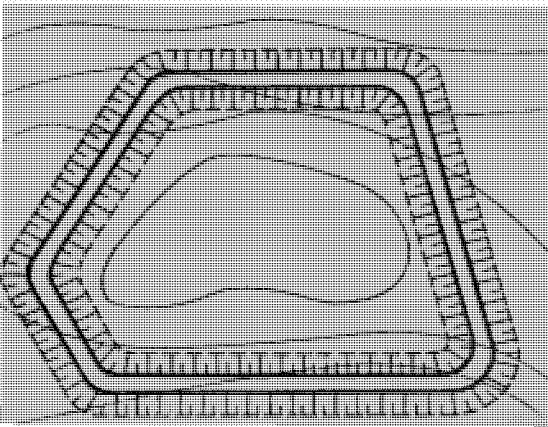


Ф.М. БОЧЕВЕР
А.Е. ОРАДОВСКАЯ

ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКОЕ
ОБОСНОВАНИЕ
ЗАЩИТЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД
И ВОДОЗАБОРОВ
ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЙ



	СТР
Введение	3
Глава I. Источники загрязнения подземных вод промышленными отходами и стоками	5
§ 1. Типы бассейнов и хранилищ промышленных отходов и стоков	
§ 2. Схематизация бассейнов и хранилищ для целей гидрогеологических расчетов	5
Глава II. Основы теории миграции загрязненных стоков в подземных водах	14
§ 1. Процессы взаимодействия загрязненных стоков с природными подземными водами и горными породами	14
§ 2. Исходные дифференциальные уравнения и параметры	17
§ 3. Решение уравнения миграции загрязненных сточных вод в радиальном потоке без учета сорбции и поглощения	22
§ 4. Решение уравнений миграции загрязненных сточных вод в радиальном потоке с учетом сорбции и поглощения	29
§ 5. Решение уравнений миграции загрязненных стоков в плоско-параллельном потоке	34
§ 6. Влияние удельного веса сточных вод на миграцию загрязнений в водоносных пластах	40
Глава III. Фильтрация из бассейнов и хранилищ промстоков	42
§ 1. Свободная фильтрация из бассейнов и хранилищ промстоков	42
§ 2. Подпертая фильтрация при заданном уровне в бассейне круговой формы	47
§ 3. Подпертая фильтрация при заданном расходе стоков, поступающих в бассейн круговой формы	52
§ 4. Растекание стоков после прекращения подачи их в бассейн	56
§ 5. Подпертая фильтрация из бассейнов вытянутой формы (плоско-параллельный поток)	58
Глава IV. Фильтрация к водозаборам подземных вод	60
§ 1. Водозаборы в удалении от реки	60
§ 2. Береговые водозаборы (вблизи реки)	63
Глава V. Практические методы прогноза продвижения загрязнений в подземных водах	64
§ 1. Общая постановка задачи	64
§ 2. Определение фронта фильтрации загрязненных стоков	66
§ 3. Примеры графо-аналитического расчета продвижения загрязнений	78
§ 4. Гидрогеологическое обоснование мероприятий по защите подземных вод от загрязнения	82
Глава VI. Лабораторные и полевые методы определения физико-химических параметров миграции загрязнений в подземных водах	86
§ 1. Вводные замечания	86
§ 2. Лабораторные методы	88
§ 3. Полевые методы	99
Приложения: таблицы функций	110
Список литературы	124

Ф. М. БОЧЕВЕР, А. Е. ОРАДОВСКАЯ

ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКОЕ
ОБОСНОВАНИЕ
ЗАЩИТЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД
И ВОДОЗАБОРОВ
ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЙ



ИЗДАТЕЛЬСТВО «НЕДРА»
МОСКВА • 1972

Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е. Гидрогеологическое обоснование защиты подземных вод и водозаборов от загрязнений. М., «Недра», 1972, 128 с.

В книге освещаются некоторые вопросы гидрогеологического обоснования мероприятий по защите подземных вод от загрязнения. Дается краткая характеристика промышленных бассейнов (шламо- и хвостохранилищ, накопителей и т. д.), являющихся источником загрязнения подземных вод. Кроме того, здесь излагаются основы теории миграции загрязнений и методы прогноза их продвижения в водоносных пластах.

В последней главе описываются приемы определения основных параметров миграции загрязнений в лабораторных и полевых условиях.

Книга рассчитана на инженерный состав геологических и гидрогеологических экспедиций и научных работников.

Таблиц 3, иллюстраций 40, список литературы — 138 названий.

Проблема охраны подземных вод от загрязнения и сохранения их для нужд водоснабжения населения является в настоящее время исключительно актуальной.

Наиболее опасными источниками загрязнения подземных вод являются отходы и стоки промышленного производства, которые накапливаются в хвосто- и шламохранилищах, испарителях и других типах промышленных бассейнов.

Эти сооружения нередко достигают весьма значительных размеров (до нескольких десятков и даже сотен гектаров), и в них постоянно или периодически поступает большое количество использованных в технологическом процессе так называемых «отработанных» или «сточных» вод, обладающих повышенной минерализацией и содержащих в своем составе вредные компоненты. Оценка возможной фильтрации сточных вод из промышленных бассейнов и динамики их распространения в водоносных пластах является необходимой основой для разработки мероприятий по защите подземных вод от загрязнения.

Несмотря на очевидную важность этой задачи, методика ее решения, как и теория миграции загрязнений в подземных водах, разработана еще далеко не достаточно.

В предлагаемой вниманию читателей книге предпринята попытка осветить некоторые вопросы данной проблемы, которые, как полагают авторы, должны представить интерес для гидрогеологов.

В начале книги дается краткая характеристика промышленных бассейнов и их схематизация для целей гидрогеологических расчетов (глава I). Затем на типовых схемах освещаются основы теории миграции загрязнений в подземных водах (глава II) и методы расчета фильтрации на участках размещения промышленных бассейнов и водозаборов подземных вод (главы III и IV). Далее рассматриваются

практические методы расчета продвижения загрязненных проток в водоносных пластах и вопросы гидрогеологического обоснования мероприятий по защите подземных вод от загрязнения (глава V).

Последняя часть работы посвящена методике определения исходных физико-химических параметров в лабораторных и полевых условиях (глава VI).

При подготовке книги к печати авторы пользовались помощью А. В. Ефремовой, Н. Н. Лапшина и В. Н. Львовой.

§ 1 главы I по нашей просьбе написан А. И. Арцевым.

Всем этим товарищам мы приносим большую благодарность.

ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫМИ ОТХОДАМИ И СТОКАМИ

§ 1. ТИПЫ БАСЕЙНОВ И ХРАНИЛИЩ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ И СТОКОВ

Отработанные сточные воды, поступающие в бассейны и хранилища, часто имеют повышенную минерализацию и содержат в своем составе компоненты, которые при фильтрации и проникновении в грунты и подземные воды обуславливают их загрязнение.

К загрязняющим компонентам относятся вещества, присутствие которых в составе воды существенно ухудшает ее качество, а в некоторых случаях делает непригодной для хозяйственно-питьевого и технического использования.

Одни из компонентов, например хлориды, сульфаты, железо, соли жесткости и др., являются обычными составляющими подземных вод и ухудшают качество воды лишь при значительном увеличении их содержания. Другие компоненты становятся вредными, токсичными загрязнителями даже при малых концентрациях их в воде (цинк, свинец, фтор и др.). Существует, кроме того, большое количество органических и неорганических веществ, которые появляются в подземных водах только в результате поступления из различных поверхностных источников загрязнения, связанных главным образом с промышленными и хозяйственно-бытовыми сточными водами (нефтепродукты, ароматические вещества, тяжелые металлы и др.).

В связи с разнообразием производств и их сточных вод количество и номенклатура этих специфических загрязнителей непрерывно увеличиваются. Компоненты, загрязняющие подземные воды, могут ухудшать вкус воды, придавать ей нежелательный цвет и запах и, кроме того, оказывать токсичное действие на живые организмы.

Максимальные концентрации различных веществ в подземных водах, используемых для хозяйственно-питьевого потребления, определяются государственными стандартами, утверждаемыми по представлению Министерства здравоохранения СССР.

По составу и влиянию на организм человека, как известно, можно выделить бактериологическое и химическое загрязнение подземных вод.

Твердые отходы и жидкие стоки промышленных производств являются основными источниками химического загрязнения подземных вод. Однако они нередко объединяются с хозяйственно-бытовыми

сточными водами городов, населенных пунктов и животноводческих ферм, содержащими бактериальные загрязнения.

Хозяйственно-бытовые сточные воды характеризуются наличием в своем составе органических веществ — белков и продуктов их распада, жиров и углеводов, а также бактерий в количестве, измеряемом десятками миллионов экземпляров в 1 см³ сточной воды. Помимо бактериального загрязнения, хозяйственно-бытовые сточные воды могут вызвать и стойкое химическое загрязнение подземных вод, так как они содержат значительное количество поверхностно-активных веществ, широко используемых в быту в качестве моющих средств. Твердые отходы, а также некоторые виды сырья и сточные воды могут проникать в водоносные горизонты и загрязнять их непосредственно на территории промышленных предприятий в результате открытого хранения этих отходов и растворения атмосферными осадками или при наличии утечек из водоводов. Однако главными очагами возможного и, как показывает практика, в действительности происходящего химического загрязнения подземных вод становятся различного рода бассейны и хранилища отходов и стоков. Эти бассейны и хранилища можно назвать «промышленными бассейнами».

Тип бассейнов и хранилищ в значительной степени определяется видом промышленного производства. Так, например, на предприятиях горнорудной, металлургической, угольной, теплоэнергетической, содовой и содово-цементной промышленности, где образуются двухфазные стоки, т. е. стоки, содержащие твердые и жидкие вещества, обычно устраиваются хвосто- и шламохранилища, гидрозолоотвалы и «белые моря», а в системе канализации предприятий нефтедобывающей, нефтеперерабатывающей, нефтехимической, химической, целлюлозно-бумажной, пищевой и других отраслей промышленности, дающих преимущественно жидкие однофазные стоки, — пруды-накопители, пруды-испарители, отстойники, поля фильтрации.

При утилизации и ликвидации хозяйственно-бытовых стоков сооружаются земледельческие или коммунальные поля орошения. Земледельческие поля орошения служат также для обезвреживания промышленных сточных вод.

В зависимости от рельефа местности, на которой располагаются бассейны и хранилища промышленных отходов и стоков, они разделяются на следующие типы (рис. 1.1): *равнинные*, огражденные со всех сторон дамбами; *пойменные* или *береговые*, примыкающие к уступу более высокой террасы или коренному склону, ограждаемые дамбами с трех сторон (а в случае значительного удаления от склона, как и в равнинных, — со всех сторон); *косогорные* — на склонах водоразделов, также ограждаемые дамбами с трех сторон; *овражно-балочные*, создаваемые путем устройства плотин-запруд на оврагах и балках; *балочно-равнинные* — на равнинах и водоразделах в пологих балках, ограждаемые по тальвегу балки плотинами, а на остальной части — прерывистыми или сплошными дамбами.

Размеры хвосто- и шламохранилищ и «белых морей» варьируют в широких пределах, но, как правило, очень

значительны — до нескольких десятков и даже сотен гектаров. Глубина их колеблется от 5—10 м до 30—50 м, а иногда и больше.

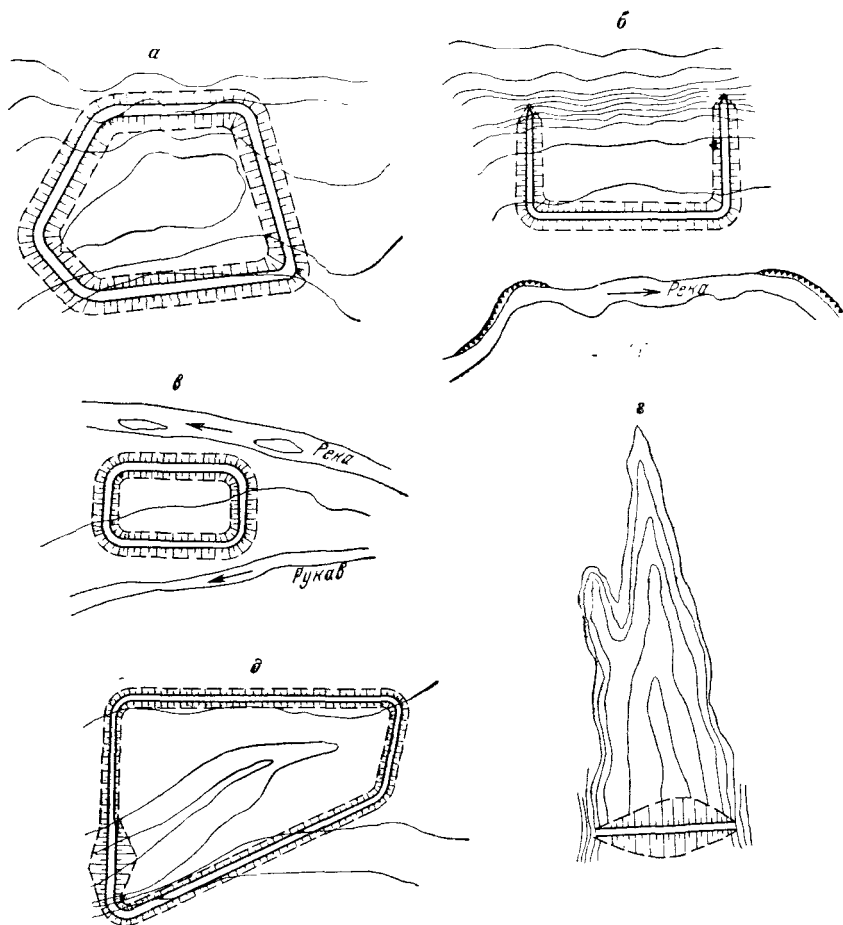


Рис. 1.1. Типы хвостохранилищ

а — равнинный; б — пойменный или косогорный на склоне водораздела; в — пойменный; г — овражный; д — балочно-равнинный

Подача отходов и стоков в них обычно производится гидравлическим способом — в виде пульпы, которая в процессе складирования дифференцируется: из нее осаждается твердая составляющая, а осветленная вода используется для оборотного водоснабжения или сбрасывается в водотоки и водоемы.

Дамбы и плотины, ограждающие рассматриваемые бассейны и хранилища, устраиваются насыпным или намывным способом и местных естественных материалов (песков, суглинков, глин) или

путем намыва из самих отходов — хвостов, шлама, золы и шлака.

В процессе эксплуатации, по мере подачи пульпы, уровень воды в бассейнах и хранилищах повышается. При этом изменяются общие размеры пруда осветления, т. е. площади, занятой жидкостью, и его местоположение. Кроме того, колебания уровня воды происходят в результате неравномерного ее сброса и использования в оборотном водоснабжении. Наиболее интенсивный сброс в водотоки и водоемы осуществляется в паводковые периоды, но он имеет место и в межень — это зависит от расходов воды в водоемах и условий разбавления в них сбрасываемых стоков.

Длительный намыв пульпы приводит к накоплению в бассейнах и хранилищах мощной толщи осадков. Так, например, на некоторых хвостохранилищах обогатительных фабрик руд черных и цветных металлов толщина осадков достигает нескольких десятков метров, а глубина слоя осветленной воды — 0,5—1,5 м.

При этом происходят существенная дифференциация и расслоение материала, хотя в общем хвосты и другие отходы горнорудных предприятий и даже отходы в виде шлама и золы, поступающие, например, от тепловых станций, характеризуются преобладанием довольно крупных частиц и относительно высоким значением коэффициента фильтрации.

По химическому составу и содержанию вредных загрязняющих компонентов эти отходы и стоки весьма разнообразны. Значительные количества химических минеральных и органических загрязнений содержатся в хвостах обогатительных фабрик руд цветных металлов. В них находятся цианиды, роданиды, мышьяк, цинк, свинец и др. Неблагоприятными являются также сами флотореагенты, которые попадают в отходы и стоки при обогащении руд черных металлов.

В отходах металлургических заводов содержится большое количество фенолов, аммиака, сероводорода, цианидов, роданидов, различных смол и масел. Сточные воды содовых заводов (в «белых морях») обогащены хлоридами и сульфатами.

Хвосто- и шламохранилища обуславливают загрязнение подземных вод в ряде районов Советского Союза.

Интенсивное загрязнение подземных вод наблюдается также на участках размещения «белых морей». Так, например, в «белое море» в одном из районов Башкирской АССР ежедневно подается около 48 тыс. м³ сточной жидкости, содержащей в своем составе хлориды (NaCl, CaCl₂, KCl) — около 140 г/л, сульфаты (Na₂SO₄) — более 2 г/л, щелочи (Ca(OH)₂, NH₄(OH)) — более 7 г/л, шлама — более 100 г/л.

Грунтовые воды здесь за время эксплуатации «белого моря» загрязнились на значительной площади и по глубине до 100 м, причем минерализация грунтовых вод местами превышает 50 г/л. Аналогичная картина засоления подземных вод имеет место и в районах расположения других «белых морей».

В системах промышленной канализации предприятий нефтедобывающей, нефтеперерабатывающей, нефтехимической, химической,

целлюлозно-бумажной, деревообрабатывающей, пищевой промышленности и других, как уже отмечалось, устраиваются пруды-отстойники, пруды-накопители (буферные пруды), пруды накопители-испарители, аварийные емкости, пруды ливневых вод, шламонакопители. Все они представляют собой земляные, полностью или частично заглубленные или обвалованные емкости, содержат промышленные сточные воды различной степени загрязненности и потому в той или иной степени являются источниками загрязнения подземных вод.

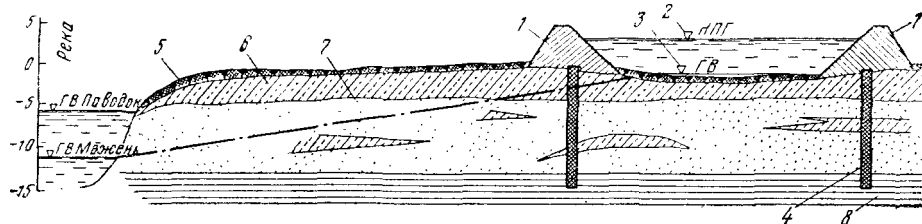


Рис. 1.2. Пруд накопитель-испаритель

1 — дамбы обвалования; 2 — максимальный расчетный уровень протекания воды в озеро до устройства пруда; 3 — горизонт воды в озере до устройства пруда; 4 — противопрофильная завеса из бентонитовых глин; 5 — почва; 6 — суглинки; 7 — пески с линзами супесей; 8 — глины

На нефтеперерабатывающих заводах сточные воды делятся на две основные группы. К первой группе стоков относятся: нефтесодержащие нейтральные сточные воды от конденсаторов смещения и скрубберов технологических установок, продувочные воды с блоков оборотного водоснабжения, ливневые воды с территории производственных цехов, также содержащие нефтепродукты и механические примеси.

Ко второй группе стоков относятся: нефте- и солесодержащие сточные воды от электрообезвоживающих установок и резервуарных парков; ливневые воды с площадок и сырьевых парков; сернисто-щелочные нефтесодержащие воды; кислые сточные воды, загрязненные минеральными кислотами; кислые сточные воды, содержащие органические кислоты и парафин; сточные воды различных нефтехимических производств, содержащие дихлорметан, карбамид, азотистые соединения, тетраэтилсвинец, шлам от зачистки нефтяных резервуаров, из песколовков, нефтеловушек и т. д.

На рис. 1.2 показан пруд накопитель-испаритель. Площадь пруда составляет около 4 км^2 , объем около 13 млн. м^3 . Для предотвращения загрязнения подземных вод и водоемов по всему периметру пруда с поверхности и до водоупора устроена противопрофильная завеса из смеси бентонитовых глин с местным грунтом. По количеству поступающих с завода сточных вод и климатическим условиям района расположения данного пруда накопителя-испарителя срок его службы определен по расчету в 13 лет.

Большой пруд-испаритель, рассчитанный на прием производственных сточных вод одновременно от нефтеперерабатывающего завода и химкомбината, показан на рис. 1.3. Площадь этого пруда превышает 55 км². В него сбрасывается свыше 150 тыс. м³/сутки сточных вод, в составе которых содержатся разнообразные вещества: соляная, серная, фосфорная, двухлоруксусная кислоты, изопропиловый спирт, мочеви́на, триэтиламин, гемицеллюлоза, альфацеллюлоза, сероуглерод, параклорбензосульфокислоты и др.

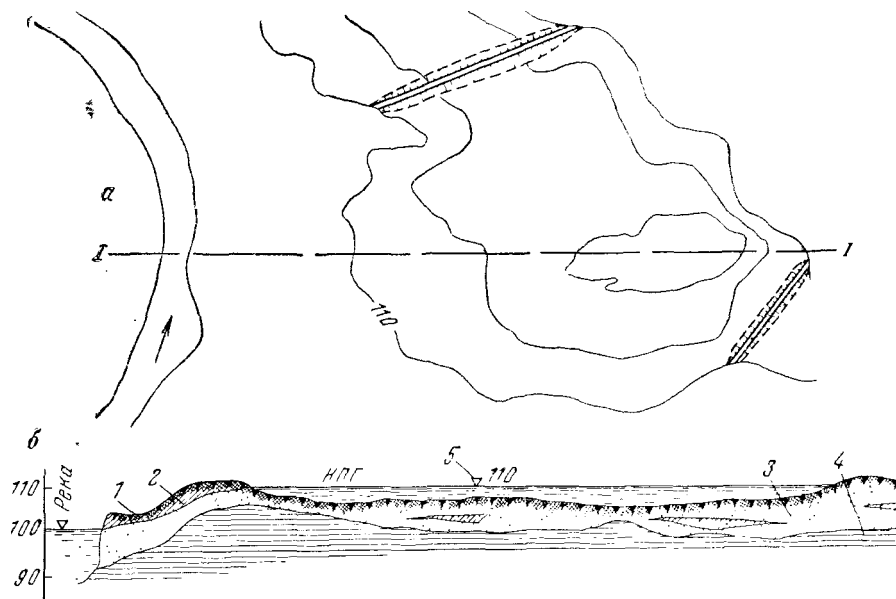


Рис. 1.3. Пруд-испаритель :

а — план; б — профиль по линии 1—1; 1 — почва; 2 — суглинки; 3 — пески с прослойками и линзами суглинков и супесей; 4 — глины; 5 — горизонт промышленных сточных вод в пруде-испарителе

Поля орошения представляют собой наиболее ранний в практике водоснабжения и канализации тип сооружений для очистки и обезвреживания сточных вод.

Различают два типа полей орошения: коммунальные (КПО) и сельскохозяйственные (ЗПО). Коммунальные поля орошения представляют собой участки земли, разделенные на отдельные поливные карты, тщательно спланированные и обустроенные постоянной оросительной и дренажной самотечной сетью. Сельскохозяйственные поля орошения — ирригационно-мелиоративные сооружения, специально организованные земельные угодья, на которые круглогодично и круглосуточно поступают сточные воды колхозов и совхозов для обезвреживания и одновременно для выращивания сельскохозяйственных овощных и зерновых культур.

Основное назначение КПО — очистка и обезвреживание сточных вод, а производство сельхозпродуктов на них имеет подчиненное значение. Поэтому нормы нагрузки на эти поля устанавливаются из расчета обезвреживания максимально возможного в данных конкретных условиях количества сточных вод и обычно колеблются от 10 до 30 м³ на один гектар в сутки.

Основное назначение ЗПО — получение высоких и устойчивых урожаев сельскохозяйственных культур и обезвреживание сточных вод. В соответствии с этим нормы нагрузки на ЗПО устанавливаются из расчета необходимого количества влаги и питательных веществ для выращивания данной культуры и составляют не более 5—20 м³/га в сутки.

КПО требуют тщательной планировки — горизонтальной поверхности карт, а ЗПО планируются под естественный уклон территории. По эффективности обезвреживания и очистке сточных вод КПО уступают ЗПО.

В отличие от коммунальных и сельскохозяйственных полей орошения, поля фильтрации (ПФ) выполняют лишь функции очистки и обезвреживания сточных вод. Поля фильтрации устраиваются на песчаных почвах или на массивах, лишенных почв и сложенных песками, т. е. на относительно хорошо водопроницаемых грунтах. Поля фильтрации также планируются, разбиваются на карты и обустроиваются открытой распределительной и дренажной сетью. Нормы нагрузки на поля фильтрации значительно выше, чем на КПО и ЗПО, и составляют от 100 до 300 м³/га в сутки. Очистка сточных вод на полях фильтрации менее эффективна, чем на ЗПО и КПО.

Очистка и обезвреживание сточных вод на полях орошения и полях фильтрации происходит в результате сложного взаимодействия почвогрунтов, воды, воздуха и микроорганизмов. Критерием соблюдения условий нормального использования очистительной способности полей орошения являются поливные нормы. В практике эксплуатации полей орошения эти нормы нередко нарушаются, что приводит к повышению уровня грунтовых вод на самих орошаемых участках и на прилегающих к ним площадях, а также к образованию заболачиваемости, к снижению эффекта обезвреживания сточных вод и солевому и бактериальному загрязнению грунтовых вод. Так, в Донбассе, на ряде участков, орошаемых городскими производственными и шахтными водами, уровни грунтовых вод повышаются на 0,3—0,4 м в год, а их минерализация увеличилась за время орошения в 2—5 раз по отношению к исходной до орошения. В составе грунтовых вод наиболее интенсивно идет накопление ионов Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻ при этом изменяется и тип грунтовых вод.

Второй пример — длительный сброс неочищенных сточных вод завода синтетического каучука на поля фильтрации, расположенные на мощной толще песчаных отложений в одном из центральных районов европейской части СССР. В результате этого произошло загрязнение водоносного горизонта поверхностно-активными и другими органическими и неорганическими веществами. Загрязненные

подземные воды дошли до нескольких водозаборов, один из которых расположен на расстоянии 3 км от полей фильтрации на противоположном берегу реки.

§ 2. СХЕМАТИЗАЦИЯ БАСЕЙНОВ И ХРАНИЛИЩ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ РАСЧЕТОВ

Из изложенного следует, что бассейны и хранилища, а также условия накопления в них твердых и жидких отходов промышленного производства и режим их эксплуатации характеризуются большим разнообразием.

При расчетах фильтрации из бассейнов и хранилищ промстоков следует различать две задачи.

Первая состоит в том, что фильтрационными расчетами определяются схема, тип и конструкция дренажных сооружений, устраиваемых в основном для обеспечения устойчивости дамб и плотин, ограждающих хранилища. Эта задача по существу является гидротехнической, и ее решение требует детального рассмотрения всех элементов проекта бассейнов и хранилищ, методов производства работ и условий эксплуатации.

Вторая задача расчетов — оценка фильтрации промстоков в пределах водоносного пласта, в большем или меньшем удалении от бассейнов и хранилищ. Такие расчеты можно отнести к разряду собственно гидрогеологических расчетов, целью которых является определение возникающего в результате фильтрации промстоков подпора подземных вод на окружающей территории и прогноз движения промстоков по водоносному пласту для решения вопросов защиты подземных вод от загрязнения.

В настоящей работе рассматривается последняя задача — гидрогеологическая. Это позволяет, используя основные идеи метода фильтрационных сопротивлений, исключить из рассмотрения многие подробности формирования фильтрационного потока непосредственно в пределах хранилищ, представляющих, как указывалось, гидротехнический интерес. Фильтрация из хранилищ может при этом оцениваться при существенной схематизации формы хранилищ, условий накопления и складирования в нем отходов, поскольку главным показателем, влияющим на движение сточных жидкостей по водоносному пласту, является режим подачи стоков и расход их из хранилища.

Во всех типах бассейнов и хранилищ — хвосто- и шламохранилищах, золоотвалах, накопителях, испарительных бассейнах и т. д. — поступление пульпы и сброс жидких стоков происходит неравномерно. Вследствие этого уровень сточных вод в них испытывает колебания как в течение одного года, так и в многолетнем разрезе.

В самом общем виде баланс промстоков при фильтрации из промышленных бассейнов может быть выражен следующим образом:

$$Q_0 = Q_{\phi} + Q_e + Q_{\pi} + Q_c. \quad (1.2.1)$$

где индексами «б», «ф», «е», «и» и «с» обозначаются соответственно расходы стоков: поступающих в бассейн извне (т. е. с производства); фильтрующихся из бассейна в грунты основания и по водоносному пласту за пределами бассейна; заполняющих емкость бассейна; идущих на испарение и на сброс.

Величины $Q_б$, $Q_и$ и $Q_с$ при фильтрационных расчетах должны быть определены заранее и могут учитываться как заданные. Поэтому уравнение (I.2.1) представляется в виде:

$$\left. \begin{aligned} Q_б^* &= Q_ф + Q_е, \\ Q_б^* &= Q_б - Q_и - Q_с \end{aligned} \right\} \quad (I.2.2)$$

При известном режиме накопления промстоков, т. е. когда заданным является закон изменения уровня в бассейне, задача сводится к определению фильтрационного расхода $Q_ф$ из бассейна и его изменений в потоке подземных вод за пределами бассейна.

Если же известна только подача, т. е. величина $Q_б^*$, то определению подлежат $Q_ф$ — расход в грунты основания и в водоносный пласт и $Q_е$ — на заполнение емкости. В соответствии с этим по режиму подачи промстоков выделяются такие расчетные схемы:

1) в бассейне поддерживается известный, т. е. установленный (по проекту) уровень

$$H_0 = H_0(t), \text{ в частном случае } H_0 = \text{const}; \quad (I.2.3)$$

2) в бассейн поступает определенный (также устанавливаемый по проекту) расход стоков

$$Q_б = Q_б(t), \text{ в частном случае } Q_б = \text{const}. \quad (I.2.4)$$

В процессе фильтрации из промышленных бассейнов можно выделить две стадии [5]: 1) свободной фильтрации; 2) подпертой фильтрации.

В первой стадии поступление стоков происходит через дно водоема в породы, слагающие зону аэрации, и при этом фронт фильтрационного потока из водоема не связан с естественной (бытовой) поверхностью подземных вод. Вторая стадия характеризуется уже наличием такой связи, поэтому закономерности движения промстоков в этой стадии определяются не только режимом фильтрации из бассейна, но и растеканием по пласту при соответствующих условиях его питания, разгрузки и других гидрогеологических особенностях.

При отсутствии под бассейном водоносного горизонта (сухие породы) вторая стадия начинается с того момента, когда фронт фильтрации достигает водоупора и по поверхности водоупора происходит растекание промстоков.

Во многих типах промышленных бассейнов накапливаются твердые отходы, образующие экранирующий слой, в той или иной мере затрудняющий фильтрацию из бассейнов в естественные грунты основания. Последние, кроме того, в процессе эксплуатации бассейна кольматируются, в связи с чем уменьшается их водопроницаемость.

В сравнительно редких случаях, когда в бассейны поступают жидкие стоки, свободные от взвеси, при высокой первоначальной проницаемости грунтов основания указанные процессы экранирования и коагуляции грунта можно не учитывать. Таким образом, по этому признаку должны быть рассмотрены схемы: 1) экранированного бассейна, 2) неэкранированного бассейна.

Расчеты фильтрации применительно к перечисленным схемам могут выполняться на основе в той или иной степени приближенных аналитических решений. Они могут быть названы типовыми в отличие от более сложных случаев, требующих индивидуального рассмотрения, с применением моделирования. При этом во всех случаях расчеты должны производиться с учетом конкретных гидрогеологических условий, характера и режима подземных вод.

ГЛАВА I

ОСНОВЫ ТЕОРИИ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОКОВ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

§ 1. ПРОЦЕССЫ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОКОВ С ПРИРОДНЫМИ ПОДЗЕМНЫМИ ВОДАМИ И ГОРНЫМИ ПОРОДАМИ

Фильтрация сточных вод, содержащих в своем составе растворенные, эмульгированные или взвешенные вещества, как показывают натурные наблюдения и лабораторные опыты, сопровождается процессами взаимодействия между жидкими фазами (стоки — «чистые» подземные воды) и твердой фазой (стоки — порода).

К числу таких процессов относятся молекулярная диффузия, гидравлическая дисперсия, сорбция и десорбция, ионный обмен, растворение и кристаллизация, химические реакции и т. п.

Эти процессы приводят к изменению состава и концентрации отдельных загрязняющих компонентов и таким образом влияют на скорость и дальность их распространения в водоносном пласте.

Молекулярная диффузия обуславливает перенос вещества под влиянием разности его концентраций. Этот процесс является самопроизвольным, связанным с тепловым движением молекул, ионов, частиц, и приводит к выравниванию концентрации. Применительно к рассматриваемому вопросу о взаимодействии сточных и подземных вод значение молекулярной диффузии заключается в том, что содержащиеся в сточных водах загрязняющие вещества могут проникать в природные подземные воды даже в том случае, если движения вод и стоков не происходит.

В горных породах, представляющих собой неоднородную пористую или пористо-трещиноватую среду, диффузионный процесс усложняется и характеризуется некоторым эффективным коэффициентом

том молекулярной диффузии, зависящим от величины пористости и внутренней структуры горных пород. Кроме того, на скорость молекулярной диффузии влияет влажность пород и электрический заряд диффундирующих ионов. Однако в целом скорость молекулярно-диффузионного переноса в горных породах очень мала.

Значительно большую роль в распространении загрязнений по водоносному пласту играет процесс так называемой г и д р а в л и ч е с к о й д и с п е р с и и, определяемый особенностями внутренней структуры горных пород и условиями движения в них жидкости.

Изменения в структуре и геометрических особенностях горных пород носят случайный характер, и для их описания можно пользоваться критериями математической статистики [13, 112].

В качестве случайной величины, характеризующей структуру порового пространства и условия движения жидкости в горных породах, принимают так называемую *локальную скорость течения жидкости*.

Предполагается при этом, что фильтрационный поток в целом имеет некоторую среднюю скорость, определяемую, например, по закону Дарси, но в то же время отдельные частицы жидкости могут испытывать случайные отклонения и блуждания, связанные с неравномерным распределением пор и трещин, а также с различием их геометрической формы и размеров.

Вследствие указанного различия скоростей происходит гидравлическая дисперсия (рассеяние) частиц жидкости по пути фильтрации, особенно заметная на контакте между двумя разнородными жидкостями.

Гидравлическая дисперсия, называемая также конвективной или фильтрационной диффузией, приводит, наряду с молекулярной диффузией, к смешению вытесняющей и вытесняемой жидкостей на границе между ними. Характерным параметром этого процесса является коэффициент конвективной (фильтрационной) дисперсии.

В природных условиях гидравлическая дисперсия вызывается не только указанной флуктуацией локальных скоростей, но и фильтрационной неоднородностью (макро-неоднородностью) пород. В связи с этим коэффициент конвективной диффузии часто можно рассматривать в качестве параметра, которым суммарно оцениваются явления рассеяния и дифференциации фильтрующегося потока загрязненных веществ в водоносных пластах.

С о р б ц и я (поглощение) породами содержащихся в промстоках веществ может оказывать существенное влияние на распространение загрязнений в водоносном горизонте.

Различают физическую и химическую сорбцию. Физическая сорбция является обратимым процессом, т. е. сорбция может смениться десорбцией того же вещества. При химической сорбции происходят химические реакции между сорбирующимся веществом (сорбатом) и частицами породы (сорбентом). Эти реакции нередко сопровождаются образованием нерастворимых соединений, в результате чего десорбция может быть затруднена.

В общем случае параметрами сорбционного процесса являются константа скорости сорбции и коэффициент распределения вещества между жидкой и твердой фазами при равновесии. При очень быстром взаимодействии достигается равновесное состояние, когда зависимость между концентрацией вещества в растворе и в твердой фазе характеризуется только той или иной изотермой сорбции.

Изменение концентрации загрязняющих компонентов в сточных водах при фильтрации может также происходить в результате обмена ионов между раствором и некоторыми природными минералами, содержащимися в породах. Обменная емкость пород, т. е. количество способных к обмену ионов, приходящихся на единицу веса породы, обычно невелика и не превышает нескольких миллиграмм-эквивалентов на грамм породы.

К числу химических реакций, которые могут протекать при взаимодействии сточных вод с подземными водами и породами, относятся окисление, восстановление, гидролиз и др. В результате этого некоторые содержащиеся в стоках сложные комплексные органические и неорганические соединения разрушаются с образованием свободных ионов, которые могут сорбироваться породой и претерпевать различные изменения. Другие составляющие сточных вод могут быть инертными к подземным водам и породам и вследствие этого будут передвигаться в пласте вместе с подземными водами. Распространению загрязнений в водоносных пластах может препятствовать (или замедлять их движение) наличие в породах так называемых тушиковых пор, являющихся как бы закрытыми ответвлениями поровых каналов.

Разнообразие состава сточных вод и возможных видов их взаимодействия с породами и подземными водами крайне усложняет задачу исследования и прогноза изменения качества подземных вод при фильтрации загрязненных сточных вод.

В связи с этим в настоящее время такие процессы рассматриваются в значительной мере обобщенно, как отмечавшиеся выше процессы *рассеяния* (диффузия, дисперсия) и *поглощения* (сорбция, обмен и др.). При этом задача количественной оценки миграции загрязненных растворов и сточных жидкостей заключается в том, чтобы на основе исходной концентрации или количества тех или иных веществ, поступающих в водоносный пласт, определить распределение их концентрации для любого участка пласта в любой момент времени.

Важнейшим обстоятельством является то, что при фильтрации загрязненных сточных вод в горных породах процессы диффузии, дисперсии и физико-химического взаимодействия, так же как и теплопроводности, протекают при движении одной фазы (раствор) относительно другой (порода), т. е. в условиях конвективного переноса.

Вопросы диффузионного и фильтрационного массообмена в горных породах впервые рассматривались в нашей стране Д. С. Коржинским [62]. Задача конвективной диффузии солей в подземных водах в связи с фильтрацией под гидротехническими сооружениями рассматривалась А. Н. Патрашевым и Н. Х. Арутюняном в 1941 г.

[89]. В 1953 г. была опубликована статья Н. Н. Веригина [35], в которой освещаются вопросы химической гидродинамики в связи с растворением и диффузией солей в грунтах.

Интересные исследования в этом направлении выполнены С. Ф. Аверьяновым [4], В. М. Шестаковым [116—120] и другими авторами как в нашей стране, так и за рубежом [13, 16, 48, 101, 133, 135].

Общая постановка задач о конвективной диффузии солей в подземных водах с учетом сорбции и растворения, а также решения этих задач применительно к различным инженерным проблемам даны в сводной работе Н. Н. Веригина и Б. С. Шержукова [43]. В этой работе приведена обширная библиография.

§ 2. ИСХОДНЫЕ ДИФФЕРЕНЦИАЛЬНЫЕ УРАВНЕНИЯ И ПАРАМЕТРЫ

Рассмотрим приближенное уравнение фильтрации солевых растворов в водоносном пласте, полагая, что их концентрация может быть осреднена вдоль сечений, нормальных направлению потока. Это позволяет свести уравнение к одномерному.

Учтем при этом для воды возможность перетекания из основного водоносного пласта в слабопроницаемые породы его кровли и подошвы, для солей — возможность диффузии и дисперсии, а также их удаление из раствора вследствие сорбции, ионного обмена, выпадения в осадок, задержки в тупиковых порах и других процессов поглощения. При этом в качестве искомой функции в уравнении будем считать концентрацию только одного из компонентов, входящего в состав раствора. Как показывают эксперименты, при малых концентрациях растворенных веществ предположение о независимости движения и взаимодействия с породами каждого из компонентов является вполне допустимым.

Весовой солевой поток (кг/м²·час) через элемент пласта при фильтрации

$$Q_c = -D \frac{\partial (nC)}{\partial x} + \gamma VC, \quad (\text{II.2.1})$$

где C — весовая концентрация компонента в растворе (кг/кг), V — скорость фильтрации (м/ч), γ — удельный вес раствора (кг/м³), D — коэффициент конвективной (фильтрационной) дисперсии (м²/час).

Уравнение неразрывности солевого потока

$$\frac{\partial Q_c}{\partial x} = -\frac{\partial (n\gamma C)}{\partial t} + W, \quad (\text{II.2.2})$$

где n — пористость пласта, а W — суммарные потери солей, поступивших в водоносный пласт вследствие сорбции, ионного обмена, удаления в породы кровли и подошвы и т. д.

Решая совместно равенства (II.2.1) и (II.2.2) с учетом уравнения баланса воды

$$\frac{\partial (\gamma V)}{\partial x} - \frac{\gamma (\varepsilon_1 - \varepsilon_2)}{m} = -\frac{\partial (\gamma n)}{\partial t}, \quad (\text{II.2.3})$$

где ε_1 и ε_2 — скорости перетекания воды через подошву и кровлю пласта, m — его мощность, получаем

$$D \nabla^2 C' - V \nabla C' - \frac{C' (\varepsilon_1 - \varepsilon_2)}{m} = n \frac{\partial C'}{\partial t} + W, \quad (\text{II.2.4})$$

где $\nabla^2 = \frac{\partial^2}{\partial x^2}$, $\nabla = \frac{\partial}{\partial x}$.

Соответственно для осесимметричного плоскорадиального потока сохраняется то же уравнение (II.2.4) при

$$\nabla^2 = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial}{\partial r} \right), \quad \nabla = \frac{\partial}{\partial r}.$$

Здесь C' — объемная концентрация компонента (кг/м³). В дальнейшем для простоты записи штрих при C опускается.

В уравнении (II.2.4) за малостью отброшены члены, содержащие производные от удельного веса по пути фильтрации.

Для решения уравнения (II.2.4) необходимо раскрыть содержание величины W .

Если основными процессами, определяющими поглощение или потери солей из раствора, являются сорбция, ионный обмен, задержка солей в тупиковых порах и переток солевого раствора в породы кровли и подошвы, то можно представить величину W в следующем виде:

$$W = n \frac{\partial N}{\partial t} + \frac{D_1}{m} \frac{\partial C_1}{\partial z} \Big|_{z_1} - \frac{D_2}{m} \frac{\partial C_2}{\partial z} \Big|_{z_2} - \frac{\varepsilon_1}{m} C_1 \Big|_{z_1} + \frac{\varepsilon_2}{m} C_2 \Big|_{z_2}, \quad (\text{II.2.5})$$

где N — количество солей, переходящих в твердую фазу и задерживающихся в тупиковых порах (величина N относится, как и концентрация C , к свободному поровому пространству), C_1 и C_2 — концентрации солей в поровых растворах пород подошвы и кровли, D_1 и D_2 — коэффициенты диффузии в них.

Коэффициент D в уравнении (II.2.4) является обобщенным коэффициентом молекулярной (D_m) и конвективной диффузии или гидравлической дисперсии (D_r):

$$D = D_m + D_r. \quad (\text{II.2.6})$$

Коэффициент молекулярной диффузии в пористой среде D_m связан с коэффициентом молекулярной диффузии в свободной среде (в жидкости) D_m^0 :

$$D_m = \lambda_1 n D_m^0, \quad (\text{II.2.7})$$

где λ_1 — коэффициент извилистости поровых каналов ($\lambda_1 < 1$).

Коэффициент гидравлической дисперсии D_r зависит от скорости фильтрации V и внутренней структуры пористой среды [72, 73, 13, 43, 84, 27]:

$$D_r = \lambda_2 V. \quad (\text{II.2.8})$$

Здесь λ_2 — параметр дисперсии, отражающий средний характерный размер частиц пористой среды и ее неоднородность, т. е. пред-

ставляющий в целом геометрическую характеристику порового пространства.

Уравнение кинетики сорбции представляется в таком общем виде:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = f(C, N, C_p, N_p), \quad (\text{II.2.9})$$

где C и N — изменяющиеся во времени концентрации вещества в жидкой и твердой фазах, C_p и N_p — равновесные концентрации.

Закономерности кинетики сорбции разнообразны. Применительно к грунтам кинетика сорбции обычно описывается следующим уравнением:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha (C - C_p), \quad (\text{II.2.10})$$

где α — кинетический коэффициент или так называемая константа скорости сорбции (1/час), C — средняя концентрация в жидкой фазе в момент времени t , C_p — концентрация равновесия с количеством вещества N , поглощенным твердой фазой в данном месте. Связь между N и C_p определяется изотермой сорбции. При линейной изотерме Генри:

$$C_p = \beta N, \quad (\text{II.2.11})$$

где β — коэффициент распределения вещества при сорбции.

В этом случае вместо уравнения (II.2.10) можно записать:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha (C - \beta N). \quad (\text{II.2.12})$$

Уравнение (II.2.12) часто применяется для описания кинетики обратимых процессов сорбции в грунтах при малой концентрации раствора.

При необратимой сорбции для реакции первого порядка существует зависимость вида

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha C, \quad (\text{II.2.13})$$

отражающая неограниченно большую сорбционную емкость породы.

В тех случаях, когда сорбционное равновесие устанавливается очень быстро, практически мгновенно, кинетика сорбции характеризуется уравнением:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \frac{1}{\beta} \frac{\partial C}{\partial t}, \quad (\text{II.2.14})$$

где β определяется по формуле (II.2.11).

Кинетическими уравнениями (II.2.10)—(II.2.14) могут быть также охарактеризованы и другие процессы поглощения или солеотдачи из раствора. В частности, они применимы к процессам ионного обмена [48], ими же описываются явления задержки солей в тупиковых порах [52, 64].

Таким образом, под величиной N следует подразумевать суммарное количество солей, удаляющихся из раствора в результате его взаимодействия с породами при фильтрации. Коэффициенты α и β при этом можно рассматривать как некоторые обобщенные параметры процесса поглощения. Численные их значения должны определяться опытным путем.

Если принять уравнение кинетики сорбции и поглощения в виде формулы (II.2.12), то из уравнений (II.2.4) и (II.2.5) окончательно получим

$$D \nabla^2 C - V \nabla C - \frac{\varepsilon_1 (C - C_1)}{m} \Big|_{z=z_1} + \frac{\varepsilon_2 (C - C_2)}{m} \Big|_{z=z_2} - \frac{D_1}{m} \frac{\partial C_1}{\partial z} \Big|_{z=z_1} + \\ + \frac{D_2}{m} \frac{\partial C_2}{\partial z} \Big|_{z=z_2} = n \frac{\partial C}{\partial t} + n\alpha (C - \beta N). \quad (\text{II.2.15})$$

Уравнение (II.2.15) является исходным для решения задачи о миграции солевых растворов в природных водонасыщенных пластах. Входящие в него компоненты, отмеченные индексами $z = z_{1,2}$, характеризуют условия на кровле и подошве данного пласта. Далее будет показано, что в слоистой системе пластов, при наличии слабопроницаемых разделяющих слоев, в которые может происходить диффузионный отвод солей, в силу неразрывности солевого потока $C = C_1$ и $C = C_2$; поэтому члены с множителями ε_1 и ε_2 из уравнения исключаются. В пластах, связанных с атмосферой и получающих питание путем инфильтрации атмосферных осадков или поверхностных вод, напротив, сохраняется один из этих членов, например с коэффициентом ε_1 , которым, в данном случае, оценивается интенсивность инфильтрации, а величина C_1 — это концентрация солей в воде, поступающей в пласт в результате инфильтрации. Члены же с производными C_1 и C_2 по z исключаются, поскольку можно принять, что коэффициенты диффузии D_1 и D_2 на границе поверхность подземных вод — атмосфера равны бесконечности.

В заключение приведем некоторые значения параметров, характеризующих миграцию растворов в горных породах.

Молекулярная диффузия различных веществ в растворах в свободной среде характеризуется коэффициентом $D_m^0 \sim 10^{-5}$ см²/сек. В горных породах коэффициент молекулярной диффузии D_m , как правило, меньше, причем в неполностью водонасыщенных средах, он зависит от влажности. Для чернозема и подзолистого суглинка $D_m = 0,3 - 0,4 \cdot 10^{-5}$ см²/сек, в кварцевом песке $0,3 - 0,7 \cdot 10^{-5}$, в каолиновых и монтмориллиновых глинах $0,5 - 0,8 \cdot 10^{-5}$, для моренных суглинков, лесса, глин установлен $D_m = 0,05 - 0,1 \cdot 10^{-5}$ см²/сек. Диффундирующие вещества в описанных случаях содержались в растворах NaNO₃, NaCl, KNO₃ и др. [32, 91].

Коэффициент дисперсии D неоднократно определялся в лабораторных экспериментах, при которых проводились наблюдения за распределением меченой жидкости, вытесняющей при фильтрации из образца породы немеченую жидкость. При этом в качестве метки были использованы растворы солей, красители и радиоактивные ве-

щества, не сорбирующие породой. По данным опытов в песках различной крупности, при скорости фильтрации, изменявшейся от 0,3 до 38 м/сутки, значения D соответственно составляли от $2 \cdot 10^{-5}$ до $2 \cdot 10^{-2}$ см²/сек. В супесях при скорости фильтрации $V = 5,2 - 6,3$ м/сутки $D = 1 - 6 \cdot 10^{-3}$ см²/сек. Для гравия при $V = 7,9 - 20,3$ м/сутки коэффициент дисперсии D был равен $0,6 - 3 \cdot 10^{-3}$ см²/сек. Суглинки характеризовались значениями $D = 0,02 - 5 \cdot 10^{-5}$ см²/сек. Параметр дисперсии λ_2 оказался равным для песков 0,3—0,7 мм, для супесей 1,6—3,3 мм, для гравия 2,4—3,3 см [4, 84, 95, 109].

В пористо-трещиноватых и трещиноватых породах дисперсия загрязнений и коэффициент дисперсии увеличиваются. Так, по результатам лабораторных опытов по дисперсии в песчаниках $D = 4,2 \cdot 10^{-2}$ см²/сек. В блочной модели трещиноватой породы при $V = 16,5 - 66,4$ м/сутки коэффициент D достигал $2,4 \cdot 10^{-2}$ см²/сек при параметре $\lambda_2 = 4,3$ см [84].

По данным полевого опыта при запуске раствора в водоносные однородно-трещиноватые известняки пермского возраста, характеризующиеся коэффициентами фильтрации 0,2—0,7 м/сутки, параметр дисперсии λ_2 был равен 30 см [84]. Можно предполагать, что в неоднородных и особенно в трещиноватых скальных породах параметры гидравлической дисперсии будут иметь более высокие значения.

Сведения по сорбции различных веществ из растворов при фильтрации на горных породах крайне скудны.

В результате обработки опытов по фильтрации через пески катионных изотопов Ca^{45} , Sr^{89} , Cs^{137} были получены следующие значения параметров сорбции: коэффициент распределения $\beta = 0,007 - 0,57$ и константа скорости сорбции $\alpha = 1 - 10^4$ /час [120]. При этом сорбция была отнесена к единице объема грунта. Расчет сорбции на единицу активного порового пространства при $n = 0,25$ дает $\beta \approx 0,002 - 0,14$ и указывает на значительную сорбируемость исследованных элементов. Лабораторные опыты по сорбции некаля — поверхностно-активного вещества, содержащегося в сточных водах производства синтетического каучука, при фильтрации в песках аллювиального водоносного горизонта дали значения $\beta = 7,1 - 18,2$ и $\alpha = 0,1 - 2^4$ /час. Изучение сорбции этого же вещества в природных условиях путем исследования состава чистых и загрязненных подземных вод и пород показало близкие к лабораторным значения коэффициента распределения ($\beta = 5 - 20$) и подтвердило малую сорбируемость данного вещества на породах [83].

Сорбция цинка при фильтрации промстоков в водоносном горизонте, сложенном тонкозернистыми песками и супесями, характеризуется значением $\beta = 20 - 30$ (опытные данные Ф. И. Тютюновой).

Используя приведенные выше значения D_m , оценим роль собственно молекулярной диффузии в миграции загрязнений в водонасыщенных пластах.

Относительное значение молекулярно-диффузионного и конвективного переноса может быть определено по величине безразмерного

критерия Пекле $Pe = \frac{V \cdot L}{D_m}$, где L — характерный размер пласта, например его длина. Значение молекулярной диффузии может быть существенным только при $Pe \ll 1$. Между тем, в водоносных пластах, как правило, число Пекле всегда больше 1. Так, даже при очень малой скорости фильтрации, например $V = 0,001$ см/сутки и на коротких путях фильтрации ($L = 500$ м) при $D_m = 10^{-5}$ см²/сек, $Pe = 50$ и, таким образом, преобладает конвективный перенос. При гидравлической дисперсии, когда $D = \lambda_2 V$ и $Pe = \frac{L}{\lambda_2}$, роль конвективного переноса остается по-прежнему значительной, так как $\lambda_2 \ll L$.

Молекулярная диффузия может иметь заметное значение в процессе выравнивания концентрации внутри отдельных пор водоносного пласта. Здесь, если в качестве характерного линейного размера использовать диаметр поры или зерна породы, то $Pe < 1$.

§ 3. РЕШЕНИЕ УРАВНЕНИЯ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД В РАДИАЛЬНОМ ПОТОКЕ БЕЗ УЧЕТА СОРБЦИИ И ПОГЛОЩЕНИЯ

Движение загрязненных стоков в радиальном потоке является одной из типовых задач, позволяющих выявить закономерности фильтрации сточных жидкостей из круглых в плане бассейнов иохранилищ с учетом взаимодействия этих жидкостей с природными подземными водами и породами.

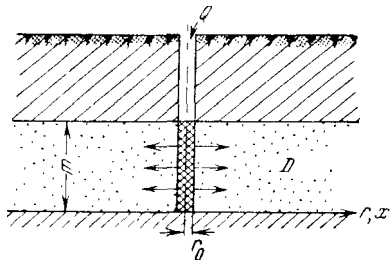


Рис. II.1. Схема к расчету миграции загрязненных стоков в изолированный водоносный пласт

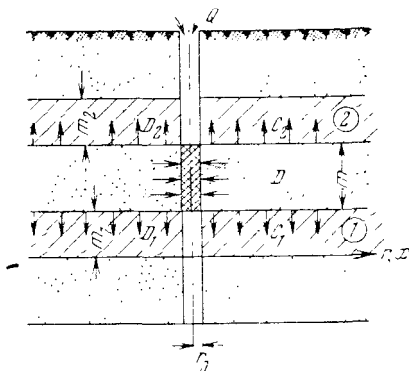


Рис. II.2. Схема к расчету миграции загрязненных стоков в слоистую толщу

Эта задача решается на основе приведенного в предыдущем параграфе дифференциального уравнения (II.2.4). Для более ясной оценки значимости основных факторов в процессе фильтрации загрязненных стоков рассмотрим простейший случай, когда стоки являются нейтральными к породам, т. е. отсутствуют сорбция и другие виды поглощения загрязняющих компонентов, а водоносный пласт изолирован непроницаемыми кровлей и подошвой. Это позволяет осве-

тить роль фильтрационной дисперсии. Затем приведем приближенные решения с учетом сорбции и поглощения в изолированном пласте, а также при диффузионном отводе загрязняющих компонентов в породы кровли и подошвы (рис. II.1 и II.2).

В такой же последовательности будут даны решения для плоскопараллельного потока.

В уравнении (II.2.4) в данном случае исключаются члены $\frac{C(\epsilon_1 - \epsilon_2)}{m}$ и W . Скорость фильтрации в радиальном потоке при квазистационарном режиме: $V = Q/2\pi mr$ (Q — фильтрационный расход, m — мощность пласта, r — координата).

Принимается, что в бассейн подается постоянное количество солей:

$$Q_{\text{сол}} = Q_0 C_0. \quad (\text{II.3.1})$$

Здесь Q_0 — количество (расход) стоков, поступающих в бассейн, C_0 — концентрация прослеживаемого компонента в них.

При этом на контуре бассейна и водоносного пласта должно выдерживаться условие третьего рода:

$$t > 0, r = r_0, 2\pi mr D \frac{\partial C}{\partial r} - QC = -Q_{\text{сол}} C_0 \quad (\text{II.3.2})$$

где C — концентрация прослеживаемого компонента в стоках, фильтрующихся из бассейна в водоносный пласт.

Приближенное решение задачи при условии (II.3.2), когда можно принять, что размеры бассейна малы по сравнению со всей областью фильтрации и процесс протекает длительное время, причем $Q_0 = Q$, представляется в следующем виде [25]:

$$C(r, t) = C_0 + (C_0 - C_0)[1 - F_1(v, Fo) - F_2(v, Fo, B)]. \quad (\text{II.3.3})$$

Здесь C_0 — первоначальная концентрация компонента в подземных водах (при фильтрации в незагрязненные подземные воды $C_0 = 0$), а F_1 и F_2 — безразмерные функции, определяемые по следующим выражениям:

$$F_1 = \frac{1}{\Gamma(v)} \int_0^{\frac{1}{4Fo}} e^{-z} z^{v-1} dz, \quad (\text{II.3.4})$$

$$F_2 = \frac{\exp(-4FoB)}{\Gamma(v)} \int_0^{\frac{1}{4Fo}} e^{-z + \frac{B}{z}} z^{v-1} dz, \quad (\text{II.3.5})$$

$$Fo = \frac{D^* t}{r^2}, \quad D^* = \frac{D}{n}, \quad v = \frac{Pe}{2}, \quad B = \frac{Pe}{2} \left(\frac{r}{r_0} \right)^2 \left(\frac{Pe}{2} - 1 \right),$$

где Γ — символ гамма-функции,

Pe — символ критерия Пекле, которым оценивается соотношение между конвективной и диффузионной составляющими в процессе миграции. Для радиального потока:

$$Pe = \frac{Vr}{D} = \frac{Q}{2\pi m D} \quad (II.3.6)$$

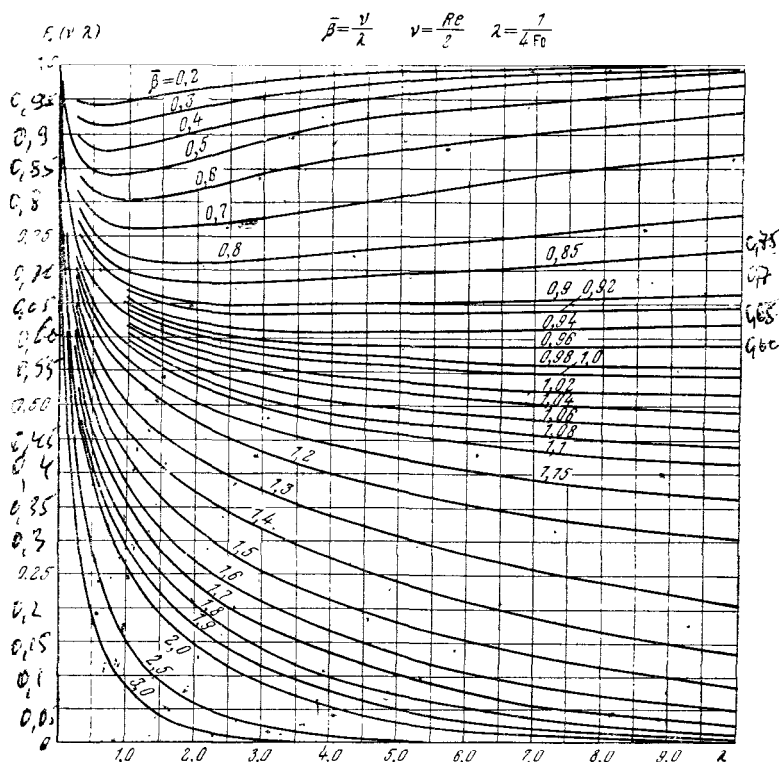


Рис. II.3. Графики функций $F_1(\nu, Fo)$ при $\lambda = 0 \div 10$

Графики функции F_1 в зависимости от $\lambda = 1/4Fo$, $\nu = Pe/2$ и $\bar{\beta} = \frac{\nu}{\lambda}$ приведены на рис. II.3 и II.4.

Если вместо условия (II.3.2) принять, что на контуре бассейна концентрация фильтрующихся сточных вод сохраняется постоянной равной C_0 , то решение выражается так:

$$C(r, t) = C_0 + (C_6 - C_0)(1 - F_1(\nu, Fo)). \quad (II.3.7)$$

Это решение применительно к теплопроводности в подземных водах рассматривалось Н. Н. Веригиным [38] и Э. Б. Чекалюком [106].

Солевой расход S в любом сечении потока, находящемся на расстоянии r от центра бассейна, может быть вычислен по выражению:

$$S = CQ - 2\pi mrD \frac{\partial C}{\partial r}.$$

В соответствии с выражением (II.3.7) имеем:

$$S = Q \left\{ C_0 + (C_6 - C_0) [1 - F_1(v, Fo)] \right\} + 4\pi mD (C_6 - C_0) \left(\frac{1}{4Fo} \right)^v e^{-1/4Fo}, \quad (\text{II.3.8})$$

где обозначения прежние.

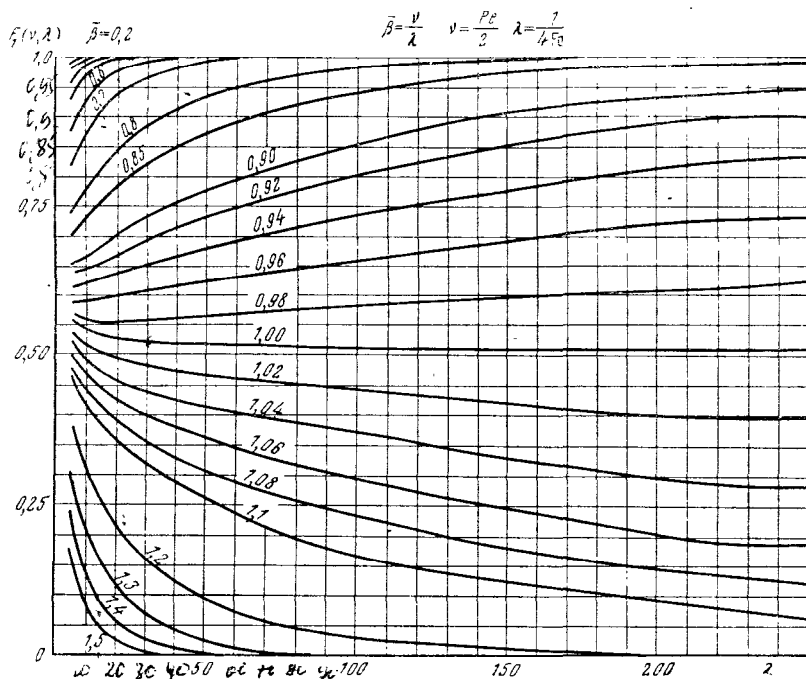


Рис. II.4. Графики функций $F_1(v, Fo)$ при $\lambda = 0 \div 250$

Из рассмотрения полученных результатов следует, что при фильтрации стоков из бассейна в радиальном потоке подземных вод образуются три зоны, отличающиеся содержанием загрязняющих веществ (рис. II.5).

В ближайшей к бассейну первой зоне подземные воды загрязнены в максимальной степени, и концентрация прослеживаемых компонентов здесь приближается к концентрации в стоках, поступающих в бассейн, т. е. $C \approx C_6$. В удалении от бассейна, в третьей зоне, загрязнения в подземных водах и породах практически отсутствуют

($C = C_0$). Между этими зонами размещается вторая, переходная зона, где в результате конвективной дисперсии происходит смешение загрязненных и чистых подземных вод с постепенным изменением концентрации от $C = C_6$ до $C = C_0$.

При непрерывном поступлении загрязненных вод с течением времени границы этих зон перемещаются в направлении фильтрационного потока, в результате чего расширяется первая зона, которой в основном определяются размеры территории с загрязненными подземными водами. Границы переходной зоны или зоны смешения также перемещаются, и при этом увеличиваются ее размеры.

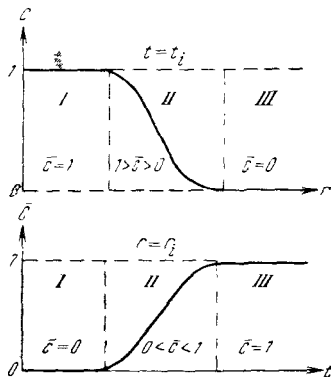


Рис. 11.5. Графики $\bar{C}(r)$ и $\bar{C}(t)$

Длина зоны смешения между точками, в которых концентрация загрязнения соответственно равна $\bar{C} = 0,99$ и $\bar{C} = 0,01$ ($\bar{C} = \frac{C - C_0}{C_6 - C_0}$), определяется из приведенного решения (II.3.7) по следующей зависимости [25]

$$L = 4,7 \sqrt{D^* t}. \quad (\text{II.3.9})$$

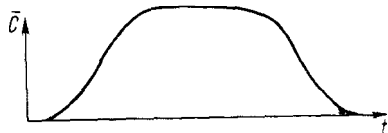


Рис. 11.6. Графики зависимости $\bar{C}(t)$ при ограниченном периоде поступления загрязненных стоков в пласт

При условии третьего рода в соответствии с решением (II.3.3) длина переходной зоны несколько больше и зависит как от параметра ν , связанного с расходом источника Q , так и от параметра B , определяемого расстоянием рассматриваемой точки от скважины.

При одном и том же значении ν длина зоны L возрастает по мере уменьшения B , т. е. с приближением к источнику загрязнения. С удалением от него, с ростом B , величина L уменьшается, приближаясь к значению L , соответствующему решению (II.3.7) при условии первого рода. При $B > 1000$ длина зоны смешения для обоих условий практически одинакова.

Представляет интерес определение концентрации загрязнений в радиальном потоке после прекращения поступления из источника загрязненных стоков. Рассматриваемый случай аналогичен вытеснению нефти оторочкой растворителя, продвигаемой по пласту водой [104], а также «пакетному» запуску индикатора при гидравлических исследованиях пласта.

При постоянстве расхода стоков Q объем поступившего в пласт пакета $V = Qt_n$, где t_n — длительность периода подачи загрязнен-

ных сточных вод. Начальная длина пакета δ_0 у источника загрязнения будет:

$$\delta_0 = \sqrt{\frac{Q(t_n - t_0)}{\pi mn}} + r_0^2, \quad (\text{II.3.10})$$

где t_0 — время перемешивания стоков под бассейном, r_0 — радиус бассейна. Для пакетного поступления стоков решение (II.3.7) записывается в следующем виде [27]:

$$\bar{C} = F_1(v, F_{0,t-t_n}) - F_1(v, F_{0,t}), \quad (\text{II.3.11})$$

$$F_{0,t} = \frac{D^* t}{r^2}, \quad F_{0,t-t_n} = \frac{D^* (t-t_n)}{r^2}. \quad (\text{II.3.12})$$

Кривые $\bar{C}(t)$ при пакетной схеме фильтрации загрязнений имеют экстремум (рис. II.6). Характер кривых (длительность прохождения пакета, максимальная концентрация) определяется расстоянием до точек наблюдения и длительностью периода поступления загрязнений. Это объясняется, в первую очередь, уменьшением длины «пакета» по мере удаления от бассейна. Кроме того, как показано было выше, с удалением от источника загрязнения происходит увеличение переходной зоны на внешних и внутренних границах пакета, причем степень деформации первоначально резких границ пакета зависит от времени, а также от параметров n и D .

При отсутствии дисперсии, когда $D = 0$, исходное уравнение (II.2.4) переходит в уравнение первого порядка, решение которого при условиях $C = C_0$, $t = 0$ и $C = C_0$, $r = r_0$ имеет следующий вид:

$$C = C_0 + (C_0 - C_0) \cdot f(t - \lambda), \quad (\text{II.3.13})$$

где f — так называемая единичная функция; при $t < \lambda$ $f = 0$, а при $t > \lambda$ $f = 1$, причем

$$\lambda = \frac{\pi mn}{Q} (r^2 - r_0^2) + t_0. \quad (\text{II.3.14})$$

Из уравнения (II.3.13) следует, что загрязненные стоки в данном случае передвигаются «поршневым» образом, как бы выталкивая чистые природные воды. На границе раздела тех и других концентрация меняется скачкообразно от C_0 до C_0 . Положение фронта загрязненных вод совпадает здесь с «фронтом фильтрации чистого растворителя» или просто «фронтом фильтрации» r_Φ и определяется при этом по следующему соотношению:

$$r_\Phi = \sqrt{\frac{Q(t - t_0)}{\pi mn}} + r_0^2. \quad (\text{II.3.15})$$

Соответственно время, за которое загрязненные воды достигнут точки, удаленной на расстояние r от центра источника загрязнения, будет:

$$t - t_0 = \frac{\pi mn}{Q} (r^2 - r_0^2). \quad (\text{II.3.16})$$

Если учитывать дисперсию, то координата точки перегиба r_n кривых $\bar{C}(r, t)$ в переходной зоне может быть найдена из следующего выражения, полученного путем двукратного дифференцирования решения (II.3.7):

$$\lambda = \frac{1}{4Fo} = v - 1, \quad (\text{II.3.17})$$

$$r_n = \sqrt{Qt/\pi mn - 4D^*t}. \quad (\text{II.3.18})$$

Из сопоставления (II.3.15) и (II.3.18) видно, что при условии $\frac{Q}{D^*ma} \geq 0,002$ (а это условие выдерживается практически всегда) значения r_n и r_f различаются не более чем на 1%, т. е. во всех случаях можно принимать

$$r_f = r_n.$$

При $Pe \geq 600$ концентрация C_n в точке r_n совпадает с половинной концентрацией, т. е. $\bar{C}_n = 0,5$, и характеризует так называемый «фронт дисперсии» r_d . При $Pe < 600$ в точке r_n концентрация $\bar{C}_n > 0,5$, т. е. точка с половинной концентрацией движется, несколько опережая фронт фильтрации чистого растворителя.

Соотношение между координатами фронта филь-

трации r_f и положением точек с различной концентрацией r_n иллюстрируется рис. II.7. Отставание $r_d = r_{\bar{C}=0,5}$ от r_f в рассматриваемой радиальной схеме со временем увеличивается.

Необходимо отметить, что при рассмотрении конвективной диффузии в радиальном потоке предполагалось, что $D = \text{const}$, т. е. не учитывалась зависимость D от скорости фильтрации, которая в радиальном потоке является величиной переменной, зависящей от r .

Введение зависимости $D(r)$ в уравнение чрезвычайно усложняет его решение. В целях упрощения можно, как это нередко делается, ввести осредненное значение коэффициента дисперсии $D_{\text{ср}}$, например, по зависимости:

$$D_{\text{ср}} = \frac{1}{r - r_0} \int_{r_0}^r D(r) dr. \quad (\text{II.3.19})$$

Приближенные решения уравнения конвективной дисперсии в радиальном потоке с учетом зависимости $D = \lambda_2 V$ были получены

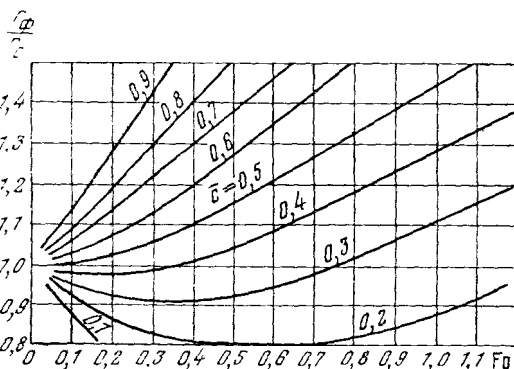


Рис. II.7. Положение концентрационных точек в осесимметричном потоке

в работах [118, 132, 136]. В работе [132] это решение представлено в следующем виде:

$$\bar{C} \approx 0,5 \operatorname{erfc} \left(\frac{1-v/\lambda}{\sqrt{8/3v}} \right), \quad (\text{II.3.20})$$

где v — определяется по формуле (II.3.5), λ — по формуле (II.3.17).

В работах [118, 136] уравнение конвективной дисперсии в радиальном потоке сведено к уравнению в линейном потоке путем усреднения значения $\pi(r^2 - r_0^2)D$ в течение расчетного времени t_ϕ , характеризующего положение фронта фильтрации ($t_\phi = \pi m n r^2 / Q$). Решение линеаризованного уравнения при $D_m = 0$ в тех же обозначениях имеет вид:

$$\bar{C} \approx 0,5 \operatorname{erfc} \frac{1-v/\lambda}{\sqrt{(8/3v) V v / \lambda}} \quad (\text{II.3.21})$$

или по [118]

$$\bar{C} \approx 0,5 \operatorname{erfc} \frac{0,5 (r^2 - r_0^2) - Q t / 2 \pi m n_0}{\sqrt{(4/3) \lambda_2 r_\phi^3}}, \quad (\text{II.3.22})$$

где r_ϕ выражается по формуле (II.3.15).

Здесь $\operatorname{erfc}(z) = 1 - \Phi(z)$, $\Phi(z)$ — обозначение интеграла вероятности (функции Крампа) (см. приложение V).

Эксперименты показали [84], что формулы (II.3.20) и (II.3.22) описывают процесс дисперсии в радиальном потоке достаточно удовлетворительно. Вместе с тем из сопоставительных расчетов следует, что в приведенные выше решения (II.3.3) и (II.3.7), если при расчетах по ним концентраций в каждой точке пользоваться зависимостью коэффициента дисперсии от скорости в виде (II.2.8), дают вполне приемлемый по точности результат.

§ 4. РЕШЕНИЕ УРАВНЕНИЯ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД В РАДИАЛЬНОМ ПОТОКЕ С УЧЕТОМ СОРБЦИИ И ПОГЛОЩЕНИЯ

Пласт изолирован непроницаемыми подошвой и кровлей. В качестве исходного по-прежнему принимается уравнение (II.2.4), в котором исключается член $\frac{C(\varepsilon_1 - \varepsilon_2)}{m}$, а выражение для W представляется в виде:

$$W = n \frac{\partial N}{\partial t}. \quad (\text{II.4.1})$$

При этом в соответствии со сказанным в § 2 данной главы сорбция и другие виды поглощения и солеотдачи из раствора загрязненных стоков рассматриваются обобщенно. Кинетика этих процессов описывается уравнением (II.2.12).

Приближенное решение уравнения (II.2.4) с учетом (II.2.12) и (II.4.1) при условии постоянства концентрации загрязнений на контуре бассейна дано в работе [87]. Результаты этого решения представляются в следующем виде:

а) в начальной стадии фильтрации (порядка $t \leq 0,1/\alpha\beta$ и $t \leq (0,25-0,5) r^2/D^*$)

$$C(r, t) \approx C_0 + (C_0 - C_0) \cdot F_3(v, Fo, \bar{B}), \quad (\text{II.4.2})$$

$$F_3(v, Fo, \bar{B}) = \frac{1}{\Gamma(v)} \int_{1+4\bar{B}^2}^{\infty} e^{-z} z^{-\frac{v}{2}} z^{v-1} dz, \quad (\text{II.4.3})$$

где $\bar{B} = 2 r^2/4D^*$ и по-прежнему $Fo = D^*t/r^2$.

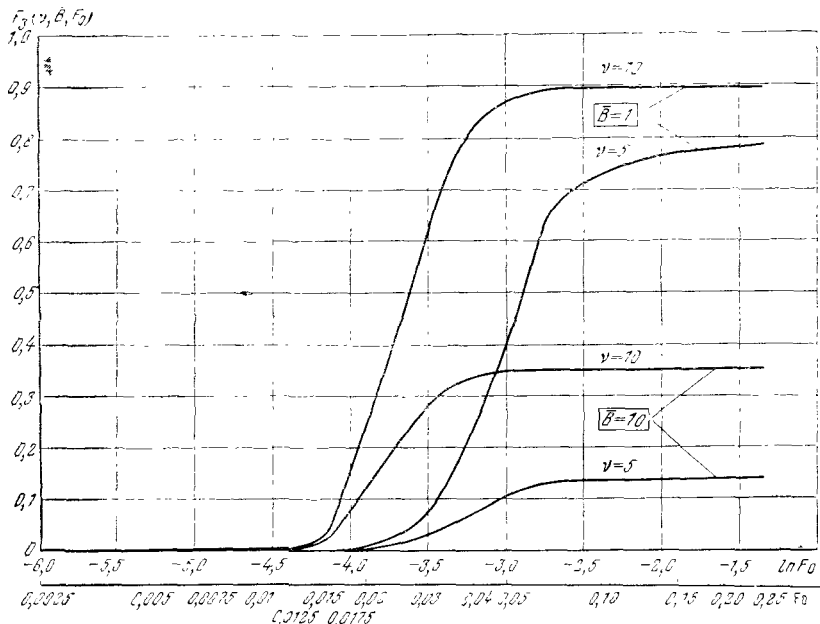


Рис. II.8. График функций $F_3(v, Fo, \bar{B})$

Функция F_3 подробно табулирована [87]. На рис. II.8 значения ее даны в виде графиков;

б) при длительных периодах фильтрации (порядка $t \geq 10/\alpha\beta$)

$$C(r, t) \approx C_0 + (C_0 - C_0)(1 - F_1(v, Fo^*)), \quad (\text{II.4.4})$$

где $F_1(v, Fo^*)$ определяется по формуле (II.3.4) и графикам на рис. II.3 и II.4 предыдущего параграфа, при $Fo^* = \frac{D^*t}{r^2} \left(\frac{\beta}{1+\beta} \right)$.

Из приведенных решений видно, что в начальной стадии кинетика сорбции и поглощения описывается уравнением (II.2.13), т. е. скорость этих процессов прямо пропорциональна концентрации загрязнений в фильтрующемся растворе сточных вод (в решение (II.4.2) — (II.4.3) входит только константа α).

С течением времени процессы сорбции и поглощения приобретают равновесный характер (в решении (II.4.4) константа α отсутствует, из чего следует, что в уравнении кинетики (II.2.12) ее значение стремится к бесконечности).

Длительность периода, в течение которого проявляется кинетика взаимодействия, по сравнению с длительностью фильтрации в реальных водоносных горизонтах настолько мала, что при прогнозах движения загрязнения в большинстве случаев кинетику вообще можно не учитывать и сам процесс физико-химического взаимодействия следует считать равновесным. Лишь в условиях лабораторного изучения сорбции, ионного обмена и других процессов в грунтах роль кинетики может оказаться ощутимой.

Действительно, если принять, например, $\beta = 0,1$ и $\alpha = 10^4/\text{час}$, то решением (II.4.4), соответствующим равновесной кинетике, можно воспользоваться уже через $t \geq 10$ час.

Таким образом, решение (II.4.4) можно считать основным. В математическом отношении оно аналогично решению (II.3.7), данному выше для случая, когда учитывается только гидравлическая дисперсия. Соответственно сохраняют силу и все вытекающие из него формулы для определения длины зоны смешения, солевого расхода, пакетной фильтрации и др. Во всех этих формулах, при необходимости отразить при расчетах процессы сорбции и поглощения, необходимо принимать $D^* \left(\frac{\beta}{1+\beta} \right)$ вместо D^* .

Действительно также решение (II.3.13) для поршневого вытеснения (при пренебрежении дисперсией), в котором нужно принимать:

$$\lambda = \pi m n (1 + \beta) (r^2 - r_0^2) / Q \beta.$$

Формулы для нахождения положения фронта поршневого вытеснения в этом случае будут:

$$r_\phi = \sqrt{\frac{Q (t - t_0) \beta}{\pi m n (1 + \beta)} + r_0^2}; \quad (\text{II.4.5})$$

$$t - t_0 = \frac{\pi m n (1 + \beta)}{Q \beta} (r^2 - r_0^2). \quad (\text{II.4.6})$$

Процессы сорбции и поглощения, следовательно, приводят к замедлению продвижения фронта загрязненных вод по сравнению с фронтом чистого растворителя.

Вместе с тем из данного решения следует, что при постоянно действующем источнике (бассейне, хранилище) в изолированном водоносном горизонте загрязнения могут продвигнуться на большие расстояния, определяемые интенсивностью поступления стоков и параметрами пласта. Процессы диффузии, дисперсии, сорбции, ионного обмена и т. п., так же как и задержка в тупиковых порах, приводят лишь к замедлению и растягиванию процесса формирования результирующей концентрации загрязняющего компонента в подземных водах.

Однако численно концентрация его в пласте в конечном счете достигает таких же величин, как и при отсутствии сорбции и соледондачи в тупиковые поры.

Слоистый пласт. Решение задачи о фильтрации загрязненных вод в слоистой системе пластов, полученное на основе полного уравнения (II.2.4), изложено в работе [26]. Кроме того, подобные задачи миграции солей и теплопроводности рассматривались В. М. Шестаковым и А. А. Рошаем [97], а также Г. Е. Малофеевым [65, 66, 67], Н. Н. Лапшиным и другими авторами.

Ниже приводятся результаты решения, данного в работе [26] для двух схем — с ограниченными и неограниченными по мощности слабопроницаемыми слоями кровли и подошвы.

Ограниченная мощность слоев кровли и подошвы. В этой схеме на контакте слоев кровли и подошвы с соседними водоносными пластами (выше- и нижезалегающими) ставится условие постоянства концентрации (открытая система). Можно предположить, что в основном фильтрующем слое загрязненные сточные воды взаимодействуют с природными водами и породами под влиянием гидравлической дисперсии и всего комплекса процессов сорбции и поглощения. Отвод солей в породы кровли и подошвы осуществляется только путем диффузии, а также сорбции и поглощения, без конвективного переноса.

Для решения уравнения (II.2.4) при этих условиях предварительно находят значения концентрации C_1 и C_2 в кровле и подошве из решения соответствующих уравнений миграции для этих слоев.

Результат решения для длительных периодов фильтрации ((порядка $10/\alpha_i\beta_i \leq t \leq \frac{m_i^2(1+\beta_i)}{2Di\beta_i}$)) выражается в следующем виде:

$$C(r, t) \approx C_0 + (C_6 - C_0) F_3(v, F_0^*, B^*); \quad (\text{II.4.7})$$

$$F_3(v, F_0^*, B^*) = \frac{1}{\Gamma(v)} \int_{A/4F_0}^{\infty} e^{-z - \frac{B^*}{z}} z^{v-1} dz, \quad (\text{II.4.8})$$

где

$$A = \frac{1+\beta}{\beta} + \frac{n_1 m_1}{3nm} \left(\frac{1+\beta_1}{\beta_1} \right) + \frac{n_2 m_2}{3nm} \left(\frac{1+\beta_2}{\beta_2} \right); \quad (\text{II.4.9})$$

$$B^* = Er^2/4D^*; \quad (\text{II.4.10})$$

$$E = \frac{D_1}{nm_1m} + \frac{D_2}{nm_2m}, \quad F_0^* = F_0/A, \quad F_0 = \frac{D^*t}{r^2}, \quad v = Pe/2. \quad (\text{II.4.11})$$

Индексами 1, 2 обозначены параметры для слоев кровли и подошвы, без индекса — для основного фильтрующего пласта.

Функция (II.4.8) аналогична полученной выше функции (II.4.3) для начальной стадии фильтрации в изолированном пласте с учетом сорбции и поглощения.

График F_3 см. на рис. II.8. При пользовании им применительно к рассматриваемой здесь задаче следует принимать B^* вместо $\bar{B}$ и F_0^* вместо F_0 соответственно по (II.4.10) и (II.4.11).

Таким образом, наличие соседних слоев с постоянной концентрацией и возможность отвода в них загрязнений приводит к весьма значительному снижению их содержания в стоках, фильтрующихся по основному пласту. По существу это создает условие неограниченной емкости поглощения, соответствующее уравнению кинетики (II.2.13).

Процесс миграции здесь со временем приобретает установившийся характер: при $t \rightarrow \infty$ вместо (II.4.7) имеем:

$$C(r) = C_0 + (C_6 - C_0) \frac{r^\nu (E/D^*)^{\frac{1}{2}\nu}}{2^{\nu-1}\Gamma(\nu)} \cdot K_\nu \left(r \sqrt{\frac{E}{D^*}} \right), \quad (\text{II.4.12})$$

где K_ν — символ функции Бесселя второго рода от мнимого аргумента ν -го порядка.

Если не учитывать дисперсии в основном пласте, то при принятых временных ограничениях решение будет иметь вид:

$$C(r, t) = C_0 + (C_6 - C_0) \exp \left[-\frac{\pi m n E (r^2 - r_0^2)}{Q} \right] f(t - \lambda), \quad (\text{II.4.13})$$

где f — единичная функция: $f = 0$ при $t < \lambda$, $f = 1$ при $t > \lambda$,

$$\lambda = \pi m n A (r^2 - r_0^2) Q,$$

A и E определяются по (II.4.9) и (II.4.11).

Координата r границы раздела между загрязненными водами и природными подземными водами с фоновой концентрацией при этом будет

$$r = \sqrt{\frac{Q(t - t_0)}{\pi m n A} + r_0^2}; \quad (\text{II.4.14})$$

$$t - t_0 = \pi m n A (r^2 - r_0^2) / Q. \quad (\text{II.4.15})$$

Неограниченная мощность слоев кровли и подошвы. При неограниченной мощности слабопроницаемых слоев кровли и подошвы решение рассматриваемой задачи без учета гидравлической дисперсии в основном пласте (но с учетом процессов поглощения) имеет вид

$$C = C_0 + (C_6 - C_0) \operatorname{erfc} \left(-\frac{B^{**} (r^2 - r_0^2) \pi m n}{2QVt - \lambda} \right) \cdot f(t - \lambda). \quad (\text{II.4.16})$$

Здесь по-прежнему f — единичная функция, причем

$$\lambda = \frac{\pi m n (r^2 - r_0^2) (1 + \beta)}{Q\beta}, \quad B^{**} = \frac{1}{m n} \left(n_1 \sqrt{\frac{D_1^* (1 + \beta_1)}{\beta_1}} + \right. \\ \left. + n_2 \sqrt{\frac{D_2^* (1 + \beta_2)}{\beta_2}} \right). \quad (\text{II.4.17})$$

Координаты границы раздела и время продвижения загрязненных стоков и естественных вод в данном случае определяются по (II.4.14) и (II.4.15).

Численный анализ показывает, что этой формулой можно широко пользоваться для практических расчетов. Поскольку в рассматриваемых условиях всегда z больше единицы и, следовательно, $\operatorname{erfc}(z) < 1$, то теоретически в течение всего периода фильтрации расчеты по формуле (II.4.16) дадут значения $\bar{C} < 1$.

Таким образом, и при отсутствии слоев с постоянной концентрацией диффузия, сорбция и другие процессы поглощения в слабопроницаемых породах кровли и подошвы, а также аналогичные процессы в основном фильтрующем пласте задерживают распространение загрязнений, вызывая более позднее появление входной концентрации.

При этом фронт сорбционно-дисперсионной волны, т. е. точка перегиба кривой $\bar{C}(t)$, в условиях солейстдачи в породы подошвы, кровли и сорбции в основном пласте, отстает от фронта фильтрации (или фронта поршневого вытеснения).

Как и в изолированном пласте, здесь кинетику сорбции и поглощения при длительной фильтрации можно не учитывать.

§ 5. РЕШЕНИЕ УРАВНЕНИЙ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОКОВ В ПЛОСКО-ПАРАЛЛЕЛЬНОМ ПОТОКЕ

Вопрос о миграции загрязняющих веществ в плоско-параллельном потоке, как и рассматриваемые далее собственно гидродинамические задачи для этой схемы, приобретают интерес для тех случаев, когда бассейны имеют вытянутую форму и располагается вблизи линейного водозабора или реки. Кроме того, результаты решения этой задачи используются для приближенного графо-аналитического прогноза продвижения загрязнений по гидродинамическим сеткам.

Решения для данной схемы при тех же условиях, что были приняты при рассмотрении радиального потока (см. §§ 3 и 4 данной главы), излагаются ниже.

Пласт, изолированный непроницаемыми кровлей и подошвой (без учета поглощения). Полагая $C = C_0 = \text{const}$ при $x = 0$ (см. рис. II.4), в данном случае получим [123, 128, 77, 43, 118].

$$\bar{C}(x, t) = 0,5 \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{1 - PeFo}{2\sqrt{Fo}} \right) + e^{Pe} \operatorname{erfc} \left(\frac{1 + PeFo}{2\sqrt{Fo}} \right) \right]. \quad (\text{II.5.1})$$

Здесь $Pe = V^*x/D^*$, $Fo = D^*t/x^2$, остальные обозначения прежние.

Скорость фильтрации в плоско-параллельном потоке при длительной фильтрации принимается величиной постоянной. В уравнении (II.5.1) вторым членом в прямых скобках можно за малостью пренебречь [92]. Тогда

$$\bar{C}(x, t) \approx 0,5 \operatorname{erfc} \left(\frac{1 - PeFo}{2\sqrt{Fo}} \right). \quad (\text{II.5.2})$$

Этот приближенный вид решения позволяет легко оценить параметры миграции в рассмотренных условиях плоско-параллельного потока.

