

В.М. ГОЛЬДБЕРГ, С. ГАЗДА

**ГИДРО-
ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ
ОСНОВЫ
ОХРАНЫ
ПОДЗЕМНЫХ
ВОД
ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

В.М. ГОЛЬДБЕРГ, С. ГАЗДА

ГИДРО- ГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ОХРАНЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ



МОСКВА, «НЕДРА», 1984

Гольдберг В. М., Газда С. Гидрогеологические основы охраны подземных вод от загрязнения.— М.: Недра, 1984.— 262 с.

Работа подготовлена специалистами СССР и ЧССР и посвящена проблеме охраны подземных вод от загрязнения и ее гидрогеологическому обоснованию. Рассмотрены условия загрязнения подземных вод под влиянием промышленных и бытовых отходов, сельскохозяйственной деятельности, нефтепродуктов, природных некондиционных вод; взаимосвязь загрязнения подземных вод с загрязнением окружающей среды. Изложена методика оценки масштабов загрязнения, прогноза качества подземных вод. Рассмотрены вопросы миграции вещества в подземных водах и моделирования процесса массопереноса, гидрогеологических исследований в связи с охраной подземных вод от загрязнения. Значительное внимание уделено контролю за загрязнением подземных вод. Освещены методы защиты подземных вод.

Для специалистов гидрогеологов, мелинаторов, может быть полезна студентам гидрогеологической специальности вузов.

Табл. 17, ил. 46, список лит.— 49 назв.

Рецензент — д-р геол.-минер. наук Н. И. Плотников (МГУ).

В настоящее время, когда производительные силы активно воздействуют на природу и существенно преобразуют ее, возрастает значение проблемы охраны окружающей природной среды.

Хозяйственная деятельность человека стала мощным фактором преобразования природы, соизмеримым по своим масштабам с естественными геологическими, климатическими и геохимическими процессами. Особенно влияние его распространяется на биосферу — внешнюю оболочку нашей планеты, расположенную у границ атмосферы, гидросферы и литосферы и заполненную «живым веществом».

Проблема взаимоотношения человека с природой — многоплановая. В ней можно выделить три основных аспекта — технико-экономический, экологический и социально-политический. Первый связан с использованием и истощением природных ресурсов, второй — с загрязнением окружающей среды, третий — определяется тем, что глобальные вопросы охраны природы, и прежде всего от загрязнения, зачастую уже нельзя решить в рамках одной страны, они затрагивают интересы соседних стран и должны решаться сообща.

Одной из актуальных гидрогеологических проблем является охрана пресных подземных вод от загрязнения, поскольку они представляют собой важнейший источник питьевого водоснабжения. Поэтому изучение условий загрязнения подземных вод и их защищенности, прогнозирование процесса загрязнения и изменения качества подземных вод, выявление областей загрязнения, оценка их масштабов, изучение закономерностей движения загрязняющих веществ в подземных водах относятся к числу основных гидрогеологических задач.

Загрязнение подземных вод не является локальным процессом, оно тесно связано с загрязнением всей природной среды — атмосферы, поверхностных вод, почв. Это принципиальное положение позволяет более полно выявить причины в процессе загрязнения подземных вод, обоснованно решить вопрос о видах и комплексе защитных мер.

На загрязнение подземных вод оказывают влияние различные факторы, которые можно разбить на две группы — техногенные и природные. Техногенные факторы — это прежде всего источники выбросов загрязняющих веществ в окружающую среду. Одной из основных причин ухудшения качества подземных вод и их загрязнения может быть изменение естественных гидродинамических условий водоносного горизонта, что влечет за собой изменение его гидрохимических условий. С этим, например, связано подтягивание морских вод к водозаборным сооружениям в прибрежных районах. К природным факторам в первую очередь относятся геолого-гидрогеологические условия, которые определяют степень природной защищенности подземных вод.

Миграция загрязняющих веществ в подземных водах относится к числу наиболее сложных задач подземной гидродинамики. Аналитические решения движения загрязненных вод в пласте получены только для наиболее простых схем гидрогеологических условий. Для более сложных случаев используется моделирование на цифровых вычислительных машинах и аналоговых устройствах.

Особое значение имеет прогноз изменения качества подземных вод на участках водозаборных сооружений — главных объектах охраны подземных вод. Этот прогноз включает оценку возможности и времени подтягивания некондиционных вод к водозаборному сооружению и их смешения с чистыми подземными водами.

Загрязняющие вещества отличаются большим разнообразием. По оценкам разных авторов, их число колеблется от нескольких тысяч до десятков и даже сотен тысяч. Свойства этих веществ (физико-химические, механические, биологические) обуславливают разные формы их состояния и миграции в подземных водах. Так, со специфическими свойствами углеводородов (несмешиваемость с водой, меньшая, чем у воды, плотность, слабая растворимость в воде) связаны особенности нефтяного загрязнения подземных вод.

Среди задач гидрогеологического изучения загрязнения подземных вод важное значение имеют выявление очагов загрязнения, создание специализированной гидрохимической сети скважин для контроля за изменением загрязнения, определение защищенности подземных вод и некоторые другие.

Водоохранные мероприятия можно разделить на профилактические и специальные. В связи со сложностью осуществления специальных защитных мер первостепенное значение приобретают профилактические мероприятия, такие, как контроль за уровнем загрязнения подземных вод, обоснование местоположения промышленных и других загрязняющих объектов, соблюдение зон санитарной охраны водозаборных сооружений и др. Среди специальных защитных мер можно выделить создание гидравлического водораздела (завесы), откачку загрязненных вод с целью ликвидации области загрязнения, использование ярусной системы скважин и др.

Изучение загрязнения подземных вод базируется на химико-аналитических определениях содержания в них загрязняющих веществ. Методика таких определений во многих случаях еще недостаточно совершенна и единообразна. В особенности это относится к определению содержания в подземных водах нефтепродуктов и пестицидов.

Рассмотренные выше вопросы с той или иной полнотой нашли свое отражение в настоящей работе, которая завершается примерами изучения загрязнения подземных вод и их охраны и кратким изложением законодательных положений в области охраны подземных вод.

Конечно, различные аспекты проблемы загрязнения подземных вод далеко не исчерпываются перечисленными вопросами. Так, например, теоретические вопросы миграции загрязняющих веществ в подземных водах подробно рассмотрены в работах Ф. М. Бочверова, Н. Н. Вергина, В. А. МIRONENKO, А. Е. Орадовской, В. М. Шестакова, В. С. Саркисяна, Д. Фрида и других авторов. Подробная сводка и анализ существующих теоретических решений переноса вещества в подземных водах даются в работах [3, 5, 15, 31]. То же касается вопросов определения миграционных параметров и физико-химического взаимодействия загрязняющих веществ с подземными водами и породами, которые изложены в работах [15, 17] и поэтому здесь не рассматриваются.

1. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД И ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Отрицательные последствия воздействия хозяйственной деятельности человека на гидрогеологические условия проявляются в двух основных направлениях: а) в изменении гидрохимических условий и загрязнение подземных вод; б) в сработке уровней и истощение запасов подземных вод.

Под охраной подземных вод понимается комплекс мероприятий, направленных на предотвращение и устранение загрязнения, засорения и истощения подземных вод, а также на сохранение и улучшение их качественного и количественного состояния.

Процессы загрязнения и истощения подземных вод тесно связаны между собой. Интенсивная сработка уровней и формирование обширных депрессионных воронок ухудшают условия защищенности подземных вод, способствуют поступлению в водоносный горизонт с поверхности земли загрязняющих веществ, подтягиванию к водозабору соленых подземных и поверхностных вод. В свою очередь загрязнение приводит к сокращению запасов подземных вод, пригодных к использованию. Особенно остро стоит вопрос об охране от загрязнения пресных подземных вод, являющихся важнейшим, а подчас и единственным источником хозяйственно-питьевого водоснабжения.

1.1. Показатели качества питьевых вод и понятие загрязнения подземных вод

Качество питьевых вод определяется, как правило, следующими показателями: бактериологическими, химического состава и органолептическими.

В СССР нормы на качество вод питьевого назначения определяются ГОСТ 2874—73 «Вода питьевая», согласно которому к бактериологическим показателям воды относятся общее количество бактерий в воде и количество бактерий группы кишечной палочки. Первый показатель представляет собой общее количество бактерий в 1 мл неразбавленной воды (не должно превышать 100), а второй — двумя величинами: коли-индексом (не более 3) и коли-титром (не менее 300).

Показатели химического состава воды включают нормы содержания (предельно допустимые концентрации — ПДК) веществ, встречающихся в природных водах и появляющихся в них в результате промышленного, сельскохозяйственного и коммунального загрязнения. ГОСТ 2874—73 лимитирует содержание в питьевой воде сухого остатка, Be , Mo , As , NO_3^- , полиакриламида, Pb , Se ,

Sr, F, U (природного и ^{238}U), ^{226}Ra , ^{90}Sr , Cl^- , SO_4^{2-} , Fe, Mn, Cu, Zn, величины общей жесткости и pH. При содержании в воде нескольких из указанных веществ (за исключением фтора, нитратов, радиоактивных веществ) сумма их концентраций не должна превышать 1, т. е.

$$\frac{c'_1}{c_1} + \frac{c'_2}{c_2} + \dots + \frac{c'_n}{c_n} \leq 1, \quad (1.1)$$

где $c'_1, c'_2, \dots, c'_n$ — обнаруженные концентрации, мг/л; $c_1, c_2, \dots, c_n$ — предельно допустимые концентрации, мг/л.

Допустимые концентрации в воде других химических веществ, попадающих в нее вследствие хозяйственной деятельности человека, не должны превышать норм, установленных Министрством здравоохранения СССР для источников централизованного водоснабжения.

К органолептическим показателям относятся запах, привкус, цветность, мутность. Согласно ГОСТ 2874—73, запах при 20 °C и нагревании воды до 60 °C не должен превышать 2 баллов; цветность по платиново-кобальтовой шкале должна быть не более 20 градусов; мутность по стандартной шкале не более 1,5 мг/л. Вода не должна содержать различаемые невооруженным глазом водные организмы и иметь на поверхности пленку.

В ЧССР требования к качеству питьевых вод определяются Чехословацкими государственными нормами «Питьевая вода»

(ČSH 830611). В соответствии с ними выделяются две группы требований: 1) бактериологические и биологические; 2) химические и физические. Первая группа идентична рассмотренным выше требованиям, содержащимся в стандарте СССР. Вторая включает нормы на следующие показатели: окисляемость, величину pH, сухой остаток, Se, Pb, Cd, Cr^{6+} , As, Ag, Sn, Cu, Ba, F, Fe, Mn, Zn, Cl^- , SO_4^{2-} и др.

В табл. 1 представлены для сравнения требования к отдельным показателям качества питьевых вод, принятые в СССР и ЧССР.

Под загрязнением подземных вод понимаются вызванные хозяйственной деятельностью изменения качества воды (физических, химических, биологических свойств) по сравнению с ее естественным состоянием, которые делают эту воду частично или полностью непригодной для использования. Понятие «загрязнение подземных вод» относится прежде всего к водам питьевого назначения.

Загрязнение подземных вод может выразиться в увеличении содержания типичных компонентов (Cl , SO_4^{2-} , Ca, Fe и др.) и в появлении специфических, несвойственных им веществ (некаль, Сг, ДДТ и др.).

Целесообразно выделение двух основных степеней загрязнения подземных вод: I — $c_{\text{ф}} < c \leq c_{\text{д}}$ и II — $c > c_{\text{д}}$, где $c_{\text{ф}}$, $c_{\text{д}}$ — фоно-

Отдельные показатели качества питьевых вод (предельно допустимые концентрации), применяемые в СССР и ЧССР (в мг/л)

Компоненты	СССР	ЧССР
Хлориды (Cl^-)	350	100—350
Сульфаты (SO_4^{2-})	500	250
Железо (Fe^{3+})	0,3	0,3
Нитраты (NO_3^-)	10,0 (по N)	50,0
Марганец (Mn^{2+})	0,1	0,1
Медь (Cu^{2+})	1,0	До 1,0
Цинк (Zn^{2+})	5,0	5,0
Алюминий (Al^{3+})	0,5	0,3
Мышьяк (As^{3+})	0,05	0,05
Селен (Se^{6+})	0,001	0,01
Фтор (F^-)	Для разных районов от 0,7 до 1,5	1,5
Серебро (Ag)	0,05	0,05
Хром шестивалентный (Cr^{6+})	0,1	0,05
Ртуть (Hg^{2+})	0,005	0,001

вая естественная и предельно допустимая для питьевых вод концентрации загрязняющего вещества (минерализация, общая жесткость). Хотя в первом случае ухудшение качества воды находится в пределах допустимой нормы, но превышение количества отдельных компонентов над их фоновым содержанием и выдержанная тенденция увеличения их содержания позволяют классифицировать эту степень как начальный этап загрязнения подземных вод. Более опасен второй случай (вторая степень загрязнения), когда содержание загрязняющих веществ превышает допустимую норму. Именно это состояние обычно считают загрязнением подземных вод. Но не менее важным является выявление тенденции ухудшения качества подземных вод на начальном этапе, даже если оно не превышает предельно допустимые нормы. Поэтому в понятие «загрязнение подземных вод» необходимо включать оба случая.

Вторую степень загрязнения можно подразделить на:

IIa при $1 < \bar{c} \leq 10$, IIб при $10 < \bar{c} \leq 100$ и IIв при $\bar{c} > 100$, где $\bar{c} = c/c_d$.

Первая степень загрязнения, а также степень IIa характерны для участков водозаборов подземных вод при подтягивании к ним загрязненных вод. Степень IIa на участках водозаборов (если загрязнение происходит) обычно не превышает 1,5÷3,0 раз

в отдельных скважинах водозабора, в противном случае такой водозабор перестают эксплуатировать. Степени загрязнения IIб, и в особенности IIв, характерны для участков интенсивной инфильтрации загрязняющих веществ в подземные воды.

Выделение степеней загрязнения I, IIа, IIб и IIв имеет смысл также с точки зрения своевременного обоснования водоохранных мероприятий. Ликвидация уже существующей области сильно загрязненных подземных вод (IIб и IIв) представляет сложную задачу, требующую больших затрат. Значительно проще локализовать область загрязнения и ликвидировать ее на начальных стадиях загрязнения, особенно на стадии I, когда только намечается тенденция роста содержания загрязняющих веществ в подземных водах. Поэтому наиболее эффективным может оказаться проведение защитных мер по оздоровлению подземных вод на начальных стадиях загрязнения I и IIа.

1.2. Техногенные и природные факторы загрязнения подземных вод

Загрязнение пресных подземных вод определяется техногенными и природными факторами. К техногенным факторам относятся: источники загрязнения и приуроченные к ним загрязняющие вещества, отбор подземных вод, добыча полезных ископаемых и строительные работы. Природными факторами являются: геолого-гидрогеологические условия, минерализованные подземные и поверхностные воды, взаимосвязь подземных вод с поверхностными, уровень загрязнения окружающей природной среды (поверхностных вод, атмосферы и атмосферных осадков, почвы), геоморфологические условия, растительный покров.

Техногенные факторы

Источники загрязнения пресных подземных вод связаны с объектами: дающими большие количества отходов; транспортировки, очистки, переработки, хранения и утилизации отходов; добычи полезных ископаемых; хранения транспортировки и использования нефти и нефтепродуктов, химических реагентов, ядохимикатов, а также с выбросами отходов в поверхностные водные объекты, атмосферу и не предназначенные для этих целей скважины.

К промышленным объектам, сбрасывающим большие количества сточных вод и твердых отходов, относятся предприятия химической, нефте- и газоперерабатывающей, горнодобывающей, коксохимической, металлургической, энергетической, фармацевтической, текстильной, целлюлозно-бумажной и ряда других отраслей промышленности. Суточный объем сточных вод отдельных химических и нефтеперерабатывающих предприятий исчисляется десятками и даже сотнями тысяч кубических метров.

Загрязнение подземных вод может происходить по всей территории промышленной площадки, но наиболее сильно оно вблизи поверхностных хранилищ промышленных и бытовых отходов (шламонакопители, естественные и искусственные бассейны-накопители и испарители промышленных и бытовых сточных вод, хвостохранилища, солеотвалы, золоотвалы, крупные свалки мусора). Эти хранилища отходов, а также поля фильтрации, куда сточные воды сбрасывают для естественной очистки, и поля орошения сточными водами считаются главными источниками загрязнения подземных вод.

На таких участках происходит интенсивная и сосредоточенная инфильтрация сточных вод, которые попадают в горизонт грунтовых вод и формируют там область интенсивного загрязнения подземных вод (обычно степени загрязнения IIб и IIв).

Среди источников загрязнения подземных вод, связанных с сельским хозяйством, следует отметить: крупные животноводческие хозяйства, и прежде всего поля орошения их стоками; сельскохозяйственные площадки, обрабатываемые ядохимикатами и удобрениями; крупные птицефабрики; участки хранения силоса.

Достаточно интенсивное загрязнение подземных вод происходит также на территории нефтепромыслов, в районах шахтного и рудничного водоотлива, на участках складов горючего, химреактивов и ядохимикатов, вблизи крупных автозаправочных и моченных станций, вдоль трасс нефтепроводов и автомагистралей и т. д. Все перечисленные объекты можно рассматривать как фактические и потенциальные источники загрязнения подземных вод.

Важным техногенным фактором, способствующим, а в ряде случаев и обуславливающим загрязнение подземных вод, является их интенсивный отбор. Особенно значительный отбор подземных вод производится на централизованных водозаборах хозяйственно-питьевого назначения.

В результате эксплуатации подземных вод формируются крупные депрессионные воронки и в область питания водозабора вовлекаются природные минерализованные подземные воды из эксплуатируемого и смежных водоносных горизонтов, природные минерализованные поверхностные воды, подземные и поверхностные воды, загрязненные веществами техногенного происхождения. С отбором подземных вод в прибрежных районах связаны интрузия морских вод в горизонты пресных подземных вод и их засоление.

Такое же ухудшение качества пресных подземных вод может быть обусловлено отбором подземных вод в связи с осушением территории, водопонижением при строительстве, шахтным и рудничным водоотливом.

При добыче полезных ископаемых может происходить нарушение сплошности водоупорных слоев и вследствие этого ухудшение условий защищенности подземных вод. Откачиваемые шахтные и рудничные воды обычно отличаются повышенными минерализацией или содержанием отдельных загрязняющих веществ, и сброс

таких вод на поверхность земли может привести к загрязнению неглубоко залегающих горизонтов пресных подземных и, прежде всего, грунтовых вод.

Со строительством, сопровождаемым значительным объемом земляных и вскрышных работ, связано ухудшение природных условий защищенности горизонта грунтовых вод, а в ряде случаев и первого от поверхности напорного водоносного горизонта и их загрязнение.

Природные факторы

Среди природных факторов, влияющих на проникновение загрязняющих веществ в подземные воды и защищенность последних, важнейшими являются геолого-гидрогеологические условия, к которым относятся: а) строение и свойства пород зоны аэрации (мощность, литология, наличие в разрезе слабопроницаемых отложений, фильтрационные и сорбционные свойства, режим влажности); б) строение горизонта подземных вод (мощность, литология, направление и уклон потока, фильтрационные и миграционные свойства пород, пористость); в) строение и свойства водоупоров, отделяющих горизонты подземных вод (мощность и литология и их изменчивость по площади, сплошность, наличие литологических «окон» и трещин, фильтрационные и миграционные свойства); г) соотношение уровней горизонта грунтовых вод и нижележащих водоносных горизонтов; д) взаимосвязь водоносных горизонтов, в особенности горизонта грунтовых вод с нижележащим водоносным горизонтом; е) тектонические условия и неотектоника, с которыми связаны зоны разломов, трещиноватости; ж) развитие карстовых процессов в верхней части разреза в области распространения пресных подземных вод.

Значительные запасы пресных подземных вод приурочены к аллювиальным отложениям речных долин. Аллювиальный водоносный горизонт эксплуатируется непосредственно и подпитывается нижележащий эксплуатируемый водоносный горизонт. Так как он гидравлически связан с поверхностными водами, то последние существенно влияют на качество пресных подземных вод, особенно при их эксплуатации. Поэтому важным природным фактором, обуславливающим загрязнение подземных вод в речных долинах, является характер взаимосвязи поверхностных и подземных вод (наличие и вид связи или отсутствие таковой). На условия взаимосвязи поверхностных и подземных вод влияют глубина вреза и ширина русла реки, строение и фильтрационные свойства русловых отложений.

Загрязнение пресных подземных вод нельзя рассматривать вне связи с загрязнением других компонентов окружающей природной среды — поверхностных вод, почвы, атмосферы и атмосферных осадков. Загрязнение каждого из этих компонентов непосредственно влияет на уровень загрязнения подземных вод и имеет первостепенное значение для понимания процессов изменения под-

земных вод и их генетической взаимосвязи с процессами загрязнения окружающей природной среды в целом.

Условия загрязнения подземных вод (главным образом, грунтовых) существенно зависят от таких природных факторов, как строение рельефа, тип почв, наличие или отсутствие растительного покрова.

Вещества, загрязняющие подземные воды

Основными загрязняющими подземные воды веществами являются: промышленные отходы, нефть и нефтепродукты, бытовые отходы, воды шахтного и рудничного водоотлива, отходы сельского хозяйства, природные некондиционные воды (поверхностные и подземные).

Промышленные отходы подразделяются на твердые и жидкие. Основное значение в загрязнении подземных вод имеют жидкие отходы—промышленные сточные воды, которые отличаются большими расходами и разнообразием состава. В особенности это относится к сточным водам химической промышленности.

Промышленные сточные воды могут быть подразделены на следующие группы: 1) содержащие преимущественно неорганические соединения; 2) содержащие преимущественно органические соединения; 3) содержащие неорганические и органические соединения; 4) содержащие радиоактивные вещества; 5) теплообменные.

К первой группе относятся сточные воды предприятий содовой и калийной промышленности, заводов по производству минеральных удобрений, гальванических цехов и др.; ко второй—предприятий анилинокрасочной промышленности, заводов по производству искусственных материалов и органических удобрений, фармацевтических предприятий, текстильных и др.; к третьей—металлургических предприятий, коксохимических и нефтеперерабатывающих заводов, предприятий целлюлозно-бумажной промышленности и др.; к четвертой—предприятий атомной промышленности; к пятой—энергетических установок и многих промышленных предприятий из перечисленных выше. Для большинства промышленных сточных вод характерны повышенная общая минерализация, интенсивные окраска и запах, исчезающие только после многократного разбавления. Некоторые из них высокотоксичны.

Нефть и нефтепродукты. Загрязнение подземных вод углеводородами нефтяного ряда может быть вызвано сырой и товарной (первичнообработанной) нефтью, нефтепродуктами и углеводородными соединениями, содержащимися в промышленных отходах, промывочных жидкостях и др. К нефтепродуктам относятся бензины, керосины, топливо для воздушно-реактивных двигателей, дизельные и котельные топлива (мазуты), масла, смазки и др.

Наиболее часто загрязнение подземных вод и грунтов вызывается бензинами и керосинами, а также нефтью. Другие виды нефтепродуктов (мазуты, смазки, масла) являются причиной загрязнения гораздо реже, что, очевидно, объясняется их большой вязкостью, которая приводит к их меньшим утечкам и менее значительному распространению.

Загрязняющие вещества в сельском хозяйстве. Загрязнение подземных вод в сельскохозяйственных районах может быть обусловлено: пестицидами; минеральными удобрениями; отходами крупных животноводческих хозяйств (комплексов); отходами птицефабрик; стоками, образующимися на участках хранения силоса, и т. д. К пестицидам относится широкий круг соединений (хлор-, ртуть-, фосфорорганических и др.), различающихся по стойкости (времени распада), растворимости в воде и миграционной способности. Отдельные виды пестицидов, в особенности хлорорганические, характеризуются стойкостью, способностью к длительной миграции в подземных водах и окружающей среде, накоплению в живых организмах. Поэтому загрязнение среды такими пестицидами особенно опасно.

Природные некондиционные воды подразделяются на поверхностные и подземные. Некондиционные воды — это воды, характеризующиеся в естественном состоянии повышенной общей минерализацией (по сравнению с нормами для питьевых вод) или повышенным содержанием отдельных компонентов. Среди загрязнений, вызванных поверхностными некондиционными водами, прежде всего необходимо выделить хлоридное, обусловленное главным образом морскими водами в прибрежных районах, а также солеными речными и озерными — в аридных зонах. В зонах избыточного увлажнения, в болотистых местностях, поверхностные воды могут отличаться повышенным содержанием Fe. Для некондиционных подземных вод наиболее характерно повышенное содержание Cl^- ; кроме того, достаточно широко развиты воды с повышенным содержанием SO_4^{2-} , F, Fe, H_2S , с увеличенной общей жесткостью.

Могут быть другие подразделения загрязняющих веществ. Так, выделяют консервативные (Cl, Ca, соли металлов и др.) и неконсервативные (главным образом, органические соединения) загрязняющие вещества (поллютанты); наиболее токсичными из них являются Pb, S, хлорорганические пестициды, Hg, Cd и фенолы.

Загрязняющие вещества поступают в водоносные горизонты за счет: 1) фильтрации промышленных сточных вод на территории промышленного предприятия и особенно на участках поверхностных хранилищ отходов; 2) фильтрации с полей, орошаемых сточными водами, и сельскохозяйственных массивов, обрабатываемых ядохимикатами и удобрениями; 3) проникновения через неликвидированные, заброшенные и дефектные эксплуатационные и наблюдательные скважины; поглощающие скважины и колодцы; 4) боковой и вертикальной (в паводковый период) фильтрации загрязненных речных вод; 5) инфильтрации загрязненных атмо-

сферных осадков; 6) миграции природных некондиционных подземных вод по пласту и из смежных водоносных горизонтов; 7) подтягивания природных некондиционных поверхностных вод из водоемов, водотоков и морей; 8) вымывания загрязняющих веществ и солей из почвы и пород зоны аэрации; 9) проникновения загрязненных поверхностных вод и отходов через карстовые полости, выемки и «окна», образовавшиеся в результате вскрышных работ, и др.

1.3. Основные типы загрязнения подземных вод

Рассмотренными загрязняющими веществами обусловлены следующие типы загрязнения подземных вод: химическое, бактериальное, тепловое, радиоактивное.

Химическое загрязнение проявляется в увеличении (против фоновой) общей минерализации подземных вод, росте концентраций (против фоновых) отдельных макро- и микрокомпонентов, появлении в подземных водах несвойственных им минеральных и органических соединений. Химическое загрязнение подземных вод, которому могут сопутствовать интенсивная окраска, запах и повышенная температура, сохраняется в течение длительного времени и иногда захватывает большую площадь. Наиболее часто встречающимися видами химического загрязнения подземных вод являются нефтяное, нитратное, хлоридное. Химическое загрязнение вызывается практически всеми видами перечисленных загрязняющих веществ, но в первую очередь — промышленными отходами.

Бактериальное (или микробное) загрязнение подземных вод выражается в появлении в воде патогенных и санитарно-показательных микроорганизмов, и в особенности бактерий группы кишечной палочки. В связи с ограниченным сроком жизни болезнетворных бактерий, который в зависимости от вида бактерий составляет от 30 до 400 сут, этот тип загрязнения обычно локализован на сравнительно небольшой площади и носит временный характер [3]. Бактериальное загрязнение является частью более общего биологического загрязнения, обусловленного преимущественно бытовыми и сельскохозяйственными отходами.

Тепловое загрязнение подземных вод выражается, прежде всего, в увеличении температуры подземных вод. Тепловому загрязнению могут сопутствовать уменьшение содержания кислорода в воде, изменение ее химического и газового состава, «цветение» воды и увеличение содержания в воде микроорганизмов.

Тепловое загрязнение может быть обусловлено: 1) фильтрацией с поверхности земли нагретых сточных вод, что вызывает локальную температурную аномалию; 2) закачкой в глубокие водоносные горизонты промышленных сточных вод, отличающихся по температуре от пластовых вод (положительная или отрицательная температурная аномалия); 3) влиянием населенного пункта

в целом (формированием значительной по площади положительной аномалии).

Радиоактивное загрязнение связано с повышением содержания в подземных водах радиоактивных веществ. Они отличаются различным периодом полураспада, который для отдельных радиоактивных изотопов составляет: ^{14}C 5568 лет, ^{226}Ra 1620 лет, ^{90}Sr 28,4 года, ^{137}Cs 30 лет, ^{60}Co 5,25 года, ^{106}Ru 360 сут, ^{65}Zn 245 сут, ^{210}Po 138,3 сут, ^{89}Sr 51 сут, ^{95}Nb 35 сут, ^{32}P 14,5 сут, ^{131}I 8,1 сут, ^{90}Y 2,68 сут, ^{24}Na 14,9 ч. Как видно, время распада радиоактивных веществ варьирует в широких пределах — от нескольких часов до сотен лет. Соответственно радиоактивное загрязнение подземных вод может сохраняться в течение длительного времени.

Многие радиоактивные изотопы (Sr, P, Zn, Co и др.) хорошо сорбируются горными породами, поэтому загрязнение подземных вод, вызываемое такими веществами, может оказаться локализованным на площади.

1.4. Оценка масштабов загрязнения подземных вод

Масштабы загрязнения подземных вод оценивают по результатам изучения их состояния в районе источников загрязнения и качества на участках водозаборов.

Выявление масштабов изменения подземных вод в районе источника загрязнения включает определение: размеров области загрязнения, интенсивности загрязнения подземных вод, скорости продвижения загрязненных вод в пласте.

В качестве границы области загрязнения может быть принята граница с общей минерализацией подземных вод 1 г/л или граница предельно допустимой концентрации характерного для данных условий загрязняющего компонента. Если изменение подземных вод вызывается несколькими загрязняющими компонентами, то размеры области загрязнения дают как по границе минерализации 1 г/л, так и по границам ПДК этих компонентов.

Граница общей минерализации 1 г/л в качестве границы области загрязнения принимается по той причине, что пресные подземные воды характеризуются минерализацией до 1 г/л, а загрязняющие сточные воды, как правило, отличаются более высокой минерализацией; кроме того, величина общей минерализации 1 г/л является предельно допустимой для вод питьевого качества (ГОСТ 2874—73 и *CSH* 830611).

В ряде случаев, когда загрязненные воды имеют небольшую общую минерализацию и по этому признаку незначительно отличаются от пресных или слабосоленых подземных вод, область загрязнения выделяют по характерному загрязняющему компоненту.

Если загрязненные воды менее минерализованы, чем подземные (особенно это характерно для аридных зон), то загрязнение

последних будет проявляться не только в появлении несвойственных им загрязняющих компонентов, но и в относительном «опреснении» подземных вод. В этом случае размеры области загрязнения будут определяться границами территории, в пределах которой обнаружены эти загрязняющие вещества, и границами области «опреснения».

Оконтуривание области загрязнения подземных вод линиями ПДК отдельных загрязняющих компонентов выполняется, когда содержание в подземных водах этих компонентов заметно превышает их ПДК (имеются в виду ПДК для питьевых вод).

Наряду с этим могут быть такие условия, когда в подземных водах появляются несвойственные им искусственные загрязняющие вещества (например, некаль, нефтепродукты, СПАВ) от известного источника загрязнения, но в количествах, меньших ПДК. Тем не менее область подземных вод, в пределах которой обнаружены эти вещества, целесообразно выделить в качестве области с признаками загрязнения подземных вод.

Выделение областей загрязнения подземных вод по контуру предельной общей минерализации или по контурам ПДК отдельных загрязняющих компонентов возможно на хорошо изученных участках с достаточным числом наблюдательных скважин. На слабо изученных участках с небольшим числом наблюдательных скважин, где построение таких контуров может оказаться недостаточно достоверным, область загрязнения выделяется по скважинам с минерализацией подземных вод, большей 1 г/л (если загрязняются подземные воды с природной минерализацией, меньшей 1 г/л), или по скважинам с повышенным содержанием загрязняющих компонентов, а также по скважинам, где обнаружены несвойственные подземным водам искусственные загрязняющие компоненты, даже если их содержание меньше ПДК.

Размеры области загрязнения подземных вод оцениваются по ее площади, длине и ширине.

Площадь области загрязнения, сформированной под влиянием одного источника загрязнения, определяется по площади, ограниченной контурами общей минерализации 1 г/л и ПДК отдельных компонентов. При нескольких источниках загрязнения, когда между отдельными участками загрязнения имеются участки чистых подземных вод (но эти участки меньше или близки к размерам загрязненных зон), площадью загрязнения подземных вод следует считать всю область, охватывающую как участки загрязненных вод, так и расположенные между ними промежутки незагрязненных подземных вод.

На основе обобщения фактических данных могут быть выделены следующие градации размеров площади загрязнения, представленные ниже.

Градация	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Площадь, км ²	<1	1—3	3—5	5—10	10—20	20—30	30—50	50—100	100—200	>200

Для оценки линейных размеров области загрязнения целесообразно использовать ее длину. Обычно область загрязнения вытянута по потоку подземных вод или по направлению к месту отбора подземных вод (водозабор, осушение, шахтный водоотлив и т. д.). Иногда небольшая протяженность (длина) области загрязнения отмечается не по потоку подземных вод, а в направлении источников загрязнения (в случае области загрязнения, сформированной несколькими произвольно расположенными источниками). Если область загрязнения имеет форму, близкую к кругу, то в качестве ее линейного размера указывается радиус. Градации области загрязнения по ее длине приведены ниже. По известной площади области загрязнения и ее протяженности (длине) ориентировочно можно оценить ширину области загрязнения.

Градации	1	2	3	4	5	6	7	8
Длина, км	<1	1—3	3—5	5—10	10—20	20—30	30—50	>50

Интенсивность загрязнения подземных вод определяется: 1) по величине средней минерализации внутри области загрязнения, ограниченной контуром общей минерализации 1 г/л; 2) по средней концентрации содержания отдельных компонентов внутри контуров из ПДК. Средняя общая минерализация и средняя концентрация отдельных компонентов определяются как величины, средневзвешенные по площади. Так, пусть внутри контура минерализации 1 г/л выделяется несколько зон различных минерализаций $M_1, M_2, M_3, \dots, M_n$, характеризующихся соответственно площадями $F_1, F_2, F_3, \dots, F_n$.

Тогда средняя минерализация внутри области загрязнения, определяющая интенсивность загрязнения подземных вод, будет равна:

$$M = \frac{M_1 \cdot F_1 + M_2 \cdot F_2 + M_3 \cdot F_3 + \dots + M_n \cdot F_n}{F_1 + F_2 + F_3 + \dots + F_n}. \quad (1.2)$$

Аналогично находят средние концентрации отдельных загрязняющих компонентов внутри контуров ПДК.

Если область загрязнения изучена недостаточно, то интенсивность загрязнения подземных вод определяется как средняя арифметическая величина значений общей минерализации или концентраций отдельных компонентов по имеющимся скважинам, колодцам и другим водопунктам внутри области загрязнения.

Для характеристики интенсивности загрязнения подземных вод целесообразно использовать не абсолютные значения средних общих минерализаций или концентраций компонентов, а их относительные значения. Таким относительным значением общей минерализации будет отношение абсолютного значения средней общей минерализации к предельной величине 1 г/л; для отдельного компонента относительным значением его концентрации будет отношение абсолютного значения средней концентрации к величине

ПДК этого компонента. Градации интенсивности $\bar{c}$ загрязнения подземных вод приведены ниже.

Градации	$\bar{A}$	$\bar{B}$	A	B	B	Г	Д	Е
$\bar{c}$	<0,5	0,5—1	1—5	5—10	10—30	30—50	50—100	>100

Индексы $\bar{A}$ и $\bar{B}$ характеризуют интенсивность загрязнения подземных вод, соответствующую тем случаям, когда не превышены значения ПДК, но отмечаются тенденция роста содержания загрязняющих веществ, появление в подземных водах несвойственных им веществ, т. е. еще отсутствуют явные признаки загрязнения подземных вод.

Пример. Область загрязнения подземных вод внутри контура общей минерализации $M = 1$ г/л характеризуется площадью 17 км², длиной 8 км и средней относительной минерализацией 27; область загрязнения по Cl — площадью 16 км², длиной 6,5 км и средней относительной концентрацией 8; область загрязнения по NO₃ — площадью 11 км², длиной 5,5 км и средней относительной концентрацией 6,5. Указанная область загрязнения подземных вод на основе приведенных выше градаций может быть записана следующим образом: $M - V-4-B$, $Cl - V-4-B$, $NO_3 - V-4-B$.

Скорость продвижения загрязненных вод в пласте оценивается по фактическому смещению за определенный период контура общей минерализации 1 г/л или контуров ПДК отдельных компонентов. Если фактических данных недостаточно, то скорость продвижения загрязненных вод оценивается расчетным путем.

1.5. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и загрязнения окружающей природной среды

Загрязнение подземных вод не является локальным процессом обусловленным только непосредственным воздействием техногенного источника загрязнения. Оно тесно связано с загрязнением окружающей природной среды в целом. Загрязненные поверхностные воды, почву и зону аэрации, атмосферу и атмосферные осадки можно рассматривать в качестве вторичных источников загрязнения подземных вод, понимая под первичными техногенные источники. Особенно интенсивно загрязнение окружающей среды и подземных вод происходит в промышленных районах.

Загрязнение пресных подземных вод зоны активного водообмена в значительной степени зависит от загрязнения поверхностных вод, что особенно характерно для месторождений подземных вод в речных долинах. Наиболее подвержено загрязнению аллювиальный водоносный горизонт, а также гидравлически связанный с ним нижележащий горизонт напорных вод. Проникновение загрязненных речных вод в водоносные горизонты здесь происходит за счет боковой фильтрации со стороны берега и вертикальной фильтрации с поверхности земли при затоплении поймы и

низких террас в паводковый период. В свою очередь загрязненные подземные воды могут повлиять на качество поверхностных вод, в особенности когда расходы рек небольшие, а подземные воды интенсивно загрязнены.

Необходимо отметить, что содержащиеся в подземных водах зоны активного водообмена загрязняющие вещества в конечном итоге попадают в реки и водоемы, являющиеся дренами для подземных вод. Через реки, разгружающиеся в море, загрязняющие вещества мигрируют в шельфовую зону, где происходит их накопление и переработка. Таким образом, шельфовая зона является своего рода санитарным барьером загрязненных вод. Загрязнение подземных вод, обусловленное влиянием реки, прослеживается вдоль долины и носит линейный характер.

Не менее важными, но мало изученными факторами загрязнения подземных вод являются загрязнение атмосферы и атмосферных осадков. Основная причина загрязнения атмосферы — газодымовые выбросы промышленных предприятий и автотранспорта.

Загрязняющее воздействие атмосферы сказывается на почве, поверхностных и подземных водах в результате осаждения пыли и аэрозолей, выпадения загрязненных атмосферных осадков. Загрязнение атмосферных осадков, в особенности дождевых, может происходить в атмосфере, при их выпадении на поверхность земли и последующем просачивании через почвенный слой и зону аэрации.

Основными загрязняющими ингредиентами атмосферы являются окислы серы и азота, окись углерода, углеводороды. Выбросы этих веществ [1] во всем мире составляют (млн. т/год): SO_2 110, CO 142, NO_x 37, углеводороды 19; в США выбросы SO_2 составляют около 30 млн. т/год. Предварительная оценка содержания углеводородов в атмосфере Северного полушария дала величину 22 млн. т над океаном и около 80 млн. т над сушей [43]. На территории СССР [22] ежегодно с атмосферными осадками выпадает 40—50 кг/га минеральных веществ, а в промышленных районах — до 100 кг/га.

Исследования, проведенные в южных областях ГДР, показали, что содержание нитратов в дождевых осадках составляет 2—5 мг/л, ортофосфатов 0,33 мг/л (при максимальных значениях свыше 2 мг/л), средняя концентрация ортофосфатов в снеге 0,187 мг/л. Для атмосферных осадков характерна кислая реакция: среднее значение pH для снега 4,9, а для дождевой воды 4,3.

В отличие от локального интенсивного загрязнения подземных вод и почвы на участке промышленного предприятия, и особенно вблизи поверхностных хранилищ отходов, загрязнение атмосферы приводит к загрязнению поверхности земли и подземных вод на значительно больших площадях, хотя и с меньшей интенсивностью. Содержание загрязняющих веществ в атмосферных осадках значительно меньше, чем в фильтрующихся сточных водах, но тем не менее систематическое загрязнение атмосферы и обусловлен-

ное им выпадение загрязненных атмосферных осадков приводят к постепенному накоплению загрязняющих веществ в подземных водах. Интенсивность загрязнения подземных вод за счет атмосферных осадков, как показывают расчеты, обычно не превышает степени загрязнения I.

Загрязнение подземных вод может прослеживаться (хотя и с относительно небольшой интенсивностью) на значительном расстоянии (до 100 км) от источника газодымовых выбросов. Ореол загрязнения в общем случае вытянут по направлению преобладающих ветров, но в подземных водах эта ориентированность области загрязнения будет нарушаться их движением.

Важную роль в процессе взаимодействия атмосферных осадков с подземными водами, в загрязнении подземных вод и защите от проникновения загрязняющих веществ с поверхности земли в грунтовые воды играют почвенный слой и зона аэрации. Известный русский врач-гигиенист Ф. Ф. Эрисман писал: «Мы издавна привыкли смотреть на почву, как на вещь, состояние которой безразлично для нашего здоровья. Между тем человечество много раз платило за это опасное заблуждение, но до сих пор только немногие пришли к такому заключению, что почва имеет такое же значение, как воздух».

Почва и зона аэрации играют двоякую роль в процессах загрязнения подземных вод: с одной стороны, они, в особенности почвенный слой, выполняют защитные функции по отношению к горизонту грунтовых вод; с другой стороны, будучи загрязненными, они в течение длительного времени могут быть источниками загрязнения подземных вод даже при ликвидации основного техногенного источника загрязнения. Поэтому необходимы специальные исследования условий накопления загрязняющих веществ в почвенном слое и зоне аэрации, их миграции и взаимодействия с грунтами.

Загрязнение почвы обусловлено складированием на поверхности земли твердых и жидких промышленных отходов, производственными и аварийными утечками из систем промышленной канализации и трубопроводов, потерями и аварийными ситуациями при транспортировке исходного сырья и готового продукта, влиянием автомобильного и железнодорожного транспорта, осаждением газодымовых выбросов и т. д. Накапливающиеся и содержащиеся в почвах загрязняющие вещества вместе с атмосферными осадками и фильтрующейся частью поверхностного стока просачиваются в грунтовые воды и ухудшают их качество.

Хотя влияние загрязненности почвы и зоны аэрации на состояние подземных вод изучено слабо, можно предполагать, что оно весьма существенно и пренебрегать им нельзя. Об этом свидетельствуют опубликованные в литературе данные о загрязнении почвенного слоя вблизи источников выбросов загрязняющих веществ в окружающую природную среду [3, 8, 9, 19]. Например, в ФРГ одним из основных загрязнителей почвы являются нефтепродукты, потери которых составляют 24—30 тыс. м³/год [43].

При фильтрации загрязненных атмосферных осадков, прежде всего, происходит загрязнение почвы и зоны аэрации. И наоборот, при просачивании чистых дождевых осадков через загрязненные почвенный слой и породы зоны аэрации, они будут загрязняться за счет растворения и вымывания содержащихся в породах загрязняющих веществ и в конечном итоге загрязнят грунтовые воды. Влияние почвы и атмосферных осадков на качество грунтовых вод — взаимосвязанный процесс.

В результате прямой фильтрации сточных вод с поверхности земли, воздействия загрязненных поверхностных вод, атмосферных осадков прежде всего загрязняется горизонт грунтовых вод, как ближайший к поверхности земли и имеющий свободную поверхность.

Таким образом, загрязнение подземных вод тесно связано с загрязнением окружающей среды в целом. Практически невозможно предотвратить загрязнение подземных вод при продолжающемся загрязнении атмосферы, поверхностных вод, почв и зоны аэрации. Борьба с загрязнением подземных вод является составной частью борьбы с загрязнением окружающей природной среды и должна осуществляться в рамках этой общей проблемы. Специальные меры по защите подземных вод должны быть увязаны не только с общими водоохранными мероприятиями, но и с мероприятиями по охране от загрязнения природной среды в целом.

Объектом охраны являются пресные и слабосоленоватые подземные воды, используемые для хозяйственно-питьевого водоснабжения. Особого внимания требуют изучение качества подземных вод и их охрана от загрязнения на участках действующих и проектируемых крупных централизованных водозаборов.

Поступление загрязняющих веществ в подземные воды зависит от их естественной защищенности. Защищенными в большей или меньшей степени являются напорные воды, грунтовые воды практически не защищены. Основная масса загрязняющих веществ с поверхности попадает в горизонт грунтовых вод, откуда загрязнение может поступать в более глубокие водоносные горизонты. Роль грунтовых вод (так же как и зоны аэрации) очень важна в общем процессе загрязнения подземных вод. Поэтому при изучении загрязнения подземных вод они должны быть подвергнуты тщательному исследованию в первую очередь.

Итак, водозаборы пресных подземных вод, промышленные предприятия и иные возможные источники загрязнения, геолого-гидрогеологические и геохимические условия территорий, загрязнение природной среды — главные объекты исследований, связанных с охраной подземных вод.

1.6. Геохимическая стабильность биосферы

Под биосферой в настоящее время подразумеваются те части отдельных геосфер, в которых регулярно присутствуют активные метаболизующие организмы. Тремя главными подсистемами био-

сферы являются физическая среда, человек и остальные живые организмы. Человек выделен в виде подсистемы благодаря не только своему исключительному положению в природе, но и большому влиянию, оказываемому им на биосферу в целом, которое значительно превосходит влияние всех остальных живых организмов.

Организационно более низкой единицей биосферы являются экологические системы, включающие определенное количество живых организмов, зависящих друг от друга и от своей жизненной физической среды.

Биосфера в своей основе представляет сложную физико-химическую систему, состоящую из твердых, жидких и газообразных фаз. Между отдельными фазами, внутри этих фаз и между отдельными фазами и биосферой происходит непрерывный обмен энергией и массой. Одни фазы исчезают, другие возникают или изменяется их химический состав. Биосфера представляет собой открытую систему, в которую поступают и из которой исходят масса и энергия. Основным источником поступления массы является выветривание пород, побочным — выпадение космической пыли или вулканическая деятельность. Основным расходом массы является осаждение на дне океанов и остальных водоемов, побочным — утечка газов в космическое пространство.

Поступление энергии (главным образом солнечной и в меньшей степени геотермической энергии земных недр или энергии, аккумулируемой в решетках первичных минералов пород) в биосферу обуславливает жизненную деятельность организмов и общий динамический характер биосферы. Солнечная энергия включается в кругооборот гидросферу, которая, таким образом, становится транспортным механизмом биосферы.

Для биосферы характерно состояние динамического равновесия, при котором хотя и происходят геохимические процессы, но в принципе химический состав биосферы или ее отдельных подсистем не изменяется. С геохимической точки зрения это значит, что процессы разложения и возникновения определенного вещества в данной подсистеме происходят с одинаковой скоростью, так что его концентрация в данной подсистеме не изменяется. Естественные процессы, которые имеют тенденцию уравновешивать внешние влияния и стабилизировать физико-химические свойства биосферы (как единого целого, так и отдельных ее подсистем), принимаются за стабилизирующий или регулирующий механизм.

Если процесс стабилизации происходит быстро и действует в системе, которую по отношению к окружающей среде можно считать закрытой (например, система карбонатная порода—вода при условии медленного протекания капельной фазы), в этой системе может установиться химическое равновесие, которое представляет собой вид термического равновесия и которое не изменится до тех пор, пока не изменятся определяющие условия (составы породы, жидкой и газообразной фаз, давление, температура, скорость циркуляции). Если же геохимический стабилиза-

ционный процесс по сравнению с изменениями физико-химических свойств среды медленный, в системе устанавливается динамическое равновесие. Процессы стабилизации, обуславливающие динамическое равновесие, могут быть в своей физико-химической основе те же, что и в случае химического равновесия, однако их определяющей характеристикой становится скорость. Разница в скорости протекания процессов является причиной того, что некоторые вещества в биосфере накапливаются или исчезают из нее. Те части биосферы, в которых скорости процессов возникновения веществ выше, чем скорости процессов разрушения, считаются источниками, в противном случае речь идет о резервуарах.

В качестве примера общего баланса источников и резервуаров в отдельных составных частях биосферы можно привести данные по выбросам и аккумуляции серы во внешней среде. Количество антропогенной серы ($9,1 \cdot 10^{10}$ кг/год), поступающей в биосферу, почти в два раза больше, чем количество серы, освобождаемой естественными источниками ($4,9 \cdot 10^{10}$ кг/год). В то время как в атмосфере действующие источники и сброс уравновешены, в гидросфере ежегодно аккумулируется приблизительно $4,5 \cdot 10^{10}$ кг серы.

Пока скорость введения антропогенного вещества в природную среду выше, чем скорость и емкость стабилизационных процессов, это вещество постепенно накапливается в данном резервуаре (или в биосфере в целом) и после достижения определенной концентрации может обратными связями оказывать влияние на ее биотические составляющие. Типичными примерами являются Hg, Pb и ДДТ.

Отдельные типы естественных вод в принципе представляют собой сложные многофазные системы типа порода—вода—газ. Речь идет об открытых системах, характеризующихся потоками массы и энергии на их границах.

Для этих систем состояние термодинамического равновесия является приемлемым приближением только в тех случаях, когда обмен продуктами между системами и окружающей их средой достаточно медленный по сравнению со скоростями протекающих в них химических процессов. В большинстве реальных систем естественных вод это условие не соблюдается. Определенное исключение представляют океаны и большие моря, некоторые пресноводные бассейны и гидрогеологические структуры с мало изменяющимся режимом подземных вод и незначительной скоростью водообмена, в которых можно предполагать возможность установления состояния, близкого к состоянию химического равновесия для ряда веществ (Na, K, Mg, Ca, Cl^- , SO_4^{2-} , фториты, карбонаты). Почти во всех системах естественных вод иногда могут существовать определенные части или среды, в которых на фазовой границе осадок—вода может установиться местное равновесие для определенных, главным образом быстрореагирующих, веществ или фаз. Другие местные среды естественных вод, как, например, фотосинтетически активные поверхностные слои практи-

чески всех озер и океанов или биологически активные части системы подземных вод, наоборот, весьма далеки от состояния равновесия.

Открытые естественные системы, для которых характерно относительно неизменное состояние во времени (состояние минимального производства энтропии), можно описать посредством так называемых динамических моделей. Разработка таких моделей, однако, требует получения подробных данных о перемещении массы и энергии в модельной системе, о скоростях происходящих в ней химических реакций, о характере и кинетике процессов транспортировки вещества.

При решении проблемы защиты природной среды вопрос заключается в изучении результатов негативного влияния вмешательства человека в данную систему биосферы и познании внутреннего механизма и емкости стабилизационных или устраивающих процессов, посредством которых эта система борется с вмешательствами. Взаимодействие между живыми организмами и физической средой носит главным образом физико-химический характер, отмечаемый в большинстве случаев взаимодействия антропогенных отходов с живыми организмами и абиотическими составляющими биосферы, а также и при всех реакциях, процессах и преобразованиях, оказывающих влияние на кругообращение биогенных элементов в биосфере. Все эти факты определяют важное положение геохимии в области наук о жизни и среде. Для того чтобы геохимия могла решить эту важную проблему, она должна, прежде всего, обобщить все существующие данные о загрязнении биосферы и ее изменениях под влиянием антропогенных факторов и иметь тесную связь с другими смежными научными дисциплинами.

Весьма важное место в комплексе наук о жизни и среде занимает и гидрогеология, которая вместе с гидрологией, метеорологией и климатологией комплексно изучает количественные и качественные аспекты исключительно важного явления в биосфере — круговорота воды в природе.

2. ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

2.1. Конвективный и диффузионный перенос вещества в подземных водах

Различаются два основных типа течения системы нескольких жидкостей в пористой среде, а именно течения смешивающихся и несмешивающихся жидкостей. В первом случае жидкости взаиморастворимы, поверхностное натяжение на границе их раздела равно нулю и четкой границы между ними нет. Этот тип течения часто называют гидродинамической дисперсией. Во втором случае поверхностное натяжение на границе раздела жидкостей не равно нулю, жидкости четко отделены друг от друга и в каждой точке границы раздела существует разница в капиллярном натяжении.

Мы будем рассматривать течение смешивающихся жидкостей, характеризующееся гидродинамической дисперсией границы раздела. Дисперсия является постоянным и необратимым процессом. Если первоначально две жидкости занимали определенный объем с четкой границей раздела, то в дальнейшем этот раздел не сохраняется, образуется все более расширяющаяся переходная область с непрерывно изменяющейся концентрацией.

В дисперсии различают два основных компонента: 1) конвективную диффузию (или механическую дисперсию), обусловленную прежде всего течением подземных вод; 2) молекулярную диффузию, не зависящую от течения подземных вод. Разделение это искусственно, так как в действительности они существуют совместно, и точно отделить их друг от друга невозможно. В общем можно сказать, что влияние молекулярной диффузии значительнее, когда скорости течения меньше. Дисперсия также играет роль во взаимодействии раствора и поверхности твердого компонента, в химических реакциях, иногда в радиоактивном распаде загрязняющего вещества.

Основное уравнение гидродинамической дисперсии обычно имеет следующий вид [6]:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\tilde{D}_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} - v_i c \right), \quad (2.1)$$

где c — концентрация загрязняющего вещества; $\tilde{D}_{ij}$ — коэффициент дисперсии; v_i — скорость течения в направлении i ; t — время; x — координата расстояния.

В дальнейшем мы будем употреблять сокращенную суммированную символику, т. е. предполагаем суммирование повторяю-

щихся индексов. Если дисперсия протекает в поле потока, для которого действительно условие

$$\operatorname{div} \underline{v} = 0, \quad (2.2)$$

где $\underline{v}$ — скорость движения подземных вод, то отношение (2.1) можно записать в виде

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\tilde{D}_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial c}{\partial x_i}. \quad (2.3)$$

Это уравнение можно расширить так, что оно будет включать другие случаи, которые могут представиться на практике. Например, если загрязняющее вещество радиоактивно, то концентрация изменяется во времени и в пространстве и, в зависимости от константы распада вещества λ , уравнение принимает вид

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\tilde{D}_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial c}{\partial x_i} - \lambda c. \quad (2.4)$$

Константу λ , равную обратной величине срока жизни радиоактивной частицы T , можно выразить через время полураспада

$$\lambda = 0,693/T, \quad (2.5)$$

где T — период полураспада вещества.

При дисперсии могут также происходить химические реакции и адсорбция, т. е. перенос материи (в форме ионов раствора) из жидкости на поверхность твердого компонента. На перенос влияют как химические свойства раствора и твердого компонента, так и концентрация раствора. Описание этого довольно сложного процесса можно упростить введением коэффициента R_d (так называемого фактора замедления), тогда уравнение (2.4) принимает вид

$$R_d \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\tilde{D}_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial c}{\partial x_i} - R_d \lambda c. \quad (2.6)$$

Величина R_d определяется различно разными авторами [2, 5].

Решение уравнения дисперсии довольно сложно, так как концентрация c обычно влияет на плотность и вязкость раствора, а следовательно, и на скорость течения. Если скорость течения не изменяется значительно в зависимости от концентрации, то решение можно провести поэтапно, т. е. сперва найти скорость течения (гидравлическое решение), а потом решить уравнение дисперсии. Если же концентрация значительно влияет на скорость, то решение намного сложнее.

В общем надо констатировать что аналитическое решение уравнения дисперсии возможно только в наиболее простых случаях. Иначе приходится прибегать к численному решению (см. разд. 3).

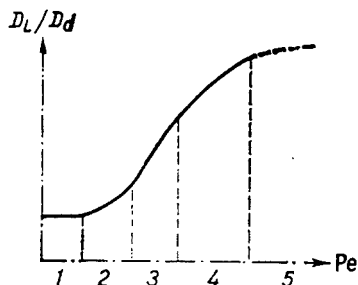


Рис. 1.
График соотношения поперечной и продольной дисперсии

Коэффициент дисперсии в уравнениях (2.1), (2.4), (2.6) является тензором второго порядка, который можно записать (например, для целей вычислений) в таком виде:

$$\tilde{D}_{ij} = D_{ij} + D_d T_{ij}, \quad (2.7)$$

где D_{ij} — коэффициент механической дисперсии; D_d — коэффициент молекулярной диффузии; T_{ij} — инвариантный тензор «нзвилности», выражающий влияние нерегулярности пор среды.

При исследовании отношения механической диффузии к молекулярной может быть использован параметр Пекле

$$Pe = vd/D_d, \quad (2.8)$$

где v — скорость течения; d — средний размер зерен.

Тогда для случая одномерной дисперсии можно различить пять зон (рис. 1).

В зоне 1 преобладает молекулярная диффузия, а в формуле (2.7) основное значение имеет член $D_d T_{ij}$, т. е. $\tilde{D}_{ij} \approx D_d \cdot T_{ij}$; ($m = 0$). Зона 2 соответствует числу Пекле от 0,4 до 0,5. Действие молекулярной диффузии здесь того же порядка, что и механической дисперсии, оба члена в формуле (2.7) равнозначны (по вкладу в процесс дисперсии) и коэффициент дисперсии определяется их суммой.

В зоне 3 главное рассеяние обусловлено механической дисперсией, поперечное — молекулярной диффузией. Эти два действия просто складывать нельзя, так как они взаимно интерферируют и поперечная молекулярная диффузия имеет тенденцию ослаблять продольное распространение.

Экспериментально найдено соотношение $D_L/D_d = \alpha Pe^m$ при $\alpha \approx 0,5$ и $m \in (1 - 1,2)$.

В этой зоне недействительны допущения, которые пренебрегают молекулярной диффузией или учитывают только сумму механической и молекулярной диффузии. Тензорным выражением (2.7) можно отчасти выявить влияние молекулярной диффузии на поперечный перенос.

Зона 4 отличается преобладанием механической дисперсии (все в пределах применения закона Дарси). Действием молекулярной диффузии можно пренебречь, и отношение (2.7) можно применять без оговорок, $D_d \cong 0$.

В зоне 5 имеет место только механическая дисперсия, но уже необходимо учитывать влияние сил инерции и турбулентность ($m = 1,0$).

Коэффициент механической дисперсии зависит как от свойств среды и жидкости, так и от скорости течения. Его можно выразить тензором второго порядка

$$D_{ije} = a_{ijke} (v_k v_e) / v, \quad (2.9)$$

где a_{ijke} — тензор четвертого порядка, называемый тензором дисперсности среды; v_k, v_e — слагающие скорости в направлениях k и e ; v — величина равнодействующей скорости течения $v = \sqrt{v_R^2 + v_e^2}$.

Тензор дисперсности среды (иногда также геометрическая дисперсность) обычно имеет 81 компонент. Для изотропной среды этот тензор можно по работе [2] выразить двумя константами дисперсности: продольной a_1 и поперечной a_2

$$a_{ijke} = a_2 \delta_{ij} \delta_{ke} + \frac{a_1 - a_2}{2} (\delta_{ik} \delta_{je} + \delta_{ie} \delta_{jk}), \quad (2.10)$$

где δ — составляющие тензора.

Поперечная и продольная дисперсность находятся в близком соответствии с экспериментально установленными коэффициентами поперечной и продольной дисперсии:

$$D_L = \alpha_1 v (v_d/v)^{\beta_1}, \quad (2.11)$$

$$D_T = \alpha_2 v (v_d/v)^{\beta_2}, \quad (2.12)$$

где v — кинематическая вязкость жидкости, $\text{м}^2/\text{с}$; d — средний диаметр зерен, мм ; α_i, β_i — экспериментально установленные коэффициенты.

Можно написать:

$$a_1 = D_L/v; \quad (2.13)$$

$$a_2 = D_T/v, \quad (2.14)$$

где D_L и D_T — коэффициенты продольной и поперечной дисперсии соответственно.

Так, например, для двумерной дисперсии в изотропной среде действительны следующие отношения:

$$\tilde{D}_{11} = D_L (v_1^2/v^2) + D_T (v_2^2/v^2) + D_d T_{11}; \quad (2.15)$$

$$\tilde{D}_{22} = D_L (v_2^2/v^2) + D_T (v_1^2/v^2) + D_d T_{22}; \quad (2.16)$$

$$\tilde{D}_{12} = (D_L - D_T) (v_1 v_2/v^2) + D_d T_{12}; \quad (2.17)$$

$$\tilde{D}_{21} = (D_L - D_T) (v_1 v_2/v^2) + D_d T_{21}. \quad (2.18)$$

2.2. Миграция и рассеяние вещества в подземных водах

Поступление потоков вещества в водоносные горизонты от природных или искусственных источников сопряжено с явлениями геохимического и гидродинамического взаимодействия внедряющихся потоков с подземными водами, не содержащими это вещество или содержащими его в относительно меньших концентрациях. Рассмотрим явление гидродинамического взаимодействия, ограничившись полностью водонасыщенными природными фильтрующими средами, геохимически однородными условиями и устойчивыми в растворе индикаторами вещества.

Подземные воды представляют собой подвижную среду. В связи с этим их свойством реализуются явления миграции и рассеяния вещества. При значительных скоростях потоков подземных вод, свойственных неглубоким водоносным горизонтам, миграция происходит преимущественно вследствие конвекции, т.е. перемещения вещества вместе с водной фазой, а при очень малых скоростях — также вследствие диффузии, благодаря наличию градиентов концентрации, температуры или давления. В реальном диапазоне скоростей потоков подземных вод миграция осуществляется главным образом путем конвекции. Из этого следует, что распределение устойчивых в растворе индикаторов определяется в известных пределах структурой потока подземных вод. Рассеяние вещества есть следствие его миграции. Дисперсия вещества в подземных водах отличается известным своеобразием. Она обусловлена не просто движением потока-носителя, а определенным видом движения — фильтрацией, поэтому рассеяние в подземных водах называется фильтрационной дисперсией. Эффект рассеяния в этом случае вызывается движением потока-носителя в пористой среде. Все водоносные горизонты — это природные пористые среды, следовательно, способность к фильтрационной дисперсии является их непременным свойством.

Фильтрационная дисперсия, присущая пористым или трещинным средам, отличается от других видов дисперсии механизмом рассеяния. Но, прежде чем перейти к характеристике механизма фильтрационной дисперсии, поясним некоторые определения, необходимые для последующего изложения.

Под индикатором вещества подразумевается содержание в растворе химических элементов или соединений, характерных для изучаемого источника загрязнения. Поток-индикатором называется искусственный или природный поток, содержащий в начальном сечении исходную концентрацию индикатора. Под потоком-носителем понимается поток подземных вод, вмещающий поток-индикатор и содержащий индикатор в значительно меньших, фоновых, концентрациях.

Фильтрационная дисперсия проявляется благодаря механизму ветвления элементарных струек потока-индикатора и неравномерности их скоростей. В первом случае ветвление элементарных

в сечениях элементарных каналов фильтрации, происходит продольная дисперсия. Действие этого механизма иллюстрируется схемой на рис. 3.

Реализация механизма ветвления (искривление траекторий) обуславливает проявление двух- и трехмерной дисперсии, реализации механизма неравенства скоростей элементарных струек — проявление одномерной продольной дисперсии.

Проявление одно- двух или трехмерной дисперсии определяет степень уменьшения концентраций и форму объема рассеяния вещества, поэтому важно знать условия, при которых действует тот или иной механизм рассеяния. К ним относятся начальные условия, т. е. условия поступления потока-индикатора в водоносный горизонт и характер источников вещества [21]. Начальные условия определяют степень гидродинамического воздействия потока-индикатора на структуру результирующего потока. С этой точки зрения все природные и искусственные источники вещества делятся на две группы: А — гидродинамически активные, существенно изменяющие или формирующие заново структуру результирующего потока; Б — гидродинамически нейтральные, практически не оказывающие значимого гидродинамического влияния на структуру результирующего потока.

Дальнейшее описание схем миграции и рассеяния вещества иллюстрируется схемой на рис. 4. Источники обеих групп в рассматриваемой схеме являются источниками непрерывного действия с неизменным расходом вещества в рассматриваемый период времени. Миграция и рассеяние индикаторов от этих групп источников вещества происходят по принципиально различным схемам.

От гидродинамически активных источников возникают потоки-индикаторы, существенно изменяющие структуру потока-носителя и как бы заново формирующие структуру результирующего потока. Это происходит вследствие того, что расход потока-индикатора на участке водоносного горизонта, примыкающего к источнику вещества, сопоставим или превышает расход водоносного горизонта (А.1). При этом условии происходит вытеснение подземных вод потоком-индикатором и преобладает механизм растекания. Растекание может происходить при практическом отсутствии дисперсии (А.1.1) или сопровождаться ею по фронту движущегося потока-индикатора. В зависимости от условий вскрытия потока-индикатора могут проявляться радиальная (нагнетание через отдельные скважины или через площадные системы скважин) или одномерная дисперсии (линейные ряды нагнетательных скважин). На схеме (см. рис. 4) это выражается вариантами А.1.2.3. Проявление этих видов дисперсии обусловлено механизмом неравенства скоростей. Механизм ветвления не может проявиться в этих условиях, поскольку в каждом сечении потока все элементарные струйки несут одинаковую концентрацию индикатора, равную его исходной концентрации, от их ветвления и слияния она не изменяется. Проявление механизма неравенства скоростей элементар-

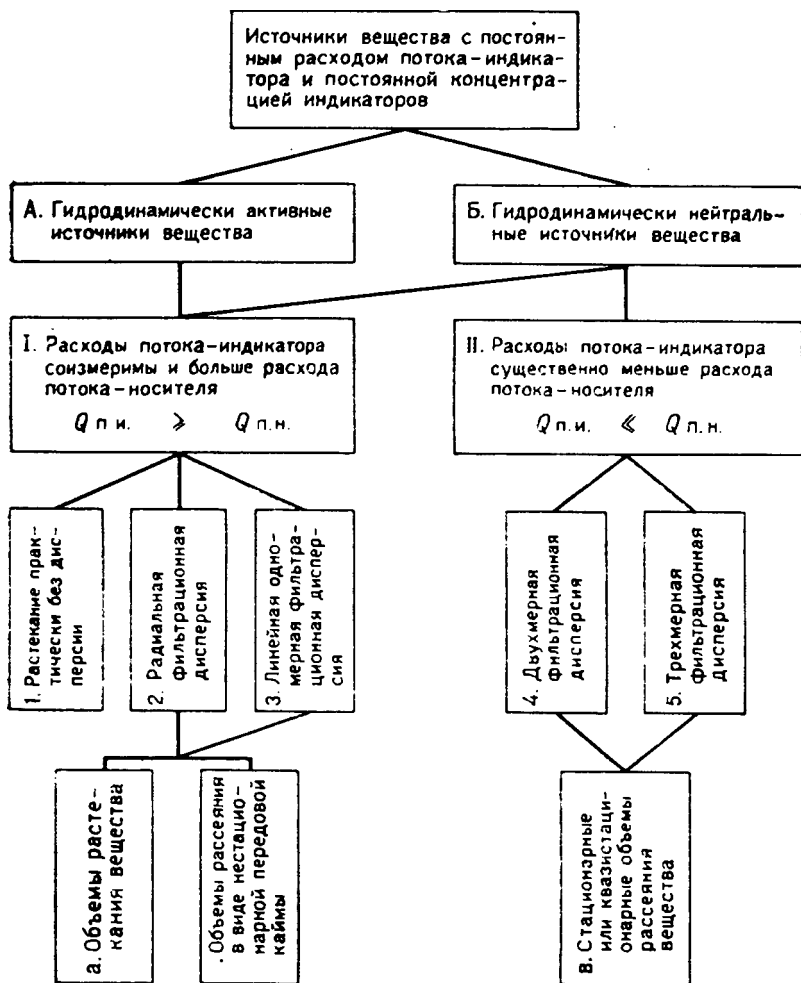


Рис. 4. Схема миграции и рассеяния вещества в неограниченных однородных водоносных горизонтах

ных струек в данной схеме обуславливает продольную (в направлении движения индикатора) дисперсию и формирование нестационарной передовой каймы рассеяния (размытый фронт потока-индикатора). В результате растекания и действия продольной дисперсии поток вещества, поступающий в водоносный горизонт от гидродинамически активных источников, существует в нем в форме объемов растекания, объемов рассеяния и их сочетания (А.1.1, 2, 3. а, б).

Под объемом растекания понимается объем водного горизонта, заполненный потоком-индикатором с начальной, неизменной концентрацией индикатора. Объем рассеяния — это

объем водоносного горизонта, в пределах которого от природных или искусственных источников распространены концентрации индикаторов вещества от максимальных (исходных в источнике) до аналитически невоспроизводимых (на периферии). Применительно к неоднородным источникам исходные концентрации выражаются средними величинами. Аналитически невоспроизводимой мы называем концентрацию меньше порога чувствительности метода определения или отличающуюся от фона на величину, меньшую точности метода определения.

Левая часть схемы (см. рис. 4) описывает миграцию и рассеяние об большинства искусственных источников вещества, например от полигонов подземного захоронения промышленных стоков. Для этих условий, как видно, характерно существование вещества, поступающего в водоносные пласты в виде нестационарных объемов растекания, с объемами рассеяния в виде нестационарной передовой каймы.

От гидродинамически нейтральных источников вещества (группа Б на рис. 4) возникают потоки-индикаторы, не оказывающие практически значимого гидродинамического влияния на структуру результирующего потока. Это возможно при следующих условиях. Во-первых, при равенстве или соизмеримости расходов потока-носителя и потока-индикатора (см. схему I на рис. 4), например, в тех случаях, когда поток-индикатор формируется от источника вещества в твердой фазе, занимающего полное сечение водоносного горизонта. По этой схеме может происходить миграция от рудных тел, развитых на полную мощность водоносного горизонта и весьма протяженных в плане. В этом случае поток-индикатор обособлен только в гидрогеохимическом отношении, но гидродинамически поток-индикатор и поток-носитель едины и первый составляет лишь часть второго. Во-вторых, влияние потока-индикатора не сказывается на структуре результирующего потока, если его расход невелик по сравнению с расходом потока-носителя (см. схему II на рис. 4).

Далее, в зависимости от реализации первого или второго варианта миграция индикаторов происходит по различным схемам. В схеме Б.I рассеяния не происходит и миграция индикаторов осуществляется с постоянной (начальной) концентрацией. При этом устойчивое в растворе вещество существует в водоносном горизонте в форме объемов растекания, что и выражается крайней левой последовательностью на схеме, приведенной на рис. 4. В схеме Б.II, характеризующейся преобладанием расхода потока-носителя, миграция сопровождается рассеянием, причем превалирует механизм ветвления элементарных струек, обуславливающий двух- и трехмерную дисперсию. Реализация этих видов дисперсии (варианты Б.II.4,5 на рис. 4) имеет конечным результатом формирование стационарных или квазистационарных объемов рассеяния (Б.II.4,5,в). Определением квазистационарный по отношению к искусственным объемам рассеяния выра-

жается возможное движение фронта потока-индикатора при установившемся распределении концентраций внутри объема. Стационарные объемы рассеяния, формирующиеся по схеме Б.П.4,5,в, состоят, как правило, из двух характерных частей: областей, совпадающих с пространством источников, и областей за их пределами. Обе части стационарного объема рассеяния различаются степенью проявления фильтрационной дисперсии. Как известно, степень рассеяния есть функция удаления от источника вещества. Поэтому в пределах области, пространственно совпадающей с источником (например, с источником в твердой фазе), дисперсия хотя и имеет место, но не достигает той степени, которая характерна для внешней области объема рассеяния. Обогащение подземных вод индикаторами в случае с источниками в твердой фазе, наоборот, проявляется только в пространстве самого источника и не проявляется за его пределами. Таким образом, различия между выделяемыми частями стационарного объема рассеяния определяются соотношением процессов обогащения подземных вод индикаторами и их рассеяния: в пределах источника происходит и обогащение подземных вод индикаторами оруденения (в природных источниках) или загрязнения (в искусственных источниках), и их рассеяние. За пределами источников вещества происходит только рассеяние, причем большее, нежели в пределах источника. Различия в проявлении указанных процессов обуславливают различия пространственно-временных закономерностей в этих характерных частях стационарных объемов рассеяния, что послужило основанием для определения выделенных частей как ареала и ореола.

Ареал — это часть объема рассеяния, пространственно совпадающая с источником вещества и характеризующаяся, как правило, незакономерным и неупорядоченным по отношению к структуре потока подземных вод пространственным распределением индикаторов. Определение ареала, первоначально сложившееся в биогеографии, как области с неупорядоченным пространственным распределением признака, полностью определяет физическую сущность этой части объема рассеяния.

Ореол — это часть объема рассеяния за пределами источника вещества, внутри которой в соответствии со структурой потока происходит закономерное уменьшение концентраций устойчивых в растворе индикаторов от максимальных исходных до аналитически невоспроизводимых на периферии. Понятие «ореол» является традиционным в гидрогеохимии и определяет его как область с закономерным убыванием признака в направлении вектора скорости.

В соответствии с правой частью схемы на рис. 4, т. е. в последовательности Б.П.4,5,в и Б.П.1,а, происходят миграция и рассеяние от природных источников вещества в твердой фазе и от некоторых искусственных источников твердого и жидкого вещества (хвостохранилища, бассейны и поля фильтрации, различные виды потерь из технологических систем и т. д.).

Таким образом, в описанной схеме мы наблюдаем единство и взаимосвязь между характером источников вещества, начальными условиями его поступления в водоносный горизонт, схемами миграции, механизмом рассеяния и формами существования вещества в водоносном горизонте (объем растекания и объем рассеяния).

Решение многих практических задач санитарной гидрогеологии и поисковой гидрогеохимии связано с изучением свойств объемов растекания и объемов рассеяния вещества в подземных водах. В большинстве случаев эти решения сводятся к прогнозу дальности и времени миграции индикаторов. Современные методы прогнозных расчетов созданы на основе математических моделей объемов растекания и рассеяния.

Математической моделью объема растекания является расчетная модель структуры результирующего потока, поскольку миграция индикаторов в пределах объема растекания происходит с постоянной концентрацией, равной ее исходной величине, и в расчете концентрации на некотором удалении от источника нет необходимости. Описание методов расчета объемов растекания содержится, например, в работе [6]. В целом методика таких расчетов разработана достаточно полно.

Математические модели объемов рассеяния — это формулы для расчета концентрации индикатора в зависимости от времени, расстояния от источника вещества и таких констант, как скорость потока, пористость водовмещающих пород и коэффициенты дисперсии. Обзор и анализ математических моделей объемов рассеяния содержатся в работах [5, 21]. Большинство математических моделей создано для описания нестационарных объемов рассеяния, формирующихся при одномерной и радиальной дисперсии вещества.

Нестационарные объемы рассеяния как результат проявления радиальной или одномерной линейной дисперсии существуют в сочетании с объемами растекания, точнее, обрамляют их. Анализ математических моделей, подтвержденный экспериментально, показывает, что в данной схеме скорость формирования нестационарных объемов рассеяния (ширины передовой каймы) значительно меньше скорости растекания [23], поэтому передовую дисперсионную кайму обычно игнорируют и прогнозный расчет ограничивают определением объема растекания [6]. Таким образом, эффект рассеяния в радиальной и одномерной схемах весьма ограничен или практически отсутствует, например в случаях, когда объем растекания достигает области разгрузки.

Математические модели объемов рассеяния, формирующихся от гидродинамически нейтральных источников вещества при реализации многомерной дисперсии, немногочисленны. Известны решение Д. Бруха и Р. Стрита для схемы двухмерной дисперсии в ограниченном одномерном потоке [28], решение для схемы трехмерного рассеяния в одномерном фильтрационном потоке от точечного источника вещества Н. Н. Веригина [5], решение А. Огаты

[42] для схемы трехмерной дисперсии в неограниченном одномерном фильтрационном потоке от источника вещества с круговым постоянным сечением. Во всех этих случаях математические модели предназначены для описания ореольных частей объемов рассеяния, математических моделей ареальных частей практически не создано. Анализ моделей Д. Бруха, Р. Стрита и А. Огаты показывает, что временные закономерности изменения концентрации индикаторов внутри ореола по истечении некоторого начального периода характеризуются постоянством, т. е. концентрация зависит от времени, из чего следует, что в этих условиях формируются действительно стационарные ореолы. Математические модели ореолов довольно сложны (в ряде случаев даже для реализации на ЭВМ), но в простейших условиях, например в схеме для трехмерной дисперсии в изотропной среде от источника с круговым сечением, пространственно ореол рассеяния можно представить как усеченный конус, ось которого совпадает с направлением потока. Эпюра пространственного распределения концентраций индикатора в круговых поперечных сечениях такого конуса представляет собой гауссиан вращения с уменьшающейся по мере удаления от источника вещества моной и увеличивающейся дисперсией (параметр гауссиана). Пространственная закономерность изменения осевых (модальных для каждого сечения) концентраций в таком ореоле описывается довольно простым асимптотическим уравнением [42]

$$c_x = c_0 \left[1 - \exp\left(\frac{-a^2 v}{4Dx}\right) \right], \quad (2.19)$$

где c_0 — начальная концентрация индикатора; a — радиус кругового поперечного сечения источника вещества; v — скорость потока; D — коэффициент дисперсии; x — координата расстояния.

Таким образом, при проявлении двух- и трехмерной дисперсии стационарные объемы рассеяния являются основной и единственной формой существования вещества, поступающего в водоносный горизонт, а эффект рассеяния в этой схеме наибольший. Прогнозный расчет применительно к этой схеме заключается в определении максимального удаления нормируемой концентрации или в расчете концентрации на заданном расстоянии от источника.

Описанные пространственно-временные закономерности распределения индикаторов в стационарном объеме рассеяния определяют его основные свойства, из которых нас прежде всего интересуют те, которые позволяют различать его ареальные и ореольные части. Такими свойствами являются: а) пространственное распределение индикаторов в объеме рассеяния; б) особенности гидрогеохимического естественного и возмущенного режима; в) характер связей между различными индикаторами.

Пространственное распределение индикаторов в подземных водах ареальной области, как правило, неупорядоченно по отношению к структуре потока. Ореольная область, напротив, характери-

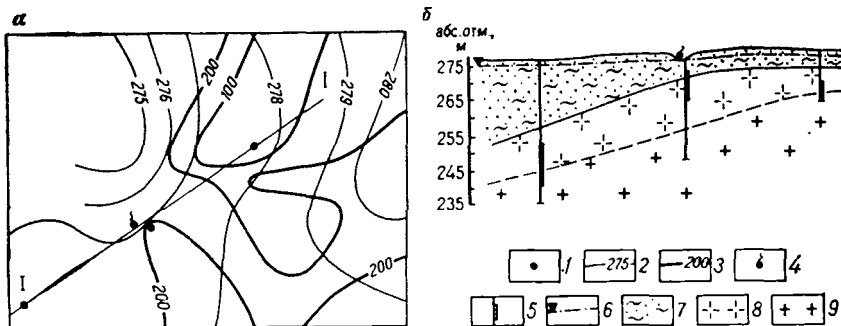


Рис. 5. Распределение индикатора в пределах гидрогеохимической аномалии ареального происхождения: а — схема; б — разрез по линии I—I.

1 — поисковые скважины; 2 — гидронзогипсы; 3 — изолинии содержания элемента-индикатора, мкг/л; 4 — источник подземных вод; 5 — рудные интервалы; 6 — уровень подземных вод; 7 — делювиальные суглинки; 8 — кора выветривания гранитов; 9 — гранитоиды

зуется упорядоченным в пространстве и по отношению к структуре потока распределением индикаторов.

Пример ареального пространственного распределения можно видеть на рис. 5, на котором в изолиниях содержания показано распределение индикатора оруденения в подземных водах рудопроявления. Как видно, рисунок изолиний содержания индикатора обнаруживает несоответствие структуре потока, выражаемой гидронзогипсами. Пример ореольного пространственного распределения приведен на рис. 6, где представлен ореол от искусственного источника вещества, образовавшийся в сложном потоке подземных вод. В соответствии со сложным рисунком гидронзогипс ореол характеризуется закономерным пространственным распределением индикатора.

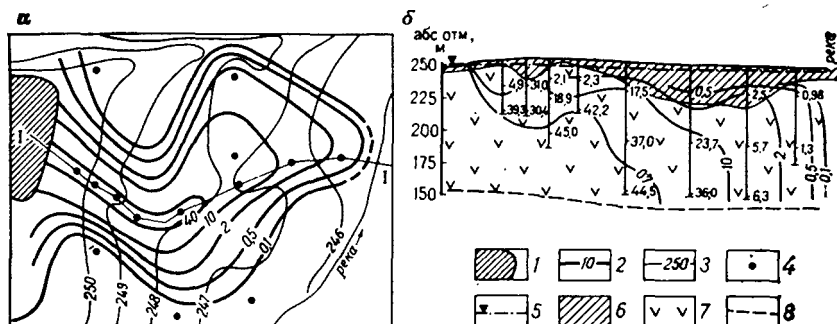


Рис. 6. Ореол рассеяния вещества в подземных водах при сложной структуре потока: а — схема; б — разрез по линии I—I.

1 — искусственный источник жидкого вещества; 2 — изолинии содержания индикатора, г/л; 3 — гидронзогипсы; 4 — наблюдательные скважины; 5 — уровень подземных вод; 6 — суглинки; 7 — порфириты; 8 — нижняя граница порфиритов

При решении обратной задачи — распознавании частей объема рассеяния — вид пространственного распределения можно использовать в качестве диагностирующего признака.

Ареальная и ореольная части объема рассеяния различаются типами гидрогеохимического режима, под которым в данном случае понимается закономерность изменения содержания индикатора в зависимости от изменения скорости или расхода потока подземных вод. Зависимость концентрации индикатора от скорости потока следует из формулы (2.19), но поскольку рассеяние в разных частях объема проявляется в различной степени (меньше — в ареале и больше — в ореоле), то и зависимость содержания индикаторов от скорости будет различной. Установлено, что ареальные типы режима являются независимыми, ореольные — активными по реакции концентрации индикаторов на изменения скорости потока-носителя.

Ареальные и ореольные части объема рассеяния различаются типами связи между элементами-индикаторами. Природные и искусственные потоки-индикаторы представляют собой многокомпонентные растворы с набором индикаторов сходной или различной химической и физической природы. Поскольку существуют описанные различия в типах пространственно-временного распределения индикаторов в разных частях объема рассеяния, неизбежно существование и характерных типов связи между индикаторами. Установлено, что ареалы характеризуются практическим отсутствием связи между индикаторами. Для ореольных типов характерны функциональные или тесные корреляционные связи. Характер связей можно использовать в качестве диагностирующих признаков частей объема рассеяния и процессов, способствующих уменьшению концентраций в нем. Наличие функциональной или тесной корреляционной связи между двумя индикаторами на изучаемом объекте есть признак ореольный, следовательно, мы имеем дело с ореольной частью объема рассеяния. Форма связи указывает на вид и совокупность действующих факторов. В тех случаях, когда уменьшение концентраций двух индикаторов в ореоле вызвано только дисперсией, происходит пропорциональное изменение каждой из них и график связи имеет прямолинейную форму. Если же уменьшение концентрации одного из сравниваемых индикаторов происходит сильнее вследствие дисперсии, а другого вследствие, например, сорбции или радиоактивного распада, то график связи имеет криволинейную форму.

Таким образом, описанные закономерности позволяют заключить, что между явлениями миграции и рассеяния существует определенная связь. Проявление и степень рассеяния полностью определяются начальными условиями поступления вещества в водоносный горизонт. Миграция вещества от гидродинамически активных источников сопровождается ограниченной дисперсией. Максимальное проявление дисперсии отмечается при миграции от гидродинамически нейтральных источников веществ.

3. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МОДЕЛИРОВАНИЯ ПРИ РЕШЕНИИ ЗАДАЧ ОХРАНЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

3.1. Моделирование процессов переноса на цифровых вычислительных машинах

В проблемах, связанных с охраной подземных вод от загрязнения, в большинстве случаев необходимо решать задачи фильтрации подземных вод и миграции загрязняющего вещества. Основная задача фильтрации рассмотрена достаточно подробно [2, 24, 34 и др.]. Движение воды при напорном режиме можно описать уравнением

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(k_{ij} \frac{\partial H}{\partial x_j} \right) - Q = \mu^* \frac{\partial H}{\partial t}, \quad i, j = 1, 2, 3, \quad (3.1)$$

где x_i — пространственные координаты; k_{ij} — коэффициент фильтрации; H — уровень подземных вод; Q — интенсивность источника; μ^* — коэффициент упругой водоотдачи; t_i — время.

Для частного случая планового движения соотношение (3.1) можно преобразовать к виду

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(T_{ij} \frac{\partial H}{\partial x_j} \right) - Q = S \frac{\partial H}{\partial t}, \quad i, j = 1, 2, \quad (3.2)$$

где T_{ij} — коэффициент водопроводимости; S — упругая водоотдача.

Для прямого решения этих дифференциальных уравнений на вычислительных машинах применяется целый ряд методов. Из них за последнее время наибольшее развитие получили следующие методы: сеток, физико-аналогового моделирования на цифровых вычислительных машинах, конечных элементов.

Метод сеток позволяет определить величину H в отдельных дискретных точках (узлах) сети таким образом, что решение дифференциального уравнения переводится в решение разностных уравнений путем замены производных конечными разностями. Этот метод имеет целый ряд модификаций. Можно также выбирать различные виды сеток. Например, для задач плоскостного движения чаще всего применяется прямоугольная сетка, однако применяются также и треугольные правильные сетки (рис. 7). Разностное уравнение для одномерного течения имеет вид

$$\frac{S}{\Delta t} (H_{i, s-1} - H_{i, s}) = \frac{\tau}{(\Delta x)^2} (H_{i-1, s} - 2H_{i, s} + H_{i+1, s}). \quad (3.3)$$

Это уравнение представляет собой так называемую явную (эксплицитную) схему решения задач неустановившегося течения

$H_{i, s+1}$ надлежит решить систему линейных уравнений. Однако, ввиду того что в случае одномерной задачи речь идет о симметричной трехдиагональной матрице, эту систему можно решить весьма простым способом по методу Гаусса, и нет необходимости фиксировать целую матрицу в запоминающем устройстве вычислительной машины. В случае многомерных задач при использовании схем (3.6) или (3.7) увеличивается ширина матрицы системы, а вместе с тем значительно возрастает продолжительность процесса расчета. Это можно устранить применением так называемого метода переменных направлений (метод АДИ). При этом методе интервал времени разделяется на столько частей, сколько имеется возможных направлений в узле (например, в задаче плоскостного течения или потока в двух направлениях), и предполагается, что в каждой части потенциалы изменяются только в одном направлении. Этим достигается постепенное решение нескольких систем уравнений, каждая из которых имеет трехдиагональную симметрическую матрицу. Указанный метод принадлежит к числу наиболее быстрых способов решения плоскостных и объемных задач движения подземных вод.

Метод физико-аналогового моделирования на ЦВМ исходит из основного уравнения баланса между блоками избранной расчетной сетки. Моделирование основывается на принципе разностной гидравлической аналогии между ламинарным течением подземных вод в пористой среде и аналоговым потоком через сетку емкостей (сосуды при гидравлическом интеграторе, конденсаторы при электрической аналогии). При моделировании на цифровых вычислительных машинах эти емкости и сопротивления представляются соответствующими выражениями, обеспечивающими соотношение равновесия между узлами разностной вычислительной сетки. Принципы физико-аналогового моделирования на автоматических вычислительных машинах можно объяснить следующими рассуждениями [41].

В потоке подземных вод в вертикальном профиле (рис. 8) выбирают три сечения, которые обозначают символами $n-1$, n и $n+1$ с расстоянием между ними Δx . Ширину потока обозначаем Δy . Подземный приток к сечению n и подземный отток из него можно выразить следующими равенствами:

$$Q_{n, n-1} = T_{n, n-1} \frac{H_n - H_{n-1}}{x_{n-1, n}} \Delta y_{n-1, n};$$

$$Q_{n+1, n} = T_{n+1, n} \frac{H_{n+1} - H_n}{x_{n, n+1}} \Delta y_{n, n+1}. \quad (3.8)$$

Поскольку $Q_{n+1, n} > Q_{n, n-1}$, уровень подземной воды на участке n имеет тенденцию к повышению, и наоборот. Объем аккумулярованной таким образом воды в промежутке времени Δt можно выразить следующим образом:

$$v_n = (S \Delta x \Delta y)_n \Delta H_n. \quad (3.9)$$

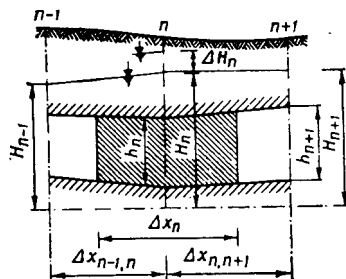


Рис. 8. Выделение элементарного расчетного блока

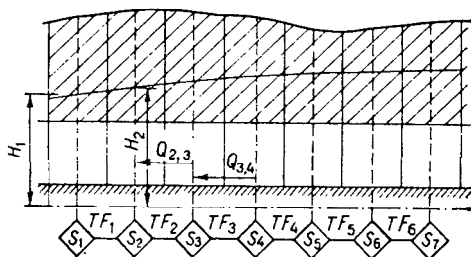


Рис. 9. Разделение профиля водоносного горизонта на блоки с узлами расчетной сетки

Переходя к определению проводимости и емкостей, уравнения (3.8) и (3.9) можно преобразовать к следующему виду:

$$Q_{n+1,n} = TF_{n+1,n} (H_{n+1} - H_n); \quad (3.10)$$

$$Q_{n,n-1} = TF_{n,n-1} (H_n - H_{n-1}),$$

$$\text{где } TF_{n+1,n} = T_{n+1,n} \frac{\Delta y_{n,n+1}}{\Delta x_{n,n+1}};$$

$$V_n = SF_n \cdot \Delta H_n; \quad (3.11)$$

$$SF_n = (S \Delta x \Delta y)_n.$$

Для рассматриваемого обособленного сечения n за промежуток времени Δt действительны

$$v_n = (Q_{n+1,n} - Q_{n,n-1}) \Delta t; \quad (3.12)$$

$$Q_{Sn} = Q_{n+1,n} - Q_{n,n-1} = \Delta v_n / \Delta t. \quad (3.13)$$

Символ Q_{Sn} , следовательно, обозначает изменение запаса подземной воды в обособленном участке n как следствие изменения уровня (напора) и упругой или свободной водоотдачи.

Решение сформулированных, таким образом, соотношений на цифровой вычислительной машине можно лучше всего объяснить на примере профиля водоносного слоя, разделенного на участки, в центрах которых находятся узлы расчетной сетки (рис. 9). Для каждого узла расчетной сетки можно составить уравнение равновесного состояния для притока, оттока и изменения объема накопленной воды. Так, например, для точки 3 можно написать следующее уравнение баланса:

$$Q_{2,3} + Q_{S,3} + Q_{p,3} = Q_{3,4} \pm Q_{w,3}, \quad \text{где} \quad (3.14)$$

$$\left. \begin{aligned} Q_{2,3} &= TF_2 (H_3 - H_2); \\ Q_{3,4} &= TF_3 (H_3 - H_2); \\ Q_{S,3} &= SF_3 (H_3 - H_{Q3}) / \Delta t; \end{aligned} \right\} \quad (3.15)$$

$Q_{p,3}$ — откачиваемое количество; $\pm Q_{w,3}$ — инфильтрация (просачивание) или испарение; F — площадь блока.

После подстановки в формулу (3.14) и преобразования получаем

$$H_3(TF_2 + TF_3 + SF_3/\Delta t) - H_4(TF_3) - H_2(TF_2) = (HQ_3/\Delta t) - (Q_{p,3} \pm Q_{w,3}). \quad (3.16)$$

Если обозначить

$$AA_3 = -TF_2; \quad BB_3 = TF_2 + TF_3 + (SF_3/\Delta t);$$

$$CC_3 = -TF_3; \quad DD_3 = HQ_3(SF_3/\Delta t) - (Q_{p,3} \pm Q_{w,3})$$

и подставить в уравнение (3.16), то для точки 3 будет действительно:

$$H_3BB_3 - H_4CC_3 - H_2AA_3 = DD_3. \quad (3.17)$$

Подобным образом можно составить уравнение для каждой узловой точки расчетной сетки. В результате этого получается система линейных уравнений. Например, для рис. 9 получаем:

$$H_1BB_1 - H_2CC_1 = DD_1$$

$$-H_1AA_2 + H_2BB_2 - H_3CC_2 = DD_2$$

$$-H_2AA_3 + H_3BB_3 - H_4CC_3 = DD_3 \quad (3.18)$$

$$-H_3AA_4 + H_4BB_4 - H_5CC_4 = DD_4$$

$$-H_4AA_5 + H_5BB_5 - H_6CC_5 = DD_5$$

$$-H_5AA_6 + H_6BB_6 = DD_6$$

Коэффициенты уравнений можно изобразить в форме матрицы, и получается математическая модель в нашем случае одномерной фильтрации

$$\begin{matrix} H_1 & H_2 & H_3 & H_4 & H_5 & H_6 \\ \hline \begin{pmatrix} BB_1 & CC_1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ AA_2 & BB_2 & CC_2 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & AA_3 & BB_3 & CC_3 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & AA_4 & BB_4 & CC_4 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & AA_5 & BB_5 & CC_5 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & AA_6 & BB_6 \end{pmatrix} & \times & \begin{pmatrix} H_1 \\ H_2 \\ H_3 \\ H_4 \\ H_5 \\ H_6 \end{pmatrix} & = & \begin{pmatrix} DD_1 \\ DD_2 \\ DD_3 \\ DD_4 \\ DD_5 \\ DD_6 \end{pmatrix} \end{matrix} \quad (3.19)$$

Полученная матрица (3.19) является диагональной и симметричной, поскольку $CC_n = AA_{n+1}$. Решением матрицы получаются результирующие искомые значения пьезометрических уровней (напоров) и, как следствие, векторов скорости.

Подобным образом можно составить решение и для двухмерной или трехмерной задачи. Полученную систему линейных уравнений можно решить на вычислительной машине выбранным методом. Выбор метода в сущности зависит от внутренней емкости

запоминающего устройства ЭВМ и ее оснащения так называемыми вспомогательными устройствами (магнитные диски, перфоленты и др.).

Достоинства сформулированного таким образом физико-аналогового подхода и последующего решения на цифровой вычислительной машине (ЦВМ) заключаются, прежде всего, в понятности порядка программирования, который вытекает из связи этого метода с аналоговым моделированием фильтрации подземных вод.

Выбор формы расчетной сетки при методах сеток и физико-аналогового моделирования на ЦВМ осуществляется сравнительным анализом с учетом достоинств и недостатков отдельных типов сеток, среди которых различаются прямоугольные, шестигульные и треугольные. Различные соотношения для шестигульных сеток представляются излишне сложными для применения в практике моделирования фильтрации подземных вод. При моделировании процессов фильтрации и массопереноса в подземных водах по этим соображениям чаще всего используют прямоугольные (ортогональные) и треугольные типы сеток. Ортогональные типы расчетной сетки могут быть прямолинейными или криволинейными. Частным случаем криволинейной ортогональной сетки является радиальная. Кроме этого, ортогонально прямолинейные, треугольные и радиальные сетки могут быть правильными упорядоченными (где промежутки Δx , Δy , Δz одинаковы) или неупорядоченными.

Неупорядоченные сетки, особенно треугольные и криволинейные ортогональные, наиболее удобны для решения на ЭВМ. С их помощью можно относительно хорошо выразить ограничение области фильтрации, равно как и граничные условия в этой области. Их недостатком является низкий уровень аппроксимации решения, вследствие чего полученные результаты часто бывают искажены значительной и неконтролируемой погрешностью. Упорядоченные прямолинейные ортогональные формы сеток, наоборот, обеспечивают высокую степень точности решения и представляются весьма удобными для применения ЭВМ. Такая точность, однако, достигается за счет значительного увеличения числа узлов расчетной сетки, что повышает требования к типу ЭВМ, скорости ее операций, емкости внутреннего и внешнего запоминающих устройств и расходу машинного времени. При одинаковом числе узлов, однако, применением неупорядоченных сеток достигаются более надежные результаты.

По этим соображениям выбор типа расчетной сетки представляется весьма важным вопросом, решение которого на начальной стадии моделирования фильтрации, ориентированного на задачи охраны подземных вод, не всегда однозначно. По этим причинам в последнее время отдается предпочтение методу конечных элементов, который соединяет достоинства отдельных типов расчетных сеток, дает возможность хорошо выразить геометрическую форму моделируемой области и обеспечивает высокую точность аппроксимации решения.

Метод конечных элементов. В последние годы в гидрогеологии расширилось применение метода конечных элементов. Решение дифференциальных уравнений (аппроксимируемых сетками конечных элементов) в этом случае производится при помощи вариационного исчисления путем приведения к задаче минимизации функционала [26] или применяется метод Галеркина, которым можно решить и задачи, не поддающиеся решению вариационными методами. Вкратце основы метода объясняются на примере плоского движения в области Ω с границей Γ .

В пределах одного элемента предполагается линейный ход изменений потенциала, выраженный соотношением

$$H(x, y, t) = \sum_{i=1}^3 a_i(t) N_i(x, y), \quad (3.20)$$

где $a_i(t)$ — неизвестные параметры, изменяющиеся во времени; функции $N_i(x, y)$ составляют ортогональную систему так называемых базисных функций. Метод Галеркина принадлежит к разряду методов взвешенных невязок, которыми при помощи ортогонализации решается уравнение (3.2). В этом методе базисные функции применяем как «весовые функции». В уравнение (3.2) подставляем соотношение (3.20) и ортогонализацией при помощи указанного метода получаем систему уравнений

$$K_{ij} H_j + C_{ij} - \frac{\partial H_j}{\partial t} - Q_j = 0, \quad (3.21)$$

где матрицу K обозначаем как матрицу водопроводимости

$$K_{ij} = \int_{\Omega} \left(T_x \frac{\partial N_i}{\partial x} \frac{\partial N_j}{\partial x} + T_y \frac{\partial N_i}{\partial y} \frac{\partial N_j}{\partial y} \right) d\Omega \quad (3.22)$$

и матрицу C как матрицу водоотдачи

$$C_{ij} = \int_{\Omega} S N_j \cdot N_i \cdot d\Omega. \quad (3.23)$$

Решение этой системы дифференциальных уравнений переводится в решение системы алгебраических уравнений для $a_i(t)$. При этом используется дискретизация по времени

$$H_j(t) = (1 - \alpha) H_j(t_1) + \alpha H_j(t_2), \quad 0 \leq \alpha \leq 1. \quad (3.24)$$

Затем после преобразования получаем

$$\left(\alpha K_{ij} + \frac{1}{t_2 - t_1} C_{ij} \right) H_j(t_2) = \left[(\alpha - 1) K_{ij} + \frac{1}{t_2 - t_1} C_{ij} \right] H_j(t_1). \quad (3.25)$$

При помощи этого соотношения можно при известном первоначальном решении установить решения для ряда последовательных моментов. Наиболее известна схема Кранка—Никольсона, которая получается из отношения (3.25) подстановкой $\alpha = 0,5$.

Метод конечных элементов, дающий возможность использовать полностью обобщенный вид области и таким образом точно отоб-

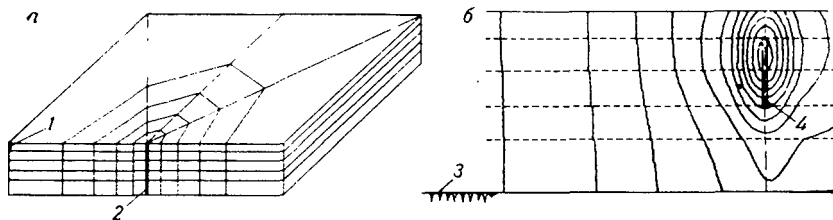


Рис. 10. Разделение области водозаборного сооружения для решения методом конечных элементов: а — схема блока; б — распределение напоров в разрезе.

1 — русло р. Дуная; 2 — водозаборное сооружение; 3 — подошва водоносного горизонта; 4 — размещение фильтров скважин

разить ее форму и позволяющий задавать разнообразные краевые и начальные условия, представляется весьма удобным для решения гидрогеологических задач. При наличии ЭВМ большой мощности при помощи указанных методов можно моделировать и пространственное движение воды и таким образом учитывать влияние слоистости среды, несовершенства скважин и т. д.

Описанные методы можно использовать и для обратных решений. Наиболее частой задачей бывает установление коэффициентов проницаемости и водоотдачи по известным наблюдениям пьезометрических уровней воды в точках области (рис. 10). Эту задачу можно решить, например, методом сеток, рассматривая выражение (3.2) как линейное дифференциальное уравнение в частных производных для неизвестных T_{ij} и S_{ij} после преобразования его в разностное уравнение; так же как в уравнениях (3.3) до (3.7), получаем систему линейных уравнений. Матрица этой системы, однако, будет не квадратной, а прямоугольной, необходимо ее дополнить критерием оптимизации и решить при помощи симплекс-метода.

3.2. Моделирование фильтрационного тепло- и массопереноса в горных породах

Особенности процессов фильтрации и теплопереноса в горных породах определяют различный подход к постановке фильтрационных и тепловых задач. Для условий месторождений пластового типа анализ процессов фильтрации можно выполнить путем решения плоских плановых задач, а анализ температурного режима — двухмерных задач теплообмена для отдельных лент тока [12, 16]. Такой подход основан на принципе неизменности линий тока. Для каждой ленты тока тепловая задача решается в криволинейных ортогональных координатах, т. е. рассматриваются два основных направления теплового потока: одно совпадает с направлением движения фильтрационного потока вдоль пласта, другое — ортогонально ему. По первому направлению осуществляются конвективный и кондуктивный переносы тепла, по второму — только

кондуктивный (при отсутствии перетекания). В этом случае уравнение теплообмена для ленты тока может быть записано в виде.

$$\frac{\partial}{\partial x} [\lambda(x, y) S(x)] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\lambda(x, y) S(x) \frac{\partial T}{\partial y} \right] + \rho_{\text{св}} q(y) \frac{\partial T}{\partial x} = \\ = \rho_{\text{г}} c_{\text{г}} S(x) \frac{\partial T}{\partial t}, \quad (3.26)$$

где x и y — криволинейные ортогональные координаты; λ — коэффициент теплопроводности; $S(x)$ — ширина ленты тока; T — температура; ρ , $\rho_{\text{г}}$ — соответственно плотность воды и водовмещающего грунта; $c_{\text{в}}$, $c_{\text{г}}$ — соответственно теплоемкость воды и водовмещающих грунтов; $q(y) = v(x, y) S(x)$ — константа расхода фильтрационного потока в пределах ленты тока; v — скорость фильтрации. Граничные условия тепловой задачи для отдельной ленты тока представляют собой распределение температур и теплотопоков на внешних контурах моделируемой области.

При расчетах температуры моделируемая область включает водоносный горизонт и окружающую его толщу непроницаемых пород, мощность которых определяется размером зоны возможного изменения температуры в расчетный период. Краевым условием на этих границах является постоянное во времени распределение температур T или теплотопоков Q

$$T_{\text{г}} = T(x, y); \quad Q_{\text{г}} = Q(x, y). \quad (3.27)$$

В области питания подземных вод задается их температура

$$T_{\text{г}} = T(x, y, t), \quad (3.28)$$

или условия третьего рода, когда задается теплообмен воздуха с поверхностью почвы по закону Ньютона

$$Q_{\text{г}} = \alpha (T_{\text{п}} - T_{\text{в}}), \quad (3.29)$$

где α — коэффициент теплоотдачи с поверхности почвы; $T_{\text{п}} < T_{\text{в}}$ — соответственно температуры почвы и воздуха.

Граница по контуру водозабора при решении тепловой задачи рассматривается как граница второго рода

$$Q_{\text{г}} = \rho_{\text{св}} S_{\text{п}} v_{\text{п}} T - \lambda S_{\text{п}} \frac{\partial T}{\partial n}, \quad (3.30)$$

где n — направление нормали к поверхности; $v_{\text{п}}$ — скорость фильтрации.

Начальные условия при решении уравнения (3.26) отражают распределение температур в моделируемой области в начальный момент времени

$$T_{t=0} = T(x, y). \quad (3.31)$$

Поскольку в большинстве случаев в артезианских бассейнах и других аналогичных условиях величины вертикальных градиентов температур в горных породах на два и более порядка превышают горизонтальные градиенты температур (в направлении дви-

жения фильтрационного потока в пластах), уравнение теплообмена для ленты тока при отсутствии перетекания может быть представлено в виде:

$$\frac{\partial}{\partial y} \left[\lambda S(x) \frac{\partial T}{\partial y} \right] - c_p \rho q(y) \frac{\partial T}{\partial x} = c_{gp} \rho_{gp} S(x) \frac{\partial T}{\partial t}. \quad (3.32)$$

Перетекание приводит к появлению дополнительного конвективного члена

$$\frac{\partial}{\partial y} \left[\lambda_y S(x) \frac{\partial T}{\partial y} \right] - c_p \rho q(y) \frac{\partial T}{\partial x} - c_{bp} S(x) v_y \frac{\partial T}{\partial y} = c_{gp} \rho_{gp} S(x) \frac{\partial T}{\partial t}. \quad (3.33)$$

Процессы фильтрации и теплообмена в ряде случаев имеют объемный характер. Так же как при пластовой фильтрации, анализ процессов теплообмена в этих условиях может быть основан на двух допущениях. Во-первых, это принцип неизменяемости трубок тока. Основанием для его применения служит тот факт, что время формирования стационарного потока неизмеримо мало по сравнению со временем изменения температурного поля месторождения. Во-вторых, предполагается, что кондуктивный теплообмен в направлении, перпендикулярном к поверхности трубок тока, мал и им можно пренебречь.

Такие допущения позволяют на основе результатов расчета трехмерного фильтрационного поля разделять моделируемый участок на криволинейные сегменты, ограниченные поверхностями, проходящими через границы трубок тока, которые находятся в сегменте. Отличие рассматриваемого процесса от изложенного случая пластовой фильтрации заключается в том, что плоскости границ сегмента не имеют вертикальных образующих. Уравнение теплообмена для выделенного сегмента имеет вид [15]:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial x} \left[\lambda_x(x, y) S(x) \frac{\partial T}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\lambda_y(x, y) S(x, y) \frac{\partial T}{\partial y} \right] - c_p \rho \times \\ & \times \frac{\partial T v_x(x, y) S(x, y)}{\partial x} - c_p \rho \frac{\partial T v_y(x, y) S(x, y)}{\partial y} = c_{gp} S(x, y) \rho_{gp} \frac{\partial T}{\partial t}. \end{aligned} \quad (3.34)$$

Если моделируемая область включает области питания и разгрузки, а также всю мощность продуктивной толщи, то для такой области задаются следующие граничные условия.

1. На контуре границы питания задается температура поверхности земли (среднегодовая температура на глубине нейтрального слоя)

$$T_{г1} = T(x, y). \quad (3.35)$$

2. По контуру границы области разгрузки подземных вод характер теплообмена определяется, с одной стороны, теплообменом поверхности горных пород с атмосферой, а с другой — наличием

потоков и разгрузки термальных вод. Такой процесс может трактоваться как граничное условие вида

$$Q_{T_2} = \alpha [T(x, y, t) - T_a], \quad (3.36)$$

где α — коэффициент теплоотдачи с поверхности; T_a — температура воздуха; $T(x, y, t)$ — температура воды в области разгрузки.

3. Краевым условием на нижней границе водонасыщенной зоны служит теплоток из недр

$$Q_{T_3} = Q(x, y, t). \quad (3.37)$$

4. На нижней границе модели может быть также задано распределение температуры на некотором контуре, расположенном за пределами зоны трещиноватости:

$$T_{T_4} = T(x, y, t). \quad (3.38)$$

Начальным условием, как обычно, является распределение температур

$$T_{t=0} = T(x, y). \quad (3.39)$$

В большинстве реальных случаев коэффициенты, входящие в уравнение фильтрации и тепло- и массопереноса, можно считать независимыми от давлений, температур и концентраций растворенных веществ; эти уравнения могут быть решены каждое в отдельности.

Конечно-разностная аппроксимация членов уравнения (3.26), выполненная с использованием неявной двухслойной конечно-разностной схемы, может быть представлена в виде [12]:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial y} \left[\lambda(x, y) S(x) \frac{\partial T}{\partial y} \right] &= \frac{(T_{i,j+1}^{n+1} - T_{ij}^{n+1}) \lambda_{i,j+\frac{1}{2}} 2S_i}{h_j (h_j + h_{j-1})} - \\ &- \frac{(T_{ij}^{n+1} - T_{i,j-1}^{n+1}) \lambda_{ij-\frac{1}{2}} 2S_i}{h_{j-1} (h_j + h_{j-1})}; \\ \rho_b c_b v(x, y) S(x) \frac{\partial T}{\partial x} &= \\ &= \rho_b c_b v_{ij} S_i \left(\frac{T_{i+1,j}^{n+1} - T_{ij}^{n+1}}{h_i} + \frac{T_{ij}^{n+1} - T_{i-1,j}^{n+1}}{h_{i-1}} \right) \cdot \frac{1}{2}; \\ \rho_{rp} c_{rp} S(x) \frac{\partial T}{\partial t} &= \rho_{rp} c_{rp} S_i \frac{T_{ij}^{n+1} - T_{ij}^n}{\Delta t}, \end{aligned} \quad (3.40)$$

где i — целочисленная координата узловой точки по оси x ; j — целочисленная координата узловой точки по оси y ; T_{ij}^{n+1} — температура в точке с координатами ij на момент времени t ; h_i — расстояние между узловыми точками с координатами ij и $i+1, j$; h_j — расстояние между узловыми точками с координатами ij и $i, j+1$; Δt — величина шага по времени; $\lambda_{i+\frac{1}{2},j}$ — усредненное значение $\lambda(x, y)$ в интервале между точками с координатами ij и $i+1, j$.

После несложных преобразований получим систему конечно-разностных уравнений

$$\begin{aligned} & \frac{\lambda_{i+\frac{1}{2},j}(h_j+h_{j-1})S_{i+\frac{1}{2}}}{2h_i}(T_{i+1,j}^{n+1}-T_{ij}^{n+1}) - \frac{\lambda_{i-\frac{1}{2},j}(h_j+h_{j-1})S_{i-\frac{1}{2}}}{2h_{i-1}} \times \\ & \times (T_{i-1,j}^{n+1}-T_{ij}^{n+1}) + \frac{\lambda_{i,j+\frac{1}{2}}(h_i+h_{i-1})S_i}{2h_j}(T_{i,j+1}^{n+1}-T_{ij}^{n+1}) + \\ & \frac{\lambda_{i,j-\frac{1}{2}}(h_i+h_{i-1})S_i}{2h_{j-1}}(T_{i,j-1}^{n+1}-T_{ij}^{n+1}) - \frac{\rho_B c_B v_i S_i (h_i+h_{i-1})(h_j+h_{j-1})}{2} \times \\ & \times \left[\frac{T_{i+1,j}^{n+1}-T_{ij}^{n+1}}{h_i} + \frac{T_{i,j+1}^{n+1}-T_{ij}^{n+1}}{h_{i-1}} \right] = \\ & = \frac{\rho_{\text{гpcгp}} S_i (h_i+h_{i-1})(h_j+h_{j-1})}{4\Delta t} (T_{ij}^{n+1}-T_{ij}^n), \end{aligned} \quad (3.41)$$

Полученная система уравнений (3.41) может быть решена на сетке RR_t с источниками (стоками).

Для любой узловой точки такой сетки первый закон Кирхгофа может быть записан в виде

$$\begin{aligned} & \frac{\Phi_{i+1,j}-\Phi_{ij}}{R_{ij}^x} + \frac{\Phi_{i-1,j}-\Phi_{ij}}{R_{i-1,j}^x} + \frac{\Phi_{i,j+1}-\Phi_{ij}}{R_{ij}^y} + \frac{\Phi_{i,j-1}-\Phi_{ij}}{R_{i,j-1}^y} + I_{ij} = \\ & = \frac{\Phi_{ij}-\Phi_{ij}^t}{R_{ij}^t}, \end{aligned} \quad (3.42)$$

где Φ_{ij} — потенциал в узловой точке сетки RR_t с координатами ij ; R_{ij}^x — сопротивление между узловыми точками с координатами ij и $i+1, j$; R_{ij}^y — сопротивление между узловыми точками с координатами ij и $i, j+1$; I_{ij} — ток, подаваемый в узловую точку с координатами ij ; R_{ij}^t — дополнительное сопротивление, подсоединенное к узловой точке с координатами ij ; Φ_{ij}^t — потенциал на свободном конце сопротивления R_{ij}^t .

Из сравнения уравнений (3.41) и (3.42) видно, что они эквивалентны, если выполняются следующие соотношения:

$$\begin{aligned} R_{ij}^x &= K_R \frac{2h_i}{(h_i+h_{j-1})\lambda_{i+\frac{1}{2},j}S_{i-\frac{1}{2}}}; \\ R_{ij}^y &= K_R \frac{2h_j}{(h_i+h_{i-1})\lambda_{i,j+\frac{1}{2}}S_i}; \\ R_{ij}^t &= K_R \frac{4\Delta t}{\rho_{\text{гpcгp}}(h_i+h_{i-1})(h_j+h_{j-1})S_i}; \\ I_{ij} &= -K_I \frac{\rho_B c_B v_i (h_i+h_{i-1})(h_j+h_{j-1})}{2} \times \\ & \times \left[\frac{T_{i+1,j}^{n+1}-T_{ij}^{n+1}}{h_i} + \frac{T_{i,j+1}^{n+1}-T_{i-1,j}^{n+1}}{h_{i-1}} \right]; \quad U_{ij}^{n+1} = K_\Phi T_{ij}^{n+1}, \end{aligned} \quad (3.43)$$

где K_Φ , K_I , K_R — масштабные коэффициенты потенциалов, токов и сопротивлений соответственно.

Как видно из выражения (3.43), в расчет величин токов, которые подаются в узловыс точки, входят неизвестные величины:

$$T_{i+1,j}^{n+1}, T_{ij}^{n+1} \text{ и } T_{i-1,j}^{n+1}.$$

Поэтому при выполнении $(n+1)$ -го шага решения токи определяются первоначально по формуле

$$I'_{ij} = -K_I \frac{\rho_b c_b S_i v_{ij} (h_i + h_{i-1}) (h_j + h_{j-1})}{2} \times \\ \times \left[\frac{T_{i+1,j}^n - T_{ij}^n}{h_i} + \frac{T_{i-1,j}^n - T_{ij}^n}{h_{i-1}} \right] \quad (3.44)$$

и решение $(n+1)$ -го шага выполняется с заданием токов I'_{ij} . Полученные в результате выполнения данного шага значения $T_{i+1,j}^{n+1}$, T_{ij}^{n+1} и $T_{i-1,j}^{n+1}$ используются для расчета токов I_{ij} по формуле (3.44). В случае существенного расхождения между значениями I'_{ij} и I_{ij} решение $(n+1)$ -го шага повторяется до совпадения значений токов, задающихся на модели при выполнении данного шага и рассчитанных по формуле (3.43) по полученным значениям $T_{i+1,j}^{n+1}$, T_{ij}^{n+1} и $T_{i-1,j}^{n+1}$; таким образом, имеет место итерационный процесс.

Опыт решения тепловых задач на сетках Либмана с источниками [26] показывает, что достаточно выполнить одну — три корректировки токов на каждом шаге, чтобы значения I'_{ij} и I_{ij} практически совпали.

3.3. Моделирование потоков подземных вод переменной плотности

При решении задач о фильтрации подземных вод с переменной плотностью, изменяющейся в зависимости от минерализации, обычно используют понятие приведенного напора

$$H(x, y) = \frac{1}{\gamma_0} \left[P(x, y) + \int_{z_0}^{z(x, y)} \gamma(z) dz \right], \quad (3.45)$$

где $H(x, y)$ — приведенный напор в точке пласта с координатами x, y ; γ_0 — объемная масса пресной воды в нормальных условиях; $P(x, y)$ — пластовое давление в точке с координатами x, y ; $z(x, y)$ — отметка пласта в той же точке; $\gamma(z) = \rho(z)g$ — заданная функция изменения объемной массы воды в пласте (предполагается, что объемная масса воды зависит только от глубины залегания пласта); $\rho(z)$ — плотность; g — ускорение свободного падения.

Многолетняя практика решения фильтрационных задач показала, что результаты расчетов с использованием приведенных напоров часто не дают однозначной картины движения подземных вод. Результаты решений существенно различаются между собой в зависимости от выбора плоскости сравнения и других особенностей методики расчета. Отклонения величин приведенных напоров при этом достигают десятков метров и становятся сопоставимыми с величинами возмущений фильтрационного потока, вызванных естественными границами или эксплуатацией подземных вод; в результате этих расчетов линии тока часто имеют различные направления. Это объясняется тем, что для фильтрационных расчетов используют уравнения, справедливые только для потенциального течения. В реальных условиях плотность воды не всегда является функцией только глубины залегания пласта, а следовательно, фильтрационный поток не имеет потенциала как величины, градиент которой определяет скорость фильтрации.

Плотность воды в условиях загрязнения меняется произвольным образом вдоль пласта в зависимости от содержания в ней солей. При этом однозначное решение фильтрационных задач возможно только при использовании дифференциальных уравнений, описывающих фильтрацию жидкости с учетом изменения ее плотности в пределах пласта [12].

Весьма важным для анализа движения жидкости переменной плотности в реальных водоносных горизонтах является случай фильтрации в пласте, представляющем собой некоторую пластину произвольной формы. Параметры пласта (угол наклона к линии горизонта, плотность и вязкость жидкости в нем, коэффициент проницаемости, мощность, пористость) изменяются от точки к точке, а концентрация растворенных веществ не меняется во времени.

Для получения уравнения фильтрации подземных вод переменной плотности в отдельном водоносном горизонте выберем ортогональную криволинейную систему координат таким образом, чтобы оси x и y были направлены вдоль пласта и не выходили за его пределы. В этом случае это уравнение имеет вид

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{k_n \rho m}{\mu} \left(\frac{\partial P}{\partial x} - \rho q_x \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\frac{k_n \rho m}{\mu} \left(\frac{\partial P}{\partial y} - q_y \rho \right) \right] + \rho W = \frac{\mu^*}{q} \cdot \frac{\partial P}{\partial t}. \quad (3.46)$$

В случае установившегося течения процесс описывается уравнением

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{km}{q} \left(\frac{\partial P}{\partial x} - q_x \rho \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[\frac{km}{q} \left(\frac{\partial P}{\partial y} - q_y \rho \right) \right] + W \rho = 0, \quad (3.47)$$

где k — коэффициент фильтрации, $k = k_n q_0 / \mu$; k_n — коэффициент проницаемости; μ — вязкость жидкости; ρ — плотность жидкости; m — мощность водоносного горизонта; P — пластовое давление; q ,

q_x, q_y — вектор ускорения свободного падения и проекции его на оси x и y соответственно; W — распределенный источник жидкости; μ^* — упругость пласта; t — время.

Уравнение (3.47) имеет единственное решение, если заданы условия на границе области первого, второго или третьего рода:

$$\left. \begin{aligned} P_r &= f_1(x, y); \\ \frac{\partial P}{\partial n} \Big|_r &= f_2(x, y); \\ \alpha P_r + \beta \frac{\partial P}{\partial n} \Big|_r &= f_3(x, y), \end{aligned} \right\} \quad (3.48)$$

где n — направление нормали к поверхности.

Обычно на границе области известно или давление P_r , или количество воды, протекающей через единицу длины границы в единицу времени,

$$q_r = v_n \mu \rho_r, \quad (3.49)$$

где v_n — нормальная к границе области составляющая скорости фильтрации на границе; ρ_r — плотность воды на границе области.

Тогда выражение для граничного условия второго рода имеет вид

$$\frac{\partial P}{\partial n} = - \frac{q_r q}{k m} + q_n \rho_r, \quad (3.50)$$

где $\partial/\partial n$ — оператор производной по внешней нормали к границе области; q_n — проекция вектора ускорения свободного падения на внешнюю нормаль к границе области.

Решение уравнения (3.47) для реальных природных условий численными методами затрудняется тем, что пластовые давления обычно на один порядок больше падений давлений вдоль линий тока и величин изменения давления в результате возмущений при эксплуатации. Используя принцип суперпозиции, можно представить функцию $P(x, y)$ в виде

$$P(x, y) = [H_{pv}(x, y) - L(x, y)] \rho_0 q, \quad (3.51)$$

где $L(x, y)$ — функция, определяющая положение пласта в каждой точке относительно некоторой плоскости сравнения; H_{pv} — относительный напор над плоскостью сравнения.

Подставив соотношение (3.51) в уравнение (3.47), получим

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial x} \left(k m \frac{\partial H_{pv}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k m \frac{\partial H_{pv}}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial x} \left[k m \frac{\partial L}{\partial x} \frac{(\rho_0 - \rho)}{\rho_0} \right] - \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \left[k m \frac{\partial L}{\partial y} \frac{(\rho_0 - \rho)}{\rho_0} \right] + W \frac{\rho}{\rho_0} = 0. \end{aligned} \quad (3.52)$$

Условия по границе области при решении этого уравнения определяются в виде

$$\left. \begin{aligned} H_{pv_r} &= \frac{P_r}{\rho_0 g} + L_r \\ \frac{\partial H_{pv}}{\partial n} &= -\frac{q_r}{km\rho_0} - \frac{(\rho_r - \rho_0)}{\rho_0} \cdot \frac{\partial L}{\partial n} \end{aligned} \right\} \quad (3.53)$$

Из анализа уравнения (3.52) и соотношений (3.53) следует, что если пласт расположен строго горизонтально или если плотность воды в каждой точке области равна ρ_0 , то функция $H_{pv}(x, y)$ совпадает по значению с напором.

Для записи уравнений фильтрации подземных вод переменной плотности в многопластовых системах используется криволинейная ортогональная координатная система x, y, z . В этой системе криволинейные поверхности x, y проходят через осевые точки водоносных горизонтов, а координаты z ортогональны им в каждой точке каждого рассматриваемого пласта.

Полученные уравнения потоков подземных вод переменной плотности приведены в виде, позволяющем использовать для решения задач аналоговую и цифровую вычислительную технику. Задача фильтрации таких подземных вод в большинстве случаев может быть сведена к двумерной задаче в криволинейных координатах для условий пластовой фильтрации и многопластовым системам или к двумерным профильным задачам в декартовых координатах, например при анализе движения в трещиноватых массивах. Применительно к этим случаям разработаны методы моделирования на электрических сеточных моделях.

При использовании электрических сеток дифференциальное уравнение стационарной фильтрации (3.52) аппроксимируется следующим образом [12]:

$$\begin{aligned} & \frac{(h_i + h_{i-1}) km_{i+\frac{1}{2},j}}{2h_i} (H_{pv_{i+1,j}} - H_{pv_{ij}}) + \\ & + \frac{(h_j + h_{j-1}) km_{i-\frac{1}{2},j}}{2h_{i-1}} (H_{pv_{i-1,j}} - H_{pv_{ij}}) + \\ & + \frac{(h_i + h_{i-1}) km_{i,j+\frac{1}{2}}}{2h_j} (H_{pv_{i,j+1}} - H_{pv_{ij}}) + \\ & + \frac{(h_i + h_{i-1}) km_{i,j-\frac{1}{2}}}{2h_{j-1}} (H_{pv_{i,j-1}} - H_{pv_{ij}}) + A_{ij} + W \frac{1}{4} (h_i + h_{i-1}) \times \\ & \times (h_j + h_{j-1}) = 0, \end{aligned} \quad (3.54)$$

где $km_{i+\frac{1}{2},j}$ — усредненное значение проводимости пласта в интервале между точками i, j и $i+1, j$; $H_{\rho v_{ij}}$ — значение функции $H_{\rho v}(xy)$ в точке с координатами i, j ; A_{ij} — дискретная функция координат, которая рассчитывается по формуле

$$\begin{aligned} A_{ij} = & \frac{1}{4h_i} (L_{ij} - L_{i+1,j}) \left[km_{i+1,j} \frac{\rho_0 - \rho_{i+1,j}}{\rho_0} + km_{ij} \frac{\rho_0 - \rho_{ij}}{\rho_0} \right] \times \\ & \times (h_j + h_{j-1}) + \frac{1}{4h_{i-1}} (L_{ij} - L_{i-1,j}) \left[km_{ij} \frac{\rho_0 - \rho_{ij}}{\rho_0} + \right. \\ & \left. + km_{i-1,j} \frac{\rho_0 - \rho_{i-1,j}}{\rho_0} \right] (h_j + h_{j-1}) + \frac{1}{4h_j} (L_{ij} - L_{i,j+1}) \times \\ & \times \left[km_{ij} \frac{\rho_0 - \rho_{ij}}{\rho_0} + km_{i,j+1} \frac{\rho_0 - \rho_{i,j+1}}{\rho_0} \right] (h_i + h_{i-1}) + \\ & + \frac{1}{4h_{j-1}} (L_{ij} - L_{i,j-1}) \left[km_{ij} \frac{\rho_0 - \rho_{ij}}{\rho_0} + km_{i,j-1} \frac{\rho_0 - \rho_{i,j-1}}{\rho_0} \right] (h_i + h_{i-1}). \end{aligned} \quad (3.55)$$

Для каждого узла сетки сопротивления сеточной аналоговой машины справедливо соотношение Кирхгофа

$$\frac{\varphi_{i+1,j} - \varphi_{ij}}{R_{ij}^x} + \frac{\varphi_{i-1,j} - \varphi_{ij}}{R_{i-1,j}^x} + \frac{\varphi_{i,j+1} - \varphi_{ij}}{R_{ij}^y} + \frac{\varphi_{i,j-1} - \varphi_{ij}}{R_{i,j-1}^y} + I_{ij} = 0. \quad (3.56)$$

Из сравнения уравнений (3.54) и (3.56) получим соотношения для расчета параметров сетки сопротивлений при моделировании уравнения (3.52)

$$R_{ij}^x = k_R \frac{2h_i}{(h_j + h_{j-1}) km_{i+\frac{1}{2},j}}; \quad (3.57)$$

$$R_{ij}^y = k_R \frac{2h_i}{(h_i + h_{i-1}) km_{i,j+\frac{1}{2}}}; \quad (3.58)$$

$$\varphi_{ij} = k_\varphi H_{\rho v_{ij}}; \quad (3.59)$$

$$I_{ij} = k_I \left[A_{ij} + \frac{W}{4} (h_i + h_{i-1}) (h_j + h_{j-1}) \right], \quad (3.60)$$

где k_φ , k_I и k_R — коэффициенты, связанные соотношением

$$k_\varphi = k_R k_I. \quad (3.61)$$

Криволинейная форма поверхности моделируемой области, определяющая функцию $L(x, y)$, обычно задается структурной картой водоносного горизонта. Сами же структурные карты яв-

ляются проекцией кровли или подошвы водоносного горизонта на горизонтальную плоскость. Использование структурных карт определяет следующую методику построения и расчета моделей. На структурную карту накладывается координатная сетка модели и определяются проекции шагов разбивки моделируемого пласта на горизонтальную плоскость h'_i и h'_j а также сеточные значения функции L_{ij} . Значения h_i , h_j определяются по формулам

$$h_i = \sqrt{(L_{i+1,j} - L_{ij})^2 + h_i'^2}; \quad h_j = \sqrt{(L_{i,j+1} - L_{ij})^2 + h_j'^2}. \quad (3.62)$$

При малых углах наклона пласта к горизонту (до $5-6^\circ$) расчетные формулы можно упростить, приняв $h'_i \approx h_i$ и $h'_j \approx h_j$.

При расчете граничных условий электрических моделей используется обычная методика расчета сеточных значений граничных условий. Граничные условия первого рода, т. е. давления, или функции H_{pv} , на внутренних и внешних граничных контурах задаются напряжениями

$$\Phi_{ij} = K_\phi H_{pvij} = K_\phi \left(\frac{P_{ij}}{\gamma_0} + L_{ij} \right), \quad (3.63)$$

где Φ_{ij} , H_{pvij} , P_{ij} — электрический потенциал и соответствующие ему значения относительного и пластового давлений граничной узловой точки с координатами ij .

Токи, моделирующие границы второго рода, рассчитывают по формуле

$$\Phi_{ij} = K_i S_{ij} \left[q_{ij} - km \frac{\partial L}{\partial n} \Big|_r (\rho_0 - \rho_r) \right], \quad (3.64)$$

где q_{ij} — единичный расход, средний для отрезка S_{ij} , относящегося к узлу ij .

По результатам решений на модели задач фильтрации подземных вод переменной плотности рассчитывают поля пластовых давлений и векторов скоростей фильтрационного потока.

Расчеты пластовых давлений выполняются по формуле

$$P_{ij} = -L_{ij} + K_\phi \Phi_{ij} = K_\phi H_{pvij} - L_{ij}. \quad (3.65)$$

Для определения поля векторов скоростей потока подземных вод переменной плотности выполняются расчеты векторов скорости фильтрации для каждой узловой точки модели по формулам

$$\left. \begin{aligned} v_{ij}^x &= -k_{ij} \left(\frac{P_{i+1,j} - P_{i-1,j}}{h_i + h_{i-1}} - q_{xij} \rho_{ij} \right), \\ v_{ij}^y &= -k_{ij} \left(\frac{P_{i,j+1} - P_{i,j-1}}{h_j + h_{j-1}} - q_{yij} \rho_{ij} \right), \end{aligned} \right\} \quad (3.66)$$

которые представляют собой закон Дарси в конечно-разностном виде.

Проекции вектора скорости фильтрации можно также рассчитывать, используя сеточную функцию относительных давлений H_{pv}

$$\left. \begin{aligned} v_{x_{ij}} &= -\frac{k\rho_0}{\rho_{ij}} \cdot \frac{H_{pvi+1,j} - H_{pvi-1,j}}{h_i + h_{i-1}} + \frac{k(\rho_0 - \rho_{ij})}{\rho_{ij}} \times \\ &\times \frac{L_{i+1,j} - L_{i-1,j}}{h_i + h_{i-1}}; \\ v_{y_{ij}} &= -\frac{k\rho_0}{\rho_{ij}} \cdot \frac{H_{pvi,j+1} - H_{pvi,j-1}}{h_j + h_{j-1}} + \frac{k(\rho_0 - \rho_{ij})}{\rho_{ij}} \times \\ &\times \frac{L_{i,j+1} - L_{i,j-1}}{h_j + h_{j-1}}. \end{aligned} \right\} \quad (3.67)$$

Результаты моделирования обычно представляют в виде схематической карты изолиний пластовых давлений и векторов скоростей или расходов фильтрационного потока в узловых точках сетки модели.

4. ОСНОВНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ МЕТОДИКИ ПРОГНОЗА КАЧЕСТВА ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА УЧАСТКАХ ВОДОЗАБОРОВ

4.1. Условия загрязнения подземных вод на участке водозабора

Характер движения загрязненных подземных вод к участку водозабора зависит от разных факторов: типа водозаборного сооружения, граничных условий водоносного горизонта, наличия или отсутствия естественного движения подземных вод, фильтрационной неоднородности пород (плановой и слоистой). Важнейшим фактором является естественное движение подземных вод, определяющее размеры области питания (области захвата) водозаборного сооружения. Под область питания понимается площадь водоносного горизонта, в пределах которой линии тока подземных вод направлены непосредственно к водозаборному сооружению. Вне области питания линии тока минуя водозаборное сооружение.

Условия загрязнения подземных вод на участке водозабора принципиально различаются в зависимости от наличия или отсутствия естественного движения подземных вод, характеризуемого скоростью фильтрации $v_c = ki_c$, где k — коэффициент фильтрации водоносных пород, а i_c — уклон естественного потока. При отсутствии естественного движения подземных вод (условия бассейна при $v_c = 0$) область питания водозаборного сооружения распространяется на весь пласт и движение подземных вод к участку водозабора происходит из любой точки пласта. Поэтому если в таком пласте содержатся загрязненные воды, то они рано или поздно достигнут водозаборного сооружения. В этом случае условия загрязнения подземных вод на участке водозабора будут определяться временем продвижения к нему загрязненных вод и последующим изменением качества воды на водозаборном сооружении.

При наличии естественного движения подземных вод (условия потока при $v_c \neq 0$) в пласте формируется примыкающая к водозаборному сооружению и локализованная область питания, отделенная от остальной части водоносного пласта нейтральной линией тока. Область питания водозаборного сооружения по оси x ограничена водораздельной точкой A вниз по потоку и неограниченно простирается вверх по потоку. Под длиной области питания x_d понимается расстояние от водозаборного сооружения до точки A . Ширина области питания увеличивается вверх по потоку подземных вод, в водораздельной точке A она равна нулю. Длина

и ширина области питания определяют ее размеры. Размеры области питания, и прежде всего положение водораздельной точки А, зависят от соотношения отбора воды и расхода естественного потока, вида водозаборного сооружения и граничных условий водоносного горизонта. Чем больше расход водозаборного сооружения и чем меньше скорость фильтрации естественного потока подземных вод, тем больше размеры (длина и ширина) области питания, и, наоборот, область питания тем меньше, чем меньше расход водозаборного сооружения и чем больше скорость естественного потока подземных вод.

Отметим, что понятия «область питания» и «область влияния» водозаборного сооружения имеют различный смысл. Если область питания характеризует площадь водоносного горизонта, на которой подземные воды движутся к водозаборному сооружению, то область влияния характеризует площадь водоносного горизонта, на которой происходит снижение уровня подземных вод вследствие их отбора. В условиях бассейна эти области совпадают, а в условиях потока область питания составляет часть области влияния. В общем случае область питания меньше области влияния.

Возможность загрязнения подземных вод на участке водозабора зависит от того, захватывается ли зона загрязненных вод областью питания водозаборного сооружения (рис. 11). Поступление загрязненных вод к водозаборному сооружению возможно только в том случае, когда они оказываются внутри его области питания. В противном случае загрязненные воды не попадут к водозаборному сооружению.

Таким образом, прогноз качества подземных вод на участке водозабора при наличии в пласте загрязненных или природных некондиционных вод включает определение: 1) возможности захвата загрязненных вод областью питания водозаборного сооружения; 2) времени подтягивания загрязненных вод к участку водозабора; 3) изменения качества воды на водозаборном сооружении после начала подтягивания к нему загрязненных вод и их смешения с чистыми подземными водами.

Необходимость выполнения всех трех оценок или некоторых из них зависит от конкретных условий. Так, если доказано, что область питания не захватывает зону загрязненных или природных некондиционных вод и, следовательно, эти воды вообще не могут подтянуться к водозаборному сооружению, то две другие оценки уже не имеют смысла. Если область питания захватывает загрязненные воды, то должна быть выполнена оценка времени подтягивания к водозаборному сооружению первых порций загрязненных вод. В результате такой оценки может оказаться, что время подтягивания загрязненных вод больше срока работы водозаборного сооружения (или срока, на который рассчитаны эксплуатационные запасы). Тогда отпадает необходимость выполнения оценок изменения во времени качества воды на водозаборном сооружении вследствие смешения чистых подземных вод

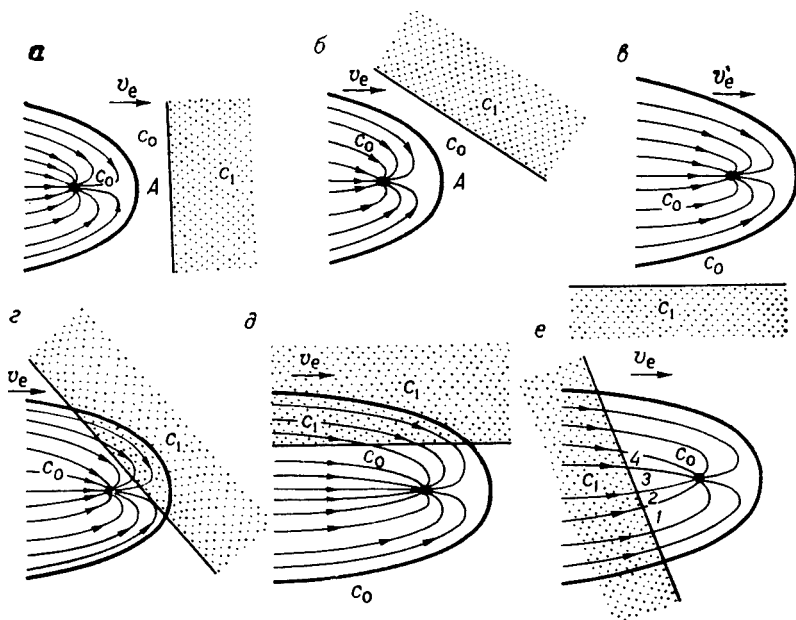


Рис. 11. Условия захвата загрязненных вод областью питания водозаборного сооружения при различных положениях границы раздела. Загрязненные воды с минерализацией c_1 : а, б, в — не попадают в область питания; г, д, е — попадают

и подтягиваемых загрязненных вод. И наоборот, если время подтягивания первых порций загрязненных вод меньше срока работы водозабора, то должны быть выполнены оценки изменения во времени (на период срока работы водозаборного сооружения) качества отбираемой воды.

Изложенное относится к условиям наличия естественного потока подземных вод. Если же естественный поток отсутствует или он настолько мал, что им можно пренебречь, то прогноз качества воды на водозаборном сооружении сводится к оценкам времени подтягивания загрязненных вод и последующему изменению во времени качества отбираемой воды.

Основными типами централизованных водозаборов являются артезианские водозаборы платформенных областей и водозаборы речных долин. Соответственно наиболее частыми типовыми схемами водоносных горизонтов являются не ограниченный по площади водоносный горизонт и полуограниченный по площади водоносный горизонт с контуром постоянного напора. Для этих схем ниже приводятся основные расчетные зависимости. Методика расчетов движения загрязненных вод к водозаборному сооружению и прогноза качества воды на нем подробно изложена в работах [3, 6, 14]. Отметим, что аналитические решения получены для наиболее простых случаев. В сложных гидрогеологических

условиях используются графоаналитические методы и моделирование. Ниже рассматриваются вопросы прогноза качества подземных вод на водозаборном сооружении, работающем с постоянным дебитом и вскрывающем водоносный горизонт на полную мощность.

4.2. Оценка возможности захвата загрязненных вод водозаборным сооружением

Возможность захвата загрязненных подземных вод водозаборным сооружением определяется по положению области питания и, в частности, водораздельной точки A относительно контура загрязненных вод.

Неограниченный по площади водоносный горизонт

Пусть имеется одиночная скважина с дебитом Q или сосредоточенная на площади группа скважин с суммарным дебитом Q , работающая в водоносном пласте средней мощности m . Начало координат помещено в точке расположения скважины или в центре группы скважин. Естественный поток подземных вод со скоростью фильтрации v_e направлен в отрицательном направлении оси x (рис. 12). Размеры области питания MAN определяются:

$$1) \text{ положением водораздельной точки } A \text{ вниз по потоку} \\ x_A = Q / (2\pi m k i_e); \quad (4.1)$$

$$2) \text{ шириной области питания на линии скважины } y_0, \\ y_0 = Q / (4\pi k i_e) \quad (4.2)$$

$$\text{и на большом удалении от скважины } y_\infty \text{ вверх по потоку} \\ y_\infty = Q / (2\pi k i_e), \quad (4.3)$$

где k — коэффициент фильтрации; i_e — градиент естественного потока.

Величины y_0 и y_∞ определяют половину ширины области питания, так как она расположена симметрично относительно оси x ; полная ширина характеризуется удвоенными значениями y_0 и y_∞ . Если граница загрязненных вод проходит вниз по потоку на расстоянии от скважины, большем x_A , или сбоку на расстоянии от оси y , большем y_∞ , то загрязненные воды не будут захвачены областью питания водозаборного сооружения.

Для линейного ряда скважин большой длины, фрагмент которого приведен на рис. 13, положение водораздельной точки A на оси x определяется выражением

$$x_A = \frac{\sigma}{\pi} \operatorname{arth} \frac{Q_0}{2\pi \sigma k i_e}, \quad (4.4)$$

где σ — расстояние между скважинами в ряду (ось y совпадает с линией ряда, ось x направлена по потоку, начало координат со-

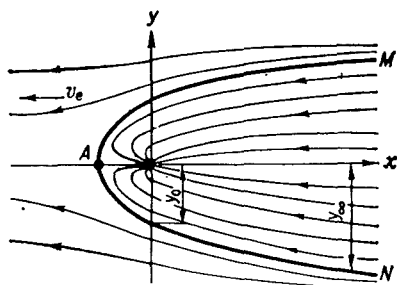


Рис. 12. Область питания одиночной скважины в неограниченном по площади водоносном горизонте

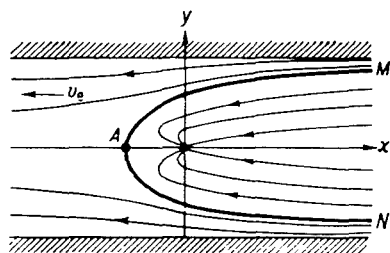


Рис. 13. Положение водораздельной точки A области питания для фрагмента линейного ряда скважин в неограниченном по площади водоносном горизонте

впадает с одной из скважин ряда); Q_0 — дебит отдельной скважины ряда.

Из выражения (4.4) следует, что водораздельная точка образуется только при условии

$$Q_0 < 2\sigma v_e t, \text{ или } Q_0 / (2\sigma t) < v_e. \quad (4.5)$$

С увеличением расстояния σ длина области питания приближается к длине области питания в случае одиночной скважины. В работе [6] было показано, что при $\sigma \rightarrow \infty$ формула (4.4) переходит в (4.1).

Полуограниченный по площади водоносный горизонт с контуром постоянного напора (река)

Для одиночной скважины или сосредоточенной на площади группы скважин, расположенной на оси x на расстоянии d от реки (ось y совпадает с контуром реки), положение водораздельной точки на оси x равно (рис. 14, а, б):

когда естественный поток подземных вод направлен от реки,

$$x_A = \sqrt{d^2 + \frac{Qd}{\pi m k i_e}}, \quad (4.6)$$

когда естественный поток направлен к реке,

$$x_A = \sqrt{d^2 - \frac{Qd}{\pi m k i_e}}. \quad (4.7)$$

Для линейного ряда большой длины, расположенного параллельно реке на расстоянии d от нее (ось y совпадает с рекой), положение водораздельной точки на оси x равно (рис. 15):

когда естественный поток направлен от реки,

$$x_A = \frac{\sigma}{2\pi} \operatorname{arch} \left(\frac{Q_0}{m \sigma k i_e} \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma} + \operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} \right), \quad (4.8)$$

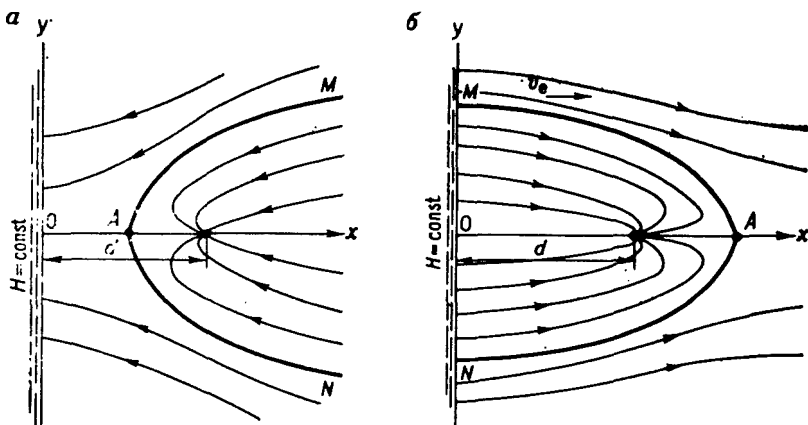


Рис. 14. Область питания одиночной скважины в полуограниченном водоносном горизонте (в долине реки); поток направлен: а — к реке; б — от реки

когда естественный поток направлен к реке,

$$x_A = \frac{\sigma}{2\pi} \operatorname{arch} \left(\operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{Q_0}{\operatorname{maki}_e} \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma} \right). \quad (4.9)$$

Следует отметить, что в рассматриваемой схеме полуограниченного пласта положение водораздельной точки A отсчитывается не от скважины, а от контура реки, с которым совпадает ось y . Поэтому длина области питания водозаборного сооружения в случае потока, направленного от реки, равна

$$x'_A = x_A - d, \quad (4.10)$$

а в случае потока, направленного к реке,

$$x'_A = d - x_A. \quad (4.11)$$

Длина области питания в полуограниченном пласте всегда меньше длины области питания в неограниченном пласте.

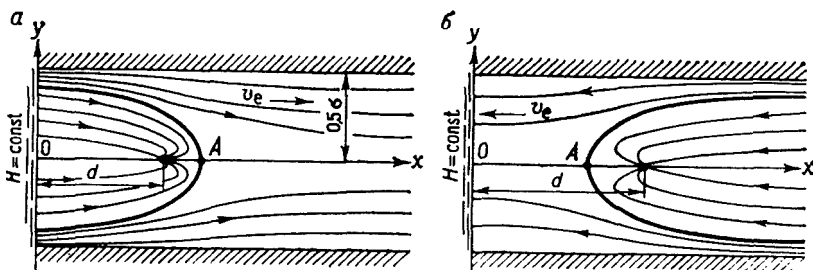


Рис. 15. Область питания отдельной скважины линейного ряда в полуограниченном по площади водоносном горизонте (у реки); поток направлен: а — от реки; б — к реке

Выражения (4.8) и (4.9) можно упростить путем замены гиперболических косинусов через натуральные логарифмы. Соответственно имеем вместо (4.8)

$$x_A = d + \frac{\sigma}{2\pi} \ln \left(\frac{Q_0}{m\sigma k_{ie}} + 1 \right) \quad (4.12)$$

и вместо (4.9)

$$x_A = d + \frac{\sigma}{2\pi} \ln \left(1 - \frac{Q_0}{m\sigma k_{ie}} \right). \quad (4.13)$$

Так как водораздельная точка между рядом скважин и рекой в случае естественного потока, направленного к реке, образуется (как это будет показано ниже) при $Q_0 < m\sigma k_{ie}$, то подлогарифменное выражение в формуле (4.13) всегда положительно.

Когда естественный поток подземных вод направлен к реке, водораздельная точка формируется между водозаборным сооружением и контуром питания. С ростом водоотбора (или уменьшением расхода естественного потока) она будет приближаться к контуру постоянного напора.

Для одиночной скважины или сосредоточенной на площади группы скважин критериями, определяющими положение водораздельной точки A по отношению к контуру постоянного напора (реке), являются соответственно следующие соотношения:

$$\begin{aligned} \text{при } x_A > 0 \quad Q/(\pi m d k_{ie}) &< 1; \\ \text{при } x_A = 0 \quad Q/(\pi m d k_{ie}) &= 1; \\ \text{при } x_A < 0 \quad Q/(\pi m d k_{ie}) &> 1. \end{aligned} \quad (4.14)$$

Аналогичными критериями для линейного ряда скважин являются

$$\frac{Q_0 \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma}}{m k_{ie} \sigma \left(\operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} - 1 \right)} \leq 1; \quad (4.15)$$

если $d \geq \sigma$, то вместо выражения (4.15) можно записать

$$Q_0/(m\sigma k_{ie}) \leq 1. \quad (4.16)$$

Условиями, когда начинается движение воды со стороны контура постоянного напора к водозаборному сооружению, являются:
для одиночной скважины

$$Q/(\pi m d k_{ie}) > 1; \quad (4.17)$$

для линейного ряда скважин

$$\frac{Q_0 \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma}}{m k_{ie} \sigma \left(\operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} - 1 \right)} > 1 \quad \text{или приблизительно} \quad \frac{Q_0}{m\sigma k_{ie}} > 1. \quad (4.18)$$

Формулами (4.17) и (4.18) определяется, в частности, возможность подтягивания морских вод к водозаборному сооружению в прибрежной зоне.

4.3. Оценка времени подтягивания загрязненных вод к водозаборному сооружению

Не ограниченный по площади однородный водоносный горизонт

Одинокная скважина или сосредоточенная на площади группа скважин. Водозабор расположен на расстоянии x_1 от прямолинейной границы загрязненных вод. Начало координат совпадает с центром водозабора. Для условий бассейна время движения загрязненных вод по кратчайшему расстоянию (оси x) от начального положения x_1 до отметки x_2 определяется по формуле

$$t = (\pi m n_0 / Q) (x_1^2 - x_2^2), \quad (4.19)$$

где n_0 — пористость водоносных пород.

Если требуется найти время поступления к водозабору первых порций загрязненной воды, то в формуле (4.19) в качестве x_2 принимается радиус скважины r_c , и тогда, полагая $r_c \approx 0$, получим

$$t = \pi m n_0 x_1^2 / Q. \quad (4.20)$$

Время движения загрязненных вод от любой другой точки границы раздела равно

$$t = (\pi m n_0 / Q) (r_1^2 - r_2^2), \quad (4.21)$$

где r_1 и r_2 — соответственно начальное и конечное положение точки; $r_1 = \sqrt{x_1^2 + y_1^2}$ и $r_2 = \sqrt{x_2^2 + y_2^2}$.

Если имеется сосредоточенная на площади группа скважин, то она может быть заменена в расчетах одной скважиной с дебитом, равным суммарному дебиту группы скважин, и расположенной в центре тяжести группового водозаборного сооружения. Центр тяжести группы скважин находится по распределению их дебитов и расстояний от начала координат.

Координаты центра тяжести группового водозаборного сооружения находятся по формулам

$$x_c = \frac{x_1 Q_1 + x_2 Q_2 + \dots + x_n Q_n}{Q_1 + Q_2 + \dots + Q_n}, \quad (4.22)$$

$$y_c = \frac{y_1 Q_1 + y_2 Q_2 + \dots + y_n Q_n}{Q_1 + Q_2 + \dots + Q_n}, \quad (4.23)$$

где $x_1, y_1, x_2, y_2, \dots, x_n, y_n$ — координаты отдельных скважин; $Q_1, Q_2, \dots, Q_n$ — дебиты этих скважин.

Условия «потока». Если естественный поток подземных вод параллелен оси x (см. рис. 11), то время движения частицы жид-

кости внутри области питания по любой линии тока до скважины, расположенной в начале координат, определяется по формуле

$$t = \frac{n_0}{v_e} \left(x_1 - x_A \ln \left| \cos \frac{y_1}{x_A} + \frac{x_1}{y_1} \sin \frac{y_1}{x_A} \right| \right). \quad (4.24)$$

где x_1 и y_1 — координаты начального положения частицы жидкости; x_A находится по формуле (4.1). Если загрязненные воды захватываются областью питания, то по формуле (4.24) можно рассчитать время, за которое подтянется к скважине любая точка границы загрязненных вод внутри области питания.

Время движения частицы жидкости по оси x от начального положения x_1 до скважины находится по формуле Тейса

$$t = \frac{n_0}{v_e} \left[x_1 - x_A \ln \left(\frac{x_1}{x_A} + 1 \right) \right]. \quad (4.25)$$

Формула (4.25) может быть получена из формулы (4.24) посредством предельного перехода при $y \rightarrow 0$.

Если граница загрязненных вод пересекает ось x и перпендикулярна к ней, то формула (4.25) дает время движения загрязненных вод по кратчайшему расстоянию до скважины, а следовательно, время поступления к скважине первых порций загрязненных вод. В случае, когда граница загрязненных вод проходит в области положительных значений x и движение частицы жидкости по оси x происходит по направлению естественного потока, абсцисса x_1 фиксированной частицы берется со знаком плюс, и наоборот. Так как x_1 в области отрицательных значений оси x по абсолютной величине не может быть больше x_A , то, несмотря на то что значение x_1/x_A отрицательно, подлогарифменное выражение в формуле (4.25) всегда положительно. Время подтягивания загрязненных вод к скважине по потоку (из области положительных значений x) всегда меньше времени подтягивания с таких же по величине отметок оси x против потока (из области отрицательных значений x). Время подтягивания загрязненных вод к скважине в условиях бассейна, определяемое по формуле (4.21), заключено между этими двумя значениями. Если граница загрязненных вод пересекает ось x , но не перпендикулярна к ней, то время движения по оси x необязательно будет временем начала поступления загрязненных вод к скважине. В этом случае необходимо рассчитать по формуле (4.25) время подтягивания частицы с границы раздела, лежащей на оси x , а затем по формуле (4.24) найти время подтягивания к скважине других частиц с границы раздела, не лежащих на оси x . Результаты расчета позволят оценить минимальное время, т. е. начало поступления загрязненных вод к скважине.

Неограниченный линейный ряд скважин. Если длина ряда в пять-шесть раз больше расстояния до параллельной ему границы загрязненных вод, то такой ряд при расчетах времени подтягивания загрязненных вод можно рассматривать как бесконечный.

Для условий бассейна время движения загрязненных вод по оси x , проходящей через одну из скважин ряда перпендикулярно к границе загрязненных вод, от начальной отметки x_1 до отметки x_2 определяется по формуле

$$t = \frac{2n_0 m \sigma^2}{\pi Q_0} \ln \frac{\operatorname{ch}(\pi x_1 / \sigma)}{\operatorname{ch}(\pi x_2 / \sigma)}, \quad (4.26)$$

где σ — расстояние между скважинами в ряду; Q_0 — дебит отдельной скважины; ось y совпадает с линией ряда.

Если необходимо определить время подтягивания загрязненных вод к водозабору, то $x_2 = r_c \approx 0$ (где r_c — радиус скважины ряда) и

$$t = \frac{2n_0 m \sigma^2}{\pi Q_0} \ln \operatorname{ch} \frac{\pi x_1}{\sigma}. \quad (4.27)$$

При $x_1 / \sigma > 2,5$ приближенно имеем

$$t = 2n_0 m \sigma x_1 / Q_0. \quad (4.28)$$

Для условий потока, когда граница загрязненных вод расположена выше по потоку, время продвижения загрязненных вод к водозабору может быть приближенно вычислено по формуле

$$t_1 = \frac{n_0 \Delta x_1}{(Q_0 / 2m\sigma) + v_e}. \quad (4.29)$$

Ограниченный линейный ряд скважин. Рассмотрим линейный ряд длиной $2l$; ось y проходит по линии ряда, ось x — через его середину.

Если линейный ряд расположен перпендикулярно к естественному потоку подземных вод, то скорость движения по главной линии тока (оси x) описывается зависимостью [14]

$$v_x = \frac{Q}{2\pi n_0 l m} \operatorname{arctg} \frac{l}{x} \pm \frac{v_e}{n_0}, \quad (4.30)$$

где Q — суммарный дебит линейного ряда. Знак плюс или минус перед вторым слагаемым берется в зависимости от того, находится граница загрязненных вод выше или ниже ряда скважин по потоку. Если естественный поток незначителен и им можно пренебречь, то в формуле (4.20) второе слагаемое принимается равным нулю.

Скорость в точках оси y за пределами ряда в условиях бассейна равна

$$v_y = -\frac{Q}{4\pi n_0 l m} \ln \frac{y+l}{y-l}. \quad (4.31)$$

При наличии естественного потока подземных вод, направленного вдоль ряда по оси y , и скорости v_y прибавляется или вычитается скорость естественного потока v_e в зависимости от того, располагается граница загрязненных вод выше или ниже ряда по потоку.

Полуограниченный по площади однородный водоносный горизонт с контуром постоянного напора

Одиночная скважина. Пусть одиночная скважина, работающая с постоянным дебитом Q , расположена на оси x на расстоянии d от контура постоянного напора (река), а ось y совпадает с контуром. В условиях бассейна время движения загрязненных вод по оси x от начального положения x_1 до скважины равно

$$t = \frac{\pi n_0 m d^2}{3Q} \left[2 + \left(\frac{x_1}{d} \right)^3 - 3 \frac{x_1}{d} \right]. \quad (4.32)$$

Если граница загрязненных вод располагается между скважиной и рекой, то $x_1 < d$, если с противоположной стороны, то $x_1 > d$. Когда граница загрязненных вод совпадает с контуром реки, то $x_1 = 0$ и формула (4.32) принимает вид

$$t = 2\pi m n_0 d^2 (3Q). \quad (4.33)$$

Если сравнить формулы (4.33) и (4.20), то видно, что время подтягивания загрязненных вод от контура реки до скважины (т. е. на расстояние d) в 1,5 раза меньше времени подтягивания с такого же расстояния в условиях не ограниченного по площади водоносного горизонта. Наоборот, время подтягивания загрязненных вод к скважине у реки, но с противоположной стороны (т. е. с отметки $x_1 = 2d$) в 1,33 раза больше аналогичного времени в не ограниченном по площади водоносном горизонте.

В условиях естественного потока подземных вод, направленного от контура питания по оси x , время движения загрязненных вод к скважине определяется зависимостью

$$t = \frac{n_0}{v_e} \left[(d - x_1) - \frac{x_A^2 - d^2}{2x_A} \ln \frac{(x_A + d)(x_A - x_1)}{(x_A - d)(x_A + x_1)} \right], \quad (4.34)$$

где x_1 — исходное положение границы загрязненных вод. Если движение загрязненных вод происходит со стороны контура, то $0 < x_1 < d$, если же с противоположной стороны, то $d < x_1 < x_A$, где x_A — положение водораздельной точки, определяемое по формуле (4.6). Если граница загрязненных вод совпадает с контуром постоянного напора ($x_1 = 0$), то

$$t = \frac{n_0}{v_e} \left(d - \frac{x_A^2 - d^2}{2x_A} \ln \frac{x_A + d}{x_A - d} \right). \quad (4.35)$$

Когда естественный поток подземных вод направлен к контуру постоянного напора, то время подтягивания загрязненных вод к скважине от начального положения x_1 находится по формуле

$$t = \frac{n_0}{v_e} \left[\frac{d^2 - x_A^2}{x_A} \left(\operatorname{arctg} \frac{d}{x_A} - \operatorname{arctg} \frac{x_1}{x_A} \right) + x_1 - d \right], \quad (4.36)$$

где x_A определяется зависимостью (4.7).

Линейный ряд скважин. В случае неограниченного по длине линейного ряда скважин, расположенного параллельно контуру постоянного напора и на расстоянии d от него (ось y совпадает с контуром, ось x перпендикулярна к ряду), время продвижения загрязненных вод в условиях бассейна от начального положения x_1 до ряда равно

$$t = \frac{n_0 \sigma m}{Q_0} \left\{ (d - x_1) \operatorname{cth} \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{\sigma}{2\pi} \left[1 - \frac{\operatorname{sh} (2\pi x_1 / \sigma)}{\operatorname{sh} (2\pi d / \sigma)} \right] \right\}. \quad (4.37)$$

Если движение загрязненных вод происходит непосредственно от контура питания (реки), то $x_1 = 0$ и тогда имеем

$$t = \frac{n_0 \sigma m}{Q_0} \left(d \operatorname{cth} \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{\sigma}{2\pi} \right). \quad (4.38)$$

При $2\pi d / \sigma \geq 2$ и $2\pi x_1 / \sigma \geq 2$ формулы (4.37) и (4.38) упрощаются и записываются в виде

$$t = \frac{n \sigma m}{Q_0} \left\{ d - x_1 - \frac{\sigma}{2\pi} [1 - e^{2\pi (x_1 - d) / \sigma}] \right\}, \quad (4.39)$$

$$t = \frac{n \sigma m}{Q_0} \left(d - \frac{\sigma}{2\pi} \right). \quad (4.40)$$

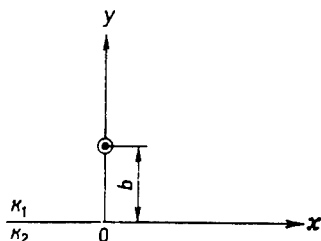
Анализ формулы (4.37) показал следующее. 1. Движение подземных вод к ряду со стороны реки происходит во много раз быстрее, чем с противоположной стороны. 2. Время движения частиц жидкости к линейному ряду существенно зависит от расстояния между скважинами в ряду и с увеличением его приближается ко времени движения к одиночной скважине у реки, дебит которой равен дебиту отдельной скважины ряда. При этом если фиксированная частица жидкости движется к линейному ряду со стороны реки, то время, за которое оно подойдет к водозаборному сооружению, будет меньше аналогичного времени движения к одиночной скважине у реки. 3. И наоборот, если движение частицы жидкости происходит с противоположной стороны (с отметок $x_1 > d$), то время движения к линейному ряду будет больше, чем к одиночной скважине, работающей с тем же дебитом, что и отдельная скважина ряда. Это обусловлено тем, что в случае линейного ряда скважин практически весь приток подземных вод к нему происходит со стороны реки и плотность линий тока на противоположной стороне от ряда очень низка. 4. При работе одиночной скважины ее дебит обеспечивается не только за счет притока из реки, но и за счет подземных вод, поступающих со стороны берега.

Неоднородный водоносный горизонт

Неоднородный в плане водоносный горизонт. Пусть неограниченный по площади водоносный горизонт разделен прямолинейной границей раздела на две зоны (полуплоскости), различаю-

Рис. 16.

Скважина в неоднородном по фильтрационным свойствам водоносном горизонте



щиеся по фильтрационным свойствам (рис. 16): зону I с коэффициентом фильтрации k_1 и зону II с коэффициентом фильтрации k_2 .

В зоне I имеется скважина, работающая с постоянным дебитом Q . Скважина расположена на оси y , на расстоянии b от границы неоднородности; ось x проходит по границе неоднородности. На границе раздела линии тока преломляются и только линия тока, совпадающая с осью y , не испытывает преломления.

Степень неоднородности пласта характеризует коэффициент $\alpha = (k_1 - k_2) / (k_1 + k_2)$, абсолютная величина которого изменяется в пределах $0 \leq \alpha \leq 1$. Экстремальным значениям $\alpha = 0$, -1 и 1 соответствуют пласты: однородный неограниченный ($k_1 = k_2$), полуограниченный с контуром постоянного напора ($k_2 = \infty$) и полуограниченный с непроницаемым контуром ($k_2 = 0$).

Время движения частицы жидкости к скважине вдоль оси y (главной линии тока) от начальной точки y_1 до точки y_2 определяется по следующим формулам [7]:

в зоне I

$$t_1 = \frac{2\pi m}{Q(1+\alpha)} \left[\frac{y_1^2 - y_2^2}{2} - b \frac{1-\alpha}{1+\alpha} (y_1 - y_2) - \frac{4ab^2}{(1+\alpha)^2} \ln \frac{y_1 + b \frac{1-\alpha}{1+\alpha}}{y_2 + b \frac{1-\alpha}{1+\alpha}} \right]; \quad (4.41)$$

в зоне II

$$t_2 = \frac{2\pi m}{Q(1-\alpha)} \left[\frac{1}{2} (y_1^2 - y_2^2) - b (y_1 - y_2) \right]. \quad (4.42)$$

Если граница загрязненных вод проходит в зоне I, то время ее продвижения до скважины находится по формуле (4.41), а если в зоне II, то сначала по формуле (4.42) определяется время перемещения загрязненных вод до границы неоднородности, а затем по формуле (4.41) — время их продвижения от границы неоднородности до водозаборного сооружения.

При $k_1/k_2 \leq 10$ скорости фильтрации в области, примыкающей к скважине, незначительно отличаются от скоростей фильтрации в однородном пласте с коэффициентом фильтрации k_1 . Указанная

область характеризуется размерами: по оси y расстояние равно $0,5b$ (в сторону границы неоднородности) и $0,7b$ (в противоположную сторону); вдоль прямой $y = b$, параллельной оси x , расстояние равно $1,5b$ в обе стороны от скважины. В пределах этой области расчеты времени движения подземных вод к скважине приближенно можно производить по формулам для однородного пласта (максимальная погрешность не превышает 20 %).

При $k_1/k_2 \geq 10$ распределение скоростей в точках оси y зоны I практически не отличается от распределения скоростей в полуограниченном пласте с непроницаемым контуром. Поэтому для прогноза движения загрязненных вод по главной линии тока (оси y) в зоне I границу неоднородности в этих условиях можно принимать в качестве непроницаемого контура. Расчетные формулы для пласта с непроницаемой границей приводятся в работе [24].

Слоистый водоносный горизонт. Рассмотрим два водоносных горизонта (верхний I и нижний II), разделенных непроницаемым пропластком и эксплуатируемых одним водозаборным сооружением (одиночной скважиной или компактно расположенной группой скважин) с дебитом Q .

Мощности, коэффициенты фильтрации и пористости верхнего и нижнего горизонтов обозначим соответственно m_1 , k_1 , n_1 и m_2 , k_2 , n_2 . Водозаборная скважина полностью вскрывает верхний и нижний горизонты.

Приток из каждого горизонта в скважину пропорционален его водопроводимости. Составляющая дебита скважины за счет притока из верхнего горизонта равна

$$Q_1 = Q \frac{k_1 m_1}{k_1 m_1 + k_2 m_2}; \quad (4.43)$$

из нижнего горизонта —

$$Q_2 = Q \frac{k_2 m_2}{k_1 m_1 + k_2 m_2}. \quad (4.44)$$

Если граница загрязненных вод в верхнем горизонте проходит на расстоянии x_1 от скважины, а в нижнем горизонте — на расстоянии x_2 , то время, за которое в каждом горизонте загрязненные воды подтянутся к скважине в условиях бассейна, составит

$$t_1 = \frac{\pi n_1 x_1^2 (k_1 m_1 + k_2 m_2)}{Q k_1}, \quad (4.45)$$

$$t_2 = \frac{\pi n_2 x_2^2 (k_1 m_1 + k_2 m_2)}{Q k_2}. \quad (4.46)$$

В условиях естественного потока подземных вод в каждом горизонте формируется своя область питания скважины, размеры которой составляют:

для верхнего горизонта

$$x_A = \frac{Qk_1}{2\pi (k_1 m_1 + k_2 m_2) v_{e_1}}, \quad y_0 = \frac{Qk_1}{4 (k_1 m_1 + k_2 m_2) v_{e_1}},$$

$$y_\infty = \frac{Qk_1}{2 (k_1 m_1 + k_2 m_2) v_{e_1}}; \quad (4.47)$$

для нижнего горизонта

$$x_A = \frac{Qk_2}{2\pi (k_1 m_1 + k_2 m_2) v_{e_1}}, \quad y_0 = \frac{Qk_2}{2\pi (k_1 m_1 + k_2 m_2) v_{e_1}},$$

$$y_\infty = \frac{Qk_2}{2 (k_1 m_1 + k_2 m_2) v_{e_1}}. \quad (4.48)$$

Время движения загрязненных вод к скважине внутри области питания для каждого горизонта определяется по формулам (4.24) или (4.25) подстановкой в них соответствующих расходов подземных вод согласно формулам (4.43) и (4.44).

4.4. Оценка изменения качества отбираемой воды

После поступления к водозаборному сооружению первых порций загрязненных или природных некондиционных вод начнется изменение качества отбираемых вод в результате смешения некондиционных и пресных подземных вод. Качество воды на водозаборном сооружении можно оценивать по любому из показателей качества вод питьевого назначения. Ниже в качестве показателя качества воды принята ее минерализация.

Отметим, что прогноз изменения качества отбираемой воды наиболее актуален в случае подтягивания к водозаборному сооружению природных некондиционных вод. Он может оказаться необходимым также при наличии в пласте загрязненных вