимых методов является внутрипластовый метод химического окисления, [33, 50], который заключается в закачке окислителя в пласт для трансформации хлорорганических соединений в менее опасные химические соединения. Наиболее широко используемыми окислителями являются: перманганат (MnO_4^-), пероксид водорода (H_2O_2), персульфат ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) и озон (O_3).

Реакция окисления тетрахлорэтилена перманганатом калия, согласно [33], протекает следующим образом:



Оценка возможности использования внутрипластового окисления была выполнена применительно к загрязненному участку рядом с полигоном ТБО «Щербинка». С помощью численного моделирования была выполнена оценка эффективности полевого эксперимента

по очистке воды, поступающей в водозаборную скважину от тетрахлорэтилена (перхлорэтилена). Предполагалось, что эксперимент проводится на паре скважин, одна из которых водозаборная с дебитом 1400 м³/сут, в другую скважину закачивается вода с расходом 12 м³/сут, содержащая реагент (KMnO₄). Расстояние между скважинами 100 м. Водовмещающими породами являются трещиноватые известняки и доломиты, характеризующиеся высокой проницаемостью (коэффициент фильтрации 80 м/сут), мощностью ~ 20 м, и активной трещиноватостью, по данным трассерного опыта, равной 0.008. Содержание тетрахлорэтилена в пластовой воде – 0,16 мг/л.

Для расчетов окисления тетрахлорэтилена перманганатом калия была использована модель RT3D [32], позволяющая рассчитывать перенос в пласте загрязнителя тетрахлорэтилена [HC] и окислителя MnO₄⁻ [O]:

$$R_{HC} \frac{\partial [HC]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij} \frac{\partial [HC]}{\partial x_j}) - \frac{\partial (v_i [HC])}{\partial x_i} + \frac{q_s}{n} [HC]_s + r_{HC} \quad (1.4)$$

$$R_O \frac{\partial [O]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij} \frac{\partial [O]}{\partial x_j}) - \frac{\partial (v_i [O])}{\partial x_i} + \frac{q_s}{n} [O]_s + r_O \quad (1.5)$$

где R – коэффициент замедления, учитывающий возможность сорбции,

D_{ij} – гидродинамическая дисперсия,

v_i – скорость фильтрации,

q_s – дебит закачиваемого/откачиваемого раствора,

n – активная трещиноватость,

r – скорости удаления загрязнителя или окислителя.

Удаление загрязнителя и окислителя рассчитывалось, предполагая мгновенную реакцию на каждом временном шаге t:

$$HC(t+1) = HC(t) - O(t)/F, \text{ если } HC(t) > O(t)/F, \text{ то } O(t+1) = 0 \quad (1.6)$$

где F – стехиометрический коэффициент (в нашем случае равен 0,96).

Продолжительность закачки индикатора при эксперименте принималась 5 суток. Ниже приведены результаты расчетов для двух разных концентраций растворов перманганата, закачиваемых в скважину: 40 мг/л и 60 мг/л. В результате численного расчета были получены выходные кривые для откачивающей скважины, представленные на Рис.5 – 6.

На Рис. 1.5 показаны концентрации в воде, извлекаемой из эксплуатационной скважины тетрахлорэтилена (Рис. 1.5а) и перманганата (Рис. 1.5б) при содержании перманганата в закачиваемом растворе 40 мг/л. Как следует из Рис.1.5а, в этом случае полной очистки откачиваемой воды от тетрахлорэтилена до уровня ниже ПДК (0,005 мг/л)

не произойдет, хотя снижение его содержания по сравнению с пластовой водой (0,16 мг/л) будет существенным.

Во втором случае (Рис. 1.6), при концентрации в закачиваемой воде раствора перманганата 60 мг/л откачиваемая вода будет полностью соответствовать требованиям ПДК по тетрахлорэтилену (Рис. 1.6а). На Рис. 1.6б показаны также прогнозируемые остаточные содержания окислителя в откачиваемой воде. Расчеты показали перспективность применения внутрислоевого окисления для очистки подземных вод от тетрахлорэтилена. Однако реальные пластовые условия могут оказаться более сложными и уточнить их можно при проведении полевого эксперимента.

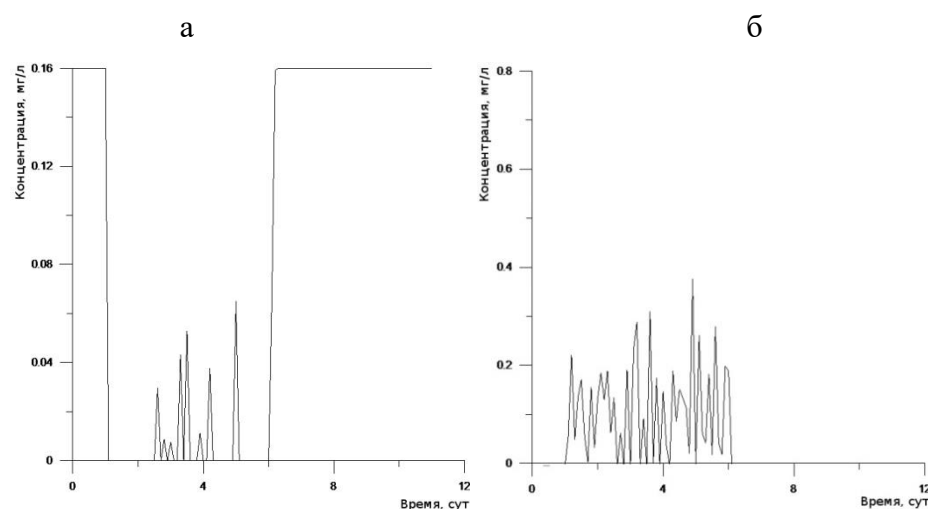


Рис. 1.5 - Содержание тетрахлорэтилена (а) и перманганата (б) в воде, откачиваемой из эксплуатационной скважины при содержании перманганата в закачиваемой воде 40 мг/л

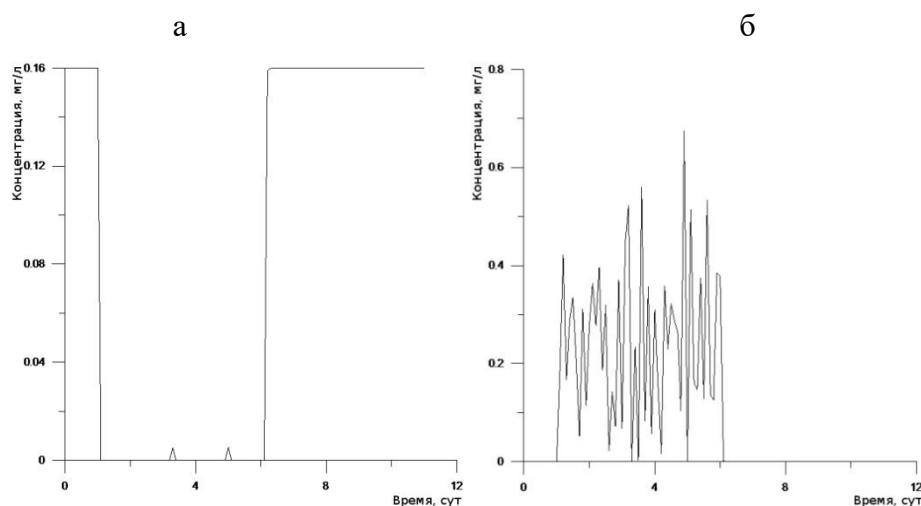


Рис. 1.6 - Содержание тетрахлорэтилена (а) и перманганата (б) в воде, откачиваемой из эксплуатационной скважины при содержании перманганата в закачиваемой воде 60 мг/л

2 ДЕТАЛИЗАЦИЯ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДОНОСНОГО ГОРИЗОНТА В КАРСТУЮЩИХСЯ ИЗВЕСТНЯКАХ (ЗВЕНИГОРОДСКИЙ ПОЛИГОН МГУ ИМЕНИ М.В. ЛОМОНОСОВА)

2.1 Проблемы описания и схематизации геофильтрационной и геомиграционной неоднородности в карбонатных карстующихся породах

В настоящей главе представлено описание результатов исследований структуры проводимости водоносного горизонта в карстующихся подольско-мячковских известняках, в масштабе метров, проводимых на Звенигородском полигоне Московского государственного университета (далее МГУ) имени М.В. Ломоносова, расположенного в окрестностях г. Звенигород Московской области.

Трещиноватые породы, включающие в себя магматические, метаморфические, сцементированные осадочные и карбонатные породы занимают более половины поверхности Земли [48]. Карбонатные породы при этом развиты примерно на 12% общемировой и 35% европейской территорий [26, 55]. По расчетам Г.А. Максимовича [13] на той или иной глубине на них приходится около 25% суши. 25-50% общемировой потребности водоснабжения населения Земли обеспечивается подземными водами из водоносных горизонтов карбонатных пород [30]. В отличие от терригенных трещиноватых пород, в карбонатных происходит растворение/осаждение породообразующих минералов - карстификация. Карстовый процесс обеспечивает изменение водоемкостных и водопроводящих свойств пласта во времени, приводя к сильной неоднородности их распределения.

Процесс карстообразования наблюдается не только в области питания водоносного горизонта, в месте поступления инфильтрующихся вод, но и в отдалении от него или на глубине, где вода по известным представлениям о скорости растворения [20, 41] должна быть в равновесии с минералами карбонатных пород. «Самая сложная проблема в понимании происхождения пещер состоит в том, как учитывать возникновение ненасыщенной воды на значительном расстоянии от поверхности земли» [38]. Предложено несколько объяснений этому феномену:

1. изменения температуры подземных вод [38, 53];
2. смешение разных вод (коррозия смешения) [8, 29];
3. наводнения в поверхностных водотоках или быстрое снеготаяние, вызывающие очень быстрое пополнение ненасыщенной воды [40];
4. образование кислоты по пути течения, например, окисление пирита [6, 40];

5. медленная кинетика растворения минералов карбонатных пород, увеличение пути насыщения, в частности за счет турбулентности [58, 59];
6. резкие изменения растворимости минералов карбонатных пород, являющихся твердыми растворами, по пути течения воды за счет слоистости массива пород [9, 41, 42].

С одной стороны, часть этих процессов и явлений не подтверждается имеющимися данными, или не является достаточной (например, 3, 5), а с другой - часть из них (например, 2, 4) может объяснить карстообразование только в специфических условиях для карбонатных водоносных горизонтов. Авторы считают наиболее всеобъемлющим и подкрепленным расчетами и экспериментальными полевыми данными объяснение 6, не исключая при этом локальное влияние некоторых других процессов, например, образование кислоты вследствие окисления пирита в горнодобывающих районах при облегчении поступления кислорода.

В современной литературе нет согласия не только на тему ведущей концепции карстообразования вдали от областей питания водоносных горизонтов или на значительной глубине, но, следовательно, и того, как именно учитывать неоднородность, возникающую в таких случаях, при изучении и моделировании процессов течения воды и массопереноса в подобных горизонтах [24, 40]. Тем не менее, большинство концептуальных моделей сходится в том, что во время карстификации максимально расширяются те трещины, которые были самыми раскрытыми изначально, так как они пропускают большие количества растворителя-воды. Также можно считать доказанным, что в процессе карстификации вырабатываются каналы, в которых сконцентрированы водопроводящие свойства пласта, и эти каналы при достаточно быстром водообмене увеличиваются до пещер [10, 24, 28, 43, 47].

Описано несколько попыток механически изучить локальную неоднородность в подобных пластах, проводя и обрабатывая опыты в небольших концентрированных кустах скважин [24, 37, 38, 46]. С авторской точки зрения данные работы ограничены, с одной стороны тем, что при их планировании и обработке почти или вообще не учитываются концептуальные и теоретические модели карстообразования, а с другой, различные методы используются отдельно друг от друга. Также данные работы характеризуются высокой сложностью выполнения предложенных опытов и, особенно, предложенных методов их обработки. Целенаправленные исследования такого рода в карбонатных карстующихся породах проводят на полигоне NES (Пуатье, Франция с 2002 г., в известняках [51, 23]), G360 (Гвелф, Канада с 1990-х гг., в доломитах [34]) и на Звенигородском полигоне МГУ (Россия, с 1970-х гг., в известняках) [11, 18, 44].

Целью данной работы является разработка алгоритма применения, модификации и обработки результатов различных методов для построения концептуальной модели фильтрационной неоднородности карбонатного водоносного горизонта на основании разработанной ранее теоретической модели карстификации [9, 41] на примере подольско-мячковского водоносного горизонта в известняках. В результате первичное понимание распространения фильтрационных параметров может быть достигнуто без существенных изменений привычной схемы и методов работ, применяемых при гидрогеологических исследованиях.

2.2 ГЕОЛОГИЧЕСКОЕ СТРОЕНИЕ И КОНЦЕПТУАЛЬНАЯ МОДЕЛЬ ГОРИЗОНТА

Звенигородский специализированный учебный полигон геологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова располагается на территории Звенигородской биологической станции имени С.Н. Скадовского в Одинцовском районе Московской области, приблизительно в 10 км западнее г. Звенигорода, на правом берегу р. Москвы, на ее первой надпойменной террасе. Полигон находится в пределах Московской синеклизы, верхняя часть разреза которой сложена палеозойскими (каменноугольными), мезозойскими (юрскими и меловыми) и четвертичными отложениями. Аллювиальные отложения имеют мощность около 6 м, ниже, до глубины 60 м, залегают подольско-мячковские известняки трещиноватые и кавернозные, органогенно-детритовые с прослоями доломитизированных и включениями кремней.

В пределах полигона пробурено 27 скважин на мячковско-подольский водоносный горизонт. Данные скважины сгруппированы в три куста для наибольшего охвата возможных масштабов изучаемых неоднородностей (рис. 2.1).

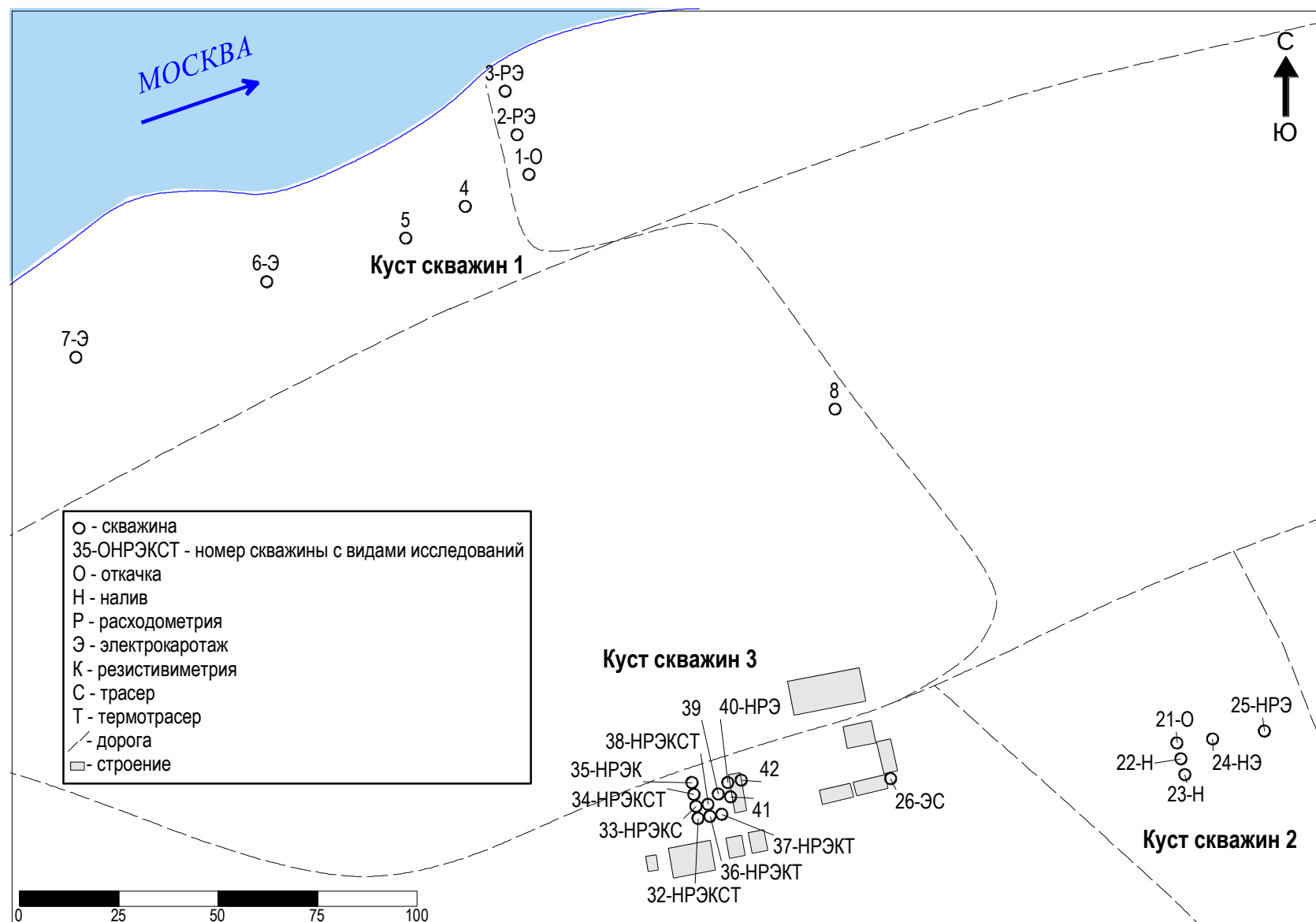


Рис. 2. 1 Схема расположения скважин для изучения подольско-мячковского водоносного горизонта

Описания разреза различных скважин часто плохо согласуются между собой. По результатам электрокаротажа (измерение кажущейся электропроводности) совместно с корреляцией описаний скважин выделяются 16 слоев в интервале глубин 8-50 м, мощностью от 1 до 7 м; основные различия определяются литологическим составом, структурой пористости и трещиноватости пород. Кровля известняков расположена на глубине около 5,5 м на первой террасе и около 8 м на высокой пойме.

Осредненная проводимость пласта уменьшается от 1000-1200 м²/сут в 20-30 м от уреза реки до 400-500 м²/сут на удалении 200 м. Имеется связь с рекой, параметр несовершенства ложа для основного подольско-мячковского водоносного горизонта $\Delta L \approx 250$ м, в русле реки в километре вверх по течению и выше наблюдаются прямые выходы известняков.

Результаты детальных гидрогеологических исследований массивов карбонатных карстующихся пород на основе теоретических разработок [9-11, 43] показывают, что карстовый процесс определяет развитие двух основных элементов водоносного горизонта:

- 1) тонких зон повышенной проницаемости и незначительной, практически нулевой мощности, совокупность которых обеспечивает всю проводимость горизонта;
- 2) толщ слабопроницаемых карбонатных пород мощностью первые метры, гидравлически разобщающих зоны повышенной проницаемости.

Тонкие зоны повышенной проницаемости возникают на контакте слоев карбонатных пород даже при небольших различиях в составе основного минерала - кальцита, что приводит к смещению химического равновесия системы вода-порода при перемещении воды из одного слоя в другой. В большинстве случаев слоистых толщ известняков кальциты представляют собой твердый раствор, чаще всего карбоната магния в карбонате кальция. Например, вариации магнизальности верхнеэйфельских известняков Северного Урала 0,1-4 мол.% обеспечивают изменение произведения растворимости $pL \approx 8,49-8,54$. Этих изменений вполне достаточно для медленного развития карста при переходе воды из слоя в слой и для формирования тонкой зоны закарстованности.

Таким образом, применительно к массиву карбонатных карстующихся пород формируется многослойная система очень тонких водопроводящих зон (непосредственно на контактах слоев пород) и разделяющих слабопроницаемых толщ, имеющих практически неизменную проницаемость и, как и любой водоупор, обеспечивающих перетекание между зонами. Вода, поступающая в зону, движется к области разгрузки подземных вод, обмениваясь перетеканием с соседними зонами, расположенными выше и ниже рассматриваемой.

Тонкие зоны также существенно неоднородны в плане, поскольку представляют собой систему пересекающихся каналов (плоских труб) разного размера и направленности, преимущественно ориентированных по направлениям трещиноватости. Вследствие развития зоны на контакте слоев она не имеет физически определяемой мощности (m , [L]). При бурении зоны не выявляются как некоторые слои особых пород (рис. 2), поэтому они могут характеризоваться как отдельные пласты с проводимостью $T = km$ (k - коэффициент фильтрации, [L/T]) и удельной емкостью пласта nm (n - пористость, [-]). Определение собственно коэффициента фильтрации или пористости тонкой зоны невозможно [9, 18, 47].

В соответствии с вышеприведенной концептуальной моделью неоднородности в толще подольско-мячковских известняков на территории Звенигородского полигона выделяются 7 тонких зон проводимости. Изучение их свойств в плане затруднено недостаточной возможностью их изоляции друг от друга одновременно в стволах всех скважин. В результате этого при наливах или трасерных испытаниях одна из зон всегда будет «задавливать» другие вследствие неравномерности передачи напора и перетекания по стволам скважины. Иными словами, в каждой наблюдательной скважине будет основная зона, напор в которой в процессе эксперимента поднялся сильнее, чем напор в остальных зонах, и вода по стволу скважины будет поступать из основной зоны (микрооткачка) в соседние (микроналив) через ствол скважины [12]. В данной работе часть исследований сделана для двух наиболее водопроводящих зон, в дальнейшем плановая неоднородность изучалась преимущественно на их примере.

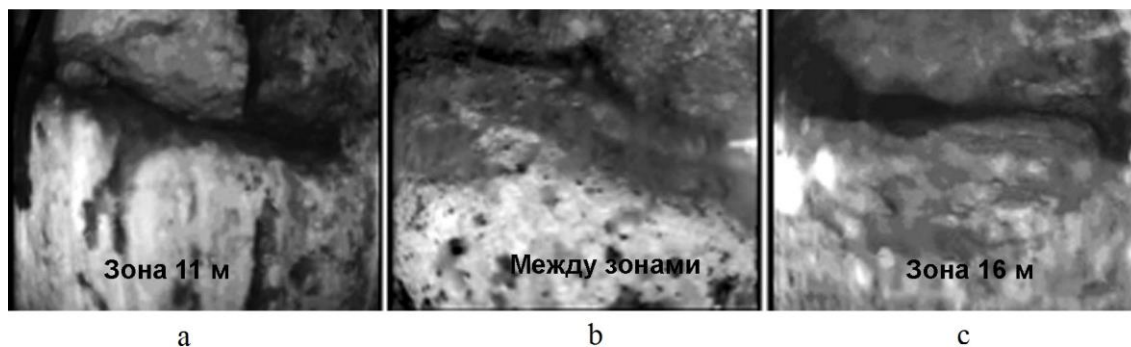


Рис. 2.2 Фотографии стенок скважины 38: а, с - тонкие проницаемые зоны, b - трещина, не являющаяся зоной

2.3 Методы исследований

Для обоснования параметров математических моделей, с учетом сложной структуры проводимости, предложен набор полевых методов с последующим комплексированием результатов их обработки. Приведены результаты исследований методами, позволяющими охарактеризовать неоднородность горизонта: электрокаротаж, расходометрия, резистивиметрия, перекрестные откачки, перекрестные наливы термотрасера.

Электрокаротаж (кажущаяся электрическая проводимость)

Метод использовался для расчленения разреза, поиска границ литологических разностей и корреляции разрезов скважин. Была применена 4-х электродная симметричная схема на переменном токе с получением сигнала в виде измеряемой электрической проводимости (рис. 2.3). Использовался кондуктометр переменного тока «Эксперт-002» с записью результатов в компьютер. Зонды симметричные AMNB, с расстоянием АВ 1 м и MN 0,1 м. Параметры зонда определены экспериментами с различными базами АВ и размещением приемных электродов MN. Измерения сделаны в 13 скважинах одинаковой конструкции с открытым стволом в подольско-мячковском водоносном горизонте. Несмотря на сильные различия описаний скважин, метод показал четкую сходимость результатов по всем скважинам.

Расходомерия

Расходомерия является одним самых значимых и точных методов гидрогеологического каротажа [3]. Методика проведения опыта определяется теоретическими предпосылками формирования проницаемости пород, в данном случае карстовым процессом - чередованием тонких зон проводимости и слабопроницаемых разделяющих толщ [18, 44]. Диаметр ствола скважины зависит от способа бурения и способности пород к разрушению и не является постоянным по глубине, вследствие этого обычная методика измерения расходов по стволу скважины в зависимости от глубины в фиксированных точках не дает положительного результата (рис. 2.3).

Измерения проводились расходомером турбинного типа РЭТС-2, имеющим скважинные снаряды ПС-56 и ПС-70м, центрируемые по оси скважины, но не перекрывающие ствол. Таким образом, расходомер четко фиксирует расход, проходящий через канал скважинного прибора. Для определения расхода через все сечение ствола используются тарировочные кривые, входящие в комплект поставки. Для перехода от расхода через канал прибора к расходу через ствол скважины необходима ее кавернограмма. Использовался каверномер КМ-2 с тарировкой по кольцам известного размера после записи каждой кавернограммы, так как настройка всей измерительной цепи меняется в зависимости от условий опыта. Запись результатов кавернометрии и расходомерии велась каротажным аналоговым или цифровым регистраторами.

Методика выполнения опыта определялась изменчивостью диаметра ствола скважины по глубине (рис. 2.3). При длине рабочего канала прибора 25-30 см резкие изменения диаметра ствола происходят на соизмеримом длине участке ствола. Поэтому

использовалась методика первоначального выделения проницаемых зон динамической расходометрией, заключающейся в опускании расходомера с постоянной скоростью при подаче в скважину воды с известным расходом (налив). После этого на кривой записи вращения крыльчатки расходомера (рис. 2.2) определялись места резкого изменения частоты вращения. Далее проводилась статическая расходометрия, заключающаяся в выборе по кавернограмме мест гладкого ствола между проницаемыми зонами и измерения в них частоты вращения крыльчатки с вычислением расхода по стволу скважины по тарифовочным зависимостям.

Определение доли проводимости пласта, обеспечиваемой данной тонкой проницаемой зоной, проводилось построением статической расходограммы по измеренным расходам. Сокращение расхода после прохождения потоком проницаемой зоны по отношению в подаваемому в скважины расходу определяет долю проводимости зоны с точностью измерения расходов.

Дополнительно сделана попытка определения расхода по стволу скважины непосредственно из результатов динамической расходометрии (рис.2.3). Для этого написана программа, включающая селективные фильтры, изменяющиеся в зависимости от частоты вращения крыльчатки. Верхние прямолинейные участки являются осреднением нескольких оборотов вследствие наличия турбулентности потока - локально переменных скоростей и направлений. Далее осуществляется выделение последовательности сигналов, соответствующих одному обороту, и характерных точек, которые определяют направления вращения крыльчатки. После этого определяется частота вращения крыльчатки за вычетом частоты вращения в неподвижной воде (в данном случае глубины более 35 м), и с помощью кавернограммы вычисляются расходы по стволу скважины. Кавернограмма также сглаживается соответствующим фильтром на основании существования теневых зон потока при резких локальных расширениях ствола. Результат всех опытов и выделенные тонкие зоны показаны на рис. 2.3. Интервалы глубин, в которых находятся тонкие зоны, определены по нескольким опытам расходометрии скважины в статическом и динамическом вариантах с учетом кавернометрии и резистивиметрии. Автоматическая разборка динамической расходограммы пока еще не имеет достаточной чувствительности для выделения зон с небольшими значениями проводимости.

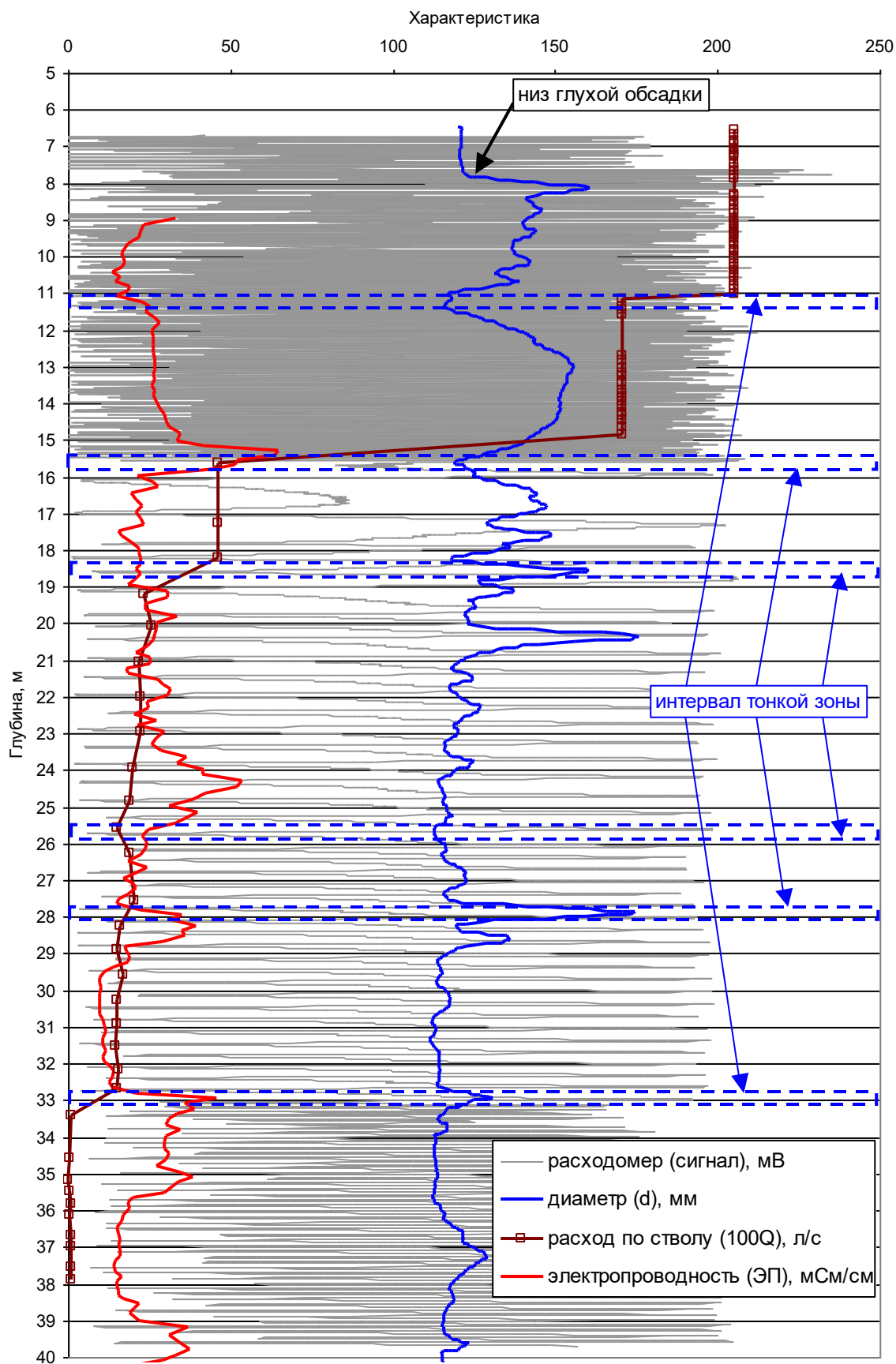


Рис. 2.3 Совмещенный график динамической расходомерии (сигнал крыльчатки ПС-70м) при наливе, кавернометрии (диаметр ствола скважины), регистрируемой электропроводности (симметричный зонд АВ = 1 м, NM = 0,1 м) и расхода по стволу скважины (100 Q - увеличен в 100 раз) по результатам автоматической обработки в скв. 33. Синие пунктирные прямоугольники - тонкие проницаемые зоны

Резистивиметрия скважин

Цель опыта - выделение положений тонких проницаемых зон и скоростей фильтрации в них. Метод разработан Н.А. Огильви и Д.И. Федоровичем [16], состоит в первоначальном засолении воды в стволе скважины и слежением во времени за изменением солености раствора за счет поступления чистой воды естественного потока и выноса соленой. Метод успешно работает в породах невысокой проницаемости и без перетекания по столу скважины [2, 14]. В описываемом случае скорости фильтрации достаточно высокие, и существует слабое перетекание по стволам скважин вследствие структуры проводимости горизонта в виде чередования тонких зон проводимости и толщ слабопроницаемых известняков. Данные по резистивиметрии скважин [2] показывают возможность определения глубин зон или трещин повышенной проницаемости и в такой ситуации. В представленном исследовании предпринята попытка определения скорости фильтрации в тонких зонах закарстованности.

Для опыта использовался кондуктометр «Эксперт-002» с частотой измерений 1 с и записью результатов. Одновременно фиксировались электропроводность, температура и время. Дистанционный датчик производил измерения в замкнутом электрическом поле за счет конструкции - питающий электрод А имеет форму внешнего экрана-корзинки, «прозрачной» для потока воды, внутри которой располагается другой питающий электрод В и измерительные М и N (рис. 2.4). Коэффициент датчика для приведения к удельной электропроводности не учитывался, так как использовался один датчик.

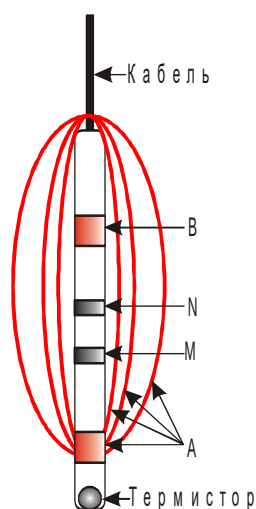


Рис. 2.4 Датчик резистивиметрии

Далее производился первый опыт в традиционной постановке. Предварительно выполнялась регистрация фоновых значений электропроводности по стволу скважины.

Ствол засаливался троекратным протягиванием трикотажного мешка с солью, после чего каждые 3-5 минут снизу-вверх протягивался датчик электропроводности со скоростью около 0,2 м/с. Результаты выносились на график зависимости электропроводности раствора от глубины для каждой протяжки датчика (рис. 2.5). Очевидно, скорость изменения солёности превосходит скорость измерений, но при этом выделяются проницаемые тонкие зоны, и есть возможность определения скорости течения по стволу скважины. Увеличение скорости перемещения датчика и частоты протяжек приводит к увеличению перемешивания раствора, что нежелательно.

Скорость перетекания по стволу скважины определялась по модели вытеснения одного раствора другим. Основным процессом является конвективный перенос за счет движения воды, осложненный гидродинамической дисперсией за счет профиля скоростей, переменного диаметра ствола скважины по вертикали и локальных нелинейностей потока. В качестве фронта вытеснения использовалась средняя между максимумом и минимумом концентрация соли на каждую протяжку датчика. Полагалось, что скорость перетекания по стволу скважины равна скорости перемещения фронта вытеснения.

Второй опыт выполнялся для каждой зоны в отдельности с непрерывным перемещением датчика вверх и вниз. Измерения проводились каждые 20 с. На рис. 6 показан график обработки опыта по уравнению [14].

$$\ln \frac{C^0 - C_0}{C - C_0} = \frac{4v}{\pi p d} t = At; \quad v = 0,25 A \pi d; \quad p = 0,5, \quad (2.1)$$

где C_0 , C^0 и C - концентрации соли в природной воде, после засоления и текущая d - диаметр скважины; t - время от конца засоления скважины; p - коэффициент сжатия потока в скважине. Коэффициент сжатия выбран равным 0,5 - скважина захватывает поток шириной $2d$. Обработка проводится по максимумам кривой, соответствующим прохождению датчиком места тонкой зоны. Точная установка датчика на глубину зоны, что подразумевает отклонение не более сантиметра, практически нереальна. При увеличении размеров датчика измерения не будут точно соответствовать зоне.

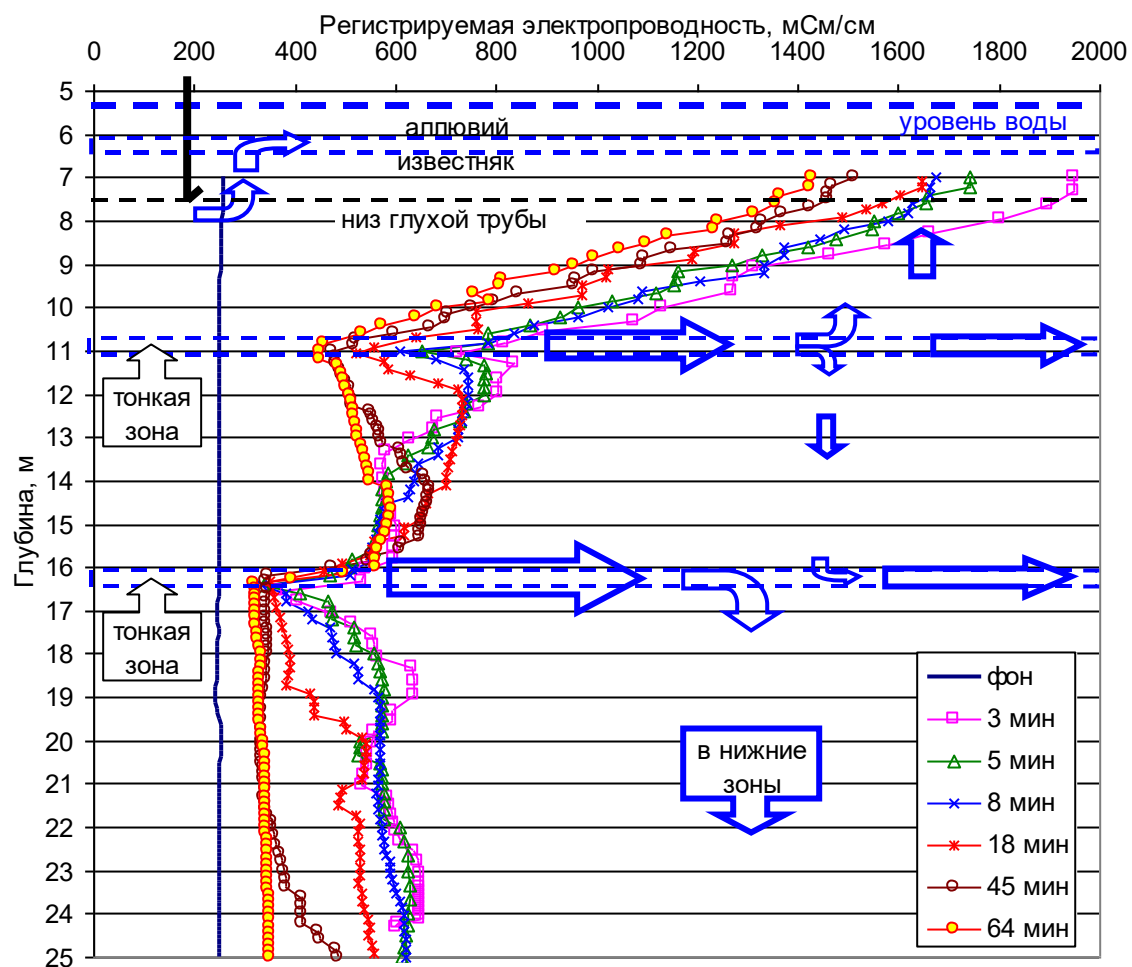


Рис. 2.5 Резистивиметрия скважины 33 в интервале 7-25 м. Стрелки - потоки в стволе скважины, синие пунктирные прямоугольники - тонкие проницаемые зоны, цветными линиями соединены точки измерений при одной протяжке резистивиметра, 8 мин - измерения на время 8 минут от конца засоления до начала протяжки датчика

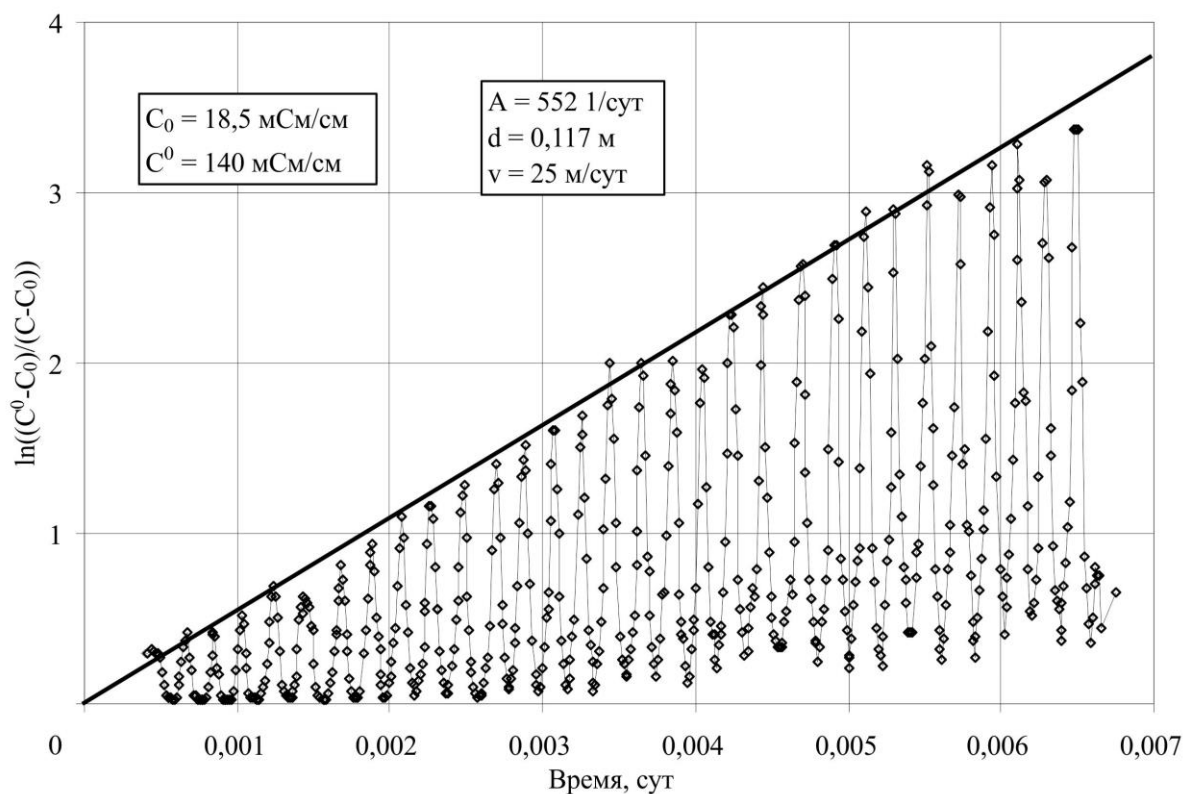


Рис. 2.6 Обработка резистивиметрии при постоянном перемещении датчика по стволу скважины 37 для тонкой зоны на глубине 16 м, идентификаторы согласно уравнению (1)

Мелкомасштабные перекрестные опытные наливывы

На кусте 3 была проведена серия опытных наливов попеременно в каждую скважину с регистрацией повышения уровня S в остальных скважинах. Целью этих опытов являлось определение вариаций проводимости водоносного горизонта в зависимости от места проведения налива. Предполагалась разная степень связи тонких зон со стволом скважины (совершенство по характеру вскрытия зоны) вследствие переменной проводимости. В результате получены графики, соответствующие неограниченному изолированному пласту (рис. 7), описываемые уравнением Тейса в квазистационарном режиме, что позволяет использовать метод Джейкоба для определения параметров [21]

$$S = \frac{Q}{4\pi T} \ln \frac{2,25at}{r^2} \rightarrow \frac{S}{Q} = \frac{0,183}{T} \lg \frac{2,25a}{r^2} + \frac{0,183}{T} \lg t = A + B \lg t, \quad (2.2)$$

где Q - дебит налива, L^3T^{-1} ; T - проводимость пласта, L^2T^{-1} ; a - пьезопроводность, L^2T^{-1} , r - расстояние до точки измерения, L ; t - время, T . После налива проводилось восстановление уровня, по которому также определялись искомые параметры. На рис. 2.7 показан эффект асимметрии результатов по паре скважин 32 и 33 - расчетная проводимость при наливе в скв. 33 с наблюдениями в скв. 32 в полтора раза больше, чем в обратном варианте.

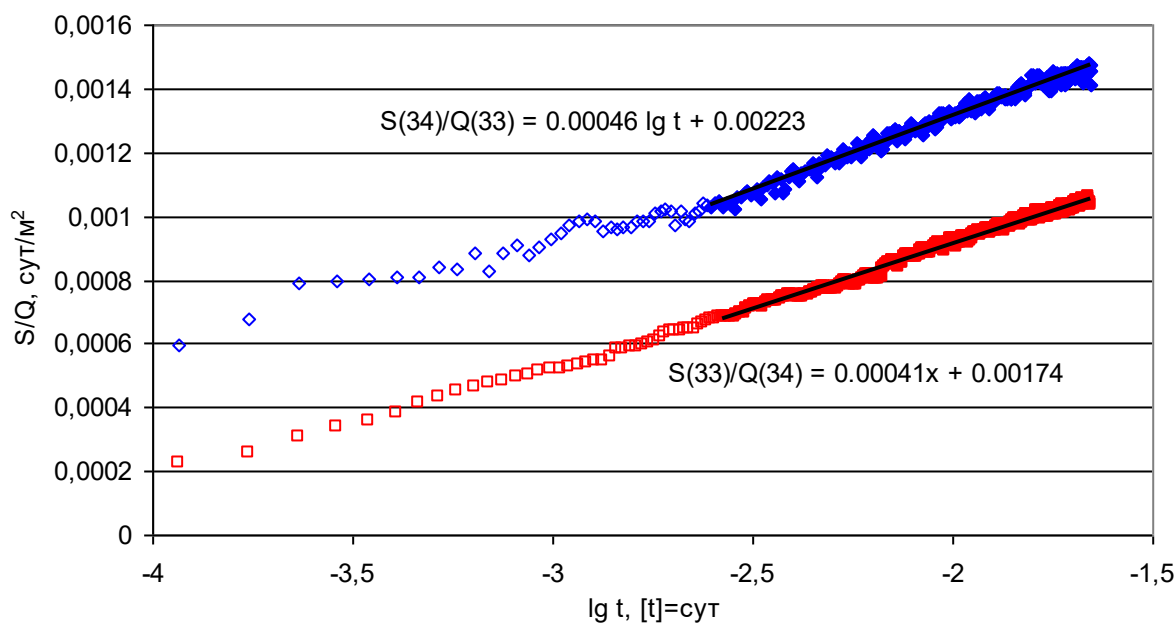


Рис. 2.7 Сравнение графиков временного прослеживания повышения уровня в наблюдательной скважине с коррекцией на различие дебита при перемене ролей (центральная/наблюдательная) в паре скважин 33 и 34 на расстоянии 3 м

Перекрестные наливывы термотрасера

Для определения плановой неоднородности удельной емкости проницаемой зоны на глубине 16 м на территории куста скважин 3 был использован термотрасер. Применение электролитического трасера для быстроизменяющихся значений регистрируемого параметра - концентрации соли - в данном опыте невозможно вследствие длительности времени стабилизации регистрируемого сигнала. В качестве термотрасера использовалась речная вода, имеющая температуру, отличную от пластовой. Регистраторами служили терморезисторы с малой инерционностью. Измерения осуществлялись автоматически с помощью специально разработанной системы непрерывного опроса терморезисторов, расположенных в центральной и в пяти наблюдательных скважинах с частотой 13 измерений в секунду (75 мс на одно измерение). Выходные кривые строились для безразмерной температуры

$$\theta = \frac{T - T_{\text{зоны}}}{T_{\text{реки}} - T_{\text{зоны}}} \quad (2.3)$$

где T , $T_{\text{реки}}$ и $T_{\text{зоны}}$ - температуры текущая, максимальная воды реки и начальная воды тонкой зоны. Выходные кривые $\theta \div t$, зарегистрированы в наблюдательных скважинах в зоне на глубине 16 м при наливыве термотрасера в ту же зону в скважине 32.

Использованы шесть скважин куста 3. По техническим причинам налив в скважину 33 не проводился. Нижний срез трубы, подающей трасер, опускалась на глубину проницаемой зоны 16 м, которая имеет в среднем наибольшую проводимость из всех зон. Дебит налива Q выдерживался постоянным и составлял 4,1 л/с или 355 м³/сут. Такой достаточно большой дебит выбран для исключения в области испытаний влияния естественного потока подземных вод. После проведения каждого налива восстанавливалась температура пластовой воды включением откачки из скважины 1 куста 1 с дебитом около 30 л/с в течение нескольких часов. Контроль восстановления температуры велся по терморезисторам, остававшимся в скважинах.

Обработка проводилась по упрощенной схеме радиального потока без учета гидродинамической дисперсии и отвода тепла в породы, полагая фронт вытеснения речной водой пластовой воды соответствующим средней температуре этих вод. Время прихода фронта $t_{0,5}$ в наблюдательную скважину, расположенную на расстоянии r , определялось по графику $\theta \div t$, как соответствующее безразмерной температуре $\theta/2$. Рассчитывался комплексный параметр - удельная емкость проницаемой зоны nm , так как отдельно мощность зоны не может быть оценена. Для расчета использовалась формула [10]

$$Qt_{0,5} = \pi r^2 nm \rightarrow nm = \frac{Qt_{0,5}}{\pi r^2}, \quad (2.4)$$

где $t_{0,5}$ время прихода фронта в наблюдательную скважину на расстоянии r от центральной. Дебит поглощаемый зоной Q определялся по доле проводимости зоны в центральной скважине, определенной при проведении расходомерии этой скважины.

2.4 Результаты и их обсуждение

Сопоставление разреза и положений зон

Измерение кажущейся электропроводности пород вдоль ствола скважины позволяет четко коррелировать литологические разности известняков, несмотря на сильные различия в геологическом описании скважин, и выделить единые границы (подошву и кровлю) слоев. При дальнейшей расходомерии скважин в водоносном горизонте известняков выделяются 7 тонких проницаемых зон, которые совпадают с геологическими границами слоев. Относительная проводимость каждой зоны - доля проводимости зоны от общей проводимости горизонта в данной скважине - для всех скважин приведена в табл. 2.1. Видно, что относительная проводимость сильно меняется для разных зон и для разных скважин, подтверждая теоретическую структуру проводимости.

Таблица 2.1 Относительная проводимость тонких проницаемых зон (0 - значение менее 0,005)

Зона	Скв. 32	Скв. 33	Скв. 34	Скв. 35	Скв. 36	Скв. 37	Скв. 38	Скв. 39
Элювий	0,39	0	0,02	0,02	0,02	0,1	0,25	0,05
11 м	0,21	0,10	0,22	0,06	0,49	0,30	0,50	0,45
16 м	0,33	0,67	0,40	0,26	0,33	0,05	0,05	0,10
18 м	0	0,12	0,08	0,12	0,04	0	0,05	0,10
26 м	0,05	0,02	0,04	0,12	0,03	0,30	0,05	0,05
28 м	0,02	0,02	0	0,01	0,02	0,25	0	0,10
33 м	0	0,07	0,24	0,4	0,07	0	0,10	0,15
42 м	-	-	-	0,01	-	-	-	-

С помощью расходомерии и резистивиметрии хорошо выделяются две самые закарстованные проницаемые тонкие зоны на глубинах 11 и 16 м. Положительными сторонами этого опыта является его минимальные трудозатраты, легкость исполнения. Данный комплекс работ позволяет быстро определить глубины зон и рассчитать скорость и расход потока перетекания по стволу скважины. Последнее важно для скоростей течения, величины которых ниже чувствительности часто используемого расходомера турбинного типа (в наших опытах РЭТС-2). Результаты определения скоростей фильтрации для зоны на глубине 11 м для скважин куста 3 показаны на рис. 2.9. Значения различаются в два раза, кроме скв. 34, показавшей минимальную скорость фильтрации, что, возможно, связано с изменением условий фильтрации за счет влияния откачки из удаленной скважины 1.

Проводимость водоносного горизонта

Результаты определения проводимости по каждому кустовому наливу приведены в табл. 2.2. Расход налива распределялся по зонам пропорционально их относительным проводимостям, хотя преимущественно поступал во вторую (11 м) и третью (16 м) зоны. Рассчитанные проводимости горизонта показывают наилучшую связь с зонами у скважины 32 - средняя проводимость по наблюдательным скважинам $560 \text{ м}^2/\text{сут}$, наихудшую у скважины 33 - средняя проводимость по наблюдательным скважинам $400 \text{ м}^2/\text{сут}$ при том, что расстояние между скважинами 32 и 33 составляет всего 3 м. По реакции наблюдательных скважин выделены условные линейные области низких проводимостей. Выделены области хорошей связи между скважинами (рис. 2.6). По всему кусту 3 максимальная проводимость ($608 \text{ м}^2/\text{сут}$) больше минимальной ($372 \text{ м}^2/\text{сут}$) в 1,6 раз. Однозначно интерпретировать эти элементы как характеристики зон или системы зоны-совершенные скважины пока невозможно.

Очевидна асимметрия результатов в парах скважин: при использовании каждой скважины как центральной и как наблюдательной по очереди полученные проводимости не сходятся вследствие различий степени связи стволов скважин с наиболее проводящими зонами. Например, в паре скважин 33-34 (рис. 9) различия в 1,15 раз.

Таблица 2.2 Матрица результатов аналитического расчета параметров проводимости T в м²/сут

		№ Наблюдательной скважины							
		32	33	34	35	36	37	38	40
№ Центральной скважины	32	-	608	549	561	532	522	570	517
	33	416	-	394	399	384	372	424	385
	34	507	624	-	536	468	534	481	481
	35	427	457	531	-	410	401	393	427
	36	423	430	421	437	-	518	420	450
	37	480	424	454	420	466	-	427	442
	38	464	454	473	474	440	435	-	425
Минимум 372; Максимум 624; Среднее 463									
Расходы наливов с вычетом расхода уходящего в элювий (табл. 2.1)									
		32	33	34	35	36	37	38	40
№ Центральной скважины	32	-	371	335	342	325	318	348	315
	33	416	-	394	399	384	372	424	385
	34	497	612	-	525	459	523	471	471
	35	418	448	520	-	402	393	385	418
	36	415	421	413	428	-	508	412	441
	37	432	382	409	378	419	-	384	398
	38	348	341	355	356	330	326	-	319
Минимум 315; Максимум 612; Среднее 406									

Удельная емкость проницаемой тонкой зоны

Методами, построенными на расходомерии и резистивиметрии, были выделены зоны повышенной проводимости в каждой скважине. Для каждой наблюдательной скважины при запуске термотрасера существует самая проводящая зона, лучше всего связанная с центральной, из которой в режиме наблюдательной скважины происходит микрооткачка в ствол, практически блокируя остальные зоны микроналивами из ствола.

Вследствие этого идет переток по стволу скважины из зоны с самым высоким напором в зоны с более низкими напорами [12]. Данный феномен позволяет добиться возможности исследования одной наиболее проводящей зоны без физической изоляции, в нашем случае это тонкая зона на глубине 16 м.

На рис. 2.8 приведены значения удельных емкостей зоны на 16 м по результатам наливов термотрасера для пяти проведенных экспериментов на данном кусте скважин 3. В целом выделяется линейная зона низких удельных емкостей, направления С-Ю. По-видимому, это полоса повышенной проводимости зоны. Восточнее находится область пониженной проводимости, имеющая примерно то же направление. Скорее всего, дальше опять существует полоса повышенной проводимости, регистрируемая одной скважиной. Размер неоднородности в плане соизмерим с расстояниями между скважинами (3 м), при этом существует плановая анизотропия проводимости зоны. Из рис. 2.8 видно, что наибольшая удельная емкость и, соответственно, наименьшая скорость миграции зарегистрирована в скв. 36 и 38.

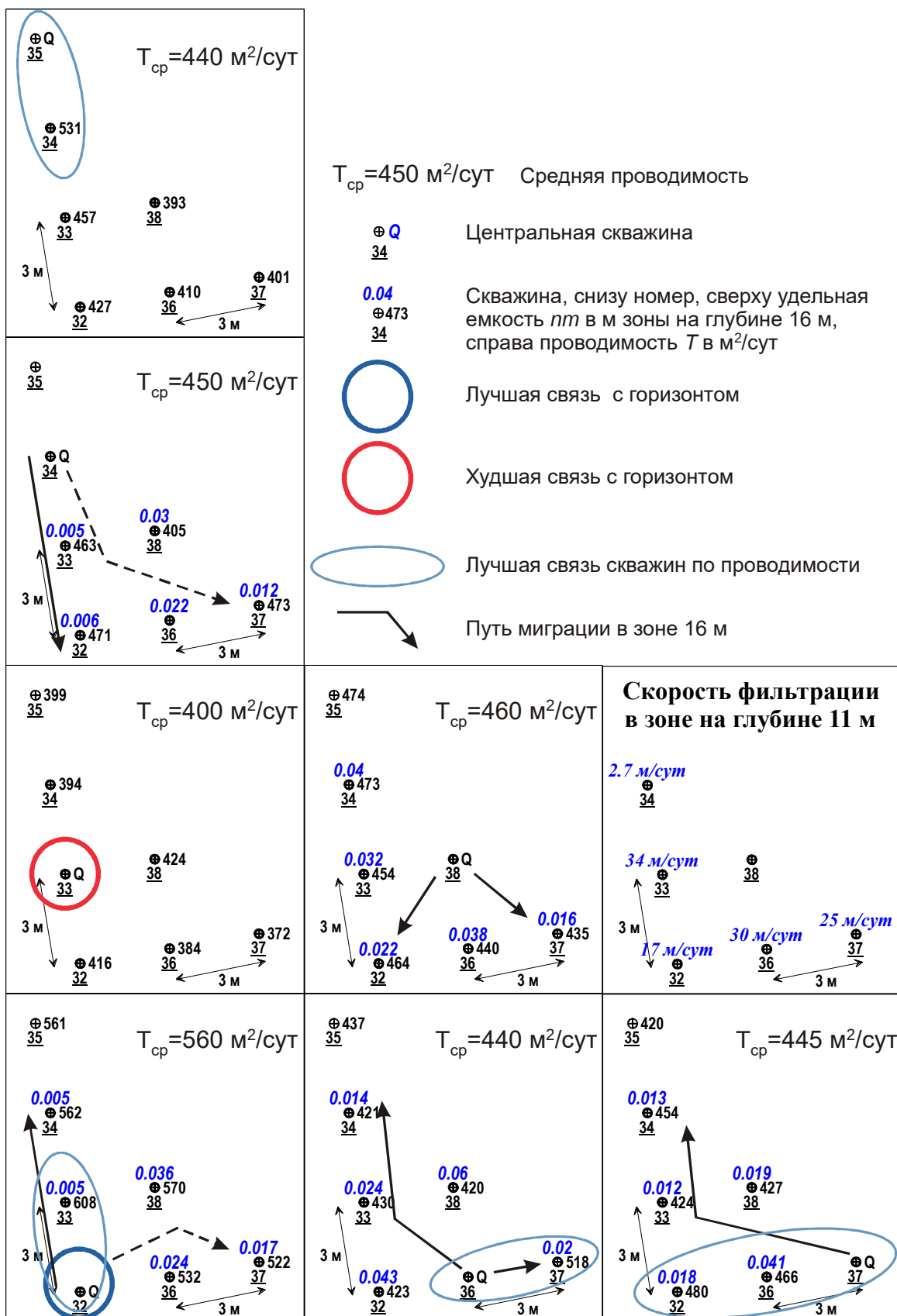


Рис. 2.8. Сравнение результатов опытных перекрестных опытных наливов на всю мощность пласта и термотрасера в зону 16 м. Скорость фильтрации в зоне на глубине 11 м при откачке из скважины 1 на расстоянии 165 м от центра куста (скв. 38)

Выводы по главе 2

Основные теоретические результаты работы за 2019 год показали, что вертикальная неоднородность проницаемости водоносного горизонта представлена в виде тонких зон, к которым приурочена вся проводимость пласта карбонатных пород. Между зонами расположены слабопроницаемые толщи мощностью первых метров и соизмеримые с мощностью одного-двух слоев различных известняков. Тонкие зоны образуются в результате карстового процесса и представляют собой сеть взаимосвязанных в плане плоских труб различного гидравлического сечения. Основными гидрогеологическими параметрами зон, отвечающими за миграцию воды и загрязнений, является их проводимость km и удельная емкость nm , где m - мощность зоны. Отдельное определение коэффициента фильтрации k и пористости n зоны невозможно, так как мощность зоны является неизмеряемой величиной.

Стандартные методы полевых исследований и, в особенности, стандартные алгоритмы их обработки концептуально не подходят для характеристики подобных неоднородных систем. С другой стороны, невозможно ожидать широкого распространения специально разработанных методов в практике полевых гидрогеологических исследований. Предложен алгоритм применения и обработки комплекса известных стандартных методов, позволяющий получить качественную и количественную информацию о распределении фильтрационных и миграционных параметров подобных трещиновато-карстовых систем. Представленный комплекс методов был применен для подтверждения теоретических представлений о формировании проводящих тонких зон закарстованности в карбонатных пластах на примере мячковско-подольского водоносного горизонта на территории Звенигородского учебного полигона МГУ имени М.В. Ломоносова.

Были использованы, модифицированы и разработаны следующие методы:

- детальный электрокаротаж - измерение кажущейся электропроводности пород по 4-х электродной схеме для четкого определения контактов слоев различных литологических разностей и для корреляции разрезов скважин;
- расходометрия скважин в комбинированном варианте динамического (непрерывная запись сигнала) и статического (измерения на фиксированных глубинах) опытов, сопровождаемая кавернометрией;
- резистивиметрия для обнаружения тонких зон (обычная методика) и перетеканий по стволу скважины с дополнительными опытами для определения высоких скоростей фильтрации в тонких зонах «непрерывной» протяжкой датчика в интервале зоны;

- перекрестные кустовые наливов с регистрацией напоров в стволах скважин для определения неоднородности распределения проводимости пласта в целом и отдельных зон;
- перекрестные кустовые наливов термотрасера, позволяющего проводить быструю регистрацию сигнала в наиболее проводящей зоне, для выявления неоднородности распределения удельной емкости зон.

Выявленная канальная структура проводимости зоны подтверждает теоретические разработки формирования закарстованности известняков с системами трещин неодинакового раскрытия во время их образования.

Важным практическим результатом является постановка проблемы достоверности параметров водоносного горизонта, получаемых при опытных работах, в зависимости от связи ствола центральной скважины с наиболее проницаемыми зонами. По результатам однотипных опытов на небольшой территории (около 40 м²) обнаруживаются различия проводимости водоносного горизонта до полутора раз в зависимости от выбора центральной скважины. Это подтверждается своего рода асимметрией или различием определенных параметров в парах скважин при смене их ролей (центральная - наблюдательная). Для удельной емкости зоны эти различия еще больше, значения отличаются иногда на порядок в зависимости от выбора пары скважин (центральная - наблюдательная).

3 РАЗМЕР ЗОНЫ САНИТАРНОЙ ОХРАНЫ ВОДОЗАБОРНОЙ СКВАЖИНЫ В СЛОИСТО-НЕОДНОРОДНОМ ПЛАСТЕ

3.1 Зоны санитарной охраны

Зоны санитарной охраны (ЗСО) водозаборов подземных вод определяются регламентом, установленным СанПиН 2.1.4.1110-02 «Зоны санитарной охраны источников водоснабжения и водопроводов питьевого назначения». Для выделения этих зон II и III поясов главным критерием является время движения загрязнения от границ этой зоны до водозаборного сооружения. Так для II пояса — это время движения микробного загрязнения, принимаемое для недостаточно защищенных с поверхности целевых водоносных горизонтов равным 400 суток. Для III пояса – это время движения химического загрязнения равное расчетному сроку эксплуатации водозабора. Для расчета пространственного положения границ этих зон используются аналитические и численные методы, основанные на интегрировании уравнений для скоростей движения нейтральных частиц в потоке подземных вод, фильтрационное поле которого определяется суперпозицией скоростей естественного потока с возмущением, накладываемым на него отбором подземных вод. Теоретические основы аналитических методов расчета ЗСО заложены в работах школы инженерной гидрогеологии института «ВНИИ ВОДГЕО» [17].

Численные методы используют метод обратной трассировки частиц в конвективном потоке подземных вод и для случая, когда поле скоростей фильтрации задано аналитически [5] или получено в результате численного решения задачи геофильтрации [31]. При применении и аналитического и численного подхода, основанных на единственном поле скоростей, полученном в результате решения прогнозной геофильтрационной задачи, рассчитывается единственная конфигурация ЗСО для каждого из поясов. Эта конфигурация отвечает некоторому однородному либо неоднородному пространственному полю геофильтрационных параметров, полученных по данным опробования и (или) решения обратной задачи. При этом в модели водозабора при расчетах скоростей фильтрации не учитываются возможные вариации границ ЗСО за счет локальной геофильтрационной неоднородности.

Для учета влияния вариаций поля скоростей за счет локальной неоднородности не заданных явно в геофильтрационной модели для расчета ЗСО может применяться конвективно-дисперсионный подход, в котором не учтенные в поле скоростей их

локальные вариации включены в дисперсионный член уравнения миграции. Уравнение конвективно-дисперсионного переноса при этом решается в поле скоростей с водозаборными скважинами (стокам) моделируемыми как источники, а затем строится поле концентраций условного нейтрального мигранта от этих источников на заданный момент времени [7] и рассчитывается размер ЗСО по изолинии заданной малой концентрации. Недостатки этого подхода связаны с тем, что стохастическая теория дисперсии позволяет оценить постоянную величину параметра дисперсивности только в том случае, когда размеры локальных элементов неоднородности, влияющих на поле скоростей в разы меньше характерного расстояния переноса. Особенно это может быть актуально для границ второго пояса, характерные расстояния до которых могут составлять сотни метров, что соизмеримо с характерными размерами полевой неоднородности коэффициентов фильтрации. В этом случае задание на модели расчетных параметров дисперсии затруднено, так как они еще зависят от времени и расстояния переноса [7].

В рамках конвективного подхода влияние геофильтрационной неоднородности на размеры ЗСО может быть оценено в рамках вероятностно подхода. Сущность этого подхода связана с многократным условным геостатистическим моделированием полей коэффициентов фильтрации (проводимости) с последующим решением для всех этих полей геофильтрационной задачи и обратной трассировки частиц для каждого полученного поля скоростей. Затем результаты трассировок для всех полей скоростей обрабатываются статистически и границы ЗСО устанавливаются использованием усредненной по всем трассировкам картины и отклонениям от нее [34]. Данный подход свободен от сложностей расчета дисперсионного тензора, однако в нем необходимо обоснование и построение геостатистической модели изменчивости поля коэффициентов фильтрации [1], что требует достаточного количества исходных данных для построения вариограмм по направлениям и последующего условного геостатистического моделирования.

В практике прикладных гидрогеологических исследований часто приходится сталкиваться с обоснованием ЗСО в водоносных пластах флювиального генезиса. В таких пластах в связи с особенностью их осадконакопления отличительной чертой геофильтрационной неоднородности является слоистая структура проницаемости, проявляющаяся в том, что характерный вертикальный масштаб изменчивости коэффициента фильтрации на порядки меньше, чем горизонтальный. В частности, в таких условиях оказывается, что в течение достаточно длительного времени для анализа миграции загрязнения в районе скважины можно рассматривать теоретическую модель послойного переноса [22]. В связи с этим целью настоящей работы является анализ влияния вертикальной фильтрационной неоднородности на формирование ЗСО в слоисто-

неоднородном по проницаемости водоносном пласте. В качестве основной теоретической модели геофильтрационной неоднородности при этом анализе будет использовано случайное стационарное поле нормально распределенных логарифмов коэффициентов фильтрации. Пространственная автокорреляция логарифма коэффициента фильтрации анизотропна и характеризуется двумя типичными масштабами – вертикальным λ_v и горизонтальным - λ_h , причем $\lambda_v < \lambda_h$. Именно такая геостатистическая модель обычно достаточно хорошо описывает данные о геофильтрационной неоднородности флювиальных отложений [1].

3.2 Скважина без естественного потока подземных вод

Пусть одиночная водозаборная скважина, работает в неоднородном пласте мощностью m с локальным коэффициентом фильтрации, меняющемся по глубине $k=k(z)$ в случае, когда градиент естественного потока подземных вод пренебрежимо мал. Пусть логарифм коэффициента фильтрации $Y=\ln k$ водоносного пласта распределен по нормальному закону $f(Y)$ с параметрами:

$$M(Y) = \bar{Y}; \text{var}(Y) = \sigma^2 \quad (3.1),$$

а пространственная автокорреляция $Y(x)$ описывается анизотропной корреляционной функцией, такой что $\lambda_h / \lambda_v \rightarrow \infty$. Такая модель геофильтрационной неоднородности описывает неоднородный водоносный пласт, коэффициент фильтрации которого зависит только от вертикальной координаты.

Как известно, скорость фильтрации при работе скважины в стационарном или квазистационарном режиме в изолированном пласте, в котором выполняется предпосылка Дюпюи о постоянстве напоров по вертикали, равна [17]:

$$v_r(z) = k(z) \frac{\partial S}{\partial r} = \frac{k}{r} \frac{Q}{2\pi T} \quad (3.2)$$

Соответственно, радиус конвективного переноса за заданное время t для пласта, имеющего постоянную в плане и разрезе активную пористость n определяется как:

$$\frac{dr(z)}{dt} = \frac{v(z)}{n} = \frac{k(z)}{n} \frac{Q}{2\pi T} \frac{1}{r}$$

$$\int_0^{R(z)} r dr = \frac{k(z)}{n} \frac{Q}{2\pi T} t; R(z) = \sqrt{\frac{k(z)}{n} \frac{Q}{\pi T} t} \quad (3.3)$$

Из выражения (3.3) следует, что радиус переноса в каждом вертикальном сечении пласта зависит от величины коэффициента фильтрации в нем. В случае если мощность пласта m на порядок и более превышает вертикальный масштаб корреляции, то выражение для математического ожидания проводимости равно [45]:

$$T = K_{av} m; K_{av} = \exp\left(\bar{Y} + \frac{\sigma^2}{2}\right) \quad (3.4)$$

Где K_{av} – эффективный коэффициент фильтрации, равный для рассматриваемых условий среднему значению логнормально распределенного поля коэффициентов фильтрации.

Для поиска распределения радиусов конвективного переноса в пласте, неоднородность которого описывается моделью (1) при предположении, что мощность пласта существенно больше, чем вертикальный масштаб корреляции, распределение коэффициента фильтрации по мощности заменено его вероятностным распределением. При этом приведенный радиус зоны конвективного переноса описывается:

$$\bar{R}(k) = R(k) / R_{av}; R_{av} = \sqrt{\frac{t}{n} \frac{Q}{\pi m}}; \bar{R} = \left(\frac{k}{K_{av}} \right)^{i+1/2} \quad (3.5)$$

$$\ln \bar{R} = \frac{1+2i}{2} (\ln k - \bar{Y} - 1/2\sigma^2) \quad (3.6)$$

где R_{av} – радиус зоны конвективного переноса в однородном пласте, а индекс i принимает значения 0 и 1 и означает способ осреднения радиусов зон конвективного переноса. В случае, если используется осреднение по мощности пласта $i=0$. Если же учитывать доли расхода, протекающие в элементарном пропласте, то при осреднении возникает множитель k/K_{av} , что приводит к выбору величины $i=1$.

Величину R_{av} в зависимости (3.5) выбирая время движения $t = 400$ суток или 25 лет можно рассматривать, как размер ЗСО соответствующего пояса для одиночной скважины в пласте с эффективным коэффициентом фильтрации, равному среднему K_{av} .

Из выражения (6) следует, что распределение приведенных радиусов так же, логнормально, как и распределение коэффициентов фильтрации, а математическое ожидание и дисперсия этого распределения следующие:

$$\begin{aligned} M(\ln \bar{R}) &= -(1+2i)\sigma^2 / 4 \\ \text{var}(\ln \bar{R}) &= (1+2i)^2 \sigma^2 / 4 \end{aligned} \quad (3.7)$$

Согласно приведенным параметрами логнормального распределения радиусов (3.7) и пользуясь свойствами логнормального распределения, можно записать выражение для среднего значения приведенного радиуса ЗСО:

$$M(\bar{R}) = \exp \left[-\sigma^2 / 4 (1/2 + i - 2i^2) \right] \quad (3.8)$$

Далее будем рассматривать осреднение радиусов по мощности пласта, т.е. $i=0$. Тогда из уравнения (3.8) следует, что математическое ожидание размера ЗСО в пласте с логнормальным распределенным коэффициентом фильтрации немногим меньше, чем величина R_{av} , определяемая в расчетах для однородного пласта.

Однако в наиболее проницаемых прослоях радиус конвективного переноса уходит дальше, чем радиусы, определяемые зависимостями (3.5) и (3.8). Поэтому целесообразно рассмотреть критическую вероятность P_{crit} для которой необходимо определение радиуса зоны конвективного переноса. Подстановка этой величины в выражение для функции логнормального распределения дает следующую зависимость для радиуса зоны конвективного переноса:

$$\bar{R}(P_{crit}) = \exp \left[\frac{2\sqrt{2}\sigma \text{erf}^{-1}(2P_{crit}-1) - \sigma^2}{4} \right] = \exp \left[\frac{\sigma(a(P_{crit}) - \sigma)}{4} \right] \quad (3.9)$$

Где обозначено erf^{-1} – обратная функция интеграла вероятности, значения параметра a в зависимости от P_{crit} приведена в табл. 3.1, а зависимость приведенного радиуса заданной обеспеченности от стандартного отклонения логарифма коэффициента фильтрации σ показана на рис. 3.1.

Таблица 3.1

Значения параметра a для различных критических вероятностей

P_{crit}	a
0,99	4,6527
0,95	3,28971
0,9	2,5631

Таким образом, если выбрать $P_{crit} = 0,95$, то есть 95% радиусов конвективного переноса в прослоях слоистого пласта меньше, чем этот радиус, то согласно зависимости (3.9) окажется, что:

$$R(P_{95\%}) = R_{av} \exp[\sigma(0,822 - 0,25\sigma)] \quad (3.10)$$

То есть, для пласта, имеющего стандартное отклонение $\ln k \sigma = 1$ этот радиус в 1,77 раз больше, чем для однородного пласта, а для менее неоднородного пласта со стандартным отклонением $\sigma = 0,5$ этот радиус все еще в 1,42 раза больше, чем радиус, рассчитанный для случая пласта с постоянным коэффициентом фильтрации по глубине (рис 3.1).

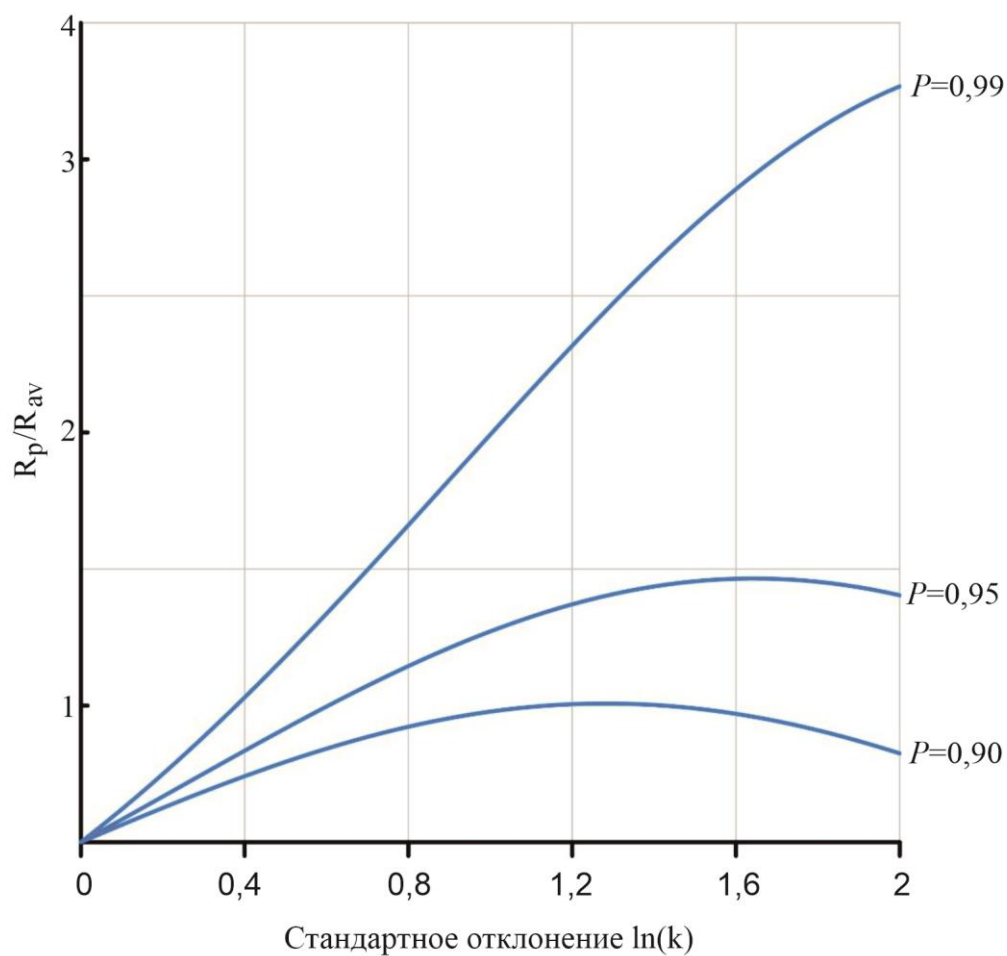


Рис. 3.1. Зависимость приведённого радиуса конвективного переноса заданной обеспеченности в слоистом пласте от стандартного отклонения логарифма коэффициента фильтрации

Таким образом, при работе скважины в горизонтально слоистом пласте с логнормальным распределением коэффициента фильтрации расчет ЗСО с использованием среднего коэффициента фильтрации дает радиус ЗСО охраны меньше, чем радиус конвективного переноса по наиболее проницаемым прослоям.

3.3 Влияние естественного потока на ЗСО одиночной скважины в слоистом пласте

Учет естественного потока подземных вод приводит к изменению размеров ЗСО и неопределенностей, связанных с влиянием слоистости. Так, например, согласно используемой модели пласта в независимости от дисперсии логарифмов коэффициентов фильтрации размер ЗСО не может превышать расстояния до нейтральной линии тока. То есть максимальная ширина ЗСО в потоке подземных вод с градиентом I_0 , направленным вдоль оси X , в системе прямоугольных координат, которая проходит через ось скважины и ограничена известным выражением [17]:

$$L_y^{\max} = \frac{Q}{2I_0 K_{av} m} \quad (3.11)$$

А расстояние до водораздельной точки по оси X вниз по потоку:

$$L_{-x}^{\max} = \frac{Q}{2\pi I_0 K_{av} m} \quad (3.12)$$

Эти расстояния в поперечном направлении естественному потоку и вниз по потоку характеризуются теоретически бесконечным временем конвективного переноса загрязнения к скважине, поэтому размер зоны захвата загрязнения скважиной теоретически не может выйти за их пределы.

Вниз по потоку в заданный момент времени t распространение зоны захвата описывается следующей зависимостью [17]:

$$\tau = -\bar{L}_{-x} - \ln(1 - \bar{L}_{-x}); \tau = \frac{I_0 k}{n L_{-x}^{\max}} t; \bar{L}_{-x} = \frac{L_{-x}}{L_{-x}^{\max}} \quad (3.13)$$

Однако вверх по потоку зона захвата может распространяться на бесконечное расстояние, поэтому ее размеры в различных прослоях могут быть различны. Для анализа влияния вертикальной неоднородности на протяженность зоны захвата вверх по потоку использовано известное соотношение ее связи со временем [17]:

$$\tau = \bar{L}_{+x} - \ln(1 + \bar{L}_{+x}); \tau = \frac{I_0 k}{n L_{-x}^{\max}} t; \bar{L}_{+x} = \frac{L_{+x}}{L_{-x}^{\max}} \quad (3.14)$$

Это выражение имеет две асимптоты: при малых ($\tau < 0.1$) $\tau \sim \frac{1}{2}(\bar{L}_{+x})^2$ и $\tau \sim \bar{L}_{+x}$ при больших τ ($\tau > 10$).

Следовательно, при малых расстояниях переноса изменчивость зоны захвата вверх по потоку описывается зависимостями (3.5-3.10), так как размер этой зоны в каждом прослое пропорционален корню из его коэффициента фильтрации:

$$\frac{L_{+x}(k)}{L_{+x}^{av}} \sim \sqrt{\frac{k}{K_{av}}} \quad (3.15)$$

Это связано с радиальностью притока к скважине в близкой от нее зоне, в которой радиальная составляющая общего градиента напора существенно больше естественного градиента. Наоборот, на значительных расстояниях вверх по потоку радиальная составляющая градиента падает, и конвективный перенос происходит за счет линейного естественного потока, в котором расстояние и коэффициент фильтрации связаны линейно:

$$\frac{L_{+x}(k)}{L_{+x}^{av}} \sim \frac{k}{K_{av}} \quad (3.16)$$

Сравнивая 3.15 и 3.16 видно, что в случае, если граница ЗСО охраны находится в ближней зоне, дисперсия логарифмов распределения расстояний конвективного переноса в четыре раз меньше, чем эта же дисперсия для случая ее расположения в дальней зоне, то есть чем далее вверх по потоку расположена эта граница, тем больше отличается положение ее математического ожидания и расстояния, вычисленного для критической вероятности 0,9; 0,95 и т.д.

Для вычисления контура границ ЗСО заданной обеспеченности одиночной скважины в слоистом пласте с естественным потоком используем соотношение для времени движения частиц, полученное в [17] переписанное ниже в обозначениях, используемых в настоящей статье:

$$F(x, y) = \tau - \left[\bar{x} - \ln \left(\frac{x}{y} \sin \bar{y} + \cos \bar{y} \right) \right] = 0; \bar{x} = \frac{y}{L_{-x}^{\max}}; \bar{y} = \frac{y}{L_{-x}^{\max}} \quad (3.17)$$

Для нахождения координат изолинии зоны захвата в данный момент времени t и при заданном коэффициенте фильтрации k используется нулевое приращение полного дифференциала функции $F(x, y)$ на ее изолинии, что приводит к необходимости численного решения обыкновенного дифференциального уравнения для приведенных координат:

$$\frac{d\bar{y}}{d\bar{x}} = - \frac{\bar{y}(\bar{x} \sin \bar{y} - \sin \bar{y} + \bar{y} \cos \bar{y})}{\bar{x} \sin \bar{y} - \bar{x}\bar{y} \cos \bar{y} + \bar{y}^2 \sin \bar{y}} \quad (3.18)$$

Интегрирование уравнения (3.18) производится на отрезке оси X от $-L_{-x}(k)$ до $L_{+x}(k)$, определяющих максимальные распространения зон захвата вниз и вверх по потоку, описываемые трансцендентными уравнениями 3.13-3.14.

3.4 Влияние конечности горизонтального масштаба корреляции $\ln k$ на размер ЗСО

Приведенные выше расчетные зависимости для границ ЗСО получены на основе модели послойного переноса, то есть исходя и предположения что горизонтальный масштаб корреляции логарифма коэффициента фильтрации существенно больше плановых размеров ЗСО. Это предположение может быть не всегда оправдано, так как в осадочных породах флювиального генезиса характерные горизонтальные размеры неоднородности могут составлять десятки – первые сотни метров. В этом случае использование модели слоистого пласта может неоправданно завысить размер ЗСО, если ее рассчитывать для высоких критических вероятностей. Это связано с тем, что высокопроницаемые прослойки могут не формировать бесконечно большой плановый паттерн, как требует того модель послойного переноса. Для анализа влияния конечности горизонтального масштаба корреляции рассмотрим расчет ЗСО II пояса для работы одиночной скважины в условиях, характерных для неогенового водоносного пласта палеодолины р. Дона южнее г. Воронежа. Неоднородность этого водоносный пласта, имеющего мощность около 40 метров достаточно детально изучена по данным опытных откачек и анализа гранулометрического состава при разведке Южно-Воронежского месторождения подземных вод. По данным опытно-фильтрационных работ и калибровки региональной геофильтрационной модели [15] получено, что осредненный по мощности пласта коэффициент фильтрации данных

отложений меняется от 30 до 60 м в сутки. Результаты совместного анализа коэффициентов фильтрации, полученных по данным обработки опытно-фильтрационных работ и коэффициентов фильтрации, рассчитанных по данным более 300 проб гранулометрического состава водовмещающих пород показали, что локальный коэффициент фильтрации пласта имеет логнормальное распределение с параметрами: $\bar{Y} = 3,366$; $\sigma^2 = 0,53$. Расчет пространственной вариограммы $\ln k$ в системе SGeMS [46] показал, что в вертикальном направлении она хорошо описывается экспоненциальной функцией с вертикальным масштабом корреляции $\lambda_v = 7,3$ м, а масштаб корреляции в горизонтальном направлении составляет 140 м. С использованием этих параметров в системе SGeMS было проделано условное геостатистическое моделирование пространственного распределения $\ln k$ при помощи процедуры гауссовского последовательного моделирования. Для моделирования использовались размеры области равной 40 метрам по вертикали и 2000 метров по горизонтали с шагом сетки 0,5 метров в вертикальном и 10 метров в горизонтальном направлениях. Пример одной из реализаций модельного поля $\ln k$ представлен на рис. 2. Всего было выполнено 16 вариантов моделирования полей неоднородности.

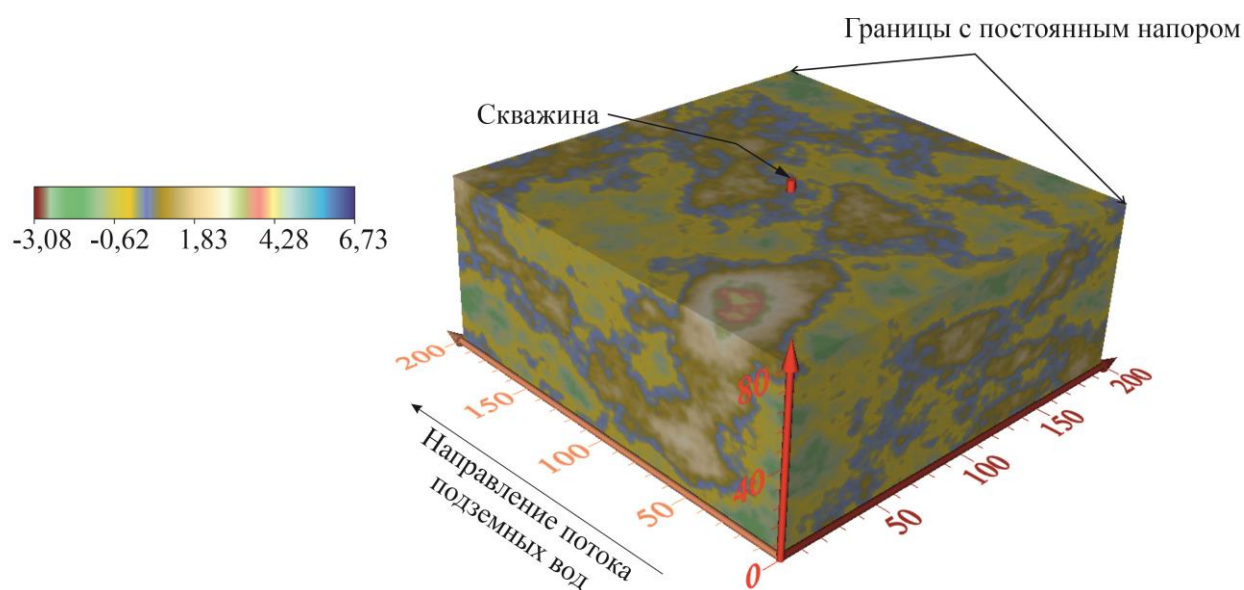


Рис. 3.2. Пример реализации трехмерного поля логарифма коэффициента фильтрации с параметрами $\bar{Y} = 3,366$; $\sigma^2 = 0,53$; $\lambda_v = 7,3$ м; $\lambda_h = 140$ м. Размеры по осям указаны в модельных блоках, имеющих длину 10 м и высоту 0,5 м

С использованием полученных в результате геостатистического моделирования полей коэффициента фильтрации для всех 16 вариантов проводилось моделирование отбора подземных вод совершенной скважиной, расположенной в центре модельной области (см. рис. 3.2.) Модернизировался стационарный отбор подземных вод с дебитом $Q = 2952$ м³/сут, что соответствует характерному дебиту эксплуатационных скважин

30 л/сек, обычному для скважин, каптирующих неогеновый водоносный пласт в исследуемой палеодолине. На двух противоположенных границах области заданы постоянные напоры с перепадом между границами 2 метра, моделирующие естественный поток с характерным для исследуемой области пласта естественным градиентом напора 0,001 [15]. При моделировании скважины в системе MODFLOW использовался пакет MNW2 [21], позволяющий не распределять явно суммарный дебит скважины по модельным слоям, а вычислять расход из каждого слоя решая сопряженную задачу геофильтрации и гидравлики скважины.

Затем с использованием программы RMPATH [31] для полученного поля скоростей фильтрации проводилась обратная трассировка частиц, расположенных на фильтре скважины в каждом модельном слое. Трассировка проводилась в течение 400 суток при постоянной пористости водовмещающей среды равной 0,32. По истечению времени трассировки позиции частиц записывались. Затем для каждого слоя модели рассчитывалась индикаторная функция, равная нулю в блоке модели до которого частицы не достигли и единице в блоке, который частицы прошли или находились в нем на момент окончания трассировки. После индикаторные функции усреднялись по всем 80 слоям модели, а затем по всем вариантам моделирования. Усредненная таким образом индикаторная функция представляет собой плановое распределение вероятностей прихода загрязнения из любой точки рассматриваемой области в скважину за 400 суток.

Затем с помощью численного интегрирования уравнения 18 были рассчитаны изолинии расстояний, отвечающие коэффициентам фильтрации заданной вероятности превышения и эти изолинии вынесены на карту усредненной индикаторной функции вероятностей прихода, представленной на рис. 3.3.

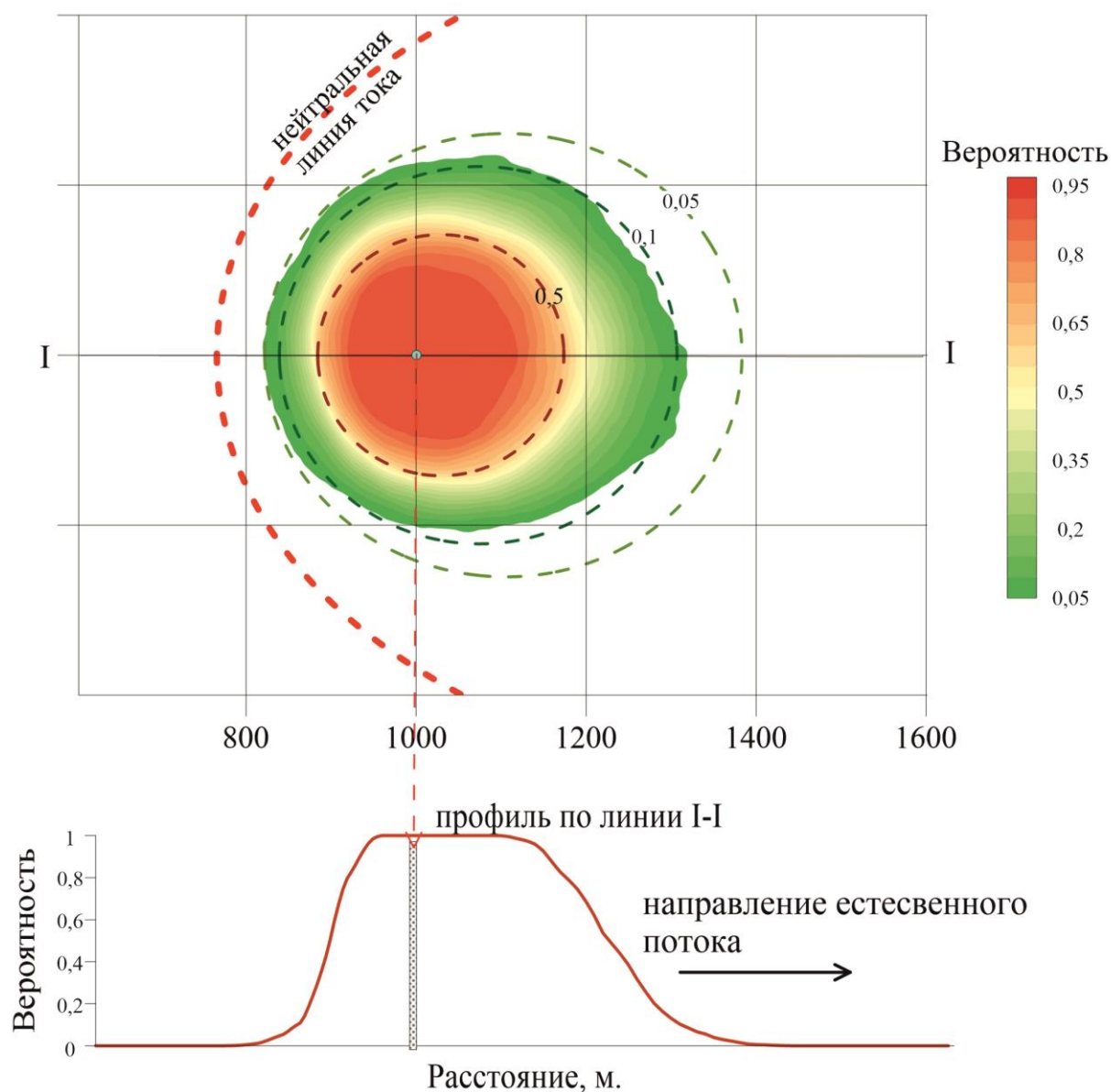


Рис. 3.3. Распределение вероятностей прихода загрязнения в скважину за 400 суток в зависимости от расстояния до нее. Цветом показаны результаты численного моделирования, пунктирные линии – результаты расчета по модели слоистого пласта

Из данного рисунка следует, что по результатам моделирования максимальная зона захвата за 400 суток ушла вверх по потоку на расстояние примерно 340 метров, что существенно превышает горизонтальный масштаб корреляции $\ln k$. Однако и в таких условиях, когда модель послойного переноса заведомо нарушается, изолинии вероятностей 0,5 и 0,1 рассчитанные по модели послойного переноса достаточно хорошо совпадают с результатами моделирования. Изолиния 0,05 дает завышенный размер ЗСО вверх по потоку, но это частично может быть связано с достаточно небольшим количеством вариантов моделирования неоднородности.

3.5 Выводы по главе 3

При работе водозаборной скважины в горизонтально слоистом пласте с логнормальным распределением коэффициента фильтрации без естественного потока подземных вод расчет ЗСО с использованием среднего коэффициента фильтрации дает радиус ЗСО охраны меньше, чем радиус конвективного переноса по наиболее проницаемым прослоям. В случае, если известна оценка дисперсии логарифма коэффициента фильтрации, то используя уравнение (3.9) или рис. 3.1 можно скорректировать расчетный радиус ЗСО.

При работе одиночного водозабора в естественном потоке подземных вод в слоистом пласте размер ЗСО вверх по потоку существенно зависит от геофильтрационной неоднородности. Дисперсия логарифмов распределения расстояний конвективного переноса при малом влиянии естественного потока равна $\frac{1}{4}$ от дисперсии логарифмов коэффициентов фильтрации, а при большом влиянии равна величине дисперсии логарифмов коэффициентов фильтрации. Иными словами – чем дальше вверх по потоку расположена граница ЗСО в слоистом пласте, тем более неопределенно ее положение.

Предложенная в данном разделе методика позволяет рассчитать контуры заданной вероятности положения границ ЗСО при работе скважины в потоке подземных вод.

Результаты сравнения численного моделирования границ ЗСО для характерного случая геофильтрационной неоднородности с конечной длиной горизонтального масштаба корреляции показали, что даже для случая, когда граница ЗСО расположена на расстоянии, превышающем горизонтальный масштаб корреляции неоднородности, предложенная методика расчета для слоистого пласта позволяет оценить ее возможное максимальное удаление с достаточной точностью.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследования по теме «Модели и методы исследований гидрогеологических процессов для рационального использования подземных вод в условиях техногенеза» в текущем 2019 году проводились для совершенствования моделей и методов исследований гидрогеологических процессов для решения прикладных задач использования и охраны подземных вод. Способ достижения указанной цели включал теоретический анализ современных моделей гидрогеологических процессов, развитие существующих и разработка новых методов гидрогеологического прогнозирования на основе модельно-ориентированного подхода и апробацию результатов теоретических и методических результатов на важных объектах пилотных исследований. В качестве основных направлений теоретических исследований отчетного года выбраны – загрязнение подземных вод в районе расположения полигонов ТБО, локальная геофильтрационная и геомиграционная неоднородность карбонатных каистующихся водоносных горизонтов и формирование области захвата водозаборных скважин в неоднородно слоистых пластах. Теоретический и модельный анализ, проведенный в рамках темы сопровождался анализом фактического материала, построением расчетных моделей и проведением экспериментальных исследований на конкретных объектах.

В результате исследований 2019 года по теме можно сделать следующие основные выводы:

1. Геофильтрационное и геомиграционное моделирование миграции хлороорганического загрязнителя от полигонов ТБО, расположенных на территории Подольского района Московской области показало, что тетрахлорэтилен способен мигрировать на большие расстояния от источника загрязнения, поэтому зона влияния полигонов ТБО, рассчитанная по другим компонентам, может не отражать зоны поражения тетрахлорэтиленом. Выполненный модельный анализ показал перспективность применения внутрипластового окисления для очистки подземных вод от тетрахлорэтилена.
2. Основные теоретические результаты работы за 2019 год по анализу неоднородности карстующегося мячиковско-подольского горизонта показали, что вертикальная неоднородность проницаемости водоносного горизонта представлена в виде тонких зон, к которым приурочена вся проводимость пласта карбонатных пород. Между зонами расположены слабопроницаемые толщи мощностью первых метров и

соизмеримые с мощностью одного-двух слоев различных известняков. Тонкие зоны образуются в результате карстового процесса и представляют собой сеть взаимосвязанных в плане плоских труб различного гидравлического сечения.

3. Стандартные методы полевых исследований и алгоритмы их обработки концептуально не подходят для характеристики подобных неоднородных систем. Предложен алгоритм применения и обработки комплекса известных стандартных методов, позволяющий получить качественную и количественную информацию о распределении фильтрационных и миграционных параметров подобных трещиновато-карстовых систем. Представленный комплекс методов был применен для подтверждения теоретических представлений о формировании проводящих тонких зон закарстованности в карбонатных пластах на примере мячиковско-подольского водоносного горизонта на территории Звенигородского учебного полигона МГУ имени М.В. Ломоносова.
4. При работе водозаборной скважины в горизонтально слоистом пласте с логнормальным распределением коэффициента фильтрации без естественного потока подземных вод расчет ЗСО с использованием среднего коэффициента фильтрации дает радиус ЗСО охраны меньше, чем радиус конвективного переноса по наиболее проницаемым прослоям.
5. При работе одиночного водозабора в естественном потоке подземных вод в слоистом пласте размер ЗСО вверх по потоку существенно зависит от геофильтрационной неоднородности.— чем дальше вверх по потоку расположена граница ЗСО в слоистом пласте, тем более неопределенно ее положение.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бакшевская В.А., Поздняков С.П., 2012. Методы моделирования геофильтрационной неоднородности осадочных отложений. Геоэкология, № 6, с. 560-570.
2. Веб-сайт программы Visual Modflow: <https://www.waterloohydrogeologic.com/visual-modflow-classic-getting-started/>
3. Гершанович И.М., 1975. Разведка месторождений подземных вод в трещиноватых породах геофизическими методами. Недра, Москва.
4. Гершанович И.М., 1981. Гидрогеологические исследования в скважинах методом расходомерии. Недра, Москва.
5. ГН 2.1.5.2280-07 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования.
6. Иванов В. А., Расторгуев А. В. Защита подземных водозаборов от хлорорганических загрязнений, Водоснабжение и санитарная техника, Москва, 2012 г, номер 11, стр.14-23
7. Колодяжная А.А., 1970. Агрессивность природных вод в карстовых районах Европейской части СССР. Наука, Москва.
8. Коммунар Г.М., Расторгуев А.В., 1991. Расчетное обоснование зон санитарной охраны водозаборов подземных вод, эксплуатирующих стратифицированные водоносные горизонты. Сооружение и эксплуатация водозаборов подземных вод, сборник трудов ЦРДЗ, Москва, 1991, с. 85-88.
9. Лаптев Ф.Ф., 1939. Агрессивное действие воды на карбонатные породы, гипсы и бетоны. Труды Всесоюзной конторы специального геологического картирования, Вып. 1, ГОНТИ, Редакция горно-топливной и геологоразведочной литературы, Москва-Ленинград.
10. Лехов А.В., 1986. Физико-химические условия распределения закарстованности массивов карбонатных пород. Инженерная геология, № 2, с. 78--85.
11. Лехов А.В., 2010. Развитие гидрогеологических работ на практике. Учебная практика по полевым методам гидрогеологических, инженерно-геологических, геоэкологических, инженерно-геофизических и эколого-геологических исследований в Звенигороде. К 40-летию создания практики, под. ред. В.Т. Трофимова и В.А. Королева. Изд-во ОАО «ПНИИИС», Москва, с. 39--51.
12. Лехов А.В., 2010. Физико-химическая гидрогеодинамика. КДУ, Москва.
13. Лехов А.В., 2016. Наблюдательная скважина в скальных породах. Перспективы развития инженерных изысканий в строительстве в Российской Федерации, Материалы XII Общероссийской научно-практической конференции изыскательских организаций, Санкт-Петербург, 2016, с. 464-469.
14. Максимович Г.А., 1963. Основы карстоведения. Том 1. Изд-во Пермского университета, Пермь.
15. Мироненко В.А., Шестаков В.М., 1978. Теория и методы интерпретации опытно-фильтрационных работ. Недра, Москва.
16. Муромец Н.Н., Самарцев В.Н., Хакимова А.А., Василевский П.Ю., 2018. Влияние фильтрационной неоднородности донных отложений на разгрузку подземных вод в бассейне малой реки в естественных и нарушенных условиях. Вестник Московского университета. Серия 4. Геология, № 1, с. 89–98.
17. Огильви Н.А., Федорович Д.И., 1964. Электролитический метод определения скорости фильтрации подземных вод и условия его практической применимости. Недра, Москва.
18. Орадовская А.Е., Лапшин Н.Н., 1987. Санитарная охрана водозаборов подземных вод. Недра, Москва.
19. Петров А.Л., Лехов А.В., 1986. Вопросы методики опытно-миграционного опробования карбонатного водоносного горизонта. Водные ресурсы, № 2, с. 11--19.
20. Расторгуев А.В., 2004. Современные методы расчетного обоснования границ второго и третьего поясов зон санитарной охраны. Водоснабжение и санитарная техника, № 2.
21. Риббе П.Х., Ридер Р.Дж., Голдсмит Дж.Р., Эссен Э.Дж., Макензи Ф.Т., Бишофф У.Д., Бишоп Ф.К., Лойенс М., Шенмейкер Я., Уолласт Р., Спир Дж.А., Карлсон У.Д., Морзе Дж.У., Фейцер Я., Венк Х.-Р., Бербер Д.Дж., 1987. Карбонаты. Минералогия и химия, под ред. Р.Дж. Ридера. Мир, Москва.

22. Шестаков В.М., 1995. Гидрогеодинамика. Изд-во МГУ, Москва.
23. Шестаков В.М., 2003. Учет геологической неоднородности – ключевая проблема гидрогеодинамики. Вестник Московского университета. Серия 4. Геология, № 1, с. 25-28.
24. About G360, 2019. URL: <https://g360group.org/about/> (дата обращения: 10.01.2019).
25. Audouin O., Bodin J., Porel G., Bourbiaux B., 2008. Flowpath structure in a limestone aquifer: multi-borehole logging investigations at the hydrogeological experimental site of Poitiers, France. *Hydrogeology Journal*, Vol. 16, No. 5, pp. 939–950, <http://doi.org/10.1007/s10040-008-0275-4>.
26. Baccini P. (ed) (1989) The landfill — reactor and final storage. *Lecture Notes in Earth Sciences* 20. Springer Berlin.
27. Bakalowicz M., 2005. Karst groundwater: a challenge for new resources. *Hydrogeology Journal*, Vol. 13, No. 1, pp. 148–160, <http://doi.org/10.1007/s10040-004-0402-9>.
28. Bennett P., He F., Zhao D., Aiken B., Feldman L., 2010. In situ testing of metallic iron nanoparticle mobility and reactivity in a shallow granular aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology* 116 (1–4), 35–46.
29. Bodin J., Ackerer P., Boisson A., Bourbiaux B., Bruel D., de Dreuzay J.R., Delay F., Porel G., Pourpak H., 2012. Predictive modelling of hydraulic head responses to dipole flow experiments in a fractured/karstified limestone aquifer: Insights from a comparison of five modelling approaches to real-field experiments. *Journal of Hydrology*, Vol. 454–455, pp. 82–100, <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.069>.
30. Bögli A., 1964. Mischungskorrosion - ein detrag zum verkarsungsproblem. *Erdkunde*, Band 18, pp. 83–92.
31. Chen Z., Auler A.S., Bakalowicz M., Drew D., Griger F., Hartmann J., Jiang G., Moosdorf N., Richts A., Stevanovic Z., Veni G., Goldscheider N., 2017. The World Karst Aquifer Mapping project: concept, mapping procedure and map of Europe. *Hydrogeology Journal*, Vol. 25, No. 3, pp. 771–785, <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1519-3>.
32. Chiang W.H., Kinzelbach W., 2000. The Advective Transport Model PMPATH. In: 3D-Groundwater Modeling with PMWIN. Springer, Heidelberg, Berlin, https://doi.org/10.1007/978-3-662-05549-6_4.
33. Clement T. P. A Modular Computer Code for Simulating Reactive Multispecies Transport in 3-Dimensional Groundwater Systems, The U.S. Department of Energy, PNNL-11720, 1997
34. Engineering Issue Paper: In Situ Chemical Oxidation. EPA 600-R-06-072, 60 pp, 2006
35. Esling S.P., Keller J.E., Miller K.J., 2008. Reducing capture zone uncertainty with a systematic sensitivity analysis. *Ground Water*, No. 46(4), pp. 570–578, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2008.00438.x>.
36. Fagerlund F., Illangasekare T.H., Phenrat T., Kim H.-J., Lowry G.V., PCE dissolution and simultaneous dechlorination by nanoscale zero-valent iron particles in a DNAPL source zone. *Journal of Contaminant Hydrology* 131 (2012) 9–28
37. Field applications of in situ remediation technologies: permeable Reactive Carriers. EPA, office of Solid Waste and emergency response. 2002
38. Fischer P., Jardani A., Wang X., Jourde H., Lecoq N., 2017. Identifying flow networks in a karstified aquifer by application of the Cellular Automata-Based Deterministic Inversion Method (Lez Aquifer, France). *Water Resources Research*, Vol. 53, No. 12, pp. 10508–10522, <https://doi.org/10.1002/2017WR020921>.
39. Freeze R.A., Cherry J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
40. Konikow L.F., Hornberger G.Z., Halford K.J., Hanson R.T., 2009. Revised multi-node well (MNW2) package for MODFLOW ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, 6–A30.
41. Le Coz M., Bodin J., Renard P., 2017. On the use of multiple-point statistics to improve groundwater flow modeling in karst aquifers: a case study from the Hydrogeological Experimental Site of Poitiers, France. *Journal of Hydrology*, Vol. 545, pp. 109–119, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.010>.
42. Lekhov A.V., 1996. Studies on permeability changes and mass transfer in carbonate rocks. LBNL-43206. Lawrence Berkeley National Laboratory, University of California, Berkeley, California.

43. Lekhov A.V., Lebedev A.L., Fokina L.M., 1985. Limestone dissolution kinetics and dynamics. *Geochemistry International*, Vol. 22, No. 4, pp. 100--108.
44. Maurice L.D., Atkinson T.C., Barkerc J.A., Williams A.T., Gallagher A.J., 2012. The nature and distribution of flowing features in a weakly karstified porous limestone aquifer. *Journal of Hydrology*, Vol. 438--439, pp. 3--15, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.050>.
45. Petrov A.L., Lekhov A.V., 1986. Problem of the methodology of experimental migration testing of a carbonate aquifer. *Water Resources*, Vol. 13, No. 2, pp. 123--130.
46. Pozdniakov S.P., Tsang C.F., 1999. A semianalytical approach to spatial averaging of hydraulic conductivity in heterogeneous aquifers. *Journal of Hydrology*, Vol. 216, No. 1-2, pp. 78--98.
47. Remy N., Boucher A., Wu J., 2009. *Applied Geostatistics with SGeMS: A User's Guide*. Cambridge University Press., Cambridge, <https://doi.org/10.1017/CBO9781139150019>.
48. Robert W. Puls. *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation* – EPA/600/R-98/125, September 1998
49. Rongier G., Collon-Drouaillet P., Filipponi M., 2014. Simulation of 3D karst conduits with an object-distance based method integrating geological knowledge. *Geomorphology*, Vol. 217, pp. 152--164, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.04.024>.
50. Singhal B.B.S., Gupta R.P., 2010. *Applied hydrogeology of fractured rocks*, 2nd edition. Springer Dordrecht Heidelberg, London-New York, <https://doi.org/10.1007/978-90-481-8799-7>.
51. *Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater*, 2nd Edition. Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). ISCO-2, 172 pp, 2005
52. The Poitiers Experimental Hydrogeological Site, 2019. URL: <http://hplus.ore.fr/en/poitiers> (дата обращения: 10.01.2019).
53. Theodossiou N., Fotopoulou E., 2015. Delineating well-head protection areas under conditions of hydrogeological uncertainty. A case-study application in northern Greece. *Environmental Processes*, Vol. 2, Issue 1 Supplement, pp. 113-122, <https://doi.org/10.1007/s40710-015-0087-1>
54. Thraikill J., 1968. Chemical and hydrologic factors in the excavation of limestone caves. *Geological Society of America Bulletin*, Vol. 79, No. 1, pp. 19--46. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1968\)79\[19:CAHFIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1968)79[19:CAHFIT]2.0.CO;2).
55. Tratnyek, P. G.; Johnson, R. "Remediation with Iron Metal." Center for Groundwater Research. Oregon Health and Science University, 04 Feb. 2005.
56. Vias J.M., Andreo B., Perles M.J., Carrasco F., Vadillo I., Jimenez P., 2006. Proposed Mmethod for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. *Hydrogeology Journal*, Vol. 14, No. 6, pp. 912--925, <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0023-6>.
57. Wang X., Jardani A., Jourde H., 2017. A hybrid inverse method for hydraulic tomography in fractured and karstic media. *Journal of Hydrology*, Vol. 551, pp. 29--46, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.05.051>.
58. Worthington S.R.H., 2018. Investigating outliers to improve conceptual models of bedrock aquifers. *Hydrogeology Journal*, Vol. 26, No. 7, pp. 2117--2120, <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1810-6>.
59. Worthington S.R.H., Ford D.C., 2009. Self-organized permeability in carbonate aquifers. *Groundwater*, Vol. 47, No. 3, pp. 326--336, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00551.x>.