При относительной концентрации $\bar{C} = 0,5$ из (II.5.2) получаем $(1 - PeFo) = 0$ и, следовательно, $x = V^*t$.

При отсутствии дисперсии, т. е. при поршневой схеме вытеснения, в исходном уравнении $D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = 0$, и тогда получим

$$\bar{C}(x, t) = f(t - \lambda), \quad (\text{II.5.3})$$

где по-предыдущему $f = 0$ при $t < \lambda$ и $f = 1$ при $t > \lambda$, причем

$$\lambda = t_0 + \frac{x - x_0}{V^*}; \quad (\text{II.5.4})$$

x_0 и t_0 здесь характеризуют размеры бассейна (от осевой линии до контура) и время образования фронта сточных вод на контуре бассейна.

Поскольку $x_0 = V^*t_0$, вместо (II.5.4) имеем

$$\lambda = \frac{x}{V^*} \text{ и } x = V^*t. \quad (\text{II.5.5})$$

Координата точки с любой концентрацией находится по следующей зависимости:

$$x = V^*t - 2\sqrt{D^*t} [\text{arc erf}(1 - 2\bar{C})], \quad (\text{II.5.6})$$

где $\text{arc erf}(z)$ — обозначение обратной функции от $\text{erf}(z)$.

Скорость движения точки с любой концентрацией составляет

$$\left(\frac{dx}{dt}\right) = V^* + \sqrt{D^*/t} [\text{arc erf}(1 - 2\bar{C})]. \quad (\text{II.5.7})$$

При $\bar{C} < 0,5$ функция, заключенная в квадратные скобки, будет < 0 , и тогда скорость данной концентрационной точки будет $> V^*$, при этом она изменяется пропорционально $\sqrt{t}$.

При $\bar{C} > 0,5$ та же функция > 0 , а скорость концентрационной точки $< V^*$ и тоже зависит от $\sqrt{t}$. Таким образом, точки, в которых $\bar{C} > 0,5$ и $\bar{C} < 0,5$, движутся с различной скоростью. Точка с концентрацией $\bar{C} = 0,5$ перемещается с постоянной скоростью, не зависящей от времени t и равной V^* .

Точки фронта поршневого вытеснения и половинной концентрации в данном случае совпадают.

Зона смешения или дисперсии в плоско-параллельном потоке, так же как и в радиальной схеме, изменяется пропорционально $\sqrt{t}$. Длина зоны смешения между точками $\bar{C} = 0,99$ и $\bar{C} = 0,01$ находится по следующей формуле:

$$L = 6,6 \sqrt{D^*t}. \quad (\text{II.5.8})$$

Пласт, изолированный непроницаемыми кровлей и подошвой (без учета дисперсии). Поглощение загрязнений на грунтах из фильтрующихся сточных вод без учета дисперсии характеризуется уравнением:

$$-V \frac{\partial C}{\partial x} = n \left(\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial N}{\partial t} \right) \quad (\text{II.5.9})$$

и уравнением кинетики сорбции (II.2.12). При очень быстрой сорбируемости загрязняющего вещества (равновесный режим динамики сорбции) уравнение кинетики может быть заменено изотермой сорбции. В этом случае скорость движения загрязнений определится из закона Вика [138]:

$$V^* = \frac{V}{n \left(1 + \frac{\partial N}{\partial C} \right)} \quad (\text{II.5.10})$$

и будет зависеть от вида изотермы сорбции.

При относительно небольших концентрациях загрязняющего вещества изотерма сорбции в породах часто имеет вид (II.2.11) и тогда:

$$V^* = \frac{V\beta}{n(1+\beta)}. \quad (\text{II.5.11})$$

Таким образом, сорбция заметно замедляет распространение загрязнений в пласте. Так, уже при $\beta = 0,01-0,1$ последние будут перемещаться в 100—10 раз медленнее чистых подземных вод. Форма границы раздела между загрязненным раствором и чистыми подземными водами зависит от начального условия. При $\bar{C}(x, 0) = 0$, $\bar{C}(0, t) = C_0$ между ними сохраняется четкая граница раздела.

При учете кинетики сорбции по (II.2.12) решение для небольших значений $\eta = \frac{x\alpha}{V}$ и $\tau = \alpha\beta t$, что представляет интерес для прогноза движения загрязнений в водоносных пластах, имеет вид [96, 97, 101]:

$$\bar{C} = 0,5 \operatorname{erfc} \frac{\tau - \eta}{2\sqrt{\tau}}. \quad (\text{II.5.12})$$

Таким образом, проявление кинетики сорбции приводит, как и дисперсия, к образованию размытого фронта между загрязненными и чистыми водами. Однако, как показано В. М. Шестаковым в работе [21], при $\alpha = 1-10$ 1/час величина размыва будет небольшой по сравнению с расстоянием, пройденным фронтом раствора ($\bar{C} = 0,5$), и ее следует учитывать только в лабораторных экспериментах.

Изолированный пласт с учетом сорбции и дисперсии. Для длительных периодов фильтрации решение при равновесной динамике сорбции и дисперсии имеет вид, аналогичный (II.5.1) и (II.5.3) и всем вытекающим из них соотношениям, если в них принимать:

$$\frac{D^*\beta}{1+\beta} \text{ вместо } D^* \text{ и } \frac{V^*\beta}{1+\beta} \text{ вместо } V^*, \quad (\text{II.5.13})$$

где β — коэффициент распределения вещества в растворе и на твердой фазе.

Слоистый пласт. Слои кровли и подошвы имеют ограниченную мощность (см. рис. II.2).

При условии постоянства концентрации в соседних слоях приближенное решение, пригодное для расчетов при длительных временах, имеет вид [26]:

$$\bar{C}(x, t) = R, \quad (\text{II.5.14})$$

$$R = 0,5 \left[e^{-0,5Pe(1-\xi)} \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{1-Pe(Fo/A)\xi}{2\sqrt{Fo/A}} \right) + e^{0,5Pe(1+\xi)} \times \right. \\ \left. \times \operatorname{erfc} \left(\frac{1+Pe(Fo/A)\xi}{2\sqrt{Fo/A}} \right) \right]. \quad (\text{II.5.15})$$

Здесь $\xi = \sqrt{1+B^0}$, $B^0 = \frac{4ED^*}{V^{*2}}$, A — по (II.4.9), E — по (II.4.11).

Ошибка по сравнению с точным решением, полученным в работе [98] для любых значений t , не превышает 3%,

если $\tau > \eta > 0,1$, где $\tau = \frac{D_{1,2}^*}{V^{*m_{1,2}^2}} (V^*t - x)$, $\eta = \frac{D_{1,2}^* \cdot x}{m \cdot m_{1,2} V^*}$.

В пределе, когда можно принять $t = \infty$, вместо (II.5.14) — (II.5.15) будет

$$\bar{C}(x, t) = e^{-0,5Pe(1-\xi)}. \quad (\text{II.5.16})$$

Иными словами, в условиях возможного неограниченного оттока загрязняющих веществ в соседние слои концентрация их стабилизируется и при этом оказывается намного меньше, чем в изолированном пласте.

На рис. II.9 приведены графики $\bar{C} = \frac{C-C_0}{C_0-C_0}$ в зависимости от A, B^0, Pe и Fo , показывающие, что концентрация загрязнений в пласте может уже через короткое время составить малую долю от первоначальной их концентрации в источнике (бассейне).

Слои кровли и подошвы неограниченной мощности. В этом случае, если не учитывать дисперсии в основном пласте,

$$\bar{C}(x, t) = \operatorname{erfc} \left(\frac{B^{**}x}{2V^*\sqrt{t-\lambda}} \right) f(t-\lambda). \quad (\text{II.5.17})$$

B^{**} определяется по формуле (II.4.17), $f = 0$ при $t < \lambda$ и $f = 1$ при $t > \lambda$,

$$\lambda = \frac{x(1+\beta)}{\beta V^*}, \quad (\text{II.5.18})$$

Граница раздела между загрязненными и чистыми водами

$$x = \frac{v \cdot t \beta}{1 + \beta} \quad (\text{II.5.19})$$

Таким образом, здесь, так же как и в предыдущей схеме, снижение концентрации загрязнений определяется главным образом отводом их в слой кровли и подошвы.

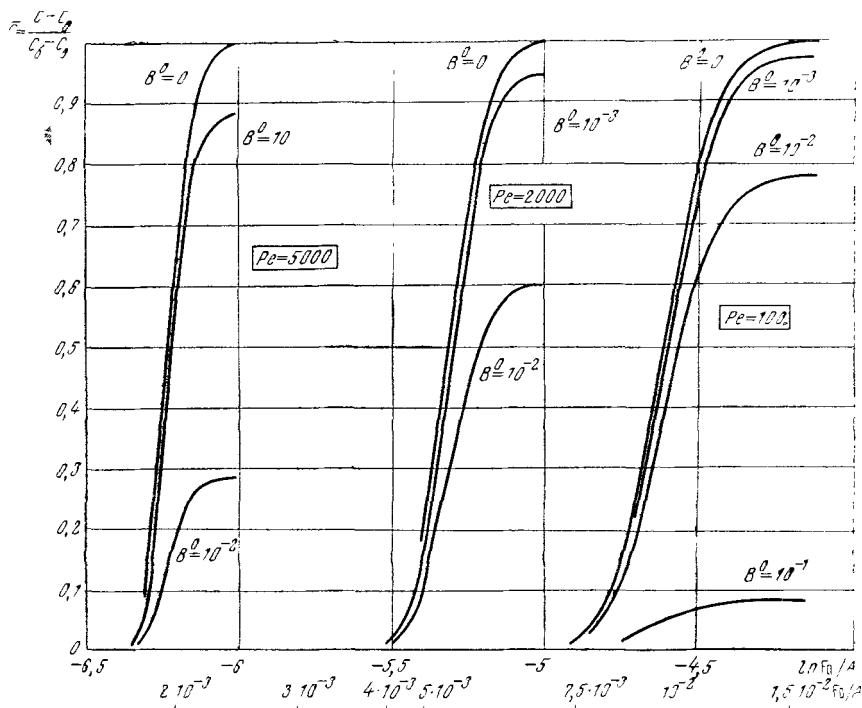


Рис. II.9. Зависимость $\bar{C} \ln Fo/A$ в слоистой «открытой» толще (плоско-параллельный поток)

§ 6. ВЛИЯНИЕ УДЕЛЬНОГО ВЕСА СТОЧНЫХ ВОД НА МИГРАЦИЮ ЗАГРЯЗНЕНИЙ В ВОДОНОСНЫХ ПЛАСТАХ

Расчеты по приведенным выше решениям, с использованием экспериментально определенных параметров молекулярной и конвективной диффузии и дисперсии, показывают, что размеры переходной зоны в однородных грунтах даже при длительной фильтрации должны быть незначительными, составляя десятки или сотни метров. Поэтому во многих случаях принимается схема поршневого вытеснения с вертикальной плоскостью границы раздела между загрязненными и чистыми подземными водами.

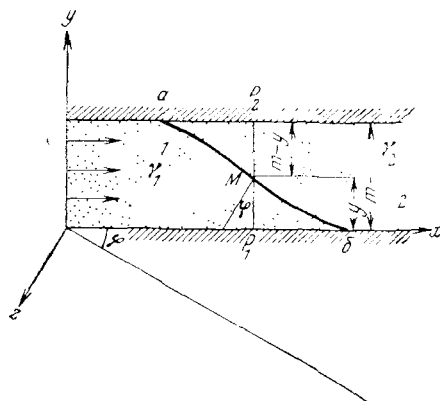
Между тем, как показывают наблюдения, граница раздела в водоносном пласте имеет неровные очертания: в одной части пласта загряз-

нения уходят дальше, в другой — отстают по сравнению с положением вертикального фронта фильтрации. Это связано с фильтрационной неоднородностью пород и различием свойств загрязненных и пластовых вод, в частности различием их плотности.

Вопрос о фильтрации двух жидкостей разной плотности исследовался в работах [90, 103, 104, 115] и др. И. А. Чарным [104] составлены уравнения для границы раздела двух жидкостей разной плотности и вязкости в наклонном пласте и дано их приближенное аналитическое решение. Численное решение этих уравнений выполнено Я. И. Алихашкиным [8].

Рис. II.10. Схема к расчету положения границы раздела двух жидкостей разной плотности

1 — область движения минерализованных вод с плотностью γ_1 ; 2 — область движения пресных подземных вод с плотностью γ_2 ; m — мощность пласта; y — координата любой точки M на границе раздела; P_1 и P_2 — давления на подошве и кровле пласта в сечении через точку M ; а и б — положение границы раздела на кровле и подошве пласта



Можно показать, что форма и положение границы раздела двух жидкостей с различной плотностью могут быть найдены из решения уравнения, аналогичного уравнению конвективной диффузии [82].

Рассмотрим схему пласта, наклоненного к горизонту под углом φ (рис. II.10). Следуя И. А. Чарному, будем исходить из схемы течения, при которой давление по глубине пласта изменяется по гидростатическому закону [71, 104], и потенциал скорости при этом для любой точки области 1 и 2 будет:

$$\Phi_i = -\frac{k}{\mu} (P_i + \gamma_i z_i), \quad i = 1, 2, \quad (\text{II.6.1})$$

где k — проницаемость,

μ — вязкость;

P_i — давление на подошве и кровле пласта,

γ — плотность,

z — высота положения точки.

Значения k и μ для областей 1 и 2 принимаются одинаковыми (вязкости слабоминерализованных стоков и пресных подземных вод во многих случаях близки).

Из выражений для расхода потока в областях 1, 2 и уравнения баланса можно получить следующее уравнение [104]:

$$\begin{aligned}
 -q \frac{\partial \bar{y}}{\partial x} + \frac{k}{\mu} m^2 \Delta \gamma \cos \varphi \frac{\partial}{\partial x} \left[\bar{y} (1 - \bar{y}) \frac{\partial \bar{y}}{\partial x} \right] + \\
 + \frac{k}{\mu} m \Delta \gamma \sin \varphi \frac{\partial \bar{y}}{\partial x} = nm \frac{\partial \bar{y}}{\partial t}.
 \end{aligned}
 \quad (\text{II.6.2})$$

Здесь q — полный расход потока, $\bar{y} = \frac{y}{m}$, $\Delta \gamma = \gamma_1 - \gamma_2$. При этом учтено, что $\frac{\Delta \gamma \cdot y}{m} \ll \gamma_2$.

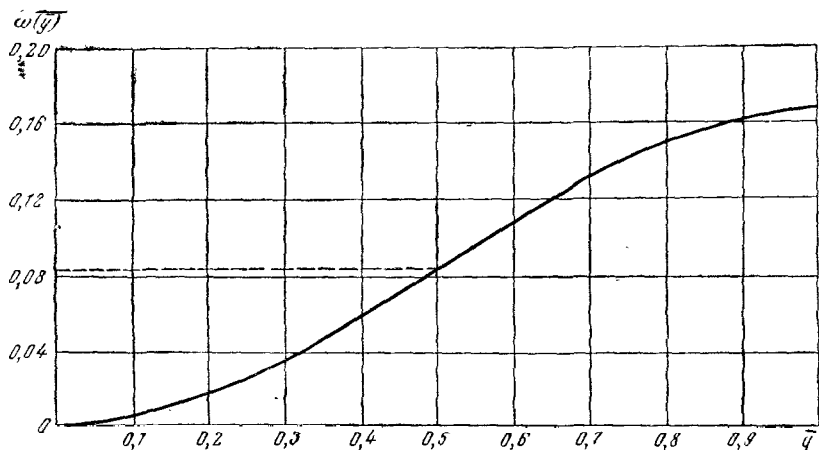


Рис. II.11. График функции $\omega(\bar{y})$

Для получения приближенного решения нелинейного уравнения (II.6.2) вводится в рассмотрение функция (рис. II.11)

$$\omega(\bar{y}) = \int_0^{\bar{y}} u(1-u) du = \left(\frac{\bar{y}^2}{2} - \frac{\bar{y}^3}{3} \right) \quad (\text{II.6.3})$$

и осредняется выражение $\bar{y}(1 - \bar{y})$ по высоте:

$$\alpha_{cp} = \int_0^1 \bar{y}(1 - \bar{y}) d\bar{y} = 0,167.$$

Это позволяет привести уравнение (II.6.2) к виду:

$$\kappa = \frac{\partial^2 \omega}{\partial x^2} - V_{rp}^* \frac{\partial \omega}{\partial x} = \frac{\partial \omega}{\partial t}, \quad (\text{II.6.4})$$

где

$$\kappa = \frac{1}{n} (0,167 k_{\Phi} \cdot m \cdot \bar{\Delta} \gamma \cdot \cos \varphi), \quad (\text{II.6.5})$$

$$V_{rp}^* = \frac{q}{mn} - \frac{k_{\Phi} \bar{\Delta} \gamma \cdot \sin \varphi}{n}, \quad (\text{II.6.6})$$

$$k_{\Phi} = \frac{k \gamma_2}{\mu}, \quad \bar{\Delta} \gamma = \frac{\gamma_1 - \gamma_2}{\gamma_2}.$$

Решение уравнения (II.6.4) при условиях:

$$\left. \begin{aligned} t=0, \quad 0 < x < \infty, \quad \bar{y}=0, \quad \omega(\bar{y})=0 \\ t>0, \quad x=0, \quad \bar{y}=1, \quad \omega(\bar{y})=\omega_0=0,167 \\ x=\infty, \quad \bar{y}=0, \quad \omega(\bar{y})=0 \end{aligned} \right\} \quad (\text{II.6.7})$$

имеет вид, аналогичный (II.5.4), в котором следует принимать

$$Pe = V_{\text{гp}}^* x / \kappa \quad \text{и} \quad Fo = \kappa t / x^2.$$

Параметр $V_{\text{гp}}^*$ характеризует скорость перемещения границы раздела жидкостей различной плотности, параметр κ — форму и длину границы раздела. Из (II.6.6) видно, что в горизонтальных пластах $V_{\text{гp}}^*$ равна скорости поршневого вытеснения, в наклонных же пластах величина $V_{\text{гp}}^*$ зависит от угла наклона пласта φ , направления движения вытесняющей жидкости и разности удельных весов. Для определения координаты любой точки границы раздела с заданным $\bar{y}$ по графику на рис. II.11 находят ω и далее из (II.5.1) определяют x .

При $\frac{V_{\text{гp}}^* t}{2\sqrt{\kappa t}} > 3$ вместо (II.5.1) можно пользоваться приближенным выражением (II.5.2).

Из этого следует, что граница раздела между двумя жидкостями разной плотности представляет собой кривую, имеющую точку перегиба вблизи $\bar{y} = 0,5$, т. е. примерно совпадающую с вертикальным фронтом фильтрации при поршневом вытеснении жидкостей с одинаковой плотностью. Длина границы раздела L , определяемая между точками $\bar{y} = 0,1$ и $\bar{y} = 0,9$ или $\bar{y} = 0,01$ и $\bar{y} = 0,99$, будет:

$$L_{0,9-0,1} = 5,4 \sqrt{\kappa t} = 2,21 \sqrt{k_{\text{ф}} \cdot m \cdot \bar{\Delta} \gamma t \cos \varphi / n}, \quad (\text{II.6.8})$$

$$L_{0,99-0,01} = 9,72 \sqrt{\kappa t} = 3,97 \sqrt{k_{\text{ф}} \cdot m \cdot \bar{\Delta} \gamma t \cos \varphi / n}. \quad (\text{II.6.9})$$

Длина границы раздела со временем увеличивается и может достигать значительных размеров. Так, при $\bar{\Delta} \gamma = 0,01$ и градиенте напора $J = 0,002$ в пласте с параметрами $k_{\text{ф}} = 20$ м/сутки, $m = 25$ м, $n = 0,1$ через 10 лет $L_{0,9-0,1}$ составит 952 м.

Если пресные подземные воды вытесняются более тяжелыми сточными водами, последние погружаются в нижнюю часть пласта и по его подошве продвигаются вперед, опережая фронт фильтрации; на кровле пласта граница раздела отстает от фронта фильтрации.

Легкие стоки при поступлении в пласт продвигаются на большее расстояние вдоль кровли пласта и отстают по его подошве.

Для радиальной осесимметричной схемы течения в слабонаклонном пласте получается аналогичное решение.

При этом длина границы раздела в радиальном потоке определяется из выражений:

$$L_{0,9-0,1} = 3,8 \sqrt{\kappa t} = 1,55 \sqrt{k_{\Phi} m \Delta \gamma t / n}; \quad (\text{II.6.10})$$

$$L_{0,99-0,01} = 6,88 \sqrt{\kappa t} = 2,82 \sqrt{k_{\Phi} m \Delta \gamma t / n}. \quad (\text{II.6.11})$$

Граница раздела, возникающая из-за различия в плотности сточных и подземных вод, дополнительно рассеивается и удлиняется из-за гидродинамической дисперсии, особенно ощутимой в неоднородных толщах.

ГЛАВА III

ФИЛЬТРАЦИЯ ИЗ БАССЕЙНОВ И ХРАНИЛИЩ ПРОМСТОКОВ

§ 1. СВОБОДНАЯ ФИЛЬТРАЦИЯ ИЗ БАССЕЙНОВ И ХРАНИЛИЩ ПРОМСТОКОВ

Предположим, что свободная фильтрация из бассейна происходит только в вертикальном направлении (считаем, что растеканием в стороны в этой стадии фильтрации можно пренебречь), и рассмотрим следующие случаи (рис. III.1):

а) $\bar{Q}_0 \geq k$, $\bar{Q}_0 = \bar{Q}$, $\Delta H_0 = \text{const}$ — стоки в бассейне накапливаются до определенного уровня, который далее сохраняется постоянным, (k — коэффициент фильтрации грунтов основания);

б) $\bar{Q}_0 > k$, $\bar{Q}_0 > \bar{Q}$, $\Delta H_0 = f(t)$ — в этом случае происходит заполнение емкости бассейна и уровень воды в нем возрастает (при данной интенсивности подачи стоков) или понижается (если подача уменьшается);

в) $\bar{Q}_0 < k$, $\bar{Q}_0 < \bar{Q}$, $\Delta H_0 = 0$ — стоки в бассейне не накапливаются и фильтрационный поток отрывается от дна бассейна или от подошвы экранирующего слоя.

Здесь величины $\bar{Q}_0$ и $\bar{Q}$ — удельные расходы, приходящиеся на единицу площади бассейна, т. е.

$$\bar{Q}_0 = Q_0 / F, \quad \bar{Q} = Q / F,$$

где F — площадь бассейна.

В дальнейшем изложении черточки над Q_0 и Q_{Φ} и звездочка около Q_0 для простоты записи опускаются.

В случаях а и б непосредственно под хранилищем (или под экранирующим слоем) образуется зона полного насыщения пор грунта фильтрующейся жидкостью. В случае в фильтрация под дном хранилища происходит с неполным насыщением пор, и скорость фильтра-

ции, как и расход стоков, зависят от первоначальной влажности пород и наличия в порах свободного воздуха.

Наряду с общим балансовым уравнением (I.2.1) для решения задачи о свободной фильтрации из бассейна используется уравнение, которым описывается перемещение фронта фильтрации (или фронта просачивания):

$$n \frac{dz}{dt} = V. \quad (\text{III.1.1})$$

где n — свободная пористость пород под бассейном (или недостаток насыщения: $n = p - w$; p — общая пористость, w — естественная влажность пород).

Рассмотрим на основе этого уравнения задачу о свободной фильтрации для выделенных трех случаев с учетом наличия экранирующего слоя и при отсутствии такового.

Схема а. В данном случае в уравнении (III.1.1) скорость фильтрации выражается следующим образом:

$$V = k_{cp} \frac{\Delta H_0 + z}{z}. \quad (\text{III.1.2})$$

Здесь k_{cp} — коэффициент фильтрации при движении в направлении, нормальном границе раздела между экранирующим слоем (мощность которого m_0 , коэффициент фильтрации k_0) и грунтами основания (с коэффициентом фильтрации k). Величина k_{cp} определяется по следующему соотношению:

$$k_{cp} = \frac{z}{m_0/k_0 + \frac{z - m_0}{k}}. \quad (\text{III.1.3})$$

В (III.1.2) по условию глубина в бассейне является постоянной величиной, поэтому уравнение (III.1.1) интегрируется непосредственно.

При расположении фронта фильтрации в верхнем экранирующем слое (при отсутствии экрана), т. е. при $k_0 = k$ и $n_0 = n$, получается хорошо известная формула Цункера:

$$\frac{k_0 t}{n_0 \Delta H_0} = \frac{z}{\Delta H_0} - \ln \frac{\Delta H_0 + z}{\Delta H_0}. \quad (\text{III.1.4})$$

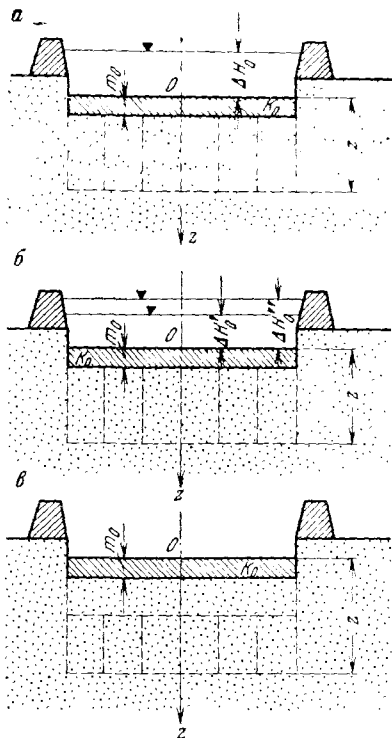


Рис. III.1. Схемы к расчету свободной фильтрации из бассейна

а — $\bar{Q}_0 = \bar{Q}_\Phi$, $\Delta H_0 = \text{const}$; б — $\bar{Q}_0 > \bar{Q}_\Phi$, $\Delta H_0 = f(t)$; в — $\bar{Q}_0 < \bar{Q}_\Phi$, $\Delta H_0 = 0$.

В общем случае, при наличии экранирующего слоя, решение получено П. Я. Полубариновой-Кочиной [90] в таком виде:

$$\frac{k(t-t_0)}{n\Delta H_0} = \frac{z-m_0}{\Delta H_0} - \left[1 - \frac{m_0}{\Delta H_0} \left(\frac{k}{k_0} - 1 \right) \right] \ln \frac{\Delta H_0 + z}{\Delta H_0 + m_0}, (z > m_0). \quad (\text{III.1.5})$$

Здесь t_0 — время просачивания через верхний слой, определяемое по (III.1.4) при $z = m_0$.

Расчеты по формуле (III.1.5) следует производить при условии, когда удельный фильтрационный расход на границе экранирующего слоя с грунтом основания будет превышать коэффициент фильтрации последнего, т. е.

$$Q = \frac{k_0}{m_0} (\Delta H_0 + m_0) > k. \quad (\text{III.1.6})$$

Это условие выполняется при сравнительно высокой проницаемости экранирующего слоя.

При условии $Q_\Phi < k$ фильтрация под экраном будет происходить с неполным насыщением пор, т. е. по схеме θ (см. далее).

Из сопоставления решения (III.1.5) с решением (III.1.4) следует, что общие потери из хранилища существенно сокращаются с уменьшением коэффициента фильтрации экранирующего слоя. Экранирующий слой даже небольшой мощности ($m_0/\Delta H_0 = 0,1 \div 0,3$) с проницаемостью значительно меньшей чем основного горизонта ($\frac{k}{k_0} > 100$) удлиняет время просачивания в $5 \div 10$ раз по сравнению с неэкранированным бассейном.

При отсутствии экрана, как вытекает из формулы (III.1.4), время просачивания (и, следовательно, время смыкания фронта свободной фильтрации с поверхностью водоносного слоя или поверхностью водоупора) очень мало и практически в расчетах на длительные периоды им можно пренебрегать, рассматривая только последующую стадию подпертой фильтрации.

Схема б. В этой схеме $Q_0 = \text{const}$, следовательно,

$$Q_0 t = \Delta H_0(t) + n_0 m_0 + n(z - m_0). \quad (\text{III.1.7})$$

Скорость фильтрации при этом будет:

$$V = k_{\text{ср}} \frac{\Delta H_0(t) + z}{z}. \quad (\text{III.1.8})$$

Выражая $\Delta H_0(t)$ из (III.1.7), вместо (III.1.8) получим:

$$V = k_{\text{ср}} \frac{Q_0 t - (n_0 - n) m_0 + (1 - n) z}{z} \quad (\text{III.1.9})$$

Здесь $k_{\text{ср}}$ определяется по (III.1.3).

С учетом (III.1.9) и (III.1.3) уравнение перемещения фронта фильтрации примет вид:

$$n \frac{dz}{dt} = k \frac{Q_0 t + (n - n_0) m_0 + (1 - n) z}{(k/k_0 - 1) m_0 + z}. \quad (\text{III.1.10})$$

Для случая, когда фронт фильтрации находится в пределах верхнего экранирующего слоя (или когда экранирующий слой отсутствует и фильтрующее основание бассейна является однородным), т. е. при $k = k_0$ и $n = n_0$, решение уравнения (III.1.10) получено П. Я. Полубариновой-Кочиной [90]:

$$z = at; \quad a = \frac{(1-n_0)k_0}{2n_0} + \sqrt{\frac{(1-n_0)^2}{4n_0^2} + \frac{Q_0 k_0}{n_0}}. \quad (\text{III.1.11})$$

Определив величину z , можно из (III.1.7) найти глубину воды в бассейне:

$$\Delta H_0 = (Q_0 - n_0 a) t, \quad (\text{III.1.12})$$

а при $z = m_0$, т. е. к моменту прохождения фронта фильтрации через верхний слой $\Delta H_0 = Q_0 t - n_0 m$.

Схема в. При свободной фильтрации с неполным насыщением пор давление и скорость жидкости зависят от первоначальной влажности пород зоны аэрации и наличия в них воздуха. Поскольку влажность и степень насыщенности воздухом изменяются по глубине, то, следовательно, давление и скорость фильтрации также должны рассматриваться как функции этих параметров.

Однако приближенно, как это было сделано Н. Н. Биндеманом, можно считать, что средняя скорость просачивания в зоне неполного насыщения при данной интенсивности подачи жидкости является величиной постоянной, и влажность грунта в процессе фильтрации изменяется мало. При этом градиент фильтрации можно принимать равным единице, но водопроницаемость (или в данном случае — «вагопроводность») грунтов должна определяться в зависимости от средней влажности с учетом наличия воздуха в порах, т. е.

$$Q = k_{\text{вл}}, \quad (\text{III.1.13})$$

где $k_{\text{вл}}$ — коэффициент фильтрации при неполном насыщении пор или коэффициент вагопроводности. По С. Ф. Аверьянову

$$k_{\text{вл}} = k \left(\frac{w - w_m}{p - w_m} \right)^m. \quad (\text{III.1.14})$$

В этом уравнении k — коэффициент фильтрации при полном насыщении пор, w_m — максимальная молекулярная влагоемкость (или относительное количество связанной воды), p — пористость.

По опытным данным показатель степени $m \approx 3$.

С учетом (III.1.13) и (III.1.14) исходное уравнение движения фронта свободной фильтрации представится в следующем виде:

$$(w - w_e) \frac{dz}{dt} = k \left(\frac{w - w_m}{p - w_m} \right)^3. \quad (\text{III.1.15})$$

В левой части в качестве множителя перед производной здесь принимается не активная пористость, как в предыдущих схемах, когда рассматривалась фильтрация с полным насыщением пор,

а степень влагонасыщенности породы $w - w_e$ (w_e — естественная влажность до начала фильтрации).

Из (III.1.15) с учетом (III.1.13) Н. Н. Биндеманом получено:

$$t = \frac{z}{Q} \left[(p - w_m) \sqrt[3]{Q/k} + w_m - w_e \right]. \quad (\text{III.1.16})$$

Формула (III.1.16) применима в широком диапазоне изменения интенсивности подачи воды и начальной влажности пород. Она остается справедливой при $w_e < w_m$ и $w_e > w_m$.

Если учесть, что обычно $w_e \approx w_m$, то формула (III.1.16) приобретает более простой вид:

$$t = \frac{nz}{\sqrt[3]{Q^2 k}}. \quad (\text{III.1.17})$$

Следует отметить, что при наличии в дне бассейна слабо проницаемого экранирующего слоя в последнем, как правило, происходит свободная фильтрация с полным насыщением пор (поскольку в этом случае $Q_0 > k_0$), и только под экраном имеет место просачивание с неполным насыщением. Поэтому в формулах (III.1.16) и (III.1.17) отсчет времени следует вести от момента продвижения фронта фильтрации до подошвы экрана, определяемого в зависимости от режима подачи стоков в хранилище по приведенным выше формулам.

В охарактеризованных первых двух схемах свободной фильтрации с полным насыщением пор после достижения фронтом просачивания поверхности грунтовых вод (или поверхности водоупора) начинается, как уже отмечалось, стадия подпертой фильтрации. В этом случае образуется сплошной фильтрационный поток непосредственно от хранилища, т. е. уровень в пределах последнего находится на отметке дна или выше дна (при заполнении емкости хранилища).

В схеме в — свободной фильтрации с неполным насыщением пор — после того как фронт просачивания достигает поверхности грунтовых вод, также начинается «подпертая» фильтрация, в том смысле, что при этом происходит уже растекание по пласту, и фильтрационный расход на контуре хранилища, а также скорость распространения сточных вод за его пределами определяются параметрами области фильтрации и условиями на границах (наличием дрен, контактами с другими пластами и т. д.).

Однако уровень грунтовых вод под хранилищем в первый период находится ниже дна и, следовательно, интенсивность просачивания стоков из хранилища сохраняется постоянной, не зависящей от параметров пласта и условий на его границах. С этой точки зрения фильтрация из хранилища в этот период является «свободной». При значительном оттоке за пределы хранилища, превышающем интенсивность поступления и просачивания сточных вод через грунты основания, такой характер фильтрации может продолжаться бесконечно долго.

§ 2. ПОДПЕРТАЯ ФИЛЬТРАЦИЯ ПРИ ЗАДАННОМ УРОВНЕ В БАСЕЙНЕ КРУГОВОЙ ФОРМЫ

Во всех рассматриваемых в данном и последующих параграфах задачах о подпертой фильтрации из бассейнов и хранилищ исходные дифференциальные уравнения и результаты их решения записываются для напорных потоков. Но они справедливы также и для безнапорной фильтрации. Для перехода от решений, полученных для напорных условий, к безнапорным следует пользоваться известными соотношениями:

$$H_{1,2} = \frac{h_{1,2}^2}{2m} \text{ или } h_{1,2} = \sqrt{2mH_{1,2}}, \quad (\text{III.2.1})$$

где $H_{1,2}$ — уровни в напорных потоках подземных вод, $h_{1,2}$ — глубины воды до водоупора в безнапорных потоках; m — мощность напорного пласта; индексами 1, 2 обозначаются зоны фильтрации соответственно в границах бассейна и во внешней области, в пределах водоносного пласта.

Допустим, что к началу подпертой фильтрации в бассейне установился напорный уровень H_0 , который сохраняется постоянным в течение всего периода фильтрации (отсчет уровней здесь и далее

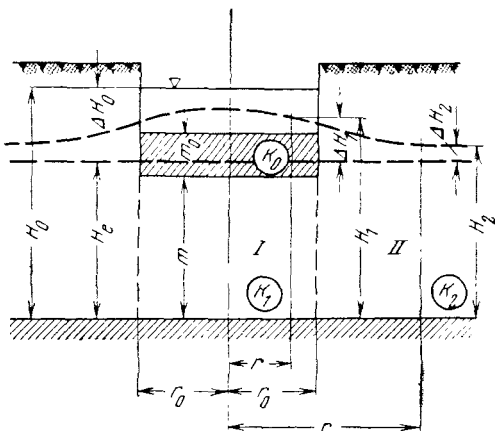


Рис. III.2. Схема к расчету подпертой фильтрации при постоянном уровне в бассейне

ведется от плоскости водоупора, рис. III.2). За пределами бассейна до начала подпертой фильтрации уровень $H = H_e$, т. е. за время свободной фильтрации $t = t_0$ в бассейне произошло повышение уровня на величину $\Delta H_0 = H_0 - H_e < H_0 - m$ (m — мощность основного пласта под бассейном). В дальнейшем принимаем $t_0 = 0$.

Чтобы учесть наличие в дне бассейна экранирующего слоя (а также неполную врезку бассейна в водоносный пласт), область фильтрации условно разделяется на две зоны: первую — в границах самого бассейна и вторую — за границами бассейна, в пределах водоносного пласта [22, 34, 113, 114, 119].

Предполагается, что в плане бассейн может быть представлен в виде круга радиусом r_0 . Тогда для первой зоны получим следующее исходное дифференциальное уравнение фильтрации:

$$\frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial H_1}{\partial r} \right) + \alpha^2 (H_0 - H_1) = 0; \quad \alpha^2 = \frac{k_0}{(km)_1 m_0}. \quad (\text{III.2.2})$$

Здесь H_1 — напорный уровень в первой зоне, $(km)_1$ — водопроницаемость пласта в этой зоне, k_0 и m_0 — коэффициент фильтрации и мощность экранирующего слабо проницаемого слоя в дне бассейна.

Уравнение (III.2.2) характеризует жесткий режим фильтрации в пределах первой зоны. Предпосылку о жестком режиме можно принять, учитывая условие $H_0 = \text{const}$ и значительные размеры самого бассейна по сравнению с мощностью водоносного пласта.

Решение уравнения (III.2.2) находится при условиях:

$$r = 0, \quad \frac{\partial H_1}{\partial r} = 0, \quad r = r_0, \quad H_1 = H_1(t). \quad (\text{III.2.3})$$

Первое из этих условий вытекает из симметрии потока, а второе — из того обстоятельства, что на границе бассейна при $r = r_0$ формируется некоторый напор $H_1(t)$, изменяющийся во времени в связи с неустановившимся режимом фильтрации во всем водоносном пласте, т. е. во второй зоне.

В соответствии с этими условиями получаем:

$$H_0 - H_1 = (H_0 - H_1(r_0, t)) \frac{I_1(\alpha r)}{I_0(\alpha r_0)}. \quad (\text{III.2.4})$$

Значение $H_1(t)$ в (III.2.4) находится из решения уравнения для второй зоны

$$\frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial H_2}{\partial r} \right) = \frac{1}{a} \frac{\partial H_2}{\partial t}, \quad (\text{III.2.5})$$

где H_2 — напорный уровень во второй зоне в любой точке r в любой момент времени t , a — коэффициент пьезопроводности.

В такой постановке радиальная задача неустановившейся фильтрации применительно к дренажу торфяных болот решалась Б. С. Шержуковым и Н. И. Гамаюновым [113], а для стационарной фильтрации подобная схема рассматривалась С. Ф. Аверьяновым [5].

Уравнение (III.2.5) должно решаться при следующих условиях на контакте двух зон:

$$r = r_0, \quad H_1(t) = H_2, \quad (km)_1 \frac{\partial H_1(t)}{\partial r} = (km)_2 \frac{\partial H_2}{\partial r} \quad (\text{III.2.6})$$

и обычном условии на бесконечности:

$$r = \infty, \quad \frac{\partial H_2}{\partial r} = 0, \quad (\text{III.2.7})$$

где $(km)_1$ и $(km)_2$ — проводимости в первой и второй зонах.

Условия (III.2.6) с учетом (III.2.4) могут быть представлены в виде условий 3-го рода:

$$r = r_0, \quad \frac{\partial H_2}{\partial r} = -\lambda (H_0 - H_2); \quad (\text{III.2.8})$$

$$\lambda = \frac{\alpha_0 I_1(\alpha r_0)}{I_0(\alpha r_0)}, \quad \alpha_0 = \alpha \frac{(km)_1}{(km)_2}, \quad (\text{III.2.9})$$

где I_0 и I_1 — обозначения функций Бесселя 1-го рода от мнимого аргумента (см. приложение V).

Результат решения уравнения (III.2.5) при указанных условиях имеет следующий вид:

$$\Delta H_2 = \Delta H_0 R(\bar{r}, Fo, \lambda) \quad (\text{III.2.10})$$

$$R(\bar{r}, Fo, \lambda) = 1 - \frac{2\lambda}{\pi} \int_0^\infty e^{-Fou^2} \frac{AJ_0(\bar{r}u) - BY_0(\bar{r}u)}{A^2 + B^2} \cdot \frac{du}{u}, \quad (\text{III.2.11})$$

$$A = uY_1(u) + \lambda Y_0(u), \quad B = uJ_1(u) + \lambda J_0(u).$$

$$\Delta H_2 = H_2 - H_e, \quad \Delta H_0 = H_0 - H_e, \quad Fo = at/r_0^2, \quad \bar{r} = r/r_0,$$

$$a = km/\mu,$$

km — водопроводимость, μ — водоотдача (или недостаток насыщения) пласта, J_0 , J_1 , Y_0 , Y_1 — обозначения функций Бесселя 1-го и 2-го рода от действительного аргумента.

Выражение для R в (III.2.10) получено в указанной работе [113]. Это выражение известно также из теории теплопроводности, где им описывается решение аналогичной в математическом отношении задачи о распределении температуры во внешней области цилиндра при условии теплообмена по закону Ньютона [61].

Значения функции R , найденные путем численного интегрирования на ЭВМ, приведены в прилож. 1. Для точки $\bar{r} = 1$, т. е. на контуре бассейна, они в виде графиков показаны на рис. III.3 *).

Скорость фильтрации $V = -k \frac{\partial(\Delta H_2)}{\partial r}$ в соответствии с (III.2.10) и (III.2.11) выразится следующим образом:

$$V = \frac{k\Delta H_0}{r_0} R^*(\bar{r}, Fo, \lambda) \quad (\text{III.2.12})$$

$$R^*(\bar{r}, Fo, \lambda) = \frac{2\lambda}{\pi} \int_0^\infty e^{-Fou^2} \frac{BY_1(\bar{r}u) - AJ_1(\bar{r}u)}{A^2 + B^2} du. \quad (\text{III.2.13})$$

Значения R^* по (III.2.13) даны в прилож. II и при $\bar{r} = 1$ показаны на рис. III.3.

Фильтрационный расход из бассейна $Q = -2\pi kmr \frac{\partial(\Delta H_2)}{\partial r} / r = r_0$ при этом определяется по формуле:

$$Q = 2\pi km \Delta H_0 R^*(1, Fo, \lambda). \quad (\text{III.2.14})$$

Здесь R^* находится по (III.2.13) при $\bar{r} = 1$.

Поскольку фильтрация из бассейнов рассматривается в данной работе в гидрогеологической постановке, наибольший интерес пред-

* Интегрирование функций, представленных в приложениях I—IV, производилось Г. А. Жмуровой (сектор МИР Союзводоканалпроекта) при консультации Г. Л. Смирнова (ВОДГЕО). Авторы выражают им большую благодарность.

ставляют длительные периоды, когда фильтрация из бассейна вызывает заметные изменения первоначального уровня подземных вод в удалении от бассейна.

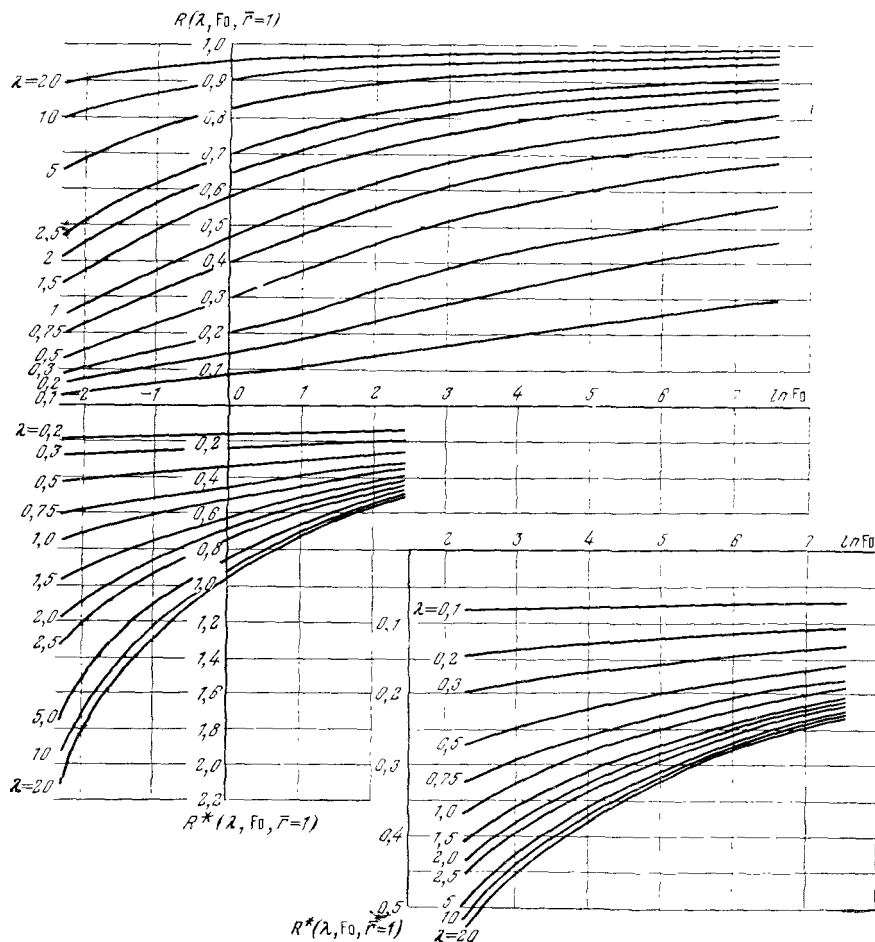


Рис. III.3. Графики $R(\lambda, F_0, \bar{r}=1)$ и $R^*(\lambda, F_0, \bar{r}=1)$ по формулам (III.2.11) и (III.2.13)

При длительных периодах фильтрации решение (III.2.10) может быть представлено в более простом виде:

$$\Delta H_2 \approx \Delta H_0 \left(\ln \frac{1.5 \sqrt{F_0}}{r} \right) / \left(\ln \frac{1.5 \sqrt{F_0}}{r_{0 \text{ np}}} \right), \quad (\text{III.2.15})$$

$$\bar{r}_{0 \text{ np}} = r_{0 \text{ np}} / r_0; \quad r_{0 \text{ np}} = r_0 e^{-1/\lambda r_0}. \quad (\text{III.2.16})$$

При $For > 5$, $\bar{r} \leq 3,5$ и $\lambda \leq 0,1$ расчеты по формуле (III.2.15) дают погрешность не более 10%. В более удаленных точках (когда $\bar{r} > 3,5$) относительная ошибка возрастает, но абсолютная оказывается малой, причем со временем она, как и относительная погрешность, заметно падает. Подробный анализ этого дается в статье [22].

Решение (III.2.15) по форме совпадает с приближенным решением для совершенного бассейна при условии постоянства напора в нем [20]. Следовательно, несовершенство бассейна, связанное с наличием экранирующего слоя, запыленностью, а также неполнотой вскрытия водоносного пласта, может быть в расчетах учтено, если вместо действительного радиуса бассейна r_0 принять некоторую фиктивную величину $r_{опр}$ по формуле (III.2.16). Такое выражение получается также при рассмотрении установившейся фильтрации из несовершенного бассейна [117].

Скорость фильтрации по приближенному выражению (III.2.15) будет

$$V = k\Delta H_0 / r \ln \frac{1,5 \sqrt{For}}{r_0 \text{ пр}}, \quad (\text{III.2.17})$$

а фильтрационный расход из бассейна

$$Q = \frac{2\pi km\Delta H_0}{R_c + \xi}, \quad (\text{III.2.18})$$

$$R_c = \ln 1,5 \sqrt{For}, \quad \xi = 1/\lambda r_0 \quad (\text{III.2.19})$$

Таким образом, при длительной фильтрации несовершенство бассейна может быть выражено в виде дополнительного («внутреннего») сопротивления ξ , суммируемого с основным («внешним») сопротивлением R_c , характеризующим фильтрацию из совершенного бассейна. Полное фильтрационное сопротивление при этом будет:

$$R_\phi = R_c + \xi. \quad (\text{III.2.20})$$

При вычислении дополнительного сопротивления ξ по (III.2.19) значения λ принимаются по (III.2.9). Однако наиболее надежно дополнительное сопротивление бассейна может быть определено на основании полевых наблюдений, которые необходимо проводить в процессе эксплуатации бассейна и хранилищ промстоков.

В случае отсутствия экранирующего слоя, для учета только неполной врезки бассейна в водоносный пласт, величина λ определяется по следующей зависимости:

$$\lambda \approx \frac{(km)_2 I_1(r_0/h_{ср})}{(km)_1 I_0(r_0/h_{ср}) h_{ср}}, \quad (\text{III.2.21})$$

где $h_{ср}$ — средняя мощность пласта в первой зоне (под бассейном).

Для определения понижения уровня под бассейном и на контуре последнего в уравнение (III.2.4) следует подставить напор H_2 , определив его по формулам (III.2.10) или (III.2.15) при $\bar{r} = 1$, т. е. при $r = r_0$ (в соответствии с условиями (III.2.6) при $r = r_0$ $H_1 = H_2$).

Пользуясь формулой (III.2.15), при этом получим:

$$\Delta H_1 = \Delta H_0 \left[1 + \frac{I_0(\alpha r) \ln \bar{r}_0 \text{ нр}}{I_0(\alpha r_0) \ln (1.5 \sqrt{F_0} / \bar{r}_0 \text{ нр})} \right], \quad (\text{III.2.22})$$

где $\Delta H_1 = H_1 - H_e$, $\Delta H_0 = H_0 - H_e$.

С учетом изложенных в данном параграфе результатов решения, для последующих схем будут рассматриваться совершенные бассейны, с введением фиктивного радиуса $r_{0\text{нр}}$ по формуле (III.2.16).

§ 3. ПОДПЕРТАЯ ФИЛЬТРАЦИЯ ПРИ ЗАДАННОМ РАСХОДЕ СТОКОВ, ПОСТУПАЮЩИХ В БАССЕЙН КРУГОВОЙ ФОРМЫ

В данном случае, как и при свободной фильтрации из бассейна, справедливо балансовое уравнение (I.2.2). На его основе условие на границе бассейна в дифференциальной форме записывается так:

$$t > 0, \quad Q_0 = -2\pi k m r \left. \frac{\partial H}{\partial r} \right|_{r=r_0} + \pi r_0^2 \frac{\partial H}{\partial t}. \quad (\text{III.3.1})$$

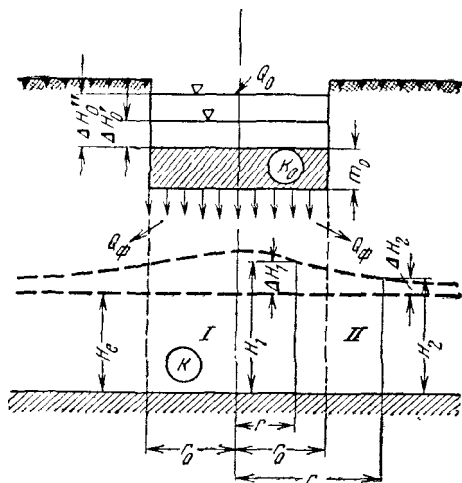


Рис. III.4. Схема к расчету круговой системы источников с постоянным расходом

ным [104], С. Г. Каменецким [59], а также Б. С. Шержуковым и Н. И. Гамаюновым [113, 114].

Аналогичная в математическом отношении задача о нагревании цилиндра, обладающего теплоемкостью, подробно исследована в теории теплопроводности [61].

Решение ее представляется в следующем виде:

$$\Delta H = \frac{Q_0}{4\pi k m} R(\bar{r}, F_0, \mu) \quad (\text{III.3.2})$$

$$R(\bar{r}, F_0, \mu) = \frac{8\mu}{\pi} \int_0^\infty (1 - e^{-F_0 u^2}) \frac{C J_0(\bar{r} u) - D Y_0(\bar{r} u)}{C^2 + D^2} \frac{du}{u^2}, \quad (\text{III.3.3})$$

При этом условии должно решаться исходное уравнение (III.2.5). Здесь H — напорный уровень в водоносном пласте (поскольку рассматривается только внешняя по отношению к бассейну область фильтрации, цифровой индекс при H опускается), Q_0 — общая подача стоков в бассейн.

Первый член в правой части уравнения (III.3.1) — это фильтрационный расход из бассейна в водоносный пласт, а второй — часть общей подачи Q_0 , которая расходуется на заполнение емкости бассейна (рис. III.4).

Задача о радиальной фильтрации к скважине с условием (III.3.1) решалась И. А. Чар-

$$C = uY_0(u) - 2\mu Y_1(u); \quad D = uJ_0(u) - 2\mu J_1(u),$$

$$\Delta H = H - H_e, \quad \bar{r} = \frac{r}{r_0}, \quad Fo = at/r_0^2;$$

остальные обозначения прежние.

Численные значения функции R по (III.3.3) даны в приложении III и для $\bar{r} = 1$ (на контуре бассейна) — на рис. III.5.

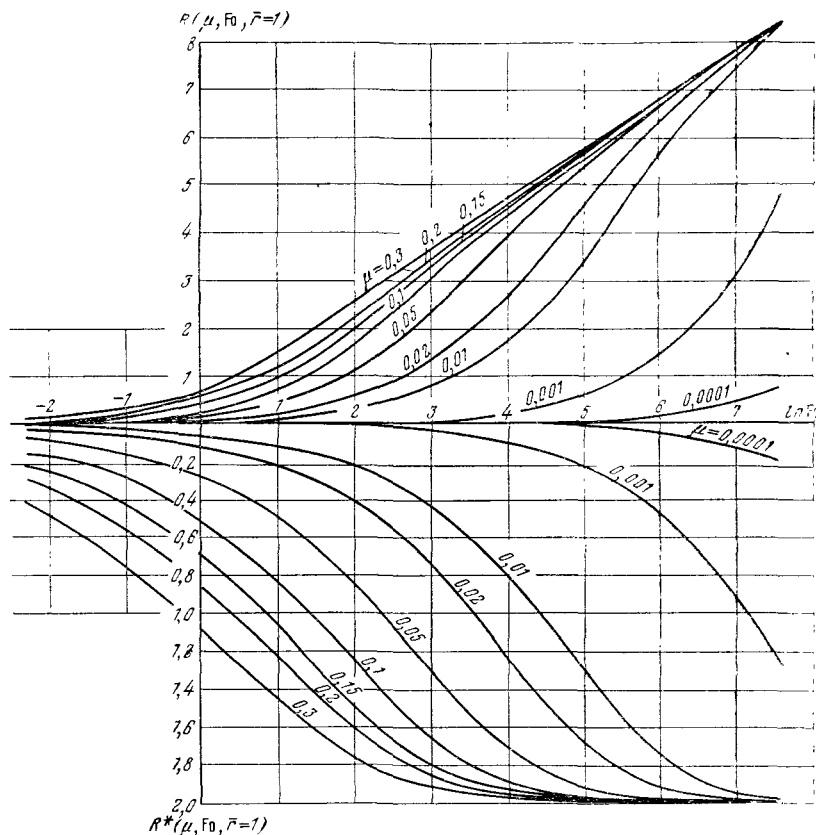


Рис. III.5. Графики $R(\mu, Fo, \bar{r}=1)$ и $R^*(\mu, Fo, \bar{r}=1)$ по формулам (III.3.3) и (III.3.5)

Скорость фильтрации в данном случае

$$V = \frac{Q_0}{4\pi m r_0} R^*(\bar{r}, Fo, \mu), \quad (\text{III.3.4})$$

$$R^*(\bar{r}, Fo, \mu) = \frac{8\mu}{\pi} \int_0^\infty (1 - e^{-Fou^2}) \frac{DY_1(\bar{r}u) - CJ_1(\bar{r}u)}{C^2 + D^2} \cdot \frac{du}{u}. \quad (\text{III.3.5})$$

Значения R^* (по III.3.5) см. в приложении IV и при $\bar{r} = 1$ — на рис. III.5. Фильтрационный расход из бассейна

$$Q = \frac{Q_0}{2} R^*(1, Fo, \mu), \quad (\text{III.3.6})$$

где R^* определяется по (III.3.5) при $\bar{r} = 1$.

Как и в предыдущей задаче, найдем вместо (III.3.3) приближенное выражение функции $R(\bar{r}, Fo, \mu)$, пригодное для расчетов длительной фильтрации. При этом получим:

$$R(\bar{r}, Fo, \mu) \approx 2 \left(1 + \frac{1 - 1/\mu}{2Fo} \right) \ln(1,5 \sqrt{Fo/\bar{r}}) + \\ + \frac{1 + \bar{r}^2 + 2 \left(1 - \frac{1}{\mu} \right) \ln \bar{r}}{\mu Fo}. \quad (\text{III.3.7})$$

Напомним, что здесь и далее при определении $\bar{r}$ и других величин вместо действительного радиуса бассейна r_0 следует принимать фиктивный или приведенный радиус $r_{\text{опр}}$ по (III.2.16).

Формула (III.3.7) справедлива при $\frac{1 - 1/\mu}{2Fo} < 0,7$. Сравнение с точным решением показывает, что ею можно широко пользоваться для расчетов при $Fo > 5$, $\mu \geq 0,15$ и $\bar{r} \leq 3,5$. Относительная погрешность при этом не превосходит 10%.

Для определения фильтрационного расхода из бассейна, принимая функцию R по приближенному выражению (III.3.7), получим:

$$Q = Q_0 (1 - 1/4\mu Fo). \quad (\text{III.3.8})$$

Из этой формулы видно, что с течением времени фильтрационный расход из хранилища приближается к общей подаче стоков в него: при $t \rightarrow \infty$ $Q \rightarrow Q_0$.

Количество стоков, заполняющих открытую емкость хранилища, в каждый данный момент времени будет определяться по следующей зависимости:

$$Q_e = Q_0 - Q = Q_0/4\mu Fo, \quad (\text{III.3.9})$$

т. е. при $t \rightarrow \infty$, $Q_e \rightarrow 0$.

В случае фильтрации с заданным поступлением сточных вод без заполнения свободной емкости бассейна последний можно рассматривать как «площадную» систему источников постоянной интенсивности

$$q = Q_0/\pi r_0^2. \quad (\text{III.3.10})$$

Задача о действии такой площадной системы детально рассматривалась в работах [20, 46]. Решение ее представляется в виде

$$\Delta H = \frac{Q_0}{4\pi km} R(\bar{r}, Fo). \quad (\text{III.3.11})$$

Выражение и численные значения функции R даны в работе [20], графики этой функции приведены на рис. III.6.

Для длительных периодов времени можно использовать для расчетов следующие приближенные выражения:

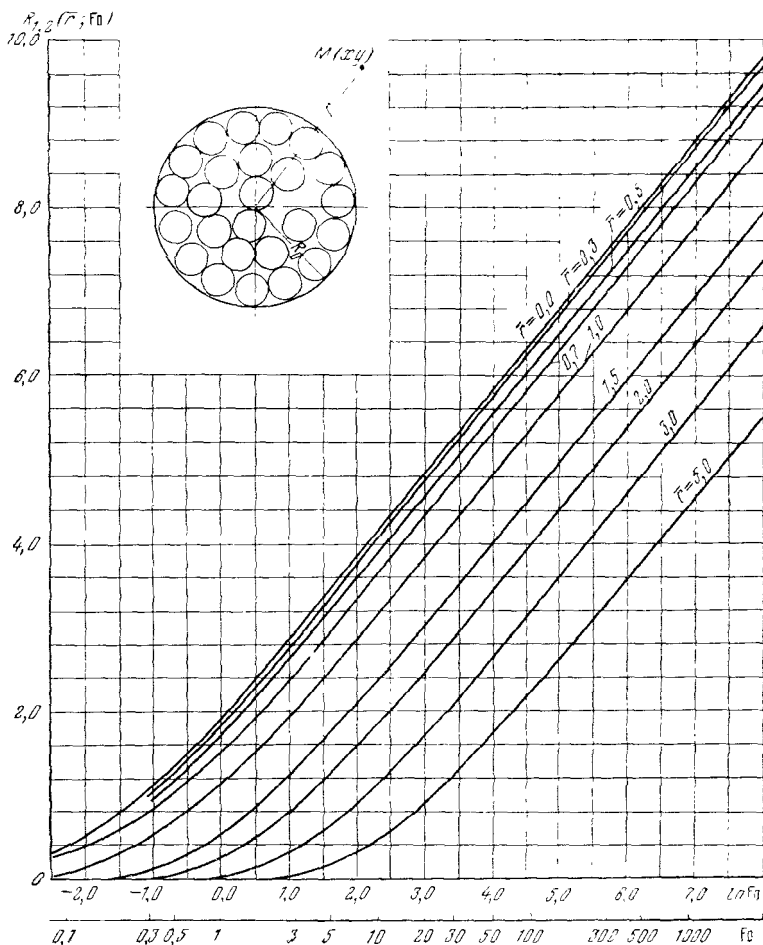


Рис. III.6. Графики функции $R(\bar{r}, Fo)$ к формуле (III.3.11)

при определении изменения уровня ΔH в пределах площади бассейна ($0 < \bar{r} < 1$)

$$R \approx -Ei\left(-\frac{1}{4Fo}\right) + 4Fo(1 - e^{-1/4Fo}) - \bar{r}^2 e^{-1/4Fo}; \quad (\text{III.3.12})$$

при определении изменения уровня ΔH во внешней области ($1 \leq \bar{r} < \infty$)

$$R \approx -Ei\left(-\frac{\bar{r}^2}{4Fo}\right); \quad (\text{III.3.13})$$

в центре бассейна, при $\bar{r} = 0$ (точное выражение)

$$R = -Ei\left(-\frac{1}{4Fo}\right) + 4Fo(1 - e^{-1/4Fo}); \quad (\text{III.3.14})$$

на контуре бассейна, при $\bar{r} = 1$

$$R \approx -Ei\left(-\frac{1}{4Fo}\right) + e^{-1/4Fo}/8Fo. \quad (\text{III.3.15})$$

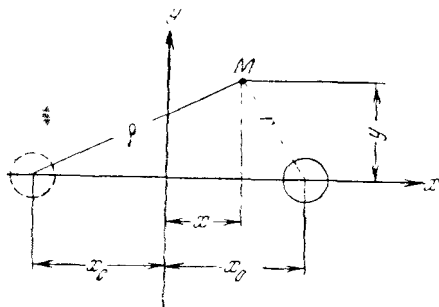


Рис. III.7. Схема к расчету фильтрации из бассейна вблизи реки

Здесь Ei — символ интегральной показательной функции (см. приложение VI).

Расход из бассейна при $\bar{r} = 1$

$$Q \approx Q_0 e^{-1/4Fo}. \quad (\text{III.3.16})$$

Из этого выражения легко видеть, что при $t \rightarrow \infty$, как и во всех других схемах, $Q \rightarrow Q_0$.

При расположении бассейна вблизи реки, используя метод зеркальных отображений и основную формулу (III.3.11), можно получить следующую расчетную зависимость (рис. III.7):

$$\Delta H = \frac{Q_0}{4\pi k t} [R(\bar{r}, Fo) - R(\bar{\rho}, Fo)]. \quad (\text{III.3.17})$$

Здесь $\bar{\rho} = \rho/r_0$; ρ — расстояние от точки, в которой определяется величина ΔH , до зеркального отображения бассейна.

Функция $R(\bar{\rho}, Fo)$ определяется, как и $R(\bar{r}, Fo)$, по графику, данному на рис. III.6.

При длительных периодах фильтрации действительны приближенные выражения (III.3.12) — (III.3.15).

§ 4. РАСТЕКАНИЕ СТОКОВ ПОСЛЕ ПРЕКРАЩЕНИЯ ПОДАЧИ ИХ В БАССЕЙН

Длительная фильтрация из бассейнов и хранилищ промстоков при условии, когда подача их превышает отток в водоносный пласт, т. е. при $Q_0 > Q$, приводит к тому, что уровень грунтовых вод под дном бассейнов и хранилищ постепенно поднимается, в результате чего здесь образуется «бугор» загрязненных вод. После прекращения подачи стоков в бассейн, полного или кратковременного, начинается процесс растекания «бугра» и изменения в связи с этим уровня грунтовых вод в области фильтрации.

Задача о растекании «бугра» для различных схем рассматривалась в работах П. Я. Полубариновой-Кочиной [90], Н. Н. Веригина [39], В. К. Рудакова [99] и других авторов. Здесь приводится решение для «бугра» круговой формы в плане (рис. III.8).

Представим образовавшийся на поверхности грунтовых вод «бугор» в виде цилиндра высотой ΔH_0 и радиусом r_0 . Требуется определить изменения уровня в пределах «бугра» ΔH_1 (область I на рисунке) и за его пределами ΔH_2 (область II) после прекращения фильтрации из хранилища.

Вывод расчетных зависимостей для такой схемы может быть сделан на основе системы уравнений (III.2.5) для зоны «бугра» ($0 < r \leq r_0$) и для внешней зоны ($r_0 \leq r < \infty$). В качестве начальных условий для них принимается

$$t=0, \quad \Delta H_1 = \Delta H_0, \quad \Delta H_2 = 0. \quad (\text{III.4.1})$$

На границе зон должны выдерживаться обычные условия:

$$t > 0, \quad r = r_0, \quad H_1 = H_2, \\ \frac{\partial H_1}{\partial r} = \frac{\partial H_2}{\partial r} \quad (\text{III.4.2})$$

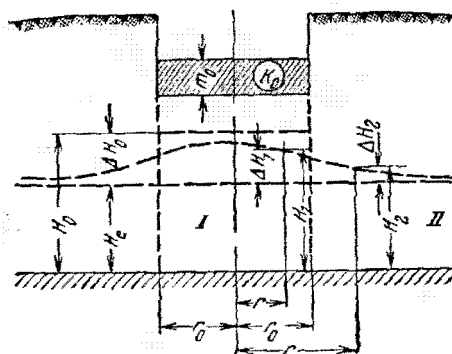


Рис. III.8. Схема к расчету растекания «бугра» загрязненных подземных вод

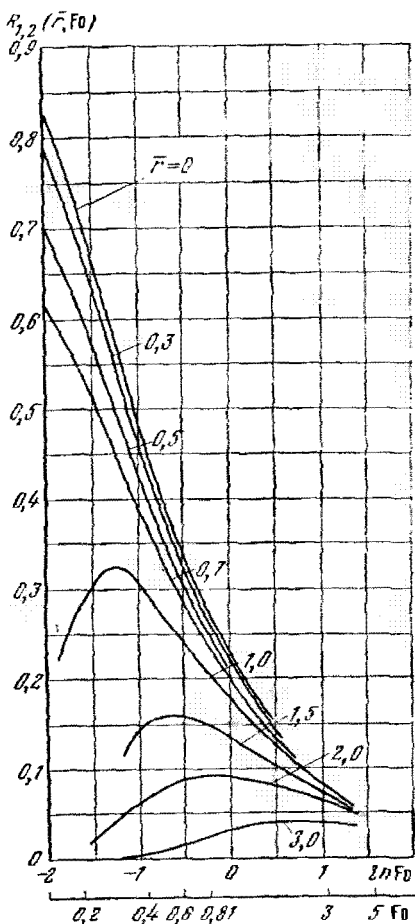


Рис. III.9. Графики функции $R_{1,2}$ по формуле (III.4.3) для расчета растекания бугра

(параметры проводимости и пьезопроводности в обеих зонах принимаются одинаковыми).

Результаты решения этой задачи представляются в форме

$$\Delta H_{1,2} = \Delta H_0 R_{1,2}. \quad (\text{III.4.3})$$

где индексами 1, 2 отмечены величины соответственно для первой и второй зон. Значения функции $R_{1,2}$ в виде графиков приведены на рис. III.9.

Для длительных периодов фильтрации

$$R_1 \approx 1 - e^{-1/4Fo} (1 + \bar{r}^2/16Fo^2), \quad (\text{III.4.4})$$

$$R_2 \approx \frac{1}{2} e^{-\bar{r}^2/4Fo} (1/2Fo - 1/16Fo^2). \quad (\text{III.4.5})$$

Обозначения здесь прежние: $\bar{r} = \frac{r}{r_0}$, $F_0 = \frac{at}{r^2}$.

Из рассмотрения графиков на рис. III.9 и приближенных формул (III.4.4) и (III.4.5) видно, что в зоне «бугра» происходит постепенное понижение уровня и в пределе при $t \rightarrow \infty$ $\Delta H_1 \rightarrow 0$. За границами «бугра» уровень вначале повышается (величина ΔH_2 растет), а затем начинает понижаться и в конце концов, как и в зоне «бугра», $\Delta H_2 \rightarrow 0$.

При возобновлении подачи стоков в бассейн (после кратковременного прекращения) на продолжающийся процесс растекания накладывается влияние фильтрации из бассейна. Для отражения этого обстоятельства в расчетах фильтрация и растекание должны рассматриваться по этапам и результаты по всем этапам должны складываться.

Например, если растекание бугра происходит в течение времени t , а через время t_1 после начала растекания начинается фильтрация из бассейна с подачей Q_0 , то результирующая величина изменения уровня в любой точке пласта в момент t выражается так:

$$\Delta H(t) = \Delta H_{\text{раст}}(t) + \Delta H_{\text{ф}}(t - t_1), \quad (\text{III.4.6})$$

где $\Delta H_{\text{раст}}$ — величина изменения уровня вследствие растекания, определяемая по формулам данного параграфа для времени t , $\Delta H_{\text{ф}}$ — изменение уровня в результате фильтрации из бассейна, определяемое по формулам § 3 для отрезка времени $t - t_1$.

§ 5. ПОДПЕРТАЯ ФИЛЬТРАЦИЯ ИЗ БАССЕЙНОВ ВЫТЯНУТОЙ ФОРМЫ (ПЛОСКО-ПАРАЛЛЕЛЬНЫЙ ПОТОК)

Принимая те же условия, что и для бассейнов круглой формы, получим следующие формулы для расчета фильтрации из вытянутых бассейнов.

При заданном уровне в бассейне

$$\Delta H = \Delta H_0 \operatorname{erfc}(\bar{x}/2\sqrt{Fo}), \quad (\text{III.5.1})$$

$$Q = \frac{km \Delta H_0 L}{l \sqrt{\pi Fo}}. \quad (\text{III.5.2})$$

Здесь ΔH — изменение уровня в произвольной точке пласта с координатой x в любой момент времени t , ΔH_0 — то же, в самом бассейне (при $x = 0$), Q — фильтрационный расход из бассейна (при $x = 0$), $\operatorname{erfc}(z) = 1 - \Phi(z)$, $\Phi(z)$ — интеграл вероятности — функция, встречавшаяся ранее в главе II (см. приложение V), $Fo = \frac{at}{l^2}$; $\bar{x} = \frac{x}{l}$,

l — половины ширины бассейна, L — его длина (по условию $L \gg l$), km — проводимость пласта. Формулы (III.5.1) и (III.5.2) широко применяются в практике для расчетов подпора подземных вод и фильтрации из водохранилищ и каналов. Для этих целей они были предложены Н. Н. Веригиным и С. Ф. Аверьяновым [1, 5].

При заданном расходе стоков, поступающих в бассейн, основное условие (III.3.4) для вытянутого бассейна записывается так:

$$t > 0, \quad Q_0/2 = -kmL \left. \frac{\partial H}{\partial x} \right|_{x=l} + lL \frac{\partial H}{\partial t}. \quad (\text{III.5.3})$$

Задача при таком условии для расчета притока подземных вод в строительные котлованы решена Б. С. Шержуковым [114]. Аналогичное условие ставится при фильтрации в напорно-безнапорных пластах (с учетом их осушения в области выхода на поверхность [20]).

Применительно к рассматриваемому здесь случаю фильтрации из бассейна решение представляется в следующем виде:

$$\Delta H = \frac{Q_0 l}{kmL} (R_1 - R_2), \quad (\text{III.5.4})$$

$$R_1 = \sqrt{Fo} i \operatorname{erfc}(\bar{x}/2\sqrt{Fo}), \quad (\text{III.5.5})$$

$$R_2 = \frac{1}{2\mu} \left[\operatorname{erfc}(\bar{x}/2\sqrt{Fo}) - \exp(\mu\bar{x} + \mu^2 Fo) \operatorname{erfc}\left(\frac{\bar{x}}{2\sqrt{Fo}} + \mu\sqrt{Fo}\right) \right]. \quad (\text{III.5.6})$$

В приведенных формулах: Q_0 — подача (расход) сточных вод в бассейн, μ — водоотдача,

$$i \operatorname{erfc}(z) = \frac{e^{-z^2}}{\sqrt{\pi}} - z \operatorname{erfc}(z).$$

Эта функция подробно табулирована (см. приложение V). Функции R_1 и R_2 выражают безразмерное фильтрационное сопротивление, причем R_1 соответствует условиям фильтрации при заданном расходе на контуре бассейна ($Q_0 = Q$).

При заполнении открытой емкости бассейна, когда выдерживается условие (III.5.3), фильтрационный расход на контуре бассейна определяется по следующей формуле:

$$Q = \frac{1}{2} Q_0 e^{-\mu^2 Fo} \operatorname{erfc}(\mu\sqrt{Fo}). \quad (\text{III.5.7})$$

При

$$t \rightarrow \infty \quad Q \rightarrow Q_0/2.$$

При фильтрации с заданным расходом без учета заполнения емкости бассейна (в правой части уравнения (III.5.3) производная по времени при этом равна нулю) для расчетов можно использовать формулы, получаемые при рассмотрении полосообразной области

с постоянной интенсивностью инфильтрации. Решение для такой схемы дано в работах Н. Н. Веригина, П. Я. Полубариновой-Кочинной [42, 90] и других авторов. В работах [20, 117] сделан анализ этого решения, из которого следует, что при определении уровня подземных вод за пределами полосы инфильтрации последняя может быть заменена линейной системой (расположенной по оси полосы). Это позволяет пользоваться приведенной выше формулой (III.5.4) при R_1 , определяемом по (III.5.5) и $R_2 = 0$. При этом фильтрационный расход на контуре бассейна будет

$$Q = Q_0 \operatorname{erfc} \left(\frac{1}{2 \sqrt{F_0}} \right) \quad (\text{III.5.8})$$

При изменяющемся уровне в бассейне или изменяющейся подаче в него стоков, т. е. при $H_0 = H_0(t)$ или $Q_0 = Q(t)$, расчеты фильтрации как для круговых, так и для линейных бассейнов можно производить следующим образом. Действительный ход изменения H_0 и Q_0 аппроксимируется ступенчатым графиком, т. е. принимается, что рост или уменьшение уровня и расхода происходят как бы скачкообразно. При этом результирующая величина уровня ΔH и расход из бассейна равны сумме «частных» изменений, обусловленных скачком напора H_0 и расхода Q_0 на каждой ступени графика.

ГЛАВА IV

ФИЛЬТРАЦИЯ К ВОДОЗАБОРАМ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

§ 1. ВОДОЗАБОРЫ В УДАЛЕНИИ ОТ РЕКИ

Расчеты водозаборов подземных вод, как и другие виды фильтрационных расчетов и, в частности, освещенные в предыдущей главе расчеты из бассейнов, в большинстве случаев выполняются на основе решений следующего линейного уравнения:

$$\frac{\partial^2 (\Delta H)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 (\Delta H)}{\partial y^2} + \frac{\varepsilon}{km} = \frac{1}{a} \frac{\partial (\Delta H)}{\partial t}. \quad (\text{IV.1.1})$$

Здесь ΔH — понижение уровня подземных вод под влиянием эксплуатации водозаборного сооружения в любой точке пласта с координатами x, y в любой момент времени t . Уравнение (IV.1.1) должно решаться при соответствующих граничных и начальных условиях, которыми в математической форме определяются условия на контакте данного пласта с соседними пластами и поверхностными водными источниками, условия намечаемого отбора воды и т. д.

Вместе с тем указанные обстоятельства получают отражение и в самом уравнении, а именно в величине ε , характеризующей интенсивность дополнительного питания (т. е. восполнения запасов подземных вод) в процессе эксплуатации водозабора.

Если пласт совершенно изолирован или если при откачке интенсивность питания остается такой же, как и до откачки, то $\varepsilon = 0$. Но, как правило, в процессе эксплуатации в пласт дополнительно привлекается то или иное количество воды из атмосферы и соседних водоносных слоев и в самом общем виде величина ε является функцией координат, времени и напора, т. е.

$$\varepsilon = f(x, y, t, \Delta H). \quad (\text{IV.1.2})$$

При установившемся движении или жестком режиме фильтрации вместо уравнения (IV.1.1) имеем:

$$\frac{\partial^2 (\Delta H)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 (\Delta H)}{\partial y^2} + \frac{\varepsilon}{km} = 0. \quad (\text{IV.1.3})$$

На основе решения уравнений (IV.1.1) и (IV.1.3) применительно к конкретным задачам определяются напоры и скорости фильтрации, которые после суммирования с фильтрационным течением из бассейнов и бытовым потоком подземных вод дают возможность оценить направление и скорость продвижения загрязнений, проникающих в водоносный пласт.

Рассмотрим здесь некоторые типовые задачи по расчету водозаборов при расположении их в удалении от рек, а затем — вблизи рек (см. § 2 данной главы). При этом будем исходить из того, что наиболее часто практикуется эксплуатация водозаборов при заданном (постоянном или изменяющемся во времени) дебите Q .

Допустим, что пласт является однородным по своим фильтрационным свойствам и изолированным. Решение о притоке подземных вод к скважине при этом находится из уравнения (IV.1.1), когда $\varepsilon = 0$, и имеет следующий вид (рис. IV.1а):

$$\Delta H = \frac{1}{4\pi km} \int_0^t \frac{Q(\tau) e^{-r^2/4a(t-\tau)}}{t-\tau} d\tau. \quad (\text{IV.1.4})$$

Здесь $Q(\tau)$ — дебит скважины, изменяющийся во времени. При $Q = \text{const}$ вместо (IV.1.4) получаем хорошо известную формулу [15, 20, 121]:

$$\Delta H = - \frac{Q}{4\pi km} Ei \left(- \frac{1}{4Fo} \right), \quad (\text{IV.1.5})$$

где $Fo = \frac{at}{r^2}$, r — координата точки, в которой определяется понижение уровня ΔH , Ei — символ интегральной показательной функции, уже встречавшейся при рассмотрении фильтрации из бассейнов (см. приложение VI).

При $F_0 > 5$ $Ei\left(-\frac{1}{4F_0}\right) \approx -\ln 2,25F_0$ и формула (IV.1.5) может быть представлена аналогично формуле Дюпюи для стационарного потока, но с возрастающим во времени радиусом влияния скважины R :

$$\Delta H \approx \frac{Q}{2\pi km} \ln \frac{R}{r}, \quad R = 1,5 \sqrt{at}. \quad (\text{IV.1.6})$$

где a — коэффициент пьезопроводности пласта, t — время.

Если скважина действует в слоистой системе пластов, разделенных слабопроницаемым слоем (рис. IV.1б), в уравнении (IV.1.1) $\epsilon > 0$, причем можно представить себе, что питание (переток воды из соседнего пласта) изменяется прямо пропорционально понижению

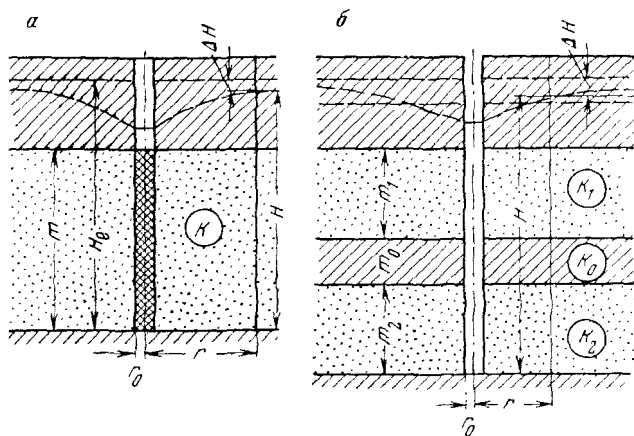


Рис. IV.1. Схема к расчету скважины в удалении от реки
а — однородный изотропизированный пласт;
б — слоистый пласт

уровня в основном эксплуатируемом горизонте (на рисунке нижний пласт), т. е.

$$\epsilon = \frac{1}{B^2} \Delta H. \quad (\text{IV.1.7})$$

В этом случае решение задачи о притоке подземных вод к скважине будет иметь вид [20]

$$\Delta H = \frac{Q}{4\pi km} W\left(\frac{1}{4F_0}; \frac{r}{B}\right), \quad (\text{IV.1.8})$$

где $B = \sqrt{\frac{(km)_2 m_0}{k_0}}$ — так называемый показатель перетекания,

$$W = \int_{1/4F_0}^{\infty} \frac{e^{-z - \frac{r^2}{4B^2}}}{z} dz \quad (\text{см. приложение VI}).$$

При $F_0 > 5$ $W \approx 2K_0\left(\frac{r}{B}\right)$, а при $\frac{r}{B} < 0,01$, $K_0\left(\frac{r}{B}\right) \approx \ln \frac{1,12B}{r}$, где K_0 — стандартное обозначение функции Бесселя от мнимого аргумента второго рода нулевого порядка (см. приложение V).

Следовательно, и в данном случае закономерности движения подземных вод к скважине в пределе становятся такими же, как в однородном пласте при радиусе влияния $R = 1,12B$.

При длительной фильтрации дебит водозабора в рассматриваемой схеме пласта обеспечивается целиком фильтрацией из соседнего (питающего) водоносного горизонта.

§ 2. БЕРЕГОВЫЕ ВОДОЗАБОРЫ (ВБЛИЗИ РЕКИ)

Контур реки для аналитических расчетов обычно представляется в виде прямой линии с условием $\Delta H = 0$.

Решение задачи о притоке к скважине при таком условии может быть получено по методу зеркальных отображений и сложения течений, т. е. наряду с реальной скважиной в рассмотрение вводится некоторая фиктивная или воображаемая скважина, являющаяся «зеркальным отображением» реальной (см. рис. III.7).

Далее, учитывая влияние обеих скважин — реальной и воображаемой — находится решение в следующем виде:

$$\Delta H = \frac{Q}{4\pi km} \left[-Ei \left(-\frac{\bar{r}^2}{4Fo} \right) - Ei \left(-\frac{\bar{\rho}^2}{4Fo} \right) \right], \quad (IV.2.1)$$

где

$$\bar{r} = \frac{r}{r_0}, \quad \bar{\rho} = \frac{\rho}{r_0}, \quad r = \sqrt{y^2 + (x - x_0)^2}, \quad \rho = \sqrt{y^2 + (x + x_0)^2}, \quad Fo = \frac{at}{r_0^2}.$$

При длительных откачках, когда $\frac{r^2}{4Fo}, \frac{\rho^2}{4Fo} \ll 1$, вместо формулы (IV.2.1) получаем формулу Форхгеймера:

$$\Delta H \approx \frac{Q}{2\pi km} \ln \frac{\rho}{r}. \quad (IV.2.2)$$

Большое влияние на работу береговой скважины оказывает неполная врезка русла реки в водоносный пласт, наличие заиления и глинистых прослоев, затрудняющих фильтрацию из реки. Для учета этих факторов обычно в русле схематически выделяется слабо-проницаемый слой мощностью m_0 с коэффициентом фильтрации k_0 . Тогда для оценки притока воды к скважине формула может быть представлена с учетом двух видов сопротивления [20, 23]

$$\Delta H = \frac{Q}{2\pi km} (f_1 + f_2), \quad (IV.2.3)$$

где f_1 — основное гидравлическое сопротивление, при длительной фильтрации определяемое так же, как в формуле (IV.2.2): $f_1 = \ln \frac{\rho}{r}$, f_2 — дополнительное гидравлическое сопротивление, которым оценивается несовершенство русла, его заиленность и неоднородность. При определении понижения уровня в точках, расположенных

на линии, проходящей через центр скважины или непосредственно в скважине ($y = 0$),

$$f_2 = - [e^{-2\bar{x}} Ei(-2\bar{x}_+) + e^{2\bar{x}} Ei(-2\bar{x}_-)], \quad (IV.2.4)$$

где $\bar{x}_{\pm} = \lambda(x + x_0) \left[1 \pm \frac{1}{ch(2b\gamma)} \right]$, $\lambda = \gamma \operatorname{cth}(2b\gamma)$,

$$\gamma = \sqrt{\frac{k_0}{kmm_0}},$$

b — половина ширины русла реки.

Полное решение этой задачи приведено в работах [20, 21, 23].

При определенных условиях дополнительное сопротивление f_2 можно выразить виртуальным смещением русла на величину ΔL . В этом случае для расчета остаются справедливыми формулы (IV.2.1) и (IV.2.2) при ρ , выражающемся так:

$$\rho = \sqrt{y^2 + (x + x_0 + 2\Delta L)^2} \quad (IV.2.5)$$

Величина ΔL должна определяться по данным опытно-фильтрационных исследований в полевых условиях.

Взаимодействующие скважины во всех рассматриваемых случаях рассчитываются по тем же формулам, что и одиночные, путем сложения течений. Суммарное понижение уровня при этом определяется по следующему выражению:

$$\Delta H_{\text{сум}} = \sum_{i=1}^n \Delta H_i, \quad (IV.2.6)$$

где ΔH_i — понижение уровня, вызванное действием i -ой скважины, $i = 1, 2, 3, \dots, n$; n — общее число скважин.

ГЛАВА V

ПРАКТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ПРОГНОЗА ПРОДВИЖЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

§ 1. ОБЩАЯ ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

Фильтрационные течения, образующиеся при действии бассейнов и хранилищ промстоков и водозаборов, обычно являются весьма сложными. Для таких течений аналитические решения задачи о миграции загрязнений практически получить не представляется возможным и приходится прибегать к приближенным методам. Последние могут быть обоснованы некоторыми общими закономерностями движения загрязнений в подземных водах, вытекающими из рассмотренных выше типовых задач о миграции (см. главу II).

Во-первых, обращает на себя внимание тот факт, что размеры зоны деформации границы раздела между загрязненными и природными пластовыми водами под влиянием дисперсии и различий в плотности загрязненных и пластовых вод определяются параметрами этих процессов и с тем или иным приближением эту зону допустимо оценивать отдельно, по соотношениям, полученным из решений для плоского-параллельного и радиального потоков.

Второй вывод, который следует из результатов теоретических решений задач миграции, заключается в том, что скорость сорбционных процессов (или обобщенно — скорость процессов поглощения) является настолько значительной, что эти процессы можно рассматривать происходящими в равновесных условиях. Это позволяет исключить уравнения кинетики и учитывать только уравнения изотерм сорбции и поглощения.

В-третьих, теоретические решения типовых задач о миграции показывают, что в пластах, изолированных непроницаемыми слоями кровли и подошвы (в гидродинамическом отношении и в смысле миграции загрязнений), концентрация загрязнений со временем возрастает и в конечном итоге достигает концентрации на входе (т. е. в источнике — бассейне, хранилище). Существенное «самоочищение» загрязненных вод в основном фильтрующем пласте достигается лишь при диффузионном отводе солей в слои кровли и подошвы пласта и значительной емкости поглощения этих слоев.

Учитывая изложенное, можно принять следующий приближенный метод расчета продвижения загрязненных растворов в водоносных пластах:

1) Вначале расчет производится исходя из предпосылки, что диффузия и дисперсия вовсе отсутствуют.

На основе этих расчетов устанавливаются размеры первой (при длительной фильтрации — наиболее значительной) зоны продвижения загрязненных растворов по координатам точек фронта фильтрации и сорбции (поглощения) без учета рассеяния и разности удельных весов.

2) Затем определяется концентрация загрязнений на установленной линии фронта фильтрации и сорбции.

3) После этого отдельно определяются размеры зоны деформации границы раздела и зоны смещения, которые образовались под влиянием гравитационного эффекта и дисперсии, и путем наложения этих зон корректируется положение фронта загрязненных сточных вод в каждый расчетный момент времени.

Основные точки фронта фильтрации и сорбции (поглощения) фиксируются достаточно надежно и могут быть приняты в качестве «осевых» точек при наложении.

В общем виде, таким образом, размеры области загрязненных природных подземных вод при фильтрации промстоков оцениваются по следующей зависимости (рис. V.1):

$$L = x_{\phi} + 0,5 (L_{\text{пл}} + L_{\text{д}}), \quad (\text{V.1.4})$$

где x_f — координата фронта фильтрации с учетом сорбции и поглощения, но в предположении, что дисперсия загрязнений на границе раздела отсутствует и фильтрующаяся загрязненная жидкость по своему удельному весу не отличается от природных подземных вод, т. е. без учета деформации границы раздела, происходящей под влиянием гравитации, $L_{p,l}$ — длина зоны деформации границы раздела, обусловленная различиями в удельных весах, L_d — длина зоны дисперсии.

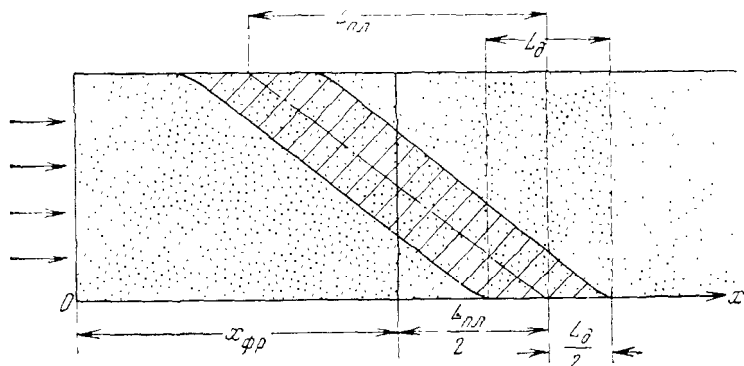


Рис. V.1. Схема к определению длины области загрязненных подземных вод

§ 2. ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФРОНТА ФИЛЬТРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОКОВ

В табл. V.1 приведены основные расчетные формулы, которыми можно пользоваться для определения координат фронта фильтрации и сорбции, а также концентрации загрязнений на границе фронта и размеров зоны смешения в простейших схемах, рассмотренных в главе II.

Первые формулы — для фронта и концентрации — получены из решений уравнения в частных производных первого порядка, к которому сводится уравнение (II.2.4) при $D^* = 0$.

Действительно, в этом случае при $W = n \frac{\partial N}{\partial t}$ (т. е. при отсутствии оттока солей в кровлю и подошву) вместо уравнения (II.2.4) имеем:

$$-V_x^* \frac{\partial C}{\partial x} - V_y^* \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial N}{\partial t} \quad (\text{V.2.9})$$

Если пренебречь кинетикой сорбции, что, как отмечалось, допустимо для длительных периодов фильтрации, то в соответствии с (II.2.11)

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \frac{1}{\beta} \frac{\partial C}{\partial t}$$

и уравнение (V.2.9) примет вид:

$$V_x^* \frac{\partial C}{\partial x} + V_y^* \frac{\partial C}{\partial y} = -A \frac{\partial C}{\partial t}, \quad \left(A = \frac{1 + \beta}{\beta} \right). \quad (\text{V.2.10})$$

Связка формул для прогноза затрат на загрязнение

Связка связей	Коэффициент флуктуации	Номер формулы	Концентрация	Номер формулы	Длина зоны смешения (расстояние)	Номер формулы
Концентрационный без учета сорбции и поглощения	$x_{\Phi} = V^*/A$	V.2.1	$\bar{C} = 1$	V.2.2	$L = 6.6 \sqrt{D^* t}$	V.2.3
Концентрационный с учетом сорбции и поглощения	$x_{\Phi} = V^*/A$	V.2.4	по (V.2.2)		$L = 6.6 \sqrt{\frac{D^* t}{A}}$	V.2.5
Скоростной при ограниченной мощности кровли и порогности	$x_{\Phi} = V^*/A^*$	V.2.6	$\bar{C} = E x V^*$	V.2.7	$L = 6.6 \sqrt{\frac{D^* t}{A^*}}$	
Скоростной при неограниченной мощности кровли и порогности	по V.2.4		$\bar{C} = 0.6 M$	V.2.8	по (V.2.5)	

Примечания:

1. $A = (1 + \beta) \lambda$.

2. $A^* = \frac{1 + \beta}{\beta} + \frac{1}{\alpha_{\text{дог}}} \left(\frac{1 + \beta}{\beta} \right) + \frac{\alpha_{\text{дог}}}{\beta} \left(\frac{1 + \beta}{\beta} \right)$.

3. $E = \frac{D_1 + D_2}{2 \alpha_{\text{дог}} \alpha_{\text{пог}}}$.

4. $M = \frac{D^* x}{2 \sqrt{D^* t}} \quad t \geq \lambda^2 x^2 V^2$.

5. $D^* = \frac{1}{n \alpha} \left[n_1 \left(D^2 + \frac{1 + \beta}{2} V^2 \right) + n_2 \left(D^2 + \frac{1 + \beta}{2} V^2 \right) \right]$.

Формулы в табл. V.1 написаны для плоско-параллельного потока. Но они действительны и для радиальной схемы фильтрации, если в них принять: $x = r^2$, $V^* = \frac{q}{2\pi r}$. При этом численный коэффициент в формулах (V.2.2) и (V.2.4) для Лобурт (4,7 вместо 6.6). Указание на формулу и обозначения см. в главе II. Прямой t понимается в предположении, что начальный контур загрязнения находится в основной линии (поперечные) источника (заводов, хранилища).

Это линейное дифференциальное уравнение в частных производных первого порядка аналогично уравнению Кельвина для движущейся частицы вместе с потоком подземных вод. Ему соответствует система обыкновенных уравнений (или уравнений характеристик)

$$\frac{dx}{V_x^*} = \frac{dy}{V_y^*} = -\frac{dt}{A}. \quad (\text{V.2.11})$$

В результате интегрирования этой системы непосредственно получается формула (V.2.4) для координаты фронта фильтрации (см. табл. V.1 и решения, изложенные в главе II).

Можно получить аналогичные решения и для некоторых других схем фильтрации, например с учетом бытового потока подземных вод,

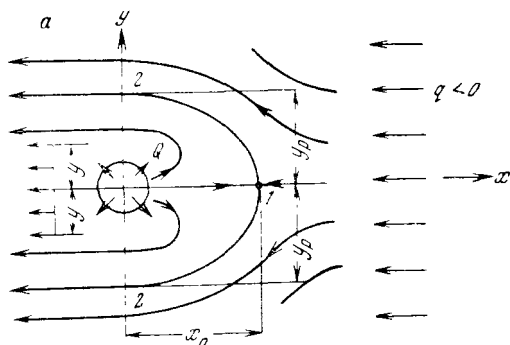


Рис. V.2. Схема фильтрационного течения из бассейна в удалении от реки и при наличии бытового потока
1—2 — разделяющая линия тока, ограничивающая область фильтрации из бассейна

при расположении источника или водозабора вблизи реки и т. д. Задачи такого рода рассматривались в работах С.Ф. Аверьянова [3, 5], Н. Н. Веригина [39, 41], В. М. Шестакова [117]. Применительно к проблеме санитарной охраны подземных вод в последнее время эти задачи детально исследовались Е. Л. Минкиным [69, 70] и В. М. Гольдбергом [49, 50, 51].

Решения, полученные в указанных работах, часто используются для

оценки скоростей фильтрации загрязненных растворов и возможности их проникновения в те или иные зоны водоносного пласта. Ими отчетливо выявляется структура потоков и очерчивается область возможного захвата загрязнений водозаборными сооружениями, что представляет практический интерес для обоснования проектов зон санитарной охраны.

Рассмотрим некоторые типовые задачи такого рода.

Бассейн в бытовом потоке подземных вод. Допустим, что фильтрация из бассейна происходит в водоносный пласт с бытовым потоком $q = kmJ$ (рис. V.2). Принимая при этом в качестве исходной формулы (III.3.11) и (III.3.13) для случая, когда расход из бассейна — постоянная величина, получим *

$$\Delta H = -\frac{Q}{4\pi km} Ei\left(-\frac{\bar{r}^2}{4Fo}\right) - \frac{q}{km} x. \quad (\text{V.2.12})$$

* Для схемы, показанной на рис. V.2, принимается $Q > 0$ и $q < 0$.

Составляющие скорости фильтрации по осям x и y

$$\left. \begin{aligned} V_x &= \frac{Qx}{2\pi mr^2} e^{-r^2/4at} - \frac{q}{m}, \\ V_y &= \frac{Qy}{2\pi mr^2} e^{-r^2/4at}, \\ r^2 &= x^2 + y^2. \end{aligned} \right\} \quad (\text{V.2.13})$$

Приравнявая нулю скорость V_x по (V.2.13), можно определить координату точки $x = x_p$, $y = 0$, через которую проходит линия, ограничивающая в каждый момент времени область фильтрации стоков из хранилища:

$$x_p = - \frac{Q}{2\pi q} e^{-x^2/4at}. \quad (\text{V.2.14})$$

При $\frac{r^2}{4at} \ll 1$, т. е. для длительных периодов фильтрации, можно принять $e^{-r^2/4at} \approx 1$. В этом случае выражения (V.2.13) и (V.2.14) становятся аналогичными выражениям для стационарного потока.

Формулы (V.2.13) позволяют рассчитать расход загрязненных вод из бассейна через то или иное сечение, выразив его в виде некоторой функции ψ , которая представляет собой долю от общего расхода стоков, фильтрующихся из бассейна:

$$\psi = m \int_0^y V_x dy = \frac{Q}{2\pi} I + qy, \quad (\text{V.2.15})$$

где

$$I = \int_0^{y/x} \frac{e^{-\frac{1+z^2}{4Fo}}}{1+z^2} dz; \quad Fo = \frac{at}{x^2}.$$

Значение интеграла I в виде графиков приводится на рис. V.3. Приближенно, удерживая первые два члена в разложении показательной функции, этот интеграл можно выразить в таком виде:

$$I \approx e^{-1/4Fo} \left[\left(1 + \frac{1}{4Fo} \right) \operatorname{arctg} \frac{y}{x} - \frac{y}{4x Fo} \right] \quad (\text{V.2.16})$$

и при $Fo > 10$ $I \approx \operatorname{arctg} y/x$.

Из (V.2.15), принимая входящий в него интеграл по (V.2.16), можно получить соотношение между координатами x , y точек на любой линии тока в условиях установившегося движения:

$$x = \frac{y}{\operatorname{tg}(\psi - y)}; \quad \bar{\psi} = \frac{2\pi\psi}{Q}; \quad \bar{y} = \frac{2\pi q}{Q} y. \quad (\text{V.2.17})$$

В частности, для указанной раздельной линии тока, ограничивающей всю область фильтрации из хранилища (в этом случае $\psi = \frac{Q}{2}$), получим

$$x = -\frac{y}{\operatorname{tg} y}. \quad (\text{V.2.18})$$

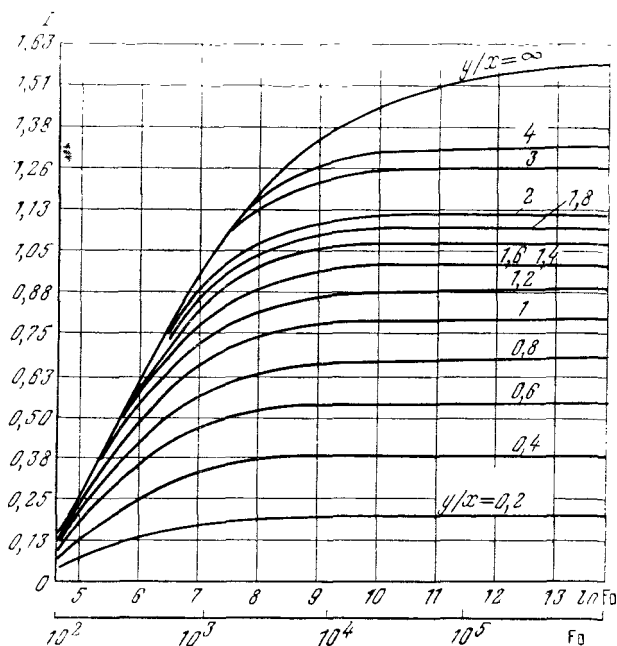


Рис. V.3. Графики значений функции I по формуле (V.2.15)

При $x = 0$, т. е. на оси ординат,

$$y_p = -\frac{Q}{4q} \quad (\text{V.2.19})$$

В весьма большом удалении от хранилища, при $x \rightarrow \infty$,

$$y_p \rightarrow -\frac{Q}{2q}. \quad (\text{V.2.20})$$

Наконец, пользуясь исходной формулой (V.2.11), можно найти время продвижения загрязнений от бассейна по любой линии тока

$$t = -An \int_0^x \frac{dx}{V_x} = -An \int_0^y \frac{dy}{V_y}. \quad (\text{V.2.21})$$

Подставим сюда зависимость для V_y по (V.2.13) (при $\frac{r^2}{4at} \ll 1$) и заменим в ней x через y согласно (V.2.17). Тогда выражение (V.2.24) будет иметь вид:

$$t = \frac{AQnm}{2\pi q^2} \int_0^{\bar{y}} \frac{\bar{y} d\bar{y}}{\sin^2(\bar{\Psi} - \bar{y})}$$

и после интегрирования

$$t = \frac{AQnm}{2\pi q^2} \left(\bar{x} + \ln \frac{\sin \theta}{\sin(\theta + \bar{y})} \right); \quad \bar{x} = \frac{2\pi q}{Q} x; \\ \theta = \arctg \frac{y}{x}. \quad (\text{V.2.22})$$

На оси x (при $y = 0$) из (V.2.22) имеем:

$$t = \frac{AQnm}{2\pi q^2} (\bar{x} + \ln(1 + \bar{x})). \quad (\text{V.2.23})$$

При отсутствии бытового потока, когда $q = 0$ и $V_x = \frac{Q}{2\pi m x}$, $t = \frac{\pi A m n x^2}{Q}$, что совпадает с формулой (V.2.4) в табл. V.1.

Здесь всюду m — мощность пласта, n — пористость, A — параметр, характеризующий процесс сорбции и поглощения, определяемый по (V.2.4) или (V.2.6) (см. табл. V.1).

По приведенным формулам можно определить время продвижения загрязнений при фильтрации из бассейна в любом направлении и для заданного момента времени очертить зону, захваченную загрязненными стоками, поскольку из (V.2.22) легко найти координаты фронта загрязнений или границы раздела их с чистыми природными водами.

Бассейн в бытовом потоке вблизи реки. Основные расчетные зависимости для прогноза фильтрации из бассейна вблизи реки приведены в главе III (см. формулу (III.3.17)). При наличии бытового потока напор и скорости фильтрации за пределами бассейна в этом случае определяются по следующим равенствам:

$$\Delta H = \frac{Q}{4\pi km} \left[-Ei\left(-\frac{\bar{r}^2}{4Fo}\right) + Ei\left(-\frac{\bar{\rho}^2}{4Fo}\right) \right] - \frac{q}{km} x, \quad (\text{V.2.24})$$

$$V_x = \frac{Q}{2\pi m} \left(\frac{x - x_0}{r^2} e^{-r^2/4at} - \frac{x + x_0}{\rho^2} e^{-\rho^2/4at} \right) + \frac{q}{m},$$

$$V_y = \frac{Qy}{2\pi m} \left(\frac{e^{-r^2/4at}}{r^2} - \frac{e^{-\rho^2/4at}}{\rho^2} \right), \quad (\text{V.2.25})$$

$$r^2 = y^2 + (x - x_0)^2, \quad \rho^2 = y^2 + (x + x_0)^2.$$

Приравнивая нулю V_x при $r^2/4at$ и $\rho^2/4at \ll 1$, получим координату точки разветвления потока, через которую проходит линия,

ограничивающая область фильтрации из бассейна. При этом могут быть следующие случаи:

1. Бытовой поток $q = 0$ и фильтрация из бассейна происходит во всех направлениях, включая и реку (теоретически на всем ее протяжении, поскольку принимается нулевой уклон реки) (рис. V.4).

2. Бытовой поток направлен в сторону реки. Область фильтрации из бассейна ограничивается разделяющей линией тока 1—2—2 (см. рис. V.4). Координата разделяющей точки 1 на оси x определяется по выражению:

$$x_p = \sqrt{x_0 \left(x_0 + \frac{Q}{\pi q} \right)} \quad (q < 0, Q < |\pi x_0 q|). \quad (\text{V.2.26})$$

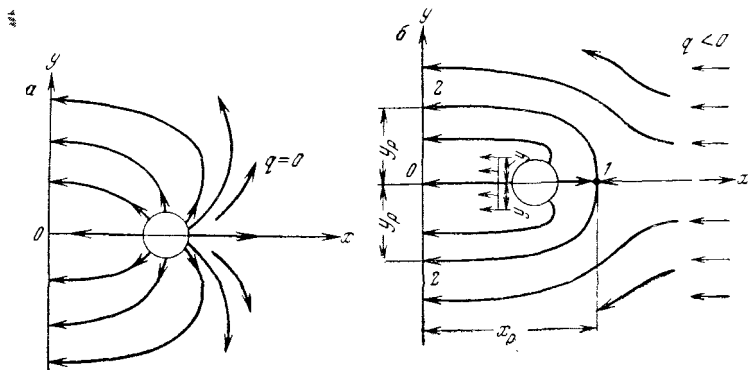


Рис. V.4. Схемы фильтрационного течения из бассейна вблизи реки
а — без бытового потока; б — при наличии бытового потока $q < 0$; 1—2—2 —
разделяющая линия тока, ограничивающая область фильтрации из бассейна

Фильтрационный расход в любом сечении:

$$\psi = m \int_0^{y_{\pm}} V_x dy = \frac{Q}{2\pi} (I_- - I_+) + qy, \quad (\text{V.2.27})$$

$$I_{\mp} = \int_0^{y_{\mp}} \frac{e^{-(1+z^2)/4Fo_{\mp}}}{1+z^2} dz, \quad (\text{V.2.28})$$

$$y_{\mp} = \left| \frac{y}{x \mp x_0} \right|, \quad Fo_{\mp} = \frac{at}{(x \mp x_0)^2}.$$

Интеграл (V.2.28) при указанных параметрах определяется по графикам, приведенным на рис. V.3, или приближенно по выражению (V.2.16).

Расход стоков, поступающих в реку, получается из (V.2.27) при $x = 0$; в этом случае

$$I = I_- = I_+, \quad y_{\mp} = \frac{y}{x_0}, \quad Fo_{\mp} = \frac{at}{x_0^2}$$

и

$$\psi = \frac{Q}{\pi} I + qy. \quad (\text{V.2.29})$$

Соотношение между координатами x , y точек на любой линии тока находится, так же как в рассмотренном выше случае бассейна в удалении от реки, путем преобразования уравнения (V.2.27). При этом получаем:

$$x = \sqrt{x_0^2 - y^2 - 2x_0y \operatorname{ctg}(\bar{\psi} - \bar{y})} \quad (\text{V.2.30})$$

где по-прежнему $\bar{\psi} = \frac{2\pi\psi}{Q}$, $\bar{y} = \frac{2\pi q}{Q} y$.

Половина длины участка фильтрации стоков в реку определяется подбором по этой же формуле при $x = 0$ и $\psi = \frac{Q}{2}$, $\bar{\psi} = \pi$:

$$y_p^2 - 2x_0y_p \operatorname{ctg} \bar{y}_p - x_0^2 = 0, \quad (\text{V.2.31})$$

а координата раздельной точки на оси x ($y = 0$, $\bar{\psi} = 0$) находится по следующей зависимости:

$$x_p = x_0 \sqrt{1 - 1/\bar{x}_0}; \quad \bar{x}_0 = \frac{\pi q x_0}{Q} < 0. \quad (\text{V.2.32})$$

Время продвижения загрязнений согласно (V.2.11) и (V.2.25) по кратчайшему направлению, совпадающему с осью x ($y = 0$), будет

$$t = An \int_{x_0}^x \frac{dx}{V_x} = \frac{Anm}{q} \left[x_0 - x + \frac{x_p^2 - x_0^2}{2x_p} \ln \frac{(x_p + x)(x_p - x_0)}{(x_p - x)(x_p + x_0)} \right]. \quad (\text{V.2.33})$$

При $x = 0$ получим длительность периода фильтрации загрязнений из бассейна до реки:

$$t = \frac{Anm}{q} \left(x_0 - \frac{x_p^2 - x_0^2}{2x_p} \ln \frac{x_p + x_0}{x_p - x_0} \right). \quad (\text{V.2.34})$$

Здесь x_p определяется по формуле (V.2.32).

В случае отсутствия бытового потока, когда $q = 0$ и $V_x = \frac{Q}{\pi m} \frac{x_0}{x^2 - x_0^2}$,

$$t = \frac{\pi mn A}{Q x_0} \left(\frac{x^3}{3} - x_0^2 x + \frac{2}{3} x_0^3 \right) \quad (\text{V.2.35})$$

и при $x = 0$

$$t = \frac{2\pi mn A x_0^3}{3Q}, \quad (\text{V.2.36})$$

т. е. наличие реки сокращает время продвижения загрязнений от бассейна на $1/3$ (ср. с формулой (V.2.4) в табл. V.1).

Рассмотренный случай фильтрации из бассейна вблизи реки в математическом отношении аналогичен схеме одновременной фильтрации из бассейна и откачке из водозабора в неограниченном пласте, когда дебиты того и другого одинаковы и равны Q и расстояние между ними составляет $2x_0$.

Тем же методом, как уже говорилось, можно получить решения для нахождения фронта фильтрации загрязнений во многих других случаях, например, при неодинаковых расходах бассейна и водозабора, при наличии ряда водозаборов в удалении от водотоков и вблизи таковых и т. д. Однако все эти решения все-таки относятся к весьма упрощенным, идеализированным потокам, сравнительно редко встречающимся в реальной природной обстановке.

При наличии сложных фильтрационных потоков, как видно из приведенных примеров, для определения фронта фильтрации загрязненных вод в уравнения (V.2.10) и (V.2.11) вводится суммарная скорость

$$V^* = \sum_{i=1}^n V_i^*. \quad (V.2.37)$$

где V_i^* — действительная скорость фильтрации, обусловленная действием каждого из источников фильтрации, например, бассейна или хранилища, водозабора, бытового потока подземных вод и других.

При этом, поскольку

$$\frac{dr}{V_r^*} = \frac{dx}{V_x^*} = \frac{dy}{V_y^*}, \quad (V.2.38)$$

для определения времени t можно пользоваться как полными скоростями V_r^* по направлению, совпадающему с направлением касательной к линии тока, так и составляющими скоростей V_x^* и V_y^* по осям координат x , y , т. е.

$$- \frac{dt}{A} = \frac{dr}{V_r^*} = \frac{dx}{V_x^*} = \frac{dy}{V_y^*}. \quad (V.2.39)$$

Практическое применение этих уравнений затрудняется из-за того, что скорость V_i^* и особенно сумма скоростей V^* (когда рассматриваются взаимодействующие потоки), как правило, выражаются в сложном виде и указанные уравнения или не поддаются прямому интегрированию, или получающиеся в результате интегрирования формулы представляются в очень громоздком виде, неудобном для расчетов.

Учитывая неизбежную приближенность исходных гидрогеологических параметров, для ориентировочных расчетов, на ранних стадиях проектирования можно пользоваться простыми зависимостями для типовых схем потоков, приведенными выше. По этим расчетам можно дать оценку предельных скоростей и дальности продвижения загрязненных вод.

Для более подробных и обоснованных исходными параметрами расчетов можно применить численный метод, сущность которого в приложении к данной задаче заключается в следующем.

Расчетный период времени t разбивается на ряд отрезков Δt_j , за которые определяются соответствующие отрезки пути Δr_j продвижения границы раздела, или обратно, по заданным величинам Δr_j

находится Δt_j . Расчет производится по формулам, непосредственно следующим из уравнений (V.2.39):

$$\Delta t_j = \frac{A \Delta r_j}{\sum_{i=1}^n V_{ij}^*}; \quad \Delta r_j = \frac{\Delta t_j}{A} \sum_{i=1}^n V_{ij}^*, \quad (\text{V.2.40})$$

где V_{ij}^* — скорости в момент r от начала фильтрации. При этом делается допущение, что скорости фильтрации в течение каждого отрезка времени Δt_j сохраняются постоянными и определяются по соответствующим зависимостям.

Полный путь продвижения границы раздела и общее время находятся путем суммирования:

$$r_\Phi = \sum_{j=1}^k \Delta r_j; \quad t_\Phi = \sum_{j=1}^k \Delta t_j. \quad (\text{V.2.41})$$

Здесь $j = 1, 2, \dots, k$; k — принятое при расчетах число интервалов пути и времени.

По формулам (V.2.40) и (V.2.41) можно производить расчеты для условий стационарного и нестационарного потоков. В последнем случае принимается скорость фильтрации в зависимости от r и t .

Для иллюстрации изложенного приема расчета рассмотрим схему течения при наличии трех бассейнов (рис. V.5).

Напор в любой точке M области фильтрации с координатами x, y здесь можно выразить так:

$$H_M = H_1 + H_2 + H_3 + f_k, \quad (\text{V.2.42})$$

где H_1, H_2 и H_3 — напоры, обусловленные действием каждого бассейна, f_k — постоянная относительно координат, определяемая условиями на границах пласта.

В квазистационарном потоке (при длительных периодах фильтрации) можно принять:

$$\begin{aligned} H_{1M} &= \frac{Q_1}{2\pi km} \ln r_1 + f_1, \\ H_{2M} &= \frac{Q_2}{2\pi km} \ln r_2 + f_2, \\ H_{3M} &= \frac{Q_3}{2\pi km} \ln r_3 + f_3, \end{aligned} \quad (\text{V.2.43})$$

где $r_1 = \sqrt{(x - x_{01})^2 + (y - y_{01})^2}$; $r_2 = \sqrt{(x - x_{02})^2 + (y - y_{02})^2}$; $r_3 = \sqrt{(x - x_{03})^2 + (y - y_{03})^2}$.

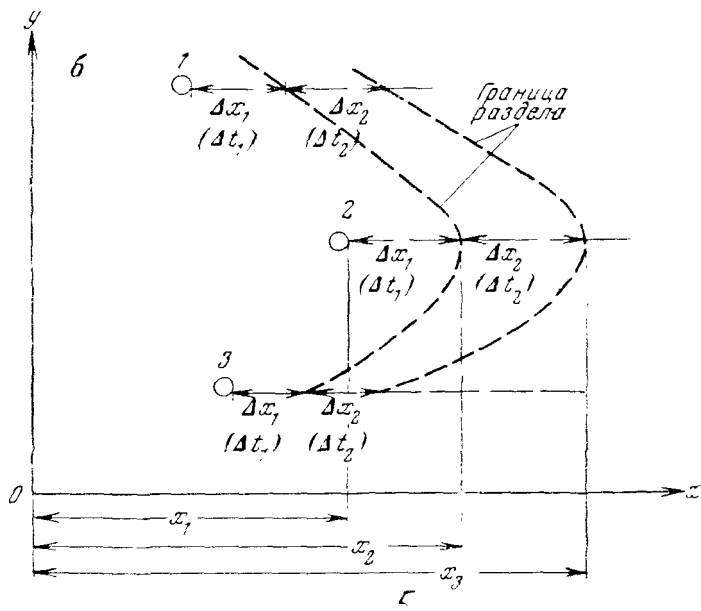
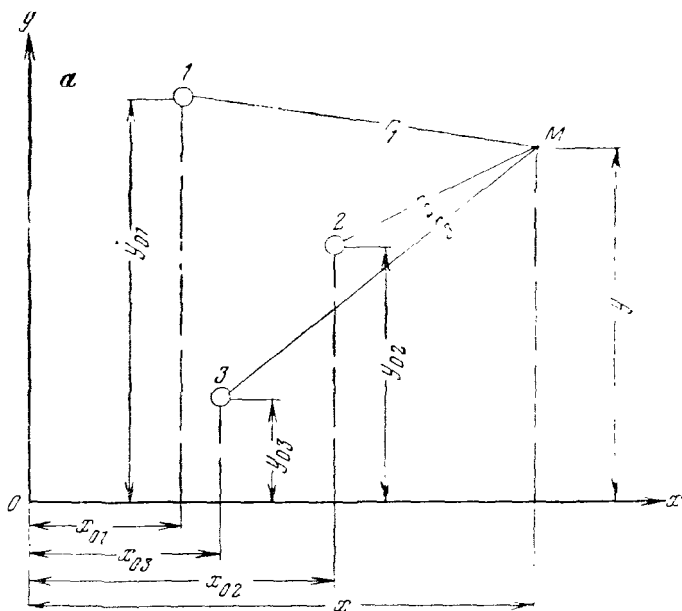


Рис. V.5. Схема к графо-аналитическому расчету продвижения границы раздела
 а — для расчета H и V ; б — для расчета Δx .

Будем вести расчет продвижения границы раздела по координате x . При этом проекции скоростей $V_{xi}^* = -\frac{k}{n} \frac{\partial H_i}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x}$ выразятся следующим образом:

$$\begin{aligned} V_{x1}^* &= \frac{Q_1}{\pi mn} \frac{x - x_{01}}{r_1^2}, \\ V_{x2}^* &= \frac{Q_2}{\pi mn} \frac{x - x_{02}}{r_2^2}, \\ V_{x3}^* &= \frac{Q_3}{\pi mn} \frac{x - x_{03}}{r_3^2}. \end{aligned} \quad (\text{V.2.44})$$

Если теперь проследивать движение границы раздела от каждого бассейна, задаваясь определенным значением $\Delta t = \frac{T}{k}$ (T — общее время, k — число интервалов), то вначале нужно по формулам (V.2.44) вычислить скорости на контуре бассейна, т. е. при $x = x_{01} + r_{01}$, $y = y_{01}$; $x = x_{02} + r_{02}$, $y = y_{02}$; $x = x_{03} + r_{03}$, $y = y_{03}$, а затем по формуле (V.2.41) определить Δx_{ij} . Например, для бассейна 2 это будет:

$$\Delta x_{2,1} = \frac{\Delta t_1}{A\pi mn} \left(Q_1 \frac{x_{02} + r_{02} - x_{01}}{r_{1-2}^2} + Q_2 \frac{1}{r_{02}} + Q_3 \frac{x_{02} + r_{02} - x_{03}}{r_{3-2}^2} \right). \quad (\text{V.2.45})$$

Здесь r_{02} — радиус бассейна 2, r_{1-2} , r_{3-2} — расстояния от бассейнов 1 и 3 до бассейна 2.

На все последующие отрезки времени Δt в формуле (V.2.45) нужно соответственно принимать:

$$\begin{aligned} \Delta t_2 \div x'_{02} &= x_{02} + \Delta x_{2,1}, \\ \Delta t_3 \div x'_{02} &= x_{02} + \Delta x_{2,1} + \Delta x_{2,2} \\ &\dots \dots \dots \\ \Delta t_k \div x_{02}^{k-1} &= x_{02} + \sum_{j=1}^k \Delta x_{2,j} \end{aligned} \quad (\text{V.2.46})$$

Соединяя полученные отрезки Δx_j , можно показать последовательное положение границы раздела на моменты времени Δt_j (см. пунктирные линии на рис. V.5).

По описанной методике можно производить расчеты движения границы раздела в любых направлениях. Для расчета составляющих скорости фильтрации и результирующей скорости при взаимодействующей системе скважин и бассейнов по какому-либо выбранному направлению во многих случаях целесообразно пользоваться графоаналитическим методом.

С этой целью следует по соответствующим формулам определить полные скорости вдоль радиусов-векторов, соединяющих расчетные точки с каждой скважиной. На рис. V.6, например, в качестве первых расчетных точек приняты скважины 1, 2, 3. Найденные векторы

скорости из этих точек откладываются в определенном масштабе и затем проектируются на нужное направление (на рисунке — на ось x).

Результирующая скорость фильтрации в каждой точке равна геометрической сумме скоростей, обусловленных действием каждой скважины.

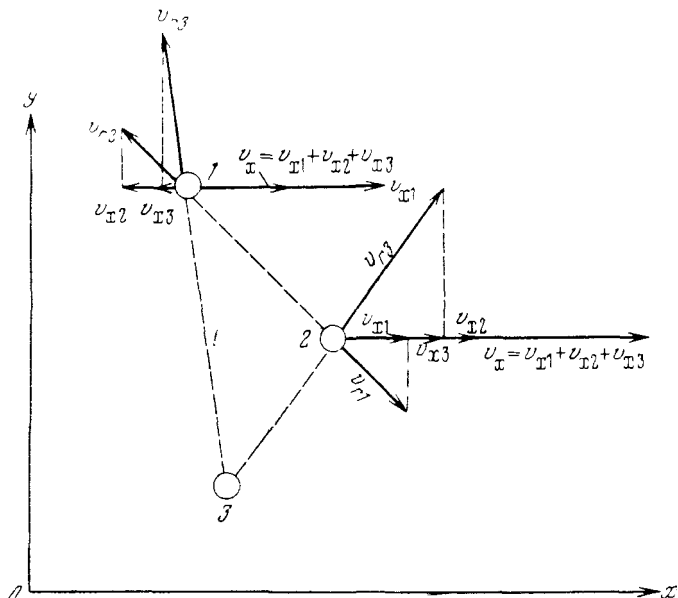


Рис. V.6. Схема графического построения результирующей скорости фильтрации

В сложных условиях расчеты движения границы раздела между загрязненными и чистыми природными водами следует производить по гидродинамическим сеткам на основе моделирования с использованием тех же зависимостей, которые даны в настоящем параграфе.

§ 3. ПРИМЕРЫ ГРАФО-АНАЛИТИЧЕСКОГО РАСЧЕТА ПРОДВИЖЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

Пример 1 (рис. V.7). На расстоянии 5 км от группы водозаборных скважин расположены поля фильтрации, на которые сбрасываются загрязненные промышленные сточные воды. Естественный бытовой поток подземных вод направлен перпендикулярно линии, соединяющей центры водозабора и полей фильтрации. При работе водозабора и полей фильтрации направление потока изменится. Необходимо установить возможность и сроки поступления сточных вод к водозабору, а также концентрацию загрязнений в отбираемой воде. Водозаборные скважины размещаются на площади, приведенный радиус которой $R_b = 1000$ м. Суммарный расход водозабора

составляет 30 тыс. м³/сутки. Приведенный радиус полей фильтрации $R_n = 500$ м; расход подаваемых на поля фильтрации стоков составляет 15 тыс. м³/сутки. Минерализация стоков равна 2,5 г/л.

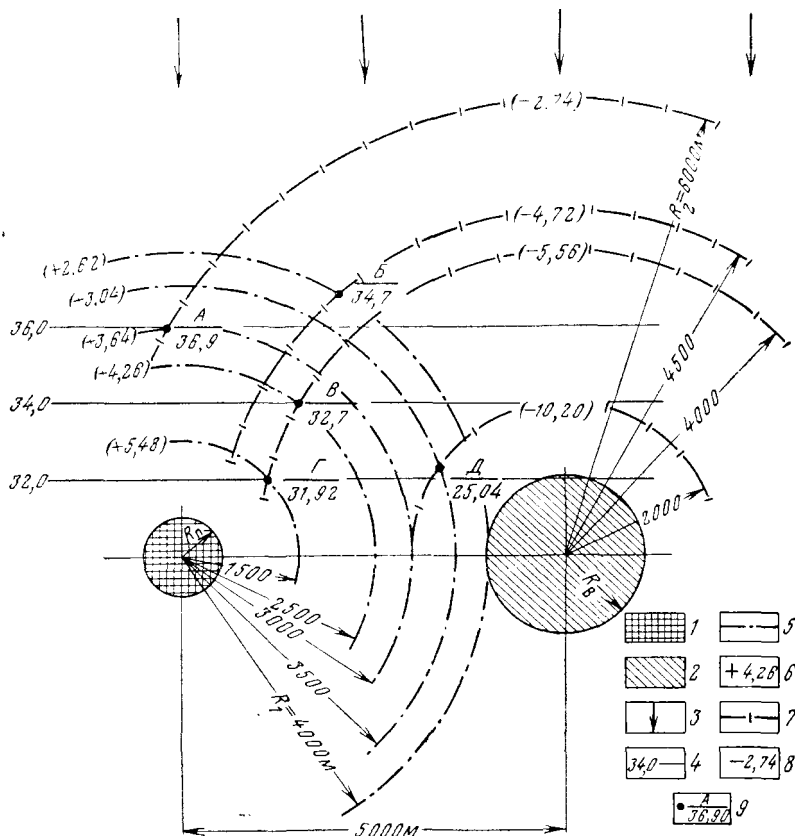


Рис. V.7. Графо-аналитическое построение гидродинамической сетки фильтрации при работе водозабора и источника загрязнения подземных вод

1 — поля фильтрации; 2 — участок расположения водозаборных скважин; 3 — направление бытового потока подземных вод; 4 — гидроизогипсы бытового потока и их отметки; 5 — изолинии повышения уровня в результате фильтрации промстоков; 6 — повышение уровня в метрах; 7 — изолинии понижения уровня под влиянием работы водозабора; 8 — понижение уровня в метрах; 9 — наименование расчетной точки и отметка суммарного потока в метрах

Гидрогеологические параметры водоносного пласта следующие: коэффициент фильтрации $k = 20$ м/сутки, средняя мощность $m = 30$ м, активная пористость $n = 0,1$, уклон потока $J = 0,002$.

Построение гидродинамической сетки фильтрации в данном случае может быть выполнено графо-аналитическим методом путем наложения трех фильтрационных полей: 1) поля бытового потока, 2) поля, создаваемого поступлением воды в пласт на участке сброса

стоков, и 3) поля, создаваемого отбором воды. При этом расчет понижений уровня под влиянием действия водозабора ΔH_v и повышений уровня под влиянием работы полей фильтрации ΔH_Π производится по формуле (III.3.11) (см. гл. III), а результирующий уровень определяется как алгебраическая сумма. На рис. V.7 и в табл. V.2 на примере пяти расчетных точек показано построение и ход вычисления результирующих отметок уровня с учетом всех составляющих фильтрационных полей.

Таблица V.2

Ход вычисления результирующих отметок уровня

Расчетные точки	Отметка уровня бытового потока (м) H_e	Повышение уровня при фильтрации пристоков с полей фильтрации (м) ΔH_Π	Понижение уровня под влиянием работы водозабора (м) ΔH_v	Результирующая отметка уровня с учетом всех составляющих потоков (м) $H = H_e + \Delta H_\Pi - \Delta H_v$
А	36,00	3,64	2,74	36,90
Б	36,80	2,62	4,72	34,70
В	34,00	4,26	5,56	32,70
Г	32,00	5,48	5,56	31,92
Д	32,20	3,04	10,20	25,04

Аналогичные построения и вычисления сделаны для многих точек в районе водозабора и полей фильтрации для $t = 20$ лет, в результате чего были построены гидроизогипсы потока подземных вод, деформированного под влиянием работы водозабора и полей фильтрации, и ортогонально к ним проведены линии тока (рис. V.8). Из полученной таким образом гидродинамической сетки следует, что вверх по потоку загрязненные стоки проникают не далее раздельной точки, где происходит поворот и разделение потока загрязненных вод из полей фильтрации на две части: одна часть уходит вниз по потоку, вторая направляется к водозабору.

Область движения пристоков к водозабору значительная — здесь проходит 2500 м³/сутки, что составляет $\approx 17\%$ от общего количества подаваемых стоков и 8,3% от расхода водозабора. Таким образом, при поступлении стоков в водозаборные скважины концепция загрязнения в отбираемой воде может снизиться в 12 раз за счет разбавления чистыми подземными водами.

Расчет времени продвижения загрязненных вод к водозабору, выполненный по схеме поршневого вытеснения по формулам (V.2.40) и (V.2.41) для отдельных линий тока, идущих от полей фильтрации к водозабору, показывает, что через 10 лет после начала сброса сточных вод граница раздела между загрязненными и чистыми подземными водами, если считать ее вертикальной, будет отстоять в 750 м от водозабора. Если же учесть повышенный удельный вес сбрасываемых стоков ($\Delta \gamma = 0,001$) и по формуле (II.6.8) рассчитать длину наклонной границы раздела, то окажется, что по подошве пласта загрязненные стоки продвинутся вперед еще на 500 м и, таким обра-

зом, к указанному сроку будут находиться всего в 250 м от водозабора. Эффект гидродинамической дисперсии, в зависимости от величины D , уменьшает указанное расстояние еще на несколько десятков метров. Общая длина зоны смещения в рассматриваемом случае превышает 1000 м.

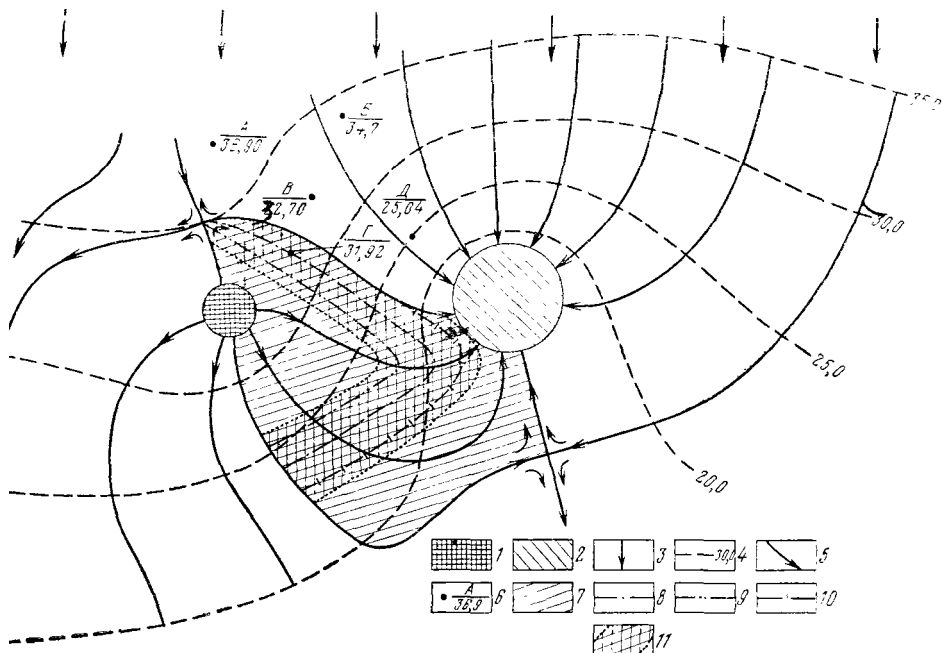


Рис. V.8. Гидродинамическая сетка фильтрации в районе водозабора и полей фильтрации 1 — поля фильтрации; 2 — участок расположения водозаборных скважин; 3 — направление бытового потока подземных вод; 4 — гидроизогипсы результирующего потока и их отметки; 5 — линии тока; 6 — наименование расчетной точки и отметка уровня суммарного потока в метрах; 7 — область движения сточных вод от полей фильтрации к водозабору; 8 — положение границы раздела, определенное по схеме поршневого вытеснения, через 10 лет после начала фильтрации; 9 — положение границы раздела на поверхности водоносного пласта при учете различия плотностей сточных и подземных вод; 10 — то же, на подошве водоносного пласта; 11 — зона смещения сточных и подземных вод

Пример 2 (рис. V.9). Канал для сброса загрязненных промышленных сточных вод проходит между двумя водоемами, отстоящими друг от друга на расстоянии 1000 м. Ширина канала 50 м, отметка воды в нем 54,5 м. Минерализация промстоков равна 6,5 г/л, относительная разность плотностей подземных и сточных вод $\Delta\gamma = 0,005$. Уровни воды в водоемах составляют: $H_1 = 55$ м, $H_2 = 50$ м. Параметры водоносного пласта: $k = 10$ м/сутки, $m = 50$ м, $n = 0,1$.

Необходимо определить направление фильтрационного потока из канала, а также возможность и сроки загрязнения водоемов.

В данном случае гидродинамическая сетка фильтрации построена путем моделирования на приборе ЭГДА. Названным выше уровням

воды соответствуют электрические потенциалы $U_0 = 40\%$, $U_1 = 45\%$, $U_2 = 0\%$. Из сточного канала проточки идут только в сторону правого водоема, с уровнем $H_2 = 50$ м, причем бытовой поток подземных вод отжимается сточными водами и занимает нижнюю часть водоносного пласта. Проточки распространяются по верхней и средней части водоносного пласта, причем непосредственно под каналом фильтрация проточков происходит сверху вниз, но уже вблизи низового борта канала направление движения проточков становится преимущественно горизонтальным.

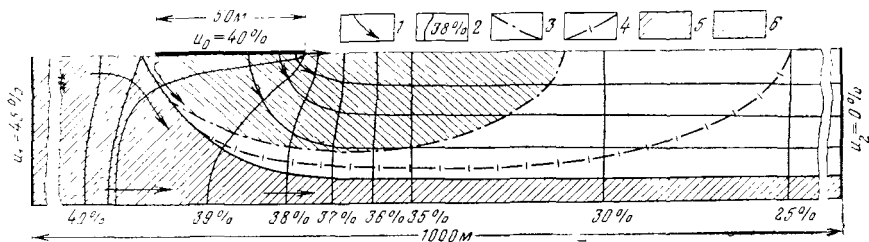


Рис. V.9. Гидродинамическая сетка фильтрации проточков из канала в водоемы, построенная моделированием на приборе ЭГДА

1 — линии тока; 2 — линии равного напора (эквипотенциали); 3 — граница раздела проточков и подземных вод через 1 год после начала фильтрации, без учета различия плотностей; 4 — то же, через 2 года; 5 — область движения бытового потока подземных вод; 6 — зона распространения проточков в водоносном горизонте через 1 год, U_0 — потенциал (уровень) воды в канале, U_1 и U_2 — то же, в водоемах

На рис. V.9 показано положение границы раздела через 1 и 2 года после начала фильтрации, вычисленное для отдельных линий тока по (V.2.40)—(V.2.41) без учета различия плотностей $\Delta\gamma$ загрязненных и чистых подземных вод.

После первого года фильтрации граница раздела находится еще вблизи канала и занимает положение, близкое к вертикальному. При последующем более медленном горизонтальном движении стоков под влиянием различия плотностей формируется наклонная граница раздела, длина которой через 3 года после начала фильтрации составит около 600 м.

Наклонная граница раздела не будет являться плоскостью: в реальном водоносном пласте она занимает некоторый объем пласта из-за гидродинамической дисперсии загрязнений. Поэтому между загрязненными и чистыми подземными водами здесь будет существовать зона смешения, положение которой в разрезе изменится в зависимости от x , t . Концентрация загрязнений в зоне смешения в рассматриваемом случае увеличивается сверху вниз.

§ 4. ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ЗАЩИТЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

Самым радикальным средством защиты подземных и поверхностных вод от загрязнения является очистка промышленных и хозяйственно-бытовых стоков до подачи их в бассейны и хранилища или сброса в открытые водотоки и водоемы.

Проблема утилизации твердых и жидких отходов промышленного производства и очистки сточных вод различного происхождения и состава приобретает все большую остроту.

Конечной целью является создание такого положения, при котором был бы исключен сброс неочищенных сточных вод. Этому должны способствовать мероприятия по повторному использованию сточных вод для производственных нужд (так называемое оборотное водоснабжение).

В настоящее время, однако, до осуществления указанной цели еще далеко и во многих случаях необходимо считаться с реальной возможностью загрязнения воды промышленными и хозяйственно-бытовыми стоками.

Для подземных вод наибольшую опасность представляет фильтрация стоков из промышленных бассейнов различных типов, краткая характеристика которых дана в главе 1.

Поэтому при проектировании промышленных бассейнов должны предусматриваться антифильтрационные мероприятия с целью сокращения или полного предотвращения поступления сточных жидкостей в подземные воды.

Таковыми мероприятиями могут являться:

1. Слабопроницаемые или вовсе непроницаемые экраны на дне бассейнов — глинистые, битумные, асфальто-битумные и бетонные покрытия, полимерные пленки, воздушные экраны.

2. Вертикальные слабо проницаемые и непроницаемые завесы по всему контуру бассейна или части его — глинистые, глино-бетонные, цементационные, битумные и т. д.

3. Гидравлические завесы и дренажи, устраиваемые также по всему контуру или части контура бассейна и состоящие из горизонтальных дрен или вертикальных скважин, а в некоторых случаях из комбинированной системы горизонтальных и вертикальных дренажных сооружений.

Гидрогеологическое обоснование всех указанных противофильтрационных сооружений включает в себя предварительный прогноз фильтрации из бассейнов с максимальным учетом гидрогеологических условий, наличия действующих и проектируемых водозаборов подземных вод, дренажно-осушительных установок на предприятиях горнорудной промышленности и на городских территориях.

Такой прогноз разрабатывается по материалам изысканий с помощью изложенных выше методов.

По результатам гидрогеологического прогноза оцениваются возможные общие потери стоков из бассейна на стадии свободной и подпертой фильтрации, подъем уровня подземных вод в области движения, а также скорость и направление миграции загрязняющих компонентов, содержащихся в стоках.

На основе этого разрешаются следующие вопросы:

1. Возможно ли вообще проникновение загрязненных вод к действующим и проектируемым водозаборам. Это оценивается путем построения так называемых нейтральных или раздельных линий

тока, которыми в плане ограничивается область питания («область захвата») водозабора.

2. На какое расстояние могут продвинуться воды с бактериальным загрязнением за период, достаточный для их самообезвреживания. В этом случае должно быть известно время выживаемости в подземном потоке болезнетворных бактерий. По разным данным оно оценивается от 30 суток до нескольких сотен суток.

3. На какое расстояние и в каком направлении продвигнутся химические загрязнения и какова будет их концентрация в различных точках пласта и в первую очередь на участках расположения водозаборов. Нередко может возникнуть вопрос о концентрации прослеживаемых компонентов в водах, извлекаемых водозабором после смешения их с фильтрующимися сточными водами. В общем виде уравнение баланса для водозабора представляется в таком виде:

$$Q_b C_b = Q_\phi C_\phi + Q_e C_e, \quad (\text{V.4.1})$$

где Q_b — дебит водозабора, Q_ϕ и Q_e — составляющие общего дебита, обеспечиваемые притоком со стороны источника загрязнения (Q_ϕ) и бытовым потоком подземных вод (Q_e);

$$Q_b = Q_\phi + Q_e, \quad (\text{V.4.2})$$

C_b , C_ϕ , C_e — соответствующие концентрации прослеживаемого компонента в этих водах.

Из (V.4.1) и (V.4.2) имеем

$$C_b = \frac{Q_\phi C_\phi + Q_e C_e}{Q_b}. \quad (\text{V.4.3})$$

Здесь известными величинами являются Q_b и C_e — дебит водозабора и концентрации компонента в природных водах.

На основе гидродинамических расчетов и расчетов миграции загрязнений из источников (бассейнов, хранилищ) устанавливаются величины Q_ϕ и Q_e в «зоне захвата» водозабора и концентрация загрязнений C_ϕ . Все эти величины изменяются во времени, что должно быть отражено в прогнозах.

4. Важным вопросом является также определение концентрации загрязнений (и общего их количества), фильтрующихся в открытые водоемы и водотоки. В данном случае общий баланс можно выразить так:

$$Q_p C_p = Q_\phi C_\phi - W \frac{\partial C}{\partial t}, \quad (\text{V.4.4})$$

где Q_p — расход поверхностных вод, Q_ϕ и C_ϕ — расход фильтрующихся подземных вод и концентрация прослеживаемого загрязняющего компонента в них. Эти величины определяются на основе гидрогеологических прогнозов и, таким образом, должны быть известны

Искомой является концентрация C_p поверхностной воды в объеме W после смешения с подземными водами. Из решения (V.4.4) при $t = 0$, $C_p = 0$ получаем

$$C_p = \frac{Q_{\Phi}}{Q_p} C_{\Phi} \left(1 - e^{-\frac{Q_p}{W} t} \right). \quad (V.4.5)$$

При пользовании этой формулой возникают затруднения в определении W — объема воды, в пределах которого происходит смешивание с фильтрационными водами. Оценка величины может быть сделана путем анализа гидрологических условий водоема или постановки специальных экспериментов.

Изложенные вопросы являются частью проблемы санитарной охраны водных источников, регламентируемой в СССР целым рядом официальных правительственных постановлений. В частности, в соответствии с «Инструкцией» [58] в районе водозаборов подземных вод создаются зоны санитарной охраны: первого пояса — з о н ы с т р о - г о р е ж и м а и второго пояса — з о н ы о г р а н и ч е н и й.

В первый пояс зоны санитарной охраны включается участок водоприемного сооружения, а также связанные с ним насосная станция, установка для обработки воды и резервуар.

Границы первого пояса зоны санитарной охраны должны отстоять от водозаборных сооружений при использовании напорных водоносных горизонтов на расстоянии не менее 30 м и при использовании безнапорных вод на расстоянии не менее 50 м.

Второй пояс зоны санитарной охраны, ее размеры и конфигурация в плане устанавливаются в зависимости от характера и глубин залегания подземных вод и их защищенности от проникновения загрязнений из различных источников. Площадь второго пояса достигает значительных размеров.

Методика гидрогеологического обоснования зон санитарной охраны водозаборов подземных вод в последнее время получила освещение в работах Е. Л. Минкина [70], В. И. Владимирского [45] и других авторов. Она отражена также в «Указаниях» СН—325—65, являющихся приложением к СНиП II-г. 3—62 по водоснабжению [102].

Гидрогеологические расчеты, выполняемые при проектировании промышленных бассейнов и водозаборов подземных вод, и предусматриваемые на их основе мероприятия по защите подземных вод от загрязнения, как правило, носят профилактический характер.

В настоящее время, однако, имеется немало примеров уже происшедшего загрязнения подземных вод.

В этих случаях возникает необходимость в активных мерах по локализации загрязнений, предотвращению их дальнейшего распространения по водоносному пласту и при определенных обстоятельствах — ликвидации образовавшегося очага загрязнений.

К таким мерам относится, кроме обязательного прекращения сброса сточных жидкостей, явившихся источником загрязнения подземных вод, устройство дренажных сооружений или дренажных

завес. Эти сооружения должны обеспечить создание обратных уклонов в депрессионной поверхности подземных вод, исключаящих возможность их фильтрации в сторону от очага загрязнений.

Выбор схемы расположения дренажных завес, их типа и дебита производится на основе гидрогеологических расчетов.

В частности, в районах действующих и проектируемых водозаборов гидрогеологическими расчетами должна в этом случае устанавливаться линия «подземного водораздела» между очагом загрязненных вод и водозабором [12. 18].

ГЛАВА VI

ЛАБОРАТОРНЫЕ И ПОЛЕВЫЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЙ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

§ 1. ВВОДНЫЕ ЗАМЕЧАНИЯ

Для прогноза продвижения загрязнений в водоносных пластах и количественной оценки процессов взаимодействия загрязненных сточных вод с природными подземными водами и горными породами по методам, изложенным в главах II—V, необходимо иметь данные о гидродинамических и физико-химических параметрах.

К первым относятся параметры водопроницаемости фильтрующих пород, их «емкостные» показатели (водоотдача, активная пористость) и в совокупности — параметр пьезопроводности, которым характеризуется скорость перераспределения напоров при возмущении первоначального состояния водоносного пласта, обусловливаемого, например, эксплуатацией промышленных бассейнов и хранилищ и возникающей в связи с этим фильтрацией сточных вод, действием водозаборных сооружений и т. д.

Основными физико-химическими параметрами взаимодействия сточных вод с природными подземными водами и горными породами являются коэффициенты диффузии и дисперсии, а также показатели, которыми определяются сорбция и другие процессы, приводящие к поглощению загрязняющих компонентов из фильтрующихся сточных жидкостей и уменьшению их концентрации (например, задержка загрязнений в тупиковых порах). В число физико-химических параметров входят также параметры растворения содержащихся в породах солей, образования новых химических соединений, реакций обмена и т. д.

Поскольку все эти процессы в подземных водах сопровождаются переносом загрязнений и вновь образуемых соединений, важнейшими показателями становятся активная пористость пород и дейст-

вительная скорость фильтрации или действительная скорость движения частиц жидкости.

Определение гидродинамических параметров производится по результатам гидрогеологических изысканий, включающих опытно-фильтрационные исследования (откачки, нагнетания) и наблюдения за режимом подземных вод. Методы оценки гидродинамических параметров хорошо освещены в литературе и поэтому здесь не рассматриваются [21, 37].

Для определения физико-химических параметров производятся специальные лабораторные и полевые экспериментальные исследования. В соответствии со сказанным по результатам этих исследований должны быть найдены:

1) Коэффициент молекулярной диффузии D_m и коэффициент гидродинамической дисперсии D_r , которые в сумме дают коэффициент фильтрационной диффузии D .

При большой скорости фильтрации $D \approx D_r$, причем $D_r = \lambda_2 V$, где λ_2 — параметр дисперсии, представляющий собой геометрическую характеристику порового пространства фильтрующей среды, V — скорость фильтрации.

2) Параметры сорбции или в более общем понимании — параметры поглощения загрязняющих компонентов из фильтрующихся сточных жидкостей: а) коэффициент распределения β (безразмерная величина); б) константа скорости сорбции $\alpha \left(\frac{1}{\text{час}} \right)$.

Напомним, что коэффициент β характеризует распределение вещества в твердой и жидкой фазах в состоянии равновесия, т. е.

$\beta = \frac{C_p}{N}$, где C_p — равновесная концентрация вещества в растворе,

N — соответствующее количество вещества, поглощенного при этом твердой фазой (породой) (см. § 2 главы II).

3) Активная пористость n (безразмерная величина).

Перед началом лабораторных и полевых экспериментов для определения физико-химических параметров должны быть хорошо изучены сбрасываемые сточные воды, а также подземные воды и горные породы в естественных условиях их залегания. При этом состав природных подземных вод характеризуется по основным санитарно-гигиеническим показателям, а именно: по количеству взвешенных веществ, цветности, запаху и привкусу, температуре, общей жесткости, содержанию железа, аммиака, нитратов, нитритов, сульфатов, хлоридов, кремнекислоты, сухому остатку, химическому потреблению кислорода (ХПК), реакции воды pH, бактериальным показателям, наличию мышьяка, фтора, меди, цинка, свинца.

Для сточных вод, помимо указанных выше показателей, необходимо определить содержание компонентов, специфических для производства, в ходе которого образуются данные сточные воды, например, содержание тяжелых металлов, радиоактивных и поверхностно-активных веществ, разнообразных органических веществ и т. п.

Горные породы также должны быть охарактеризованы по составу (литологическому, гранулометрическому, химическому), физическим свойствам (удельный и объемный вес, естественная влажность, пористость, коэффициент фильтрации) и условиям залегания (положение в геологическом разрезе, глубина залегания, мощность, обводненность и др.).

§ 2. ЛАБОРАТОРНЫЕ МЕТОДЫ

Лабораторные опыты по определению физико-химических параметров следует проводить на образцах горных пород, отбираемых из буровых скважин или шурфов на еще незагрязненных участках водоносного горизонта.

Используемые в опытах сточные воды нужно отбирать на месте их складирования и сброса (накопители, шламохранилища, поля фильтрации) либо непосредственно на месте производства с учетом возможности их последующей локальной очистки, смешения с хозяйственно-бытовыми сточными водами, разбавления при сбросе в водоемы и т. п. процессами, изменяющими их первоначальный состав. В некоторых случаях, например когда рассматривается проект сооружения и производственные сточные воды еще отсутствуют, для опытов их приходится специально синтезировать.

На начальных стадиях исследований при сложном составе сточных вод целесообразно в опытах использовать искусственные растворы, содержащие отдельные, наиболее важные для прогноза компоненты реальных сточных вод.

В качестве таких компонентов выбираются имеющиеся в изучаемых сточных водах наиболее токсичные вещества или соединения, плохо поддающиеся биохимическому окислению, а также вещества, количество которых нормируется при использовании подземных и поверхностных вод по санитарно-гигиеническим показателям, нормам рыбозаведения в водоемах и т. п.

При лабораторном определении физико-химических параметров применяются две основные схемы опыта — «статическая» и «динамическая». В первой схеме сорбция (или растворение) осуществляется при перемешивании взвеси породы в постоянном объеме растворителя. По второй схеме (динамической) процесс изучается при фильтрации раствора через породу. В этом случае скорость фильтрации через образец породы должна быть равна или мало отличаться от скорости фильтрации в реальном водоносном горизонте. Соображения о выборе той или иной схемы проведения опыта изложены ниже.

Схема лабораторной установки. Для определения нескольких физико-химических параметров может быть использована одна и та же лабораторная установка, схема которой представлена на рис. VI.1. Она состоит из высокой цилиндрической трубки I, в которую помещается порода, и устройства II для подачи воды или раствора при заданном напоре H . Цилиндрическая трубка для породы выполняется из оргстекла или другого жесткого коррозионно-устойчивого

материала и имеет высоту от 10—15 до 40—60 см при диаметре 8—10 см. Размеры трубки можно изменять, делать ее составной (из отдельных звеньев), но при этом длина трубки должна быть больше диаметра не менее чем в 1,5—2 раза.

Фильтрующаяся жидкость подается в нижнюю часть цилиндра через трехходовой кран 1 и фильтр 2 и затем поступает в породу.

Движение жидкости в породе происходит в направлении снизу вверх, при этом могут быть установлены малые градиенты напора.

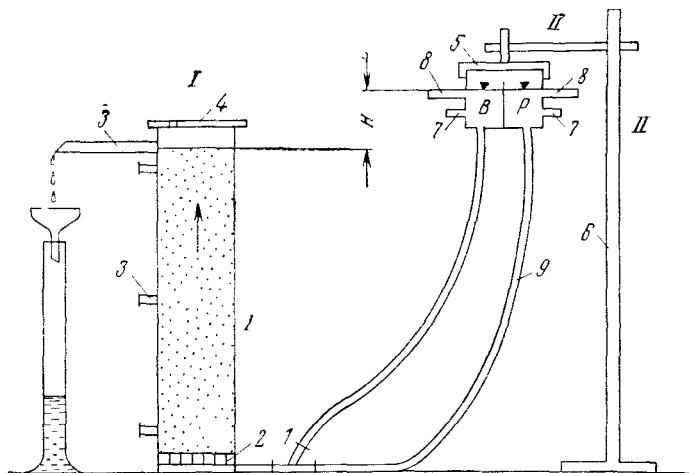


Рис. VI.1. Схема лабораторной установки для изучения растворения, дисперсии и сорбции при фильтрации в породах

I — цилиндр с грунтом; *II* — устройство для подачи раствора *P* или воды *B*; 1 — кран для попеременной подачи воды или раствора; 2 — фильтр; 3 — трубки для отбора фильтрата; 4 — крышка; 5 — устройство для поддержания постоянного уровня; 6 — штатив; 7 — подача воды или раствора; 8 — слив избыточной жидкости; 9 — резиновые трубки

Отбор фильтрата осуществляется из сливных трубок 3, расположенных на разной высоте от основания и в конце колонки. Крышка прибора 4 имеет отверстие для сообщения с атмосферой.

Объем жидкости между краном 1 и нижним торцом грунта должен быть по возможности малым по сравнению с поровым объемом образца.

Устройство 5 для поддержания заданного напора жестко закрепляется на штативе 6. Оно выполняется из оргстекла и состоит из двух ячеек, в каждую из которых в отдельности через трубки 7 подается вода *B* или раствор *P*. Сливные отверстия 8 обеспечивают постоянный уровень жидкости в ячейке. По резиновым трубкам 9 через кран 1 жидкости попеременно подаются в нижнюю часть цилиндра *I*.

При использовании в качестве образцов породы керна из буровых скважин диаметр цилиндра должен соответствовать диаметру керна, причем, во избежание ускоренной фильтрации вдоль стенок

цилиндра, между монолитом и стенками должен быть залит парафин или другая быстро схватывающаяся замазка.

При изучении рыхлых грунтов можно использовать более простую установку, которую легко собрать из стандартных стеклянных трубок, используемых, например, в лабораторных холодильниках (см. рис. VI.2). Установка состоит из двух штативов с вертикально укрепленными и соединенными между собой большими и малыми трубками.

Большие трубки 1 (устройство типа Мариотта) служат для поддержания постоянного напора H , в малые трубки 2 загружают исследуемую рыхлую породу с необходимой степенью уплотнения.

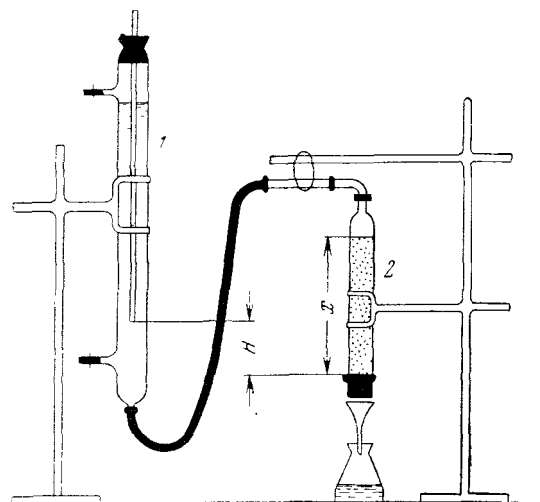


Рис. VI.2. Схема лабораторной установки для изучения рыхлых пород

1 — устройство для создания постоянного напора; 2 — трубка с грунтом

В качестве фильтра на концах трубки с грунтом укрепляют сетку из стеклоткани.

К одной напорной трубке можно присоединить 3—5 трубок 2 и вести одновременно опыт с несколькими образцами. В этой установке движение раствора происходит сверху вниз, однако, как и в ранее описанной схеме (см. рис. VI.1), здесь легко установить градиенты напора меньше 1.

При определении физико-химических параметров обычно ставится условие постоянной скорости фильтрации. Для этого достаточно поддерживать заданный напор H . Однако, нередко под влиянием воздействия раствора на породу в ходе опыта происходит изменение начальной проницаемости образца, в результате чего изменяется скорость фильтрации и расход. Поэтому во время опыта необходимо непрерывно контролировать фильтрационный расход и при его изменении соответственно повышать или понижать напор.

Расчетные схемы и методы определения коэффициентов диффузии и дисперсии.

В лабораторных условиях опыты по определению коэффициента дисперсии растворов в образцах пород целесообразно ставить лишь в связи с изучением сорбционных явлений при фильтрации загрязненных сточных вод, а также для специальных исследований теории дисперсии. Методика проведения лабораторного опыта для определения коэффициента дисперсии D излагается ниже.

Сточная вода или жидкость, меченная несорбируемым индикатором, фильтруется через колонку породы, первоначально насыщенную немеченой жидкостью. обычно водой. Наблюдения за изменением концентрации метки в колонке и на ее конце (в фильтрате) позволяют рассчитать D на основе уравнения конвективной диффузии для образца породы конечной длины.

Однако это решение выражено в виде бесконечных, медленно сходящихся рядов и поэтому не может быть использовано для обработки экспериментальных данных. Обычно применяется решение для полуограниченной области при условии поддержания постоянной концентрации метки на входе в образец (см. формулу (II.5.1)).

Численное сопоставление решения для полуограниченной и ограниченной области показывает, что при $\frac{V^2 t}{D} > 10$ получаются практически одинаковые значения относительной концентрации $\bar{C}$, и это позволяет широко использовать решение (II.5.1).

Второй член уравнения (II.5.1) при некоторых значениях t и x становится малым по сравнению с первым членом. Так, при измерении концентрации на выходном конце песчаного образца длиной более 15—20 см погрешность, возникающая при отбрасывании второго члена в формуле (II.5.1), оказывается совершенно несущественной, и в этих случаях вторым членом можно пренебречь.

Это позволяет использовать при обработке экспериментальных данных более простую формулу (II.5.2).

В результате эксперимента строят графики $\bar{C}(t)$ для нескольких фиксированных значений $x < l$ или для выходного сечения колонки $x = l$.

Расчет D по формуле (II.5.2) выполняется различными способами.

Метод, основанный на дифференцировании выходной кривой $\bar{C}(t)$. По этому методу выполняется численное дифференцирование кривой $\bar{C}(\tau)$ и составляется кривая $\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} - \tau$, где безразмерное время $\tau = \frac{Vt}{nl}$, l — длина образца (см. рис. VI.3). Коэффициент дисперсии D вычисляется по методу, изложенному в работе [123].

$$D = \frac{Vl}{4\pi \left(\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau} \right)_{\bar{C}=0.5}} \quad (\text{VI.2.4})$$

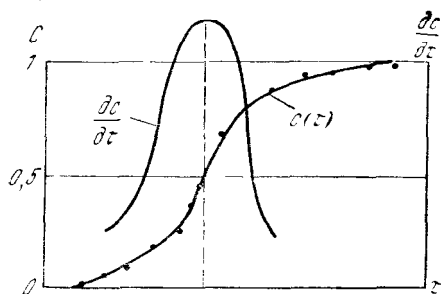
Здесь $\left(\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau}\right)_{\bar{C}=0,5}$ — производная $\frac{\partial \bar{C}}{\partial \tau}$ в точке, где $\bar{C} = 0,5$. Следовательно, для расчета D используется только участок выходной кривой вблизи $\bar{C} = 0,5$.

Метод расчета коэффициента D по отдельным точкам кривой $\bar{C}(t)$.

Формулу (II.5.2) можно представить в следующем виде относительно D

$$D = \frac{n}{t} \left(\frac{\tau - Vt/n}{2\bar{\zeta}} \right)^2, \quad (\text{VI.2.2})$$

где $\bar{\zeta} = \sqrt{t} \operatorname{arccrf}(1 - 2D)$. Таким образом, вообще говоря, достаточно для любого момента времени t_1 определить концентрацию



фильтрата $\bar{C}_1$, чтобы по (VI.2.2) вычислить D . При этом параметр $\bar{\zeta}$ находится из таблиц функции $\operatorname{erf}(\bar{\zeta})$. При наличии двух пар опытных точек $t_1, \bar{C}_1$ и $t_2, \bar{C}_2$ после исключения из системы x выражение для расчета D приобретает вид:

$$D = \frac{V^2}{4n} \left(\frac{t_2 - t_1}{\bar{\zeta}_1 \sqrt{t_1} - \bar{\zeta}_2 \sqrt{t_2}} \right). \quad (\text{VI.2.3})$$

Рис. VI.3. Схема к численному дифференцированию кривой $\bar{C}(\tau)$

Соответствующим образом можно записать выражение для трех точек.

Однако следует отметить, что изложенный метод определения D по отдельным точкам, учитывая обычный разброс опытных данных, может привести к ошибкам.

Метод, основанный на линеаризации кривой $\bar{C}(t)$.

Выражение (II.5.2) приводится к виду:

$$\bar{\zeta} = \sqrt{t} \operatorname{arccrf}(1 - 2\bar{C}) = \frac{x}{2\sqrt{D/n}} - \frac{V/n}{2\sqrt{D/n}} t, \quad (\text{VI.2.4})$$

что дает линейную зависимость $\bar{\zeta}$ от t [84, 118]. Значение $\bar{\zeta}$ подсчитывают по всем экспериментальным данным $\bar{C}$ и t и строят соответственно график зависимости $\bar{\zeta}$ от t (см. рис. VI.4). Коэффициент D определяют по выражению:

$$D = V^2/4n \operatorname{tg}^2 \beta \quad (\text{VI.2.5})$$

или

$$D = nx^2/4B^2, \quad (\text{VI.2.6})$$

Здесь $\operatorname{tg} \beta = \frac{V/n}{2\sqrt{D/n}}$ — угловой коэффициент прямой $\bar{\zeta}(t)$ к оси t , B — отрезок на оси ординат, отсекаемый этой прямой. Использо-

вание всей выходной кривой дает, по сравнению с вышеописанными методами, наиболее надежные результаты, и метод линейаризации выходной кривой может быть рекомендован в качестве основного.

Выходные кривые $\bar{C}(t)$, полученные при фильтрации не взаимодействующего с породой индикатора, должны быть использованы также для расчетов активной пористости породы по выражению:

$$n = \frac{l}{V} t_{\bar{C}=0.5}, \quad (\text{VI.2.7})$$

где V — скорость фильтрации, l — длина образца породы, t — время, при котором концентрация индикатора в фильтрате составляет $\bar{C} = 0.5$.

Выражение (VI.2.7) получено из (II.5.2) при $\bar{C} = 0.5$. При этом $\xi = 0$ и $x - Vt/n = 0$, из чего, как отмечалось нами ранее, следует, что точка половинной концентрации $\bar{C} = 0.5$ перемещается со средней скоростью движения потока V/n (см. гл. II).

Определение параметров сорбции.

При физико-химических и почвенных исследованиях изотерма сорбции и коэффициент распределения β обычно определяются в так называемых статических опытах, когда измельченная навеска какого-либо адсорбента или породы взаимодействует с постоянным объемом раствора, содержащего исследуемый компонент при начальной концентрации C_0 .

Полученную взвесь перемешивают или встряхивают и после отстаивания в растворе периодически определяют уменьшающееся содержание компонента C вплоть до момента, когда установится сорбционное равновесие между адсорбентом и раствором и C станет равным постоянному равновесному значению C_p .

По уменьшению компонента в растворе рассчитывается количество сорбированного на породе вещества N и параметры сорбции. Для получения изотермы сорбции аналогичные опыты проводят с разными начальными концентрациями C_0 .

Однако применение описанной методики определения параметров сорбции не может быть рекомендовано в условиях фильтрации различных растворов в породах.

Проведенное различными методами экспериментальное изучение сорбции из растворов на горных породах показало, что результаты статических опытов сильно завышают сорбционные свойства пород по сравнению с данными наблюдений за сорбцией при фильтрации в естественных условиях залегания пород [83].

Это связано с тем, что в статическом опыте с раствором взаимодействует практически вся поверхность частиц породы, в то время

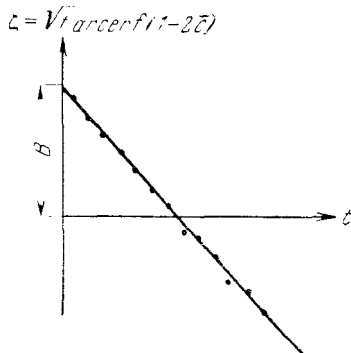


Рис. VI.4. График зависимости $\xi = \text{arcerf}(1 - 2\bar{C})$ от t

как в породе при естественной (ненарушенной) структуре сорбция осуществляется только на тех частицах породы, которые контактируют с раствором при его фильтрации по порам или трещинам породы.

Изучение равновесной сорбции в горных породах рекомендуется проводить так называемым балансовым методом, при котором раствор взаимодействует с поверхностью частиц породы только в пределах активного порового объема [83].

Сравнительная простота выполнения опытов по этой схеме удобна для массового изучения сорбционных свойств образцов пород.

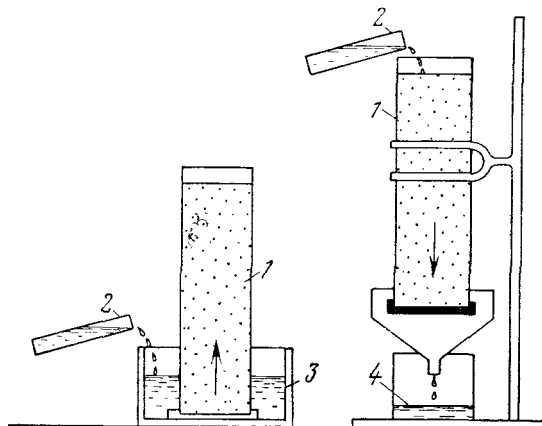


Рис. VI.5. Схема опыта для изучения сорбции балансовым методом

1 — трубка с грунтом; 2 — подача раствора; 3 — сосуд для капиллярного насыщения грунта; 4 — фильтрат

Образец породы ненарушенного сложения (монолит) помещается в вертикальную трубку 1 (рис. VI.5) с соблюдением условия плотного, без зазоров, контакта породы и внутренних стенок трубки. Начальная влажность образца породы и его объемный вес должны быть известны. Дно трубки остается открытым, а при большом весе или рыхлом сложении образца последний поддерживается фильтром.

Замеренный объем исследуемого раствора с начальным содержанием компонента C_0 наливается тонким слоем в сосуд 3 так, чтобы медленно, путем капиллярного поднятия, насытить образец. При этом следует устранить возможность потерь раствора на испарение с поверхности сосуда и с поверхности породы. Объем раствора, пошедший на насыщение образца, должен быть определен с точностью до 1—5% по отношению к поровому объему образца.

Затем в монолит сверху, также очень медленно, по каплям, подают такой же раствор изучаемого компонента с концентрацией C_0 , а внизу, на выходе из трубки, собирают фильтрат очень мелкими (по объему) пробами, определяя для каждой пробы объем и концентрацию компонента в ней C_i .

В первых (а иногда лишь в некоторых последующих) пробах фильтрата вследствие сорбции $C_i < C_0$. Медленную фильтрацию про-

должают до тех пор, пока в пробах не установится концентрация C_0 . Количество сорбированного вещества в пересчете на 1 ед. объема активного порового пространства определяется из балансового соотношения:

$$N = \frac{\left(C_0 W - \sum_{i=1}^h C_i W_i \right) \delta}{P n} \text{ мг/см}^3 \quad (\text{VI.2.8})$$

Здесь P — вес монолита (г), δ — объемный вес породы в г/см³, W — суммарный объем раствора, затраченный на насыщение, снизу и на фильтрацию, сверху, в см³, C_0 и C_i — концентрация компонента в мг/см³, n — активная пористость в долях единицы.

Количество сорбированного компонента q в г на 100 г породы определяется из выражения:

$$q = \frac{\left(C_0 W - \sum_{i=1}^h C_i W_i \right) 100}{P} \quad (\text{VI.2.9})$$

Коэффициент распределения

$$\beta = \frac{C_p}{N} \quad (\text{VI.2.10})$$

В этой же установке можно исследовать десорбцию компонента из породы при фильтрации подземных вод. Для этого после описанного выше опыта, в ходе которого порода была полностью насыщена компонентом, образец медленно промывают дистиллированной или природной подземной водой до получения в фильтрате $C_i = 0$ и по разности количества внесенного и вымытого компонента определяют степень его десорбции.

Проведя аналогичные опыты при других начальных концентрациях раствора C_0 и определяя соответствующие им количества сорбированного вещества, можно построить график $N(C_p)$ и определить характер и параметры изотермы сорбции.

В некоторых случаях может представить интерес изучение особенностей кинетики сорбции в породах и оценки влияния скорости фильтрации на этот процесс.

Для этого нужно провести динамический опыт, при котором сорбция осуществляется при фильтрации раствора через навеску или образец породы ненарушенной структуры.

Следует отметить, что при физико-химических исследованиях изучение кинетики сорбции в динамических условиях часто стремятся проводить так, чтобы продольная диффузия (дисперсия) частиц отсутствовала или была бы минимальной.

Это условие предусматривается для облегчения обработки экспериментальных данных, так как при совместном проявлении сорбции и дисперсии более или менее просто рассчитываются параметры только в случае мгновенно протекающей (равновесной) сорбции.

соответствующей линейной изотерме Генри. При нестационарном процессе сорбции, происходящем совместно с продольной дисперсией, уравнения выражены в виде, не допускающем их использование для обработки экспериментов.

Однако исключить продольную дисперсию при фильтрации раствора через образец породы крайне трудно, тем более что в некоторых случаях эффект дисперсии в опыте может быть вполне соизмерим с влиянием сорбции. Поэтому ниже излагается методика проведения и обработки результатов динамического опыта, позволяющая выявить кинетику и параметры сорбции при одновременном проявлении сорбции и продольной дисперсии растворенного вещества при фильтрации его в колонке породы.

Опыт проводится в установке, изображенной на рис. VI.1. Из отсека B в образец может поступать чистая вода, из отсека P — сточная вода или раствор, содержащий тот или иной сорбируемый компонент и, кроме того, не сорбируемый породой компонент. В качестве такого несорбируемого и не взаимодействующего с породой компонента можно использовать хлор-ион, специально добавляемый в сточную воду, если таковой в ней отсутствует.

Образец породы длиной l помещается в прибор и насыщается подаваемой снизу дистиллированной водой путем медленного капиллярного ее подъема. Замеренный объем воды, пошедший на насыщение, а также значения удельного и объемного веса, количества связанной воды и влажности породы позволяют предварительно определить общую и активную пористость породы n и n_0 . Величина n_0 будет затем уточнена в ходе опыта. После насыщения через образец пропускают дистиллированную воду или воду, отвечающую составу незагрязненных подземных вод. Фильтрацию чистой воды проводят недолго, до получения установившегося фильтрационного расхода Q , по которому, зная поперечное сечение образца и градиент напора, определяют скорость фильтрации и коэффициент фильтрации.

После этого кран I быстро переключают и с некоторого фиксированного момента времени в образец подают сточную воду или специально приготовленный раствор исследуемого на сорбируемость вещества A с начальной концентрацией C_0^A и начальной концентрацией C_0^{Cl} . При этом фильтрация раствора должна осуществляться с той же скоростью и расходом, которые были установлены при фильтрации воды. На выходе из образца весь фильтрат собирают малыми порциями, без пропусков и в каждой пробе определяют относительную концентрацию $\bar{C}^A = \frac{C^A}{C_0^A}$ и $\bar{C}^{Cl} = \frac{C^{Cl}}{C_0^{Cl}}$, где $\bar{C}^A$ и $\bar{C}^{Cl}$ — концентрации изучаемого вещества A и хлоридов в данной пробе фильтрата.

В первых пробах фильтрата вещества A и хлориды могут отсутствовать, затем их содержание увеличивается и к концу опыта оно должно достигать начальных значений C^A и C_0^{Cl} , так что относительные концентрации $\bar{C}^A$ и $\bar{C}^{Cl}$ становятся близкими или равными единице.

Объем каждой пробы и длительность ее фильтрации фиксируются. При построении выходных кривых $\bar{C}^A(t)$ и $\bar{C}^{Cl}(t)$ время $t=0$ отсчитывается от момента подачи раствора за вычетом времени Δt , необходимого для фильтрации через образец воды, содержащейся между краном 1 и нижней гранью образца.

Выходные кривые $\bar{C}^A(t)$ и $\bar{C}^{Cl}(t)$ обычно имеют S образную форму, причем при более или менее заметной сорбции кривая $\bar{C}^A$ «опережает» на графике кривую хлоридов $\bar{C}^{Cl}$ (рис. VI.6).

Для расчетов параметров сорбции необходимо знать величину коэффициента дисперсии D и активной пористости для изучаемого образца породы.

Определение D и n выполняется по выходной кривой хлоридов с использованием $\bar{C} = 0,5$ и других точек, как это описано выше.

Полученная в опыте выходная кривая сорбирующегося вещества представляет собой график $\bar{C}^A(t)$, форма которого зависит от длины пути фильтрации $x=l$, скорости фильтрации V , активной пористости породы n , коэффициента дисперсии D , параметров сорбции β и α .

Как отмечалось выше, теоретическая зависимость $\bar{C}^A(t)$, представляющая решение системы дифференциальных уравнений конвективной диффузии и нестационарной сорбции, имеет крайне сложный вид.

Для обработки экспериментальных данных и графо-аналитического расчета параметров α и β можно использовать решение указанной системы уравнений после применения к ним операционного преобразования Лапласа. Методика обработки опытных данных изложена в работах [83, 87].

Если до проведения опыта известно, что сорбция изучаемого компонента A на породе имеет равновесный характер, определение параметра β по результатам динамического опыта выполняется проще, путем сравнения выходных кривых для сорбируемого и несорбируемого компонента. Известно, что скорость движения в породе точки с концентрацией раствора $\bar{C} = 0,5$ будет:

для несорбирующегося компонента (например хлоридов)

$$V^{*Cl} = l / t_{\bar{C}=0,5}^{Cl} \quad (VI.2.11)$$

для сорбирующегося компонента A

$$V^{*A} = l / t_{\bar{C}=0,5}^A \quad (VI.2.12)$$

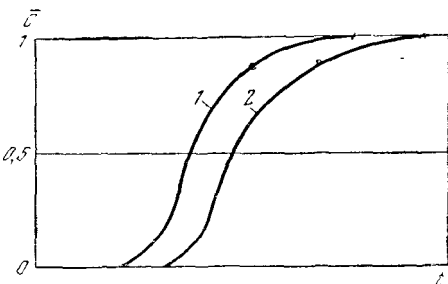


Рис. VI.6. Выходные кривые несорбируемого (1) и сорбируемого (2) компонентов

Здесь $t_{\bar{C}=0,5}^{Cl}$ и $t_{\bar{C}=0,5}^A$ — моменты появления в фильтрате половинной концентрации ($\bar{C} = 0,5$) соответственно для несорбируемого и сорбируемого компонентов. Из (VI.2.11) и (VI.2.12) следует, что интервал времени Δt («сдвигка») между $t_{\bar{C}=0,5}^{Cl}$ и $t_{\bar{C}=0,5}^A$ равен

$$\Delta t = l \left(\frac{1}{V^{*A}} - \frac{1}{V^{*Cl}} \right). \quad (VI.2.13)$$

При дисперсии несорбирующегося компонента скорость движения точки $\bar{C} = 0,5$ соответствует средней скорости потока:

$$V^{*Cl} = V/n. \quad (VI.2.14)$$

Скорость движения точки $\bar{C} = 0,5$ сорбирующегося компонента связана с V^{*Cl} следующим образом [94]:

$$V^{*A} = V^{*Cl} \frac{\beta}{1 + \beta} = \frac{\nu}{n(1 + \frac{\beta}{\beta})} = \frac{\nu}{n + \frac{n}{\beta}} \quad (VI.2.15)$$

Поэтому

$$\Delta t = l/V^{*Cl} \beta = nl/V\beta. \quad (VI.2.16)$$

Коэффициент распределения соответственно равен

$$\beta = \frac{nl}{V \Delta t}. \quad (VI.2.17)$$

«Сдвигка» выходных кривых Δt определяется по графикам для точек, где $\bar{C}^A$ и $\bar{C}^{Cl}$ равны 0,5. Остальные величины в (VI.2.17) известны.

Если динамический опыт проведен только с сорбируемым компонентом, то при равновесной сорбции расчет коэффициента распределения можно сделать по выражению

$$\frac{1}{\beta} = \frac{V}{nx} \left(\frac{\xi_1/\xi_2 \sqrt{t_1 t_2} - 1}{\xi_1/\xi_2 \sqrt{t_1/t_2} - 1} \right) - 1. \quad (VI.2.18)$$

Здесь t_1 и t_2 — два момента времени на выходной кривой $\bar{C}(t)$, $\bar{C}_1$ и $\bar{C}_2$ — соответствующие им концентрации; ξ_1 и ξ_2 определяются по (VI.2.2).

Коэффициент дисперсии соответственно вычисляется по формуле:

$$D = \left(1 + \frac{1}{\beta} \right) \left[\frac{x(t_2 - t_1)}{2(\xi_1 t_2 \sqrt{t_1} - \xi_2 t_1 \sqrt{t_2})} \right]^2. \quad (VI.2.19)$$

Для расчета β по «сдвигке» или по (VI.2.19) используется одна или две точки выходной кривой, что, как отмечалось ранее, может привести к ошибкам в определении β и D . Поэтому для расчета β предпочтительнее использовать описанный выше графо-аналитический метод, при котором рассматривается вся выходная кривая.

§ 3. ПОЛЕВЫЕ МЕТОДЫ

Основные схемы полевых опытов. В полевых условиях для определения физико-химических параметров производится опыты по запуску растворов-индикаторов в подземные воды через скважины [60, 68, 79, 109, 110]. При определении активной пористости породы n , коэффициента дисперсии D и параметра геометрической структуры порового пространства λ_2 следует применять несорбируемые индикаторы, электролиты и индикаторы-красители.

Концентрация электролита в наблюдательной скважине может определяться либо непосредственно в самой скважине с помощью резистивиметра, замеряющего удельное электрическое сопротивление воды, либо по методу Сликтера, когда измеряется сила тока в цепи между пусковой и наблюдательной скважинами. При невозможности использования этих методов из наблюдательной скважины в ходе опыта отбираются пробы воды, в которых содержание индикатора определяется путем химического анализа, фотокolorиметрическим способом и т. д.

Наиболее распространенные электролиты — поваренная соль (NaCl) и хлористый аммоний (NH_4Cl), растворы которых обладают высокой электропроводностью. Кроме того, хлориды слабо сорбируются большинством горных пород.

Выбор концентрации электролитов при запуске в подземные воды ограничивается, с одной стороны, природным фоном содержания хлоридов (запускать нужно с заметно большими концентрациями, чем фоновые) и, с другой стороны, нежелательностью повышения удельного веса воды при большом количестве соли, запускаемой в скважину. Поэтому рекомендуемая концентрация электролита в пусковой скважине при малой минерализации подземных вод составляет 3—5 г/л.

Использование индикаторов-электролитов рекомендуется при скорости фильтрации от 0,5—1 м/сутки и более [68].

В высокоминерализованных подземных водах, а также в глинистых породах, где под влиянием NaCl или NH_4Cl могут заметно измениться фильтрационные свойства породы, названные выше электролиты неприемлемы.

В этих случаях, а также при малой водопроницаемости пород (скорость фильтрации 0,1—0,5 м/сутки) в качестве индикатора применяются различные красители — флуоресцеин, метиленовая

Т а б л и ц а

Красители (концентрации в г/л)

Породы	Флуоресцеин	Метиленовая синька	Родамин В, уранин
Песчаные	0,1—0,2	0,5—1,0	0,02—0,04
Трещиноватые закарстованные	0,1—0,2	0,5—2,0	0,02—0,1

синька, родамин В, уранин и др. Концентрация красителей в пусковой скважине может быть различной, в зависимости от характера фильтрующих пород и скоростей фильтрации (таблица) [68].

Концентрация красителей в пусковой или наблюдательной скважине определяется после отбора из них проб воды колориметрическим или химическим методами.

Для расчета параметров сорбции α и β и обобщенных параметров суммарных потерь необходимо использовать реальные сточные воды либо, при невозможности их получения, специально приготовленные водные растворы, содержащие один или несколько характерных компонентов сточных вод.

В качестве таковых, в зависимости от состава сточных вод, выбираются вещества, содержание которых в подземных водах и водоемах ограничивается соответствующими санитарно-гигиеническими нормами или нормами рыбозаведения.

Использование в полевых опытах сильно токсичных компонентов сточных вод не допускается. Для этих веществ целесообразно ограничиться лабораторными опытами с последующим сопоставлением результатов с полевыми опытами, при которых использовались менее вредные компоненты сточных вод. Участки для проведения опытов с запуском сточных вод должны быть выбраны в удалении от действующих водозаборов подземных вод и водоемов и обоснованы предварительными расчетами времени движения сточных вод к этим объектам и возможной концентрации загрязнений в воде.

На практике используются следующие основные схемы опыта [13, 27].

В бытовом потоке подземных вод. В этом случае производится запуск индикатора или сточных вод в естественный поток подземных вод через скважину («пусковую») и наблюдение за временем появления и концентрацией «метки» в одной или нескольких точках («наблюдательные скважины») ниже по потоку (направление потока заранее должно быть известным).

Нагнетание (налив) в одиночную скважину. Выполняется длительное или кратковременное («пакетное») нагнетание индикатора в скважину и наблюдения в рядом расположенных скважинах.

В названных схемах полевых опытов рабочие интервалы пусковых и наблюдательных скважин, как правило, должны иметь одинаковую длину и размещаться в потоке на одной высоте.

Для полевых опытов следует выбирать участки, где еще не отмечено, но возможно загрязнение подземных вод и пород из ближайшего источника загрязнения. Поэтому проведению полевых опытов должно предшествовать достаточно подробное изучение гидрогеологической обстановки района.

Определение параметров в условиях бытового потока подземных вод. В этой схеме опыта индикатор, поступаая через открытый интервал скважины или другой выработки в водоносный пласт, перемещается в нем со скоростью естественного потока, обычно небольшой.

Поэтому подобный опыт целесообразно осуществлять лишь при значительной скорости бытового потока подземных вод, позволяющей завершить опыт за сравнительно короткий срок. Для предварительного расчета длительности опыта t и определения потребного расстояния между пусковой и наблюдательной скважинами x используется выражение:

$$t = xn/kJ \quad (\text{VI.3.1})$$

где J — градиент напора или уклон потока, определяемый по карте гидроизопьез или гидроизогипс, k — коэффициент фильтрации пласта, n — ориентировочное значение активной пористости.

Приведем следующие ориентировочные величины активной пористости:

Породы	Активная пористость
Суглинки, глины	0,01—0,05
Мелкозернистые пески, супеси	0,1
Крупнозернистые гравелистые пески	0,25—0,30
Трещиноватые скальные и полускальные незакарстованные породы	0,001—0,03
Закарстованные породы	0,05—0,1

Помещение индикатора в скважину, с быстрым и равномерным распределением его в открытом интервале, можно интерпретировать так, как будто бы в потоке подземных вод возникает «мгновенный солевой источник».

Действие этого источника в линейном одномерном поле, соответствующем рассматриваемому случаю движения индикатора от скважины вниз по потоку подземных вод (по линии тока), описывается следующим уравнением:

$$C(x, t) = \frac{Q_c}{2\pi \varepsilon d \sqrt{\pi D_{1,2}^* t}} e^{-\frac{(x - V^* t)^2}{4 D_{1,2}^* t}} \quad (\text{VI.3.2})$$

Здесь C — концентрация индикатора в воде в любой момент времени t в наблюдательной точке на расстоянии x от пусковой скважины (г/см³); V^* — средняя действительная скорость движения подземных вод в направлении x , принимаемая постоянной (см/сек); Q_c — количество (вес) индикатора, запущенного в скважину (г); $D_{1,2}^*$ — коэффициент дисперсии в направлении x для несорбируемого индикатора (см²/сек); D_2^* — то же для сорбируемого индикатора при равновесной сорбции с коэффициентом распределения β .

$$\text{При этом } D_1^* = D/n \text{ и } D_2^* = (D/n) \frac{\beta}{1+\beta}. \quad (\text{VI.3.3})$$

n — активная пористость; m — длина открытого интервала скважины; εd — ширина потока, в который попадает индикатор из скважины; d — диаметр скважины.

Коэффициент ε учитывает искривление линий тока в скважине и зависит от конструкции водоприемной части.

В скважинах, не оборудованных фильтрами, $\varepsilon = 2$; в других случаях ε изменяется от 0,3 до 4 в соответствии со следующей зависимостью, полученной Н. А. Огильви [79]:

$$\varepsilon = \frac{4 (k_{\phi}/k) (R_{\phi}/r_c)^2}{(k_{\phi}/k) - 1 + (k_{\phi}/k + 1) (R_{\phi}/r_c)^2}. \quad (\text{VI.3.4})$$

Здесь k_{ϕ} и k — коэффициенты фильтрации засыпки фильтра и фильтрующей породы, R_{ϕ} и r_c — внешний и внутренний радиусы фильтра.

Замеры концентрации индикатора в наблюдательной скважине, располагаемой ниже по потоку, дают кривую $C(t)$ (рис. VI.7), на которой обычно хорошо выделяется максимальная концентрация $C_{\text{макс}}$ и время ее подхода к наблюдательной скважине $t_{\text{макс}}$ (время t отсчитывается от момента запуска индикатора в скважину).

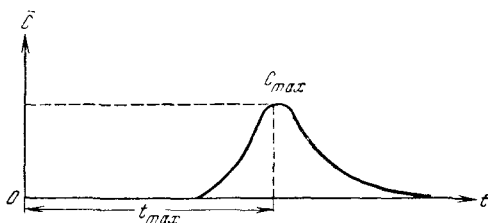


Рис. VI.7. Зависимость $\bar{C}(t)$ в наблюдательной скважине при движении индикатора в бытовом потоке подземных вод

Обычно отмечается несимметричная форма кривой $C(t)$, с «растянутой» во времени второй ее частью. Это обстоятельство указывает на присутствие, наряду с открытыми, «тупиковых» пор, удаление раствора из которых происходит медленно, а также на сорбционные явления.

Расчетные формулы для определения параметров получаются в результате рассмотрения выражения (VI.3.2) и условия в точке максимума $\left. \frac{\partial C}{\partial t} \right|_{t=t_{\text{макс}}} = 0$:

$$x^2 - (V^* t_{\text{макс}})^2 = 2D^* t_{\text{макс}}. \quad (\text{VI.3.5})$$

Для одновременного определения в опыте параметров дисперсии и сорбции целесообразно запускать в скважину комбинированную «метку», состоящую из несорбируемого (1) и сорбируемого (2) индикаторов, например сточные воды с добавлением NaCl или NH_4Cl .

В результате будут получены две экспериментальные кривые: $C_1(t)$ и $C_2(t_2)$.

Дальнейшая обработка каждой кривой ведется в следующем порядке [27]:

а) С кривой $C_{1,2}(t)$ берут ряд соответствующих значений C и t , в том числе также $C_{\text{макс}}$ и $t_{\text{макс}}$. Эти данные помещают на другой график, построенный в следующих координатах: на оси ординат откладывают

$$\ln \frac{C_{\text{макс}} V \overline{t_{\text{макс}}}}{C V t} + \frac{t - t_{\text{макс}}}{2t},$$

а на оси абсцисс $\frac{[t - t_{\text{макс}}]^2}{t}$.

Точки должны располагаться на прямой, тангенс угла наклона которой (при одинаковом масштабе величин, откладываемых на осях) составляет γ .

б) Определяют коэффициенты дисперсии D_1^* и D_2^* по выражению:

$$D_{1,2}^* = \frac{x^2}{4[\gamma^2 t_{\text{макс}}^2 + t_{\text{макс}}/2]}, \quad (\text{VI.3.6})$$

где γ и t берутся соответственно с кривых $C_1(t)$ и $C_2(t)$.

в) Определяют коэффициент распределения β :

$$\beta = \frac{D_2^*}{D_1^* - D_2^*}. \quad (\text{VI.3.7})$$

г) Подсчитывают среднюю действительную скорость движения воды:

$$V^* = 2 \sqrt{\gamma D_1^*}. \quad (\text{VI.3.8})$$

Коэффициент γ берется с кривой несорбируемого индикатора $C_1(t)$.

д) Определяют среднюю активную пористость n :

$$n = V/V^*, \quad (\text{VI.3.9})$$

где V — скорость фильтрации подземных вод, определяемая по уклону потока и водопроницаемости водоносного пласта.

е) Рассчитывают параметр дисперсии λ_2 :

$$\lambda_2 = (D_1 - D_m)/V. \quad (\text{VI.3.10})$$

Выражение (VI.3.8) отличается от часто используемого соотношения

$$V^* = x/t_{\text{макс}}. \quad (\text{VI.3.11})$$

Это последнее соотношение оказывается действительным только при отсутствии дисперсии, т. е. при $D_1^* = 0$.

В связи с обычно наблюдающейся дисперсией индикатора в потоке расчет по (VI.3.11) приводит к завышению средней действительной скорости движения воды и, как следствие, к занижению средней активной пористости n .

Нагнетание или налив индикатора в пусковую скважину. Схема определения физико-химических параметров путем нагнетания (или свободного налива) соответствующих индикаторов или сточных жидкостей в скважину применяется в тех случаях, когда скорость бытового потока подземных вод мала.

Если открытый интервал пусковой скважины равен мощности водоносного пласта m или, при большой мощности, имеет достаточно большую длину, на участке запуска формируется плоско-радиальный поток, скорость которого зависит от расхода нагнетания и изменяется с удалением от скважины.

В нагнетательных скважинах до постановки собственно индикаторных опытов определяются гидродинамические параметры пласта на участке запуска.

Для запуска индикаторов могут быть использованы существующие разведочные скважины либо пробурена специальная скважина, приспособленная для нагнетания в нее воды и растворов. Вокруг нагнетательной скважины по 1—3 лучам размещаются наблюдательные скважины, по 2—3 на каждом луче.

Расстояния до наблюдательных скважин r_i ориентировочно определяются заранее, с тем чтобы обеспечить удобную длительность наблюдений. Для этого можно использовать зависимость

$$t = \frac{\pi m n r_i^2}{Q} \text{ или } r_i = \sqrt{Qt/\pi m n},$$

где Q — расход нагнетаемого в скважину раствора, r_i — расстояние до наблюдательной скважины, t — время, m — мощность пласта, n — активная пористость.

Чтобы при этом исключить влияние бытового потока, расход скважины Q следует принимать с соблюдением условия

$$Q > (50 - 60) q r, \quad (\text{VI.3.12})$$

где q — погонный расход бытового потока, r — расстояние до дальней наблюдательной скважины, расположенной по потоку.

Вначале в пусковую скважину нагнетают чистую воду с постоянным расходом Q до достижения квазиустановившегося состояния (о чем можно судить по характеру изменения напоров в наблюдательных скважинах) и по наблюдениям за уровнями воды в пусковой и наблюдательных скважинах уточняют гидродинамические параметры k , km , A .

Затем с некоторого момента, принимаемого за $t = 0$, без перерыва в нагнетании, в скважину подают с тем же расходом Q сточную жидкость или раствор, содержащий сорбируемый и несорбируемый индикаторы. С этого же времени в наблюдательных скважинах проводят частые определения концентрации в воде индикаторов или отдельных компонентов сточных вод, следя за тем, чтобы отбор проб не вызывал заметного снижения уровня в скважинах.

При возможности следует проводить измерения концентрации непосредственно в скважинах.

Если индикатор подается в испытуемый участок пласта (в фильтр скважины), то время $t = 0$ отсчитывается с этого момента. При подаче индикатора с поверхности и большой глубине скважины нужно вводить поправку t_0 на вытеснение «чистой» воды, не содержащей индикатора, из ствола скважины:

$$t_0 = \frac{\pi r_c^2 \Delta H_c}{Q}. \quad (\text{VI.3.13})$$

Здесь r_c — радиус скважины, ΔH_c — высота столба «чистой» воды в скважине.

При длительном непрерывном нагнетании раствора-индикатора в пусковую скважину в наблюдательных скважинах со временем

должна установиться концентрация, равная концентрации раствора-индикатора в скважине. Но это происходит обычно не внезапно, скачком, а постепенно, что связано с формированием в потоке переходной зоны дисперсии, в которой концентрация изменяется в пределах $0 < \bar{C} < 1$.

После начала закачки в течение некоторого времени в каждой наблюдательной скважине первоначальная концентрация практически вовсе не меняется, т. е. $C = C_0$ ($\bar{C} = 0$). Затем происходит постепенное возрастание C до $C = C_{\text{макс}}$ ($\bar{C} = 1$), и эта величина сохраняется на весь период закачки раствора.

Характерная кривая изменения $\bar{C}$ в наблюдательной скважине во время нагнетания изображена на рис. II.5. Эту кривую строят по данным замеров в каждой наблюдательной скважине отдельно для несорбируемого индикатора $\bar{C}_1(t)$ и сорбируемого индикатора $\bar{C}_2(t)$.

На графике $\bar{C}_{1,2}(t)$ следует отметить время $t_{\bar{C}=0,5}$, соответствующее появлению концентрации $\bar{C}_{1,2} = 0,5$.

Последующая обработка экспериментальной кривой $\bar{C}_{1,2}(t)$ и расчет параметров производятся на основе решения соответствующей задачи для радиального случая, изложенной в § 3 главы II (см. формулу (II.3.7)).

Активная пористость. Среднее значение активной пористости пласта n определяется по кривой $\bar{C}_1(t)$ для несорбируемого индикатора:

$$n = \frac{Qt_{\bar{C}=0,5}}{\pi m r^2}, \quad (\text{VI.3.14})$$

где r — расстояние до наблюдательной скважины, $t_{\bar{C}=0,5}$ — время появления «половинной» концентрации в этой скважине, m — мощность пласта.

Коэффициент дисперсии. Коэффициент дисперсии также рассчитывают по кривой несорбируемого индикатора $\bar{C}_1(t)$.

Для этого вблизи $\bar{C} = 0,5$ снимают несколько пар значений $\bar{C}$ и t и для них определяют соответствующие значения безразмерной функции F_1 , входящей в решение (II.3.7):

$$F_1 = 1 - \bar{C} \quad (\text{VI.3.15})$$

и подсчитывают коэффициенты $\bar{\beta}$:

$$\bar{\beta} = \frac{Qt}{\pi m r^2 n}. \quad (\text{VI.3.16})$$

По найденным значениям $\bar{\beta}$ и F_1 с помощью графиков, данных на рис. II.3 и II.4, находят соответствующие значения $\lambda = \frac{1}{4F_0}$, по которым затем вычисляют D_1 :

$$D_1 = \frac{r^2 n}{4\lambda t}. \quad (\text{VI.3.17})$$

Такой расчет D_1 выполняют для каждой пары замеренных значений C и t и затем определяют среднее его значение.

Коэффициент распределения. Аналогичные расчеты проводятся по кривой сорбируемого индикатора $\bar{C}_2(t)$, в результате чего определяют среднее значение D_2 . При равновесной сорбции это позволяет затем вычислить по выражению (VI.3.7) коэффициент распределения β .

Параметр геометрической структуры. Параметр геометрической структуры $\lambda_2 = \frac{D_1}{V}$ вычисляется по выражению

$$\lambda_2 = \frac{D_1 2\pi r m}{Q}. \quad (\text{VI.3.18})$$

Обобщенные параметры поглощения. Обобщенные параметры поглощения, характеризующие суммарные потери компонента при его движении с раствором в водоносном пласте, отражают, как отмечалось в главе II, в обобщенном, суммарном виде, сорбцию компонента, задержку его в тупиковых порах, диффузионный отвод и сорбцию в слабопроницаемые породы подошвы и кровли водоносного пласта.

Эти параметры представляется возможным определить по опытными данным, в случае если дисперсия компонента в водоносном пласте незначительна. Чтобы убедиться в этом, следует вначале рассчитать длину зоны дисперсии L по формуле (II.3.9)

$$L = 4,7 \sqrt{D_1 t / n}$$

где t — длительность опыта.

Если величина L мала по сравнению с расстоянием между скважинами, а концентрация индикатора в наблюдательной скважине $\bar{C} < 1$, вычисление обобщенных параметров проводится с использованием решения (II.4.16) (см. § 4 гл. II). В нем B^{**} и V^* можно рассматривать в качестве указанных обобщенных параметров поглощения, причем B^{**} — размерный параметр.

На расстоянии r от места поступления раствора в пласт к любому моменту времени t концентрация компонента либо равна 0 (если $t < \frac{r}{V^*}$), либо определяется по (II.4.16) (если $t > \frac{r}{V^*}$). Расчет B^{**} и V^* ведется с использованием экспериментальной зависимости $\bar{C}(t)$, получаемой по наблюдательной скважине. Для двух моментов времени t_1 и t_2 замеряются соответствующие им значения относительной концентрации $\bar{C}_1$ и $\bar{C}_2$ и вычисляются значения ζ_1 и ζ_2 , где

$$\zeta_{1,2} = \operatorname{arccerf}(1 - \bar{C}_{1,2}) \quad (\text{VI.3.19})$$

Параметры B^{**} и V^* находятся далее по следующим выражениям:

$$B^{**} = \frac{2V^*}{x} \sqrt{\frac{\xi_1^2 \xi_2^2 (t_0 - t_1)}{(\xi_1^2 - \xi_2^2)}}, \quad (\text{VI.3.20})$$

$$V^* = \frac{x(\xi_1^2 - \xi_2^2)}{\xi_1^2 t_1 - \xi_2^2 t_2}. \quad (\text{VI.3.21})$$

Метод длительного нагнетания в одну скважину требует значительного объема раствора, что обычно затрудняет осуществление опыта. Так, при закачке 150 м³/сутки и $km = 150$ м³/сутки опыт может продолжаться 3—4 суток. Необходимая длительность индикаторного опыта с постоянным наливом в скважину оказывается весьма значительной даже при небольших расстояниях до улавливающей скважины. По мере удаления наблюдательных скважин длительность опыта и необходимый объем раствора индикатора или сточных вод существенно возрастают. Это может препятствовать проведению опыта, хотя именно наблюдения в удаленных скважинах представляют наибольший интерес, так как позволяют охарактеризовать физико-химическими параметрами более значительный участок пласта и выявить возможную его неоднородность в этом отношении.

С целью уменьшения объема индикаторного раствора можно применить «пакетную» схему опыта.

Пакетный запуск индикатора. По этой схеме в водоносный пласт запускается ограниченный объем раствора-индикатора — «пакет». Запуск осуществляется после предварительного нагнетания чистой воды с постоянным расходом до достижения квазиустановившегося состояния.

Без перерыва в нагнетании, с тем же расходом, но в течение ограниченного времени, в скважину подается сточная вода или раствор индикатора, после чего, тоже без перерыва и с тем же расходом, в скважину опять нагнетается чистая вода вплоть до окончания опыта.

Конец опыта приурочивается ко времени, когда в наблюдательной скважине будет прослежена вся или большая часть кривой $\bar{C}(t)$, которая для рассматриваемого случая будет иметь примерно тот же вид, что при опыте в бытовом потоке (см. рис. VI.7).

На кривых $\bar{C}(t)$, построенных по данным замеров в каждой наблюдательной скважине, отмечают время прохождения максимальной концентрации $t_{\text{макс}}$. Если на кривой нет ярко выраженного «пика» то $t_{\text{макс}}$ относят к середине интервала времени, в течение которого наблюдались значения $\bar{C}_{\text{макс}}$.

Объем поступившего в пласт «пакета» составит:

$$W = Qt_n, \quad (\text{VI.3.22})$$

а его начальная «длина» δ_0 у скважины будет:

$$\delta_0 = \sqrt{\frac{Qt_n}{\pi mn} + r_c^2}, \quad (\text{VI.3.23})$$

где r_c — радиус скважины.

Форма кривых $\bar{C}(t)$ определяется характером пористости породы; кроме того, она будет различной в скважинах, удаленных от опытной на разные расстояния r , и зависит от длительности запуска индикатора.

Это объясняется, в первую очередь, уменьшением длины «пакета» по мере удаления его от скважины.

Кроме того, как было ранее показано, с удалением от скважины происходит увеличение длины переходной зоны, приводящее к «размыванию пакета», причем степень деформации первоначально резких границ его зависит от величин n и D .

При «пакетном» запуске индикатора в точках, расположенных на расстоянии $r \gg \delta_0$, максимальная концентрация индикатора в подземных водах никогда не достигнет величины $\bar{C} = 1$.

Чем меньше «пакет», т. е. чем меньше Q и t_d , тем ниже значение $\bar{C}_{\text{макс}}$. Это обстоятельство следует учитывать, выбирая размеры «пакета» — они должны быть достаточными для выполнения надежного определения концентрации индикатора в точке наблюдения.

Средняя активная пористость пласта на участке между пусковой и наблюдательной скважинами подсчитывается по времени прохождения максимальной концентрации $t_{\text{макс}}$:

$$n = \frac{Qt_{\text{макс}}}{\pi m r^2}. \quad (\text{VI.3.24})$$

Это выражение достаточно точно при $\varphi < 0,05$.

где $\varphi = t_n/t_{\text{макс}}. \quad (\text{VI.3.25})$

В связи с этим для выбора t_n предварительно рассчитывают ориентировочное значение $t_{\text{макс}}$, полагая, что оно будет близким к $t_{\text{фр}}$ — времени прохождения «фронта» распространения индикатора в «пакете»:

$$t_{\text{макс}} \approx t_{\text{фр}} = \frac{\pi m n r^2}{Q}.$$

Значение n берется по литературным данным.

Коэффициент дисперсии D определяется по выражению

$$D = \frac{r^2 n}{4 t_{\text{макс}}} R - \frac{Q}{4 \pi m}, \quad (\text{VI.3.26})$$

где

$$R = \frac{\varphi}{(1 - \varphi) \ln(1 - \varphi)}, \quad (\text{VI.3.27})$$

r — расстояние до наблюдательной скважины от пусковой.

При малом «пакете», когда $R \approx 1$,

$$D = \frac{Q}{4 \pi m} \frac{(t_{\text{фр}} - t_{\text{макс}})}{t_{\text{макс}}}. \quad (\text{VI.3.28})$$

При проведении опытов с несорбируемыми и сорбируемыми индикаторами в результате получают две кривые $\bar{C}_1$ и $\bar{C}_2$, по которым, как и ранее, можно рассчитать D_1 и D_2 и затем по (VI.3.7) — коэффициент распределения β .

Параметры, определяемые по приведенным в настоящей главе методам, используются, как уже отмечалось, для прогноза миграции загрязнений в подземных водах.

Значения функции $R(Fo, \bar{r}, \lambda)$

Fo	$\ln Fo$	$\lambda = 0,1$				$\lambda = 0,2$			
		$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$	$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0,1	-2,3	0,0309	0,0047	0,0005	0,0003	0,0601	0,0089	0,0008	0,0003
1	0	0,0753	0,0406	0,0211	0,0020	0,1412	0,0765	0,0399	0,0039
5	1,61	0,1217	0,0868	0,0333	0,0249	0,2188	0,1566	0,1147	0,0450
10	2,3	0,1437	0,1093	0,0856	0,0435	0,2532	0,1932	0,1518	0,0776
25	3,2	0,1731	0,1397	0,1162	0,0724	0,2971	0,2403	0,2004	0,1454
50	3,9	0,1950	0,1624	0,1394	0,0955	0,3282	0,2738	0,2354	0,1619
100	4,6	0,2162	0,1844	0,1619	0,1136	0,3572	0,3051	0,2683	0,1971
200	5,3	0,2365	0,2056	0,1836	0,1412	0,3841	0,3342	0,2988	0,2302
500	6,2	0,2621	0,2322	0,2109	0,1697	0,4166	0,3693	0,3358	0,2706
1000	6,9	0,2804	0,2512	0,2305	0,1903	0,4392	0,3936	0,3614	0,2986
2000	7,6	0,2979	0,2694	0,2491	0,2099	0,4600	0,4162	0,3851	0,3247
$\lambda = 1,5$					$\lambda = 2$				
0	-2,3	0,3366	0,0524	0,0035	0,0003	0,4082	0,0650	0,0043	0,0003
1	0	0,5725	0,3248	0,1763	0,0181	0,6454	0,3695	0,2024	0,0212
5	1,61	0,6924	0,5069	0,3793	0,1590	0,7521	0,5525	0,4147	0,1754
10	2,3	0,7293	0,5655	0,4508	0,2400	0,7837	0,6088	0,4863	0,2554
25	3,2	0,7681	0,6274	0,5279	0,3385	0,8162	0,6673	0,5621	0,3615
50	3,9	0,7914	0,6647	0,5750	0,4021	0,8355	0,7022	0,6078	0,4257
100	4,6	0,8108	0,6958	0,6142	0,4563	0,8514	0,7309	0,6455	0,4801
200	5,3	0,8270	0,7219	0,6473	0,5025	0,8647	0,7549	0,6771	0,5260
500	6,2	0,8448	0,7505	0,6836	0,5534	0,8791	0,7809	0,7115	0,5763
1000	6,9	0,8561	0,7688	0,7067	0,5858	0,8891	0,7976	0,7332	0,6082
2000	7,6	0,8659	0,7844	0,7266	0,6140	0,8961	0,8117	0,7519	0,6356

по формуле (III.2.11)

$\lambda = 0,3$				$\lambda = 0,5$			
$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$	$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0,0878	0,0130	0,001	0,0003	0,1393	0,0206	0,0015	0,0004
0,1993	0,1085	0,0568	0,0055	0,2966	0,1630	0,0861	0,0084
0,2979	0,2138	0,1570	0,0627	0,4182	0,3026	0,2228	0,0901
0,3392	0,2595	0,2042	0,1051	0,4646	0,3568	0,2820	0,1465
0,3899	0,3159	0,2638	0,1658	0,5186	0,4112	0,3517	0,2231
0,4245	0,3546	0,3052	0,2106	0,5538	0,4634	0,3996	0,2770
0,4560	0,3899	0,3430	0,2526	0,5847	0,5005	0,4409	0,3257
0,4845	0,4218	0,3773	0,2912	0,6119	0,5332	0,4774	0,3692
0,5181	0,4595	0,4179	0,3371	0,6430	0,5705	0,5192	0,4194
0,5409	0,4850	0,4454	0,3683	0,6633	0,5952	0,5468	0,4526
0,5616	0,5083	0,4704	0,3968	0,6818	0,6172	0,5714	0,4814
$\lambda = 2,5$				$\lambda = 5$			
0,4672	0,0759	0,0050	0,0003	0,6510	0,1140	0,0080	0,0002
0,6974	0,4024	0,2219	0,0236	0,8274	0,4868	0,2737	0,0306
0,7925	0,5836	0,4390	0,1873	0,8861	0,6563	0,4965	0,2148
0,8199	0,6379	0,5102	0,2743	0,9021	0,7042	0,5651	0,3065
0,8478	0,6937	0,5847	0,3768	0,9182	0,7526	0,6354	0,4111
0,8642	0,7267	0,6292	0,4413	0,9275	0,7807	0,6767	0,4758
0,8777	0,7537	0,6658	0,4956	0,9351	0,8036	0,7103	0,5294
0,8888	0,7762	0,6963	0,5412	0,9413	0,8224	0,7380	0,5741
0,9009	0,8006	0,7293	0,5909	0,9480	0,8426	0,7678	0,6224
0,9086	0,8160	0,7502	0,6224	0,9522	0,8553	0,7865	0,6527
0,9151	0,8291	0,7680	0,6493	0,9551	0,8660	0,8023	0,6784

Fo	ln Fo	$\lambda = 0,75$				$\lambda = 1$			
		$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$	$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0,1	-2,3	0,1972	0,0296	0,0021	0,0004	0,2488	0,0377	0,0026	0,003
1	0	0,3918	0,2174	0,1158	0,1115	0,4658	0,2607	0,1399	0,0139
5	1,61	0,5226	0,3791	0,2813	0,1152	0,5962	0,4341	0,3232	0,1336
10	2,3	0,5687	0,4383	0,3475	0,1823	0,6396	0,4941	0,3927	0,2071
25	3,2	0,6198	0,5044	0,4235	0,2693	0,6865	0,5596	0,4701	0,3000
50	3,9	0,6523	0,5466	0,4720	0,3283	0,7154	0,6001	0,5186	0,3615
100	4,6	0,6800	0,5820	0,5137	0,3804	0,7398	0,6343	0,5596	0,4149
200	5,3	0,7038	0,6136	0,5497	0,4259	0,7612	0,6635	0,5947	0,4611
500	6,2	0,7305	0,6485	0,5904	0,4774	0,7836	0,6958	0,6336	0,5126
1000	6,9	0,7478	0,6711	0,6167	0,5109	0,7984	0,7166	0,6586	0,5457
2000	7,6	0,7631	0,6910	0,6399	0,5405	0,8107	0,7347	0,6785	0,5749
$\lambda = 10$					$\lambda = 20$				
0,1	-2,3	0,7990	0,1509	0,0111	0,0002	0,8930	0,1789	0,0156	0,0002
1	0	0,9076	0,5413	0,3085	0,0357	0,9524	0,5725	0,3306	0,0392
5	1,61	0,9402	0,6987	0,5304	0,2318	0,9694	0,7218	0,5506	0,2413
10	2,3	0,9489	0,7422	0,5966	0,3254	0,9739	0,7625	0,6153	0,3357
25	3,2	0,9575	0,7855	0,6638	0,4306	0,9784	0,8031	0,6807	0,4411
50	3,9	0,9625	0,8106	0,7030	0,4950	0,9810	0,8264	0,7186	0,5052
100	4,6	0,9665	0,8309	0,7347	0,5481	0,9830	0,8452	0,7492	0,5579
200	5,3	0,9697	0,8475	0,7607	0,5923	0,9847	0,8606	0,7743	0,6015
500	6,2	0,9733	0,8646	0,7885	0,6393	0,9866	0,8772	0,8010	0,6482
1000	6,9	0,9755	0,8763	0,8059	0,6689	0,9877	0,8872	0,8177	0,6774
2000	7,6	0,9773	0,8857	0,8206	0,6939	0,9886	0,8958	0,8318	0,7020

Значения функции $R^*(\bar{r}, Fo, \lambda)$ по формуле (III.2.13)

Fo	$\ln Fo$	$\lambda = 0,1$			
		$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0,1	-2,3	0,0970	0,0201	0,0019	0,0000
1	0	0,0926	0,0515	0,0287	0,0035
5	1,61	0,0879	0,0559	0,0394	0,0159
10	2,3	0,0857	0,0556	0,0404	0,0196
25	3,2	0,0828	0,0545	0,0399	0,0364
50	3,9	0,0806	0,0533	0,0396	0,0223
100	4,6	0,0785	0,0521	0,0389	0,0219
200	5,3	0,0764	0,0508	0,0381	0,0215
500	6,2	0,0739	0,0492	0,0369	0,0211
1000	6,9	0,0720	0,0480	0,0360	0,0205
2000	7,6	0,0703	0,0468	0,0351	0,0200
$\lambda = 0,5$					
0,1	-2,3	0,4308	0,0928	0,0091	0,0000
1	0	0,3521	0,2017	0,1153	0,0147
5	1,61	0,2912	0,1872	0,1342	0,0564
10	2,3	0,2680	0,1748	0,1283	0,0642
25	3,2	0,2415	0,1574	0,1159	0,1181
50	3,9	0,2240	0,1476	0,1095	0,0620
100	4,6	0,2085	0,1382	0,1030	0,0579
200	5,3	0,1949	0,1295	0,0968	0,0547
500	6,2	0,1792	0,1193	0,0894	0,0508
1000	6,9	0,1686	0,1125	0,0843	0,0480
2000	7,6	0,1597	0,1064	0,0798	0,0455
$\lambda = 1,5$					
0,1	-2,3	0,9660	0,2324	0,0237	0,0000
1	0	0,6412	0,3837	0,2287	0,0311
5	1,61	0,4622	0,2991	0,2182	0,0967
10	2,3	0,4069	0,2656	0,1964	0,1018
25	3,2	0,3486	0,2255	0,1652	0,1889
50	3,9	0,3147	0,2066	0,1526	0,0861
100	4,6	0,2858	0,1890	0,1405	0,0786
200	5,3	0,2613	0,1735	0,1295	0,0129
500	6,2	0,2342	0,1559	0,1167	0,0662
1000	6,9	0,2171	0,1446	0,1083	0,0616
2000	7,6	0,2021	0,1347	0,1010	0,0576
$\lambda = 5$					
0,1	-2,3	1,7449	0,4842	0,0533	0,0000
1	0	0,8656	0,5383	0,3401	0,0505
5	1,61	0,5751	0,3697	0,2729	0,1272
10	2,3	0,4946	0,3204	0,2374	0,1264
25	3,2	0,4102	0,2627	0,1907	0,1126
50	3,9	0,3659	0,2391	0,1808	0,0981
100	4,6	0,3282	0,2166	0,1607	0,0893
200	5,3	0,2965	0,1967	0,1466	0,0823
500	6,2	0,2623	0,1745	0,1306	0,0740
1000	6,9	0,2410	0,1605	0,1203	0,0684
2000	7,6	0,2228	0,1485	0,1113	0,0634

I_0	$\ln F_0$	$\lambda = 0,2$			
		$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0.1	-2.3	0.1882	0.0394	0.0038	0.0000
1	0	0.1729	0.0965	0.0541	0.0068
5	1.61	0.1564	0.0998	0.0708	0.0289
10	2.3	0.1495	0.0972	0.0709	0.0346
25	3.2	0.1410	0.0921	0.0679	0.0641
50	3.9	0.1347	0.0890	0.0660	0.0373
100	4.6	0.1290	0.0855	0.0638	0.0359
200	5.3	0.1235	0.0821	0.0614	0.0347
500	6.2	0.1170	0.0779	0.0583	0.0331
1000	6.9	0.1124	0.0750	0.0562	0.0320
2000	7.6	0.1082	0.0722	0.0541	0.0309
$\lambda = 0,75$					
0.1	-2.3	0.6027	0.1327	0.1319	0.0000
1	0	0.4566	0.2653	0.1536	0.0199
5	1.61	0.3584	0.2312	0.1625	0.0714
10	2.3	0.3238	0.2114	0.1557	0.0789
25	3.2	0.2859	0.1859	0.1367	0.1453
50	3.9	0.2649	0.1724	0.1277	0.0723
100	4.6	0.2412	0.1598	0.1190	0.0668
200	5.3	0.2233	0.1484	0.1108	0.0625
500	6.2	0.2031	0.1352	0.1042	0.0575
1000	6.9	0.1900	0.1266	0.0949	0.0540
2000	7.6	0.1785	0.1190	0.0892	0.0509
$\lambda = 2$					
0.1	-2.3	1.1849	0.2589	0.0297	0.0000
1	0	0.7094	0.4297	0.2598	0.0361
5	1.61	0.4972	0.3217	0.2356	0.1059
10	2.3	0.4344	0.2831	0.2096	0.1096
25	3.2	0.3685	0.2378	0.1738	0.2043
50	3.9	0.3313	0.2172	0.1603	0.0902
100	4.6	0.2996	0.1980	0.1471	0.0821
200	5.3	0.2728	0.1811	0.1351	0.0760
500	6.2	0.2435	0.1621	0.1213	0.0688
1000	6.9	0.2251	0.1499	0.1123	0.0639
2000	7.6	0.2091	0.1393	0.1044	0.0596
$\lambda = 10$					
0.1	-2.3	2.0097	0.6241	0.0720	0.0000
1	0	0.9329	0.5810	0.3763	0.0582
5	1.61	0.6082	0.3883	0.2871	0.1360
10	2.3	0.5195	0.3350	0.2479	0.1329
25	3.2	0.4263	0.2716	0.1967	0.2543
50	3.9	0.3793	0.2474	0.1816	0.1009
100	4.6	0.3390	0.2236	0.1657	0.0919
200	5.3	0.3054	0.2025	0.1509	0.0846
500	6.2	0.2692	0.1791	0.1340	0.0759
1000	6.9	0.2469	0.1644	0.1232	0.0700
2000	7.6	0.2278	0.1548	0.1138	0.0649

$\lambda = 0,3$			
$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0,2739	0,0579	0,0056	0,0000
0,2405	0,1359	0,0768	0,0096
0,2109	0,1370	0,0961	0,0396
0,1984	0,1292	0,0945	0,0466
0,1836	0,1198	0,0883	0,0860
0,1732	0,1143	0,0848	0,0480
0,1637	0,1086	0,0810	0,0455
0,1551	0,1031	0,0771	0,0436
0,1450	0,0966	0,0723	0,0411
0,1381	0,0920	0,0690	0,0393
0,1318	0,0879	0,0659	0,0376
$\lambda = 1$			
0,7519	0,1690	0,0170	0,0000
0,5346	0,3143	0,1840	0,0243
0,4042	0,2612	0,1894	0,0822
0,3609	0,2357	0,1739	0,0890
0,3143	0,2040	0,1499	0,1643
0,2860	0,1880	0,1391	0,0787
0,2617	0,1732	0,1289	0,0722
0,2408	0,1599	0,1194	0,0673
0,2176	0,1448	0,1084	0,0615
0,2026	0,1350	0,1012	0,0576
0,1896	0,1263	0,0947	0,0540
$\lambda = 2,5$			
1,3333	0,3315	0,0349	0,0000
0,7562	0,4621	0,2825	0,0399
0,5206	0,3366	0,2472	0,1123
0,4527	0,2946	0,2183	0,1148
0,3815	0,2458	0,1793	0,2148
0,3421	0,2240	0,1652	0,0927
0,3086	0,2038	0,1514	0,0844
0,2803	0,1860	0,1388	0,0770
0,2494	0,1660	0,1242	0,0704
0,2301	0,1532	0,1148	0,0653
0,2135	0,1423	0,1066	0,0608
$\lambda = 20$			
1,1534	0,7248	0,0873	0,0000
0,9746	0,6027	0,3962	0,0627
0,6271	0,3982	0,2945	0,1408
0,5333	0,3428	0,2535	0,1564
0,4348	0,2767	0,1996	0,2624
0,3863	0,2518	0,1847	0,1023
0,3447	0,2272	0,1684	0,0933
0,3100	0,2055	0,1532	0,0858
0,2728	0,1815	0,1358	0,0769
0,2499	0,1664	0,1247	0,0709
0,2304	0,1535	0,1151	0,0656

Fo	$\ln Fo$	$\mu = 0,0001$		
		$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$
0,1	-2,3	$0,4009 \cdot 10^{-4}$	$0,1531 \cdot 10^{-4}$	$0,11 \cdot 10^{-5}$
2	0	$0,4 \cdot 10^{-3}$	$0,2057 \cdot 10^{-3}$	$0,9385 \cdot 10^{-4}$
5	1,61	$0,1999 \cdot 10^{-2}$	$0,1327 \cdot 10^{-2}$	$0,8882 \cdot 10^{-3}$
10	2,3	$0,3997 \cdot 10^{-2}$	$0,286 \cdot 10^{-2}$	$0,2096 \cdot 10^{-2}$
25	3,2	$0,9983 \cdot 10^{-2}$	$0,7688 \cdot 10^{-2}$	$0,6104 \cdot 10^{-2}$
50	3,9	$0,1994 \cdot 10^{-1}$	$0,1599 \cdot 10^{-1}$	$0,1323 \cdot 10^{-1}$
100	4,6	$0,3981 \cdot 10^{-1}$	$0,3293 \cdot 10^{-1}$	$0,281 \cdot 10^{-1}$
200	5,3	$0,7933 \cdot 10^{-1}$	$0,6725 \cdot 10^{-1}$	$0,5873 \cdot 10^{-1}$
500	6,2	0,1965	0,1708	0,1525
1000	6,9	0,3876	0,3418	0,3093
2000	7,6	0,7560	0,6748	0,6172

 $\mu = 0,02$

0,1	-2,3	$0,7897 \cdot 10^{-2}$	$0,3051 \cdot 10^{-2}$	$0,2339 \cdot 10^{-3}$
1	0	$0,7694 \cdot 10^{-1}$	$0,3993 \cdot 10^{-1}$	$0,1837 \cdot 10^{-1}$
5	1,61	0,3601	0,2409	0,1622
10	2,3	0,6779	0,4894	0,3610
25	3,2	1,4731	1,1462	0,9177
50	3,9	2,4610	1,9973	1,6695
100	4,6	3,7462	3,1425	2,7129
200	5,3	5,1030	4,3924	3,8850
500	6,2	6,6068	5,8295	5,2735
1000	6,9	7,5062	6,7120	6,1441
2000	7,6	8,3008	7,5002	6,9271

 $\mu = 0,15$

0,1	-2,3	$0,5404 \cdot 10^{-1}$	$0,3471 \cdot 10^{-1}$	$0,4143 \cdot 10^{-2}$
1	0	0,4577	0,2663	0,1135
5	1,61	1,5712	1,1112	0,7507
10	2,3	2,3691	1,7930	1,3373
25	3,2	3,5633	2,8808	2,3366
50	3,9	4,4411	3,7181	3,1395
100	4,6	5,2548	4,5127	3,9179
200	5,3	6,0181	5,2673	4,6651
500	6,2	6,9820	6,2264	5,6201
1000	6,9	7,6931	6,9360	6,3283
2000	7,6	8,3962	7,6383	7,0300

F_0, μ по формуле (III.3.3)

		$\mu = 0,001$			
	$\bar{r} = 3,5$	$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
		$0,3998 \cdot 10^{-3}$	$0,1522 \cdot 10^{-3}$	$0,102 \cdot 10^{-4}$	
	$0,199 \cdot 10^{-5}$	$0,3992 \cdot 10^{-2}$	$0,2054 \cdot 10^{-2}$	$0,9369 \cdot 10^{-3}$	$0,1989 \cdot 10^{-4}$
	$0,2699 \cdot 10^{-3}$	$0,1989 \cdot 10^{-1}$	$0,1321 \cdot 10^{-1}$	$0,8844 \cdot 10^{-2}$	$0,2690 \cdot 10^{-2}$
	$0,8797 \cdot 10^{-3}$	$0,3965 \cdot 10^{-1}$	$0,2839 \cdot 10^{-1}$	$0,2081 \cdot 10^{-1}$	$0,8742 \cdot 10^{-2}$
	$0,333 \cdot 10^{-2}$	$0,9834 \cdot 10^{-1}$	$0,7579 \cdot 10^{-1}$	$0,6019 \cdot 10^{-1}$	$0,3287 \cdot 10^{-1}$
	$0,8197 \cdot 10^{-2}$	0,1945	0,1560	0,1292	$0,8015 \cdot 10^{-1}$
	$0,1904 \cdot 10^{-1}$	0,3814	0,3158	0,2697	0,1831
	$0,425 \cdot 10^{-1}$	0,7371	0,6255	0,5468	0,3967
	0,1174	1,6878	1,4692	1,3145	1,0162
	0,2465	2,9809	2,6351	2,3898	1,9151
	0,5055	4,8413	4,3357	3,9771	3,2810

 $\mu = 0,05$

	$0,1932 \cdot 10^{-1}$	$0,1148 \cdot 10^{-1}$	$0,1888 \cdot 10^{-2}$	
$0,6497 \cdot 10^{-3}$	0,1817	0,1005	$0,4133 \cdot 10^{-1}$	$0,1274 \cdot 10^{-2}$
$0,5035 \cdot 10^{-1}$	0,7786	0,5316	0,3543	0,1133
0,1544	1,3620	0,9994	0,7364	0,3233
0,5121	2,5546	2,0158	1,6209	0,9280
1,0625	3,6818	3,0262	2,5435	1,6582
1,8972	4,7987	4,0678	3,5282	2,5158
2,9087	5,7767	5,0096	4,4425	3,3678
4,1962	6,8813	6,0965	5,5159	4,4102
5,0412	7,6408	6,8510	6,2667	5,1523
5,8139	8,3692	7,5771	6,9910	5,8725

 $\mu = 0,2$

	$0,6955 \cdot 10^{-1}$	$0,4539 \cdot 10^{-1}$	$0,4602 \cdot 10^{-2}$	
$0,1709 \cdot 10^{-1}$	0,5633	0,3359	0,1455	$0,309 \cdot 10^{-1}$
0,2726	1,7847	1,2815	0,8699	0,3372
0,6349	2,5809	1,9770	1,4790	0,7286
1,4066	3,792	3,0239	2,4545	1,5064
2,1163	4,5291	3,8150	3,2201	2,1965
2,8491	5,3031	4,5755	3,9684	2,9079
3,5750	6,0436	5,3096	4,6969	3,6188
4,5181	6,9925	6,2549	5,6389	4,5508
5,2225	7,6980	6,9593	6,3423	5,2508
5,9223	8,3980	7,6587	7,0412	5,9481

Fo	$\ln Fo$	$\mu=0,01$			
		$\bar{r}=1$	$\bar{r}=1,5$	$\bar{r}=2$	$\bar{r}=3,5$
0,1	-2,3	$0,3974 \cdot 10^{-2}$	$0,1523 \cdot 10^{-2}$	$0,1089 \cdot 10^{-3}$	
2	0	$0,3923 \cdot 10^{-1}$	$0,2026 \cdot 10^{-1}$	$0,9281 \cdot 10^{-2}$	$0,2569 \cdot 10^{-3}$
5	1,61	0,1896	0,1263	$0,8483 \cdot 10^{-1}$	$0,2605 \cdot 10^{-1}$
10	2,3	0,3674	0,2641	0,1942	$0,823 \cdot 10^{-1}$
25	3,2	0,8520	0,6597	0,5261	0,2905
50	3,9	1,5401	1,2131	1,0345	0,6505
100	4,6	2,6137	2,1798	1,8730	1,2932
200	5,3	4,0446	3,4626	3,0493	2,2565
500	6,2	6,0309	5,3026	4,7840	3,7800
1000	6,9	7,2329	6,4550	5,9009	4,8252
2000	7,6	8,1733	7,3773	6,8100	5,7078

 $\mu=0,1$

0,1	-2,3	$0,3731 \cdot 10^{-1}$	$0,2306 \cdot 10^{-1}$	$0,3255 \cdot 10^{-2}$	
1	0	0,3322	0,1885	$0,7891 \cdot 10^{-1}$	$0,6926 \cdot 10^{-2}$
5	1,61	1,2586	0,8754	0,5879	0,1999
10	2,3	2,0149	1,5038	1,1164	0,5101
25	3,2	3,2744	2,6005	2,1203	1,2491
50	3,9	4,2539	3,5353	2,9834	1,9846
100	4,6	5,1505	4,3999	3,8222	2,7582
200	5,3	5,9628	5,1980	4,6089	3,5153
500	6,2	6,9585	6,1863	5,5911	4,4815
1000	6,9	7,6811	6,9065	6,3094	5,1949
2000	7,6	8,3902	7,6145	7,0165	5,8996

 $\mu=0,3$

0,1	-2,3	$0,9698 \cdot 10^{-1}$	$0,6959 \cdot 10^{-1}$	$0,4492 \cdot 10^{-2}$	
1	0	0,7282	0,4550	0,2029	$0,6276 \cdot 10^{-1}$
5	1,61	2,0475	1,5107	1,0325	0,4473
10	2,3	2,8109	2,1987	1,6501	0,8667
25	3,2	3,8488	3,1830	2,5830	1,6391
50	3,9	4,6099	3,9259	3,3084	2,3059
100	4,6	5,3463	4,6536	4,0276	2,9960
200	5,3	6,0652	5,3683	4,7381	3,6923
500	6,2	6,9995	6,3002	5,6676	4,6134
1000	6,9	7,6996	6,9995	6,3661	5,3092
2000	7,6	8,3966	7,6961	7,0624	6,0040

Значения функции $R^*(\bar{r}, Fo, \mu)$ по формуле (III.3.5)

Fo	$\ln Fo$	$\mu = 0,0001$			
		$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0,1	-2,3	$0,1617 \cdot 10^{-3}$	$0,2078 \cdot 10^{-4}$	$0,1292 \cdot 10^{-5}$	
1	0	$0,6273 \cdot 10^{-3}$	$0,2888 \cdot 10^{-3}$	$0,1352 \cdot 10^{-3}$	$0,4107 \cdot 10^{-4}$
5	1,61	$0,1813 \cdot 10^{-2}$	$0,1066 \cdot 10^{-2}$	$0,6859 \cdot 10^{-3}$	$0,2145 \cdot 10^{-3}$
10	2,3	$0,2958 \cdot 10^{-2}$	$0,1826 \cdot 10^{-2}$	$0,1247 \cdot 10^{-2}$	$0,4947 \cdot 10^{-3}$
25	3,2	$0,5820 \cdot 10^{-2}$	$0,3731 \cdot 10^{-2}$	$0,2667 \cdot 10^{-2}$	$0,1264 \cdot 10^{-2}$
50	3,9	$0,9908 \cdot 10^{-2}$	$0,6454 \cdot 10^{-2}$	$0,4705 \cdot 10^{-2}$	$0,2405 \cdot 10^{-2}$
100	4,6	$0,1712 \cdot 10^{-1}$	$0,1126 \cdot 10^{-1}$	$0,8308 \cdot 10^{-2}$	$0,4445 \cdot 10^{-2}$
200	5,3	$0,2997 \cdot 10^{-1}$	$0,1983 \cdot 10^{-1}$	$0,1473 \cdot 10^{-1}$	$0,8100 \cdot 10^{-2}$
500	6,2	$0,6371 \cdot 10^{-1}$	$0,4232 \cdot 10^{-1}$	$0,3460 \cdot 10^{-1}$	$0,1773 \cdot 10^{-1}$
1000	6,9	0,1133	$0,7537 \cdot 10^{-1}$	$0,5639 \cdot 10^{-1}$	$0,3189 \cdot 10^{-1}$
2000	7,6	0,2008	0,1337	0,1002	$0,5692 \cdot 10^{-1}$

 $\mu = 0,02$

Fo	$\ln Fo$				
0,1	-2,3	$0,3196 \cdot 10^{-1}$	$0,4123 \cdot 10^{-2}$	$0,2580 \cdot 10^{-3}$	
1	0	0,1200	$0,5556 \cdot 10^{-1}$	$0,2612 \cdot 10^{-1}$	$0,2174 \cdot 10^{-2}$
5	1,61	0,3221	0,1906	0,1234	$0,3926 \cdot 10^{-1}$
10	2,3	0,4916	0,3054	0,2100	$0,8497 \cdot 10^{-1}$
25	3,2	0,8289	0,5348	0,3850	0,1867
50	3,9	1,1607	0,7608	0,5585	0,2923
100	4,6	1,5015	0,9932	0,7373	0,4036
200	5,3	1,7688	1,1755	0,8779	0,4925
500	6,2	1,9409	1,2930	0,9687	0,5509
1000	6,9	1,9758	1,3168	0,9873	0,5631
2000	7,6	1,9838	1,3222	0,9914	0,5659

 $\mu = 0,15$

Fo	$\ln Fo$				
0,1	-2,3	0,2219	$0,2932 \cdot 10^{-1}$	$0,1909 \cdot 10^{-2}$	
1	0	0,6928	0,3300	0,1590	$0,1428 \cdot 10^{-1}$
5	1,61	1,3138	0,7986	0,5309	0,1810
10	2,3	1,5817	1,0059	0,7088	0,3072
25	3,2	1,8308	1,2002	0,8800	0,4524
50	3,9	1,9250	1,2742	0,9466	0,5167
100	4,6	1,9648	1,3056	0,9752	0,5467
200	5,3	1,9801	1,3177	0,9861	0,5585
500	6,2	1,9891	1,3247	0,9924	0,5646
1000	6,9	1,9934	1,3280	0,9953	0,5671
2000	7,6	1,9964	1,3304	0,9973	0,5688

Fo	ln Fo	$\mu = 0,001$			
		$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
0,1	-2,3	$0,1617 \cdot 10^{-2}$	$0,2078 \cdot 10^{-3}$	$0,1292 \cdot 10^{-4}$	
1	0	$0,6260 \cdot 10^{-2}$	$0,2883 \cdot 10^{-2}$	$0,1349 \cdot 10^{-2}$	$0,1106 \cdot 10^{-3}$
5	1,61	$0,1803 \cdot 10^{-1}$	$0,1060 \cdot 10^{-1}$	$0,6825 \cdot 10^{-2}$	$0,2136 \cdot 10^{-2}$
10	2,3	$0,2932 \cdot 10^{-1}$	$0,1811 \cdot 10^{-1}$	$0,1237 \cdot 10^{-1}$	$0,4913 \cdot 10^{-2}$
25	3,2	$0,5724 \cdot 10^{-1}$	$0,3671 \cdot 10^{-1}$	$0,2625 \cdot 10^{-1}$	$0,1246 \cdot 10^{-1}$
50	3,9	$0,9640 \cdot 10^{-1}$	$0,6282 \cdot 10^{-1}$	$0,4581 \cdot 10^{-1}$	$0,2345 \cdot 10^{-1}$
100	4,6	0,1635	0,1076	$0,7940 \cdot 10^{-1}$	$0,4255 \cdot 10^{-1}$
200	5,3	0,2769	0,1833	0,1362	$0,7503 \cdot 10^{-1}$
500	6,2	0,5408	0,3594	0,2684	0,1509
1000	6,9	0,8529	0,5677	0,4249	0,2407
2000	7,6	1,2419	0,8274	0,6199	0,3528

$\mu = 0,05$

0,1	-2,3	$0,7846 \cdot 10^{-1}$	$-0,1018 \cdot 10^{-1}$	$0,6434 \cdot 10^{-3}$	
1	0	0,2814	0,1312	$0,6209 \cdot 10^{-1}$	$0,5282 \cdot 10^{-2}$
5	1,61	0,6828	0,4073	0,2658	$0,8638 \cdot 10^{-1}$
10	2,3	0,9604	0,6014	0,4168	0,1725
25	3,2	1,3829	0,8980	0,6513	0,3230
50	3,9	1,6664	1,0977	0,8105	0,4325
100	4,6	1,8546	1,2305	0,9170	0,5089
200	5,3	1,9438	1,2936	0,9678	0,5469
500	6,2	1,9781	1,3179	0,9875	0,5623
1000	6,9	1,9850	1,3228	0,9916	0,5654
2000	7,6	1,9899	1,3262	0,9942	0,5673

$\mu = 0,2$

0,1	-2,3	0,2876	$0,3832 \cdot 10^{-1}$	$0,2527 \cdot 10^{-2}$	
1	0	0,8447	0,4061	0,1971	$0,1806 \cdot 10^{-1}$
5	1,61	1,4694	0,8990	0,6016	0,2085
10	2,3	1,6978	1,0845	0,7680	0,3377
25	3,2	1,8840	1,2374	0,9095	0,4715
50	3,9	1,9468	1,2893	0,9586	0,5253
100	4,6	1,9727	1,3108	0,9791	0,5494
200	5,3	1,9838	1,3200	0,9877	0,5593
500	6,2	1,9914	1,3262	0,9933	0,5650
1000	6,9	1,9950	1,3291	0,9960	0,5674
2000	7,6	1,9975	1,3311	0,9978	0,5691

$\mu = 0,01$			
$\bar{r} = 1$	$\bar{r} = 1,5$	$\bar{r} = 2$	$\bar{r} = 3,5$
$0,1608 \cdot 10^{-1}$	$-0,2070 \cdot 10^{-2}$	$0,1291 \cdot 10^{-3}$	
$0,6136 \cdot 10^{-1}$	$0,2833 \cdot 10^{-1}$	$0,1329 \cdot 10^{-1}$	$0,1097 \cdot 10^{-2}$
0,1707	0,1007	$0,6503 \cdot 10^{-1}$	$0,2052 \cdot 10^{-1}$
0,2692	0,1668	0,1143	$0,4582 \cdot 10^{-1}$
0,4879	0,3138	0,2252	0,1081
0,7442	0,4865	0,3560	0,1845
1,0776	0,7112	0,5267	0,2857
1,4388	0,9547	0,7118	0,3966
1,8070	1,2031	0,9008	0,5108
1,9376	1,2912	0,9679	0,5517
1,9773	1,3180	0,9883	0,5642

 $\mu = 0,1$

0,1523	$0,1995 \cdot 10^{-1}$		
0,5082	0,2397	0,1145	$0,1004 \cdot 10^{-1}$
1,0741	0,6475	0,4270	0,1426
1,3746	0,8686	0,6079	0,2585
1,7134	1,1196	0,8177	0,4148
1,8704	1,2365	0,9169	0,4969
1,9453	1,2924	0,9649	0,5397
1,9731	1,3133	0,9829	0,5566
1,9855	1,3225	0,9908	0,5639
1,9906	1,3263	0,9940	0,5665
1,9944	1,3291	0,9963	0,5683

 $\mu = 0,3$

0,4081	$0,5525 \cdot 10^{-1}$	$0,3729 \cdot 10^{-2}$	
1,0767	0,5257	0,2584	$0,2446 \cdot 10^{-1}$
1,6507	1,0194	0,6889	0,2446
1,8149	1,1660	0,8312	0,3726
1,9295	1,2696	0,9354	0,4897
1,9648	1,3016	0,9683	0,5326
1,9803	1,3156	0,9826	0,5517
1,9882	1,3226	0,9895	0,5601
1,9941	1,3278	0,9945	0,5655
1,9969	1,3303	0,9968	0,5678
1,9986	1,3318	0,9983	0,5694

Таблицы функций $\Phi(z)$, $\operatorname{erfc}(z)$, $i \operatorname{erfc}(z)$, $I_0(z)$, $I_1(z)$,
 $K_0(z)$, $K_1(z)$

z	$\Phi(z)$	$\operatorname{erfc}(z)$	$i \operatorname{erfc}(z)$	$I_0(z)$	$I_1(z)$	$K_0(z)$	$K_1(z)$
0.0	0.000	1	0.5642	1.0	0.0000	∞	∞
0.01	0.0113	0.9887	0.5542	1.0	0.0050	4.7212	99.9739
0.02	0.0226	0.9774	0.5444	1.0001	0.0100	4.0285	49.9547
0.03	0.0338	0.9662	0.5350	1.0002	0.0150	3.6235	33.2715
0.04	0.0451	0.9549	0.5251	1.0004	0.0200	3.3365	24.9233
0.05	0.0564	0.9436	0.5156	1.0006	0.0250	3.1142	19.9097
0.06	0.0676	0.9324	0.5062	1.0009	0.0300	2.9329	16.5637
0.07	0.0789	0.9211	0.4969	1.0012	0.0350	2.7798	14.1710
0.08	0.0901	0.9099	0.4878	1.0016	0.0400	2.6475	12.3742
0.09	0.1013	0.8987	0.4787	1.0020	0.0450	2.5310	10.9749
0.10	0.1125	0.8875	0.4698	1.0025	0.0501	2.4271	9.8538
0.11	0.1236	0.8764	0.4610	1.0030	0.0551	2.3333	8.9353
0.12	0.1348	0.8652	0.4523	1.0036	0.0601	2.2479	8.1688
0.13	0.1459	0.8541	0.4437	1.0042	0.0651	2.1695	7.5192
0.14	0.1569	0.8431	0.4352	1.0049	0.0702	2.0972	6.9615
0.15	0.1680	0.8320	0.4268	1.0056	0.0752	2.0300	6.4775
0.16	0.1790	0.8210	0.4186	1.0064	0.0803	1.9674	6.0533
0.17	0.1900	0.8100	0.4104	1.0072	0.0853	1.9088	5.6784
0.18	0.2009	0.7991	0.4042	1.0081	0.0904	1.8537	5.3447
0.19	0.2118	0.7882	0.3944	1.0090	0.0954	1.8018	5.0456
0.20	0.2227	0.7773	0.3866	1.0100	0.1005	1.7527	4.7760
0.25	0.2763	0.7237	0.3491	1.0157	0.1300	1.5415	3.7470
0.30	0.3286	0.6714	0.3142	1.0226	0.1517	1.3725	3.0560
0.35	0.3794	0.6206	0.2819	1.0309	0.1777	1.2327	2.5591
0.40	0.4284	0.5716	0.2521	1.0404	0.2040	1.1145	2.1844
0.45	0.4755	0.5245	0.2247	1.0513	0.2307	1.0129	1.8915
0.50	0.5205	0.4795	0.1996	1.0635	0.2579	0.9244	1.6564
0.54	0.5549	0.4451	0.1811	1.0742	0.2800	0.8614	1.4994
0.58	0.5879	0.4121	0.1640	0.0859	0.3024	0.8042	1.3638
0.60	0.6039	0.3961	0.1559	1.0920	0.3137	0.7775	1.3028
0.64	0.6346	0.3654	0.1407	1.1050	0.3367	0.7277	1.1923
0.68	0.6638	0.3362	0.1267	1.1190	0.3600	0.6820	1.0948
0.70	0.6778	0.3332	0.1201	1.1263	0.3719	0.6605	1.0503
0.80	0.7421	0.2579	0.0912	1.1665	0.4329	0.5653	0.8618
0.90	0.7969	0.2031	0.0682	1.2130	0.4971	0.4867	0.7165
1.0	0.8427	0.1573	0.0503	1.2661	0.5652	0.4210	0.6019
1.1	0.8802	0.1198	0.0365	1.3262	0.6375	0.3656	0.5098
1.2	0.9103	0.0897	0.0260	1.3937	0.7147	0.3185	0.4346
1.3	0.9340	0.0660	0.0183	1.4693	0.7973	0.2782	0.3725
1.4	0.9523	0.0477	0.0127	1.5534	0.8861	0.2437	0.3208
1.5	0.9661	0.0339	0.0086	1.6467	0.9817	0.2138	0.2774
1.6	0.9763	0.0237	0.0058	1.7500	1.0848	0.1879	0.2406
1.7	0.9838	0.0162	0.0038	1.8640	1.1963	0.1655	0.2094
1.8	0.9891	0.0109	0.0025	1.9896	1.3172	0.1459	0.1826
1.9	0.9928	0.0072	0.0016	2.1277	1.4482	0.1288	0.1597
2.0	0.9953	0.0047	0.0010	2.2796	1.5906	0.1139	0.1392

Значения функций — $Ei(-z)$ и $W\left(z, \frac{r}{B}\right)$

z	— $Ei(-z)$	$W\left(z, \frac{r}{B}\right)$					
		r/B					
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
0 0005	7 024	4,853	3,504	2,229	1,555	1,131	0,842
6	6,842	4,851					
7	6,688	4,848					
8	6,554	4,843					
9	6,437	4,837					
0,001	6,331	4,829					
2	5,639	4,708	3,504				
3	5 235	4,562	3,497				
4	4,948	4,423	3,481				
5	4,726	4,296	3,457				
6	4,545	4,181	3,427				
7	4,392	4,077	3,395				
8	4,259	3,982	3,360	2,229			
9	4,142	3,895	3,324	2,227			
0,01	4,038	3,815	3,288	2,225	1,555		
2	3,355	3,244	2,952	2,181	1,553	1,131	
3	2,959	2,887	2,690	2,103	1,542	1,130	
4	2,681	2,629	2,482	2,016	1,521	1,127	
5	2,468	2,427	2,311	1,928	1,493	1,121	0,841
6	2,295	2,262	2,167	1,845	1,459	1,117	0,839
7	2,151	2,123	2,044	1,767	1,423	1,099	0,836
8	2,027	2,003	1,935	1,695	1,386	1,085	0,832
9	1,919	1,898	1,839	1,627	1,349	1,068	0,826
0,1	1,823	1,805	1,753	1,564	1,312	1,050	0,819
2	1,223	1,216	1,194	1,114	0,996	0,858	0,715
3	0,906	0,902	0,890	0,846	0,778	0,693	0,601
4	0,702	0,700	0,693	0,665	0,621	0,565	0,502
5	0,560	0,558	0,553	0,534	0,504	0,465	0,421
6	0,454	0,453	0,450	0,436	0,415	0,387	0,354
7	0,374	0,373	0,370	0,361	0,345	0,324	0,300
8	0,311	0,310	0,308	0,301	0,289	0,273	0,254
9	0,260	0,260	0,258	0,253	0,244	0,231	0,217
1,0	0,219	0 219	0,218	0,214	0,206	0,197	0,186
2	0,049	0,049	0,049	0,048	0,047	0,046	0,044
3	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,012	0,012
4	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
5	0,001	0 001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

1. Абрамов С. К., Биндеман Н. Н., Бочевер Ф. М., Веригин Н. Н. Влияние водохранилищ на гидрогеологические условия прилегающих территорий. Гостройиздат, 1960.
2. Аверьянов С. Ф. Рассоляющее действие фильтрации из каналов. — В сб. «Влияние орошения на режим грунтовых вод». Изд-во АН СССР, 1959.
3. Аверьянов С. Ф. Горизонтальный дренаж при борьбе с засолением орошаемых земель. Изд-во АН СССР, 1959.
4. Аверьянов С. Ф. Некоторые вопросы предупреждения засоления орошаемых земель и меры борьбы с ними в Европейской части СССР. «Колос», 1965.
5. Аверьянов С. Ф. Фильтрация из каналов и ее влияние на режим грунтовых вод. — В сб. «Влияние оросительных систем на режим грунтовых вод». Изд-во АН СССР, 1956.
6. Агроник Е. З., Бондарев Н. Д., Иванов В. И., Мирошкин Ф. А., Сидоров Г. Я. Водоснабжение и канализация предприятий химической промышленности. Изд-во лит. по строительству, 1967.
7. Аксельруд Г. А. Кинетика сорбции из растворов. «Физическая химия», 1963, т. 37, вып. 6.
8. Алиханкин Я. И. Численное интегрирование уравнений автомодельного движения границы раздела двух жидкостей в пористой среде. Изв. АН СССР, ОТН «Механика и машиностроение», 1961, № 5.
9. Альтшулер Л. М. Температурное поле труб в массиве. «Техническая физика», 1957, вып. 7.
10. Арцев А. И. Рекомендации по составу, объему гидрогеологических исследований и расчету фильтрации из земляных хранилищ промышленных стоков. Союзводоканалпроект, 1969.
11. Арцев А. И. Выбор места для размещения земляных хранилищ промышленных стоков. — «Водоснабжение и сантехника», 1970, № 12.
12. Бабушкин В. Д., Бочевер Ф. М. и др. под ред. В. Н. Кунина. Линзы пресных вод пустынь. Изд-во АН СССР, 1963.
13. Бан А. и др. Влияние свойств горных пород на движение в них жидкости. Гостоптехиздат, 1962.
14. Биндеман Н. Н. Уточнение определения расхода грунтового потока по скорости его движения. — «Разведка недр», 1959, № 2.
15. Биндеман Н. Н., Язын Л. С. Оценка эксплуатационных запасов подземных вод. «Недра», 1963.
16. Бондарев Э. А., Николаевский В. Н. Конвективная диффузия в пористых средах с учетом явления адсорбции. ПМТФ, 1962, № 5.
17. Ботук Б. О. Очистка бытовых сточных вод. Изд-во Минкомхоза, 1949.
18. Бочевер Ф. М. Расчет сработки запасов грунтовых вод в долинах рек засушливых областей. Тр. Водгео. Гостройиздат, сб. 3, 1960.
19. Бочевер Ф. М. Оценка производительности береговых водозаборов с учетом несовершенства речных русел. Тр. Водгео. Сб. 13, 1966.
20. Бочевер Ф. М. Расчеты эксплуатационных запасов подземных вод «Недра», 1968.
21. Бочевер Ф. М., Гармонов И. В., Лебедев А. В., Шестаков В. М. Основы гидрогеологических расчетов. «Недра», 1969.

22. Бочевеv Ф. М., Лашин П. П., Орадовская А. Е. К прогнозам неустановившейся фильтрации из несовершенных бассейнов и хранилищ промстоков в связи с защитой подземных вод от загрязнения. — Тр. Водгео, вып. 22, 1969.
23. Бочевеv Ф. М., Лашин П. П., Хохлатов Э. М. Расчет притока подземных вод к скважинам в долинах рек. — «Разведка и охрана недр», 1968, № 9.
24. Бочевеv Ф. М., Орадовская А. Е. К прогнозу изменения температуры подземных вод в водозаборах инфильтрационного типа. — Тр. Водгео (Гидрогеология), вып. 9, 1964.
25. Бочевеv Ф. М., Орадовская А. Е. Конвективная диффузия солей в радиальном потоке подземных вод в связи с защитой их от загрязненных стоков. — Тр. Водгео (Гидрогеология), вып. 13, 1965.
26. Бочевеv Ф. М., Орадовская А. Е. Некоторые вопросы фильтрации загрязненных промстоков в припордных водоносных пластах. Изв. АН СССР, «Механика жидкости и газа», 1969, № 6.
27. Бочевеv Ф. М., Орадовская А. Е. К методике экспериментального определения параметров фильтрации в трещиноватых породах. — Тр. координа. совещ. по гидротехнике, ВНИИГ, вып. 48, «Энергия», 1970.
28. Бочевеv Ф. М., Орадовская А. Е. Приближенный метод определения границы раздела между подземными водами разного состава. — «Разведка и охрана недр», 1971, № 11.
29. Бочевеv Ф. М., Орадовская А. Е. Оценка запасов подземных вод для нужд водоснабжения. Высшие гидрогеологические курсы при МГУ, 1971.
30. Бочевеv Ф. М., Орадовская А. Е., Пагурова В. П. Конвективная диффузия солей в радиальном потоке подземных вод. Журнал ПМТФ, 1966, № 1.
31. Бочевеv Ф. М., Селюк Е. М. Применение метода ЭГДА для оценки подпора подземных вод и фильтрации в берегах водохранилищ. — Информац. матер. Водгео, 1957.
32. Брилинг И. А. Исследование переноса водных солевых растворов в порах глинистых грунтов. Вести. МГУ, сер. геол., 1967, № 2.
33. Васильев С. В. Фильтрация из накопителя промстоков в неоднородных грунтах. — Тр. Водгео, вып. 18, 1967.
34. Веригин Н. Н. К вопросу о расчете подземных водозаборов в условиях плоского движения грунтовых вод. Докл. АН СССР, 1949, № 2.
35. Веригин Н. Н. Некоторые вопросы химической гидродинамики, представляющие интерес для мелиорации и гидротехники. Изв. АН СССР, ОГН, 1953, № 10.
36. Веригин Н. Н. О кинетике растворения и выноса солей при фильтрации воды в грунтах. В кн. «Растворение и выщелачивание горных пород», Госстройиздат, 1957.
37. Веригин Н. Н. Методы определения фильтрационных свойств горных пород. Госстройиздат, 1962.
38. Веригин Н. Н. Некоторые задачи конвективной теплопроводности в пористой среде. — Тр. Водгео, вып. 9, 1964.
39. Веригин Н. Н. Миграция растворенных и эмульгированных веществ при сбросах промышленных стоков в водоносные пласты. — Тр. Водгео. Инженерная гидрогеология, вып. 22, 1969.
40. Веригин Н. Н., Разумов Г. А. Фильтрация вблизи гидроузлов на реках и каналах. — «Гидротехническое строительство», 1970, № 3.
41. Веригин Н. Н., Саркисян В. С. Особенности движения подземных вод в полугоризонтальном пласте при действии водозаборов подземных вод. — «Водо-снабжение и сантехника», 1968, № 8.
42. Веригин Н. Н., Шержуков Б. С. Фильтрация из водохранилищ и накопителей промстоков с изменяющимся во времени уровнем. В сб. «Динамика сплошной среды», вып. 2. «Наука», Новосибирское отделение АН СССР, 1969.
43. Веригин Н. Н., Шержуков Б. С. Диффузия и массообмен при фильтрации жидкостей в пористых средах. В кн. «Развитие исследований по теории фильтрации в СССР» (1917—1967 гг.). «Наука», М., 1969.
44. Веригин Н. Н., Шержуков Б. С. Метод расчета закачки промышленных сточных вод в горные породы при различных свойствах нагнетаемой и пластовой жидкостей. — Тр. Водгео, «Водное хозяйство», вып. 27. М., 1970.

45. Владимирский В. И., Комарова А. А. Гидрогеологические основы охраны подземных вод на земледельческих полях орошения. Госгеолтехиздат, 1963.
46. Влюшин В. Е. Метод непрерывного распределения стоков по площади для подсчета пластового давления при разработке крупных нефтяных залежей. — Тр. МИНХиГП им. Губкина, вып. 55, 1965.
47. Гамаюнов Н. И., Шержуков Б. С. О снижении пьезометрических напоров в подстилающих дренарующие грунты водоносных горизонтах. ПМТФ, № 1, 1962.
48. Голубев В. С., Гарибянц А. А. Гетерогенные процессы геохимической миграции. «Недра», 1968.
49. Гольдберг В. М. О прогнозе изменения минерализации при эксплуатации подземных вод в условиях подсосывания соленых вод. — Тр. ВСЕГИНГЕО, пов. сер., № 9. «Вопросы геохимии подземных вод». Изд-во «Недра», 1964.
50. Гольдберг В. М. Изменение минерализации подземных вод при эксплуатации береговых водозаборов. — «Разведка и охрана недр», 1963, № 12.
51. Гольдберг В. М. Движение границы раздела двух жидкостей в пласте-полосе. Сб. «Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промышленных стоков». Изд-во ВСЕГИНГЕО, вып. 14, 1969.
52. Дворкин Л. Б. К теории конвективной диффузии солей в пористых средах. «Физическая химия», 1968, т. 42, № 4.
53. Евдокимов П. Д. Проектирование и эксплуатация хвостовых хозяйств обогатительных фабрик. Госгортехпроект, 1960.
54. Жуков А. П., Ямпольский Т. С. Подземная фильтрация сточных вод. Стройиздат, 1951.
55. Забродин Н. И., Раковский Н. Л., Розенберг М. Д. Вытеснение нефти из пласта растворителями. «Недра», 1968.
56. Земледельческие поля орошения как способ охраны водных ресурсов от загрязнения сточными водами промышленности. Сб. статей НТО сельского хозяйства. М., 1970.
57. Зорня А. С. Проектирование хвостового хозяйства обогатительных фабрик. Л., 1960.
58. Инструкция по установлению зон санитарной охраны хозяйственных водозаборов с подземными источниками водоснабжения. Утверждена Госсанэпидспектр СССР, 1956.
59. Каменецкий С. Г. Две задачи теории фильтрации упругой жидкости в упругой пористой среде. — Тр. ВНИИнефти, вып. IX, Господтехиздат, 1959.
60. Камельский Г. Н. Основы динамики подземных вод. Госгеолиздат, 1943.
61. Карслу Г., Егер Д. Теплопроводность твердых тел. «Наука», 1964.
62. Коржинский Д. С. Изв. АН СССР. Отделение математики и естеств. наук, № 1, 35, 1936; серия геол., 1947, № 2.
63. Левич В. Г. Физико-химическая гидродинамика. Изд-во АН СССР, 1952.
64. Левич В. Г., Письмен Л. М., Кучанов С. И. О гидродинамическом перемешивании в зернистом слое. Физическая модель застойных зон. Докл. АН СССР, т. 168, 1966, № 2.
65. Малофеев Г. Е. Экспериментальное изучение нагрева пласта при закачке горячей воды. Изв. вузов. «Нефть и газ», 1958, № 13.
66. Малофеев Г. Е. Сравнительная оценка формул расчета нагревания пласта при нагревании горячей жидкости. «Нефтяное хозяйство», 1962, № 4.
67. Малофеев Г. Е. Потери тепла в кровлю и подошву при закачке в пласт горячей воды. «Нефть и газ», 1969, № 5.
68. Методика гидрогеологических исследований при инженерно-геологических изысканиях. ПНИИИС Госстроя СССР, 1970.
69. Минкин Е. Л. Влияние подсосывания поверхностных вод на качество инфильтрационных береговых дренажей. — «Разведка и охрана недр», 1965, № 12.
70. Минкин Е. Л. Гидрогеологические расчеты для выделения зон санитарной охраны водозаборов подземных вод. «Недра», 1967.

71. Михайлов Г. К. Применение модели предельно анизотропных грунтов для оценки решений некоторых краевых задач о движении потока грунтовых вод по водоупору. Изв. сб. АН СССР, т. XV, 1953.
72. Николаевский В. Н. Капиллярная модель диффузии в пористых средах. Изв. АН СССР, 1959, № 4.
73. Николаевский В. Н. Конвективная диффузия в пористых средах. Изв. АН СССР, ОТН, ИММ, т. XXIII, вып. 6, 1959.
74. Николаевский В. Н. Некоторые задачи распространения меченых частиц в фильтрационных потоках. Изв. АН СССР, ОТН «Механика и машиностроение», 1960, № 5.
75. Николаевский В. Н. О вытеснении нефти из пласта растворителем. — «Нефтяное хозяйство», 1961, № 3.
76. Николаевский В. Н., Бондарев Э. А. и др. Движение углеводородных смесей в пористой среде. «Недра», 1968.
77. Николаевский В. Н., Розенберг М. Д. Движение двух взаиморастворимых жидкостей в пористой среде. Изв. АН СССР, ОТН, «Механика и машиностроение», 1959, № 2.
78. Носова О. Н. К вопросу об определении скорости фильтрации по данным о движении индикаторов. Изв. ВНИИГ, т. 68, 1961.
79. Огильви Н. А., Федорович Д. И. Электролитический метод определения скорости фильтрации подземных вод и условия его практической применимости. «Недра», 1964.
80. Орадовская А. Е. Изменение фильтрационных свойств засоленных пород при длительной фильтрации. — В сб. «Растворение и выщелачивание горных пород». Гостройиздат, 1957.
81. Орадовская А. Е. Фильтрационное выщелачивание дисперсно-распределенного гипса из песчано-глинистых пород. — В сб. «Растворение и выщелачивание горных пород». Гостройиздат, 1957.
82. Орадовская А. Е. Опыт изучения фильтрационного выщелачивания загипсованных пород. — Тр. Водгео, информационные материалы, 1958, № 13.
83. Орадовская А. Е. Определение сорбционной способности грунтов в целях прогноза распространения протоктов в подземных водах. — В сб. «Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промышленных стоков» Тр. ВСЕГИНГЕО, 1969, вып. 14.
84. Орадовская А. Е. Некоторые экспериментальные данные о коэффициенте диффузии (дисперсии) в горных породах. — Тр. института Водгео, инженерная гидрогеология, вып. 22, 1969а.
85. Орадовская А. Е., Аристова О. П. Указания по определению засоленности грунтов. ВНИИ Водгео, 1956.
86. Орадовская А. Е., Бочеввер Ф. М. Приближенный расчет растворения пластовых солей в основании гидротехнических сооружений. — Тр. Водгео, 1964, вып. 6.
87. Орадовская А. Е., Бочеввер Ф. М. Некоторые закономерности дисперсии и сорбции на грунтах при фильтрации загрязненных подземных вод. — В сб. «Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промышленных стоков». Тр. ВСЕГИНГЕО, 1969, вып. 14.
88. Охрана подземных вод Украинской ССР от загрязнения и истощения, (Материалы I Республиканского научно-технического совещания, 23—26 декабря 1969 г.). «Наукова думка», Киев, 1970.
89. Патрашев А. Н., Арутюнян Н. Х. Диффузия солей при одномерной фильтрации. Тр. НИИГ, т. 30, 1941.
90. Подубаринова-Рочина П. Я. Теория движения грунтовых вод. Гостехтеориздат, 1952.
91. Приклонский В. А., Оквина Н. А. — В сб. «Вопросы инженерно-геологического изучения глинистых пород СССР». Изд-во АН СССР, 1959.
92. Радужкевич Л. В. Теория динамики сорбции на реальном зернистом адсорбенте. Докл. АН СССР, т. LVII, 1947, № 5.
93. Рачинский В. В. Применение радиоактивных изотопов в изучении фильтрации жидкостей через пористые среды. — Тр. Всесоюз. конф. по

использованию радиоактивных излучений в народном хозяйстве, т. IV. Госэнергиздат, 1958.

94. Рачинский В. В. Введение в общую теорию динамики сорбции и хроматографии. «Наука», 1964.

95. Рачинский В. В. и др. Изв. ТСХА, № 2, 1965, вып. 1.

96. Рачинский В. В., Тодес О. М. Теория динамики ионного обмена. ЖФХ, 1956, вып. 2.

97. Рошаль А. А., Шестаков В. М. О миграции подземных вод в слоистых пластах. «Гидрогеологические основы подземного захоронения промстоков». Тр. ВСЕГИНГЕО. 1969, вып. 14.

98. Рошаль А. А. Массоперенос в двухслойной пористой среде. ПМТФ, 1969, № 4.

99. Рудаков В. К. К методике расчета влияния промышленно-бытовых стоков на режим и качество подземных вод. «Охрана подземных вод СССР от загрязнения и истощения». «Наукова думка», 1970.

100. Строительные нормы и правила. Водоснабжение. Нормы проектирования СНиП-Г, 3—62, Госстройиздат, 1963.

101. Томас Г. Кинетика ионного обмена в неподвижном слое ионита. «Ионный обмен», Изд-во иностр. лит., 1951.

102. Указания по проектированию сооружений для забора подземных вод СН 325—65. Госстройиздат, 1966.

103. Чарный И. А. Методы расчета перемещения границы раздела нефти и воды в пластах. Изв. АН СССР, ОТН, 1954, № 4.

104. Чарный И. А. Подземная гидромеханика. Гостехиздат, 1948.

105. Чарный И. А. Подземная гидрогазодинамика. Гостоптехиздат, 1963.

106. Чекалюк Э. Б. Основы пьезометрии залежей нефти и газа. Госстройиздат, Киев, 1961.

107. Чернов В. Тр. Почвенного ин-та им. В. В. Докучаева, 1939, № 20.

108. Чуйко В. М. Плоско-параллельная и радиальная задачи неустановившейся фильтрации с переменными граничными условиями. — Тр. координац. совещ. по гидротехнике, вып. XXV. «Энергия», 1966.

109. Чураев Н. В., Гамаюнов Н. И. Изучение структуры пористых сред методом радиоактивных индикаторов. «Инженерно-физический журнал», 1961, № 6.

110. Чураев Н. В., Ильин Н. И. Радиониндикаторные методы исследования движения подземных вод. Атомиздат, 1967.

111. Шабалин А. Ф. Очистка и использование сточных вод на предприятиях черной металлургии. «Металлургия», 1968.

112. Шейдеггер А. Е. Физика течений жидкости через пористые среды. Пер. с англ. Гостоптехиздат, 1960.

113. Шержуков Б. С., Гамаюнов Н. И. Методика расчета гидрогеологических параметров водоносных пластов при опробовании их опытной скважиной. Изв. Вузов. «Геология и разведка», 1964, № 5.

114. Шержуков Б. С. О расчете неустановившегося притока подземных вод в строительные котлованы при открытом водоотливе. — Тр. ин-та Водгео, сб. 22, 1969.

115. Шестаков В. М. Расчет движения границы раздела двух несмешивающихся жидкостей при фильтрации в горизонтальном напорном потоке. Научные сообщения Водгео (Водоснабжение), 1960.

116. Шестаков В. М. К теории динамики сорбции при фильтрации в зернистых материалах. «Физическая химия», 1961, № 10.

117. Шестаков В. М. Основы гидрогеологических расчетов при фильтрации из хранилищ промстоков. Научн. сообщ. лабор. водного хозяйства. Водгео, 1961, № 3.

118. Шестаков В. М. К теории фильтрации растворов в грунтах. — В сб. «Вопросы формирования химического состава подземных вод». Изд-во МГУ, 1963.

119. Шестаков В. М. Теоретические основы оценки подпора, водоопнижения и дренажа. Изд-во МГУ, 1965.

120. Шестаков В. М. О кинетике сорбции на грунтах. — В сб. «Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промышленных стоков. Тр. ВСЕГИНГЕО, 1969, вып. 14.
121. Щелкачев В. Н. Разработка нефтеводоносных пластов при упругом режиме. Гостоптехиздат, 1959.
122. Щелкачев В. Н. и Лашук Б. Б. Подземная гидравлика. Гостоптехиздат, 1949.
123. Aronofsky J. S., Heller J. P. A diffusion model to explain mixing of flowing miscible fluids in porous media. J. of Petroleum Technology, N 12, 1957.
124. Bachmat J., Bear J. The general equations of hydrodynamik dispersion in homogeneous isotropic porous media. Journ. Geoph. Res. 1964, v. 69, N 12.
125. Bastian W. C. and L. Lapidus. Longitudinal diffusion in ion exchange and chromatographic columns, J. Phys. Chem., 60, p. 816—817, 1956.
126. Brenner H. The diffusion model of longitudinal mixing in beds of finite length. Chem. Engng. Sci., 1962, v. 17.
127. Evans S. D. Barbar S. A. Soil. Sci. Proc., N 28, 53, 1964.
128. Ewing B. Journal of the Sanitary Eng. Division. Pros. ASCE, SA 1, 1959.
129. Gershon N. D. and Nir A. Effects of boundary condition of models on tracer distribution in flow through porous mediums. Water resources research. August 1969, № 4.
130. Crane F. E., Gardner G. H. F. Measurements of transverse dispersion in granular media. Journ. Chem. Eng. Data, 1961, vol. 6.
131. Harleman D. R. F. Mehlhorn P. F. Rumer R. R. The dynamics of salt-water intrusion in porous media. Rept. Mass. Inst. Technol. Hydrodynam. Lab. Dept. Civil. Engrs., 1962, N 55.
132. Hoopes J. A. Harleman D. R. F. Dispersion in Radial Flow from a Recharge Well. J. of Geophysical Research, vol. 72, N 14, July 15, 1967.
133. Lapidus L., Amundson N. R. Mathematics of adsorption in beds. The Journ. of Physical Chemistry, v. 56, N 8, 1952.
134. Lauwerier H. A. The transport of heat in an oil layer caused by the injection of hot fluid. Applied scientific Research, vol. 5, section A, 2—3, 1955.
135. Perkins T. K., Johnston O. C., A review of diffusion and dispersion in porous media. Soc. Petrol. Eng. Journ. 1963, v. 3, No 1.
136. Raimondi P., Gardner G. H. F. Petrick C. B. Effect of pore structure and molecular diffusion on the mixing of miscible liquids flowing in porous media. Preprint 48 presented of AIChESPE Joint Sympos. San — Francisco, 1959.
137. Simpson E. S., Transverse dispersion in liquid flow through porous media. Geol. Surv. Profess. Paper, 1962, N 411—C.
138. Wicke E. Koll. z. 86, H, 2, 295, 1939.

*Файбиш Минаевич Бочевер
Анна Ефимовна Орадовская*

Гидрогеологическое обоснование защиты подземных вод и водозаборов от загрязнений

Редактор издательства Л. Г. Китаенко. Техн. редакторы Л. Д. Агапова, В. В. Соколова
Корректор Н. А. Громова

Сдано в набор 10/IV 1972 г. Подписано в печать 14/VIII 1972 г. Т-14133.
Формат 60 × 90^{1/16}. Бумага л. 8,0. Уч.-изд. л. 8,3. Тираж 5500 экз.
Заказ 1664/3949-2. Цена 83 коп.

Издательство «Недра». 103633, Москва, К-12, Третьяковский проезд, д. 1/19.
Ленинградская типография № 6 Главполиграфпрома Комитета по печати
при Совете Министров СССР. Московский проспект, 91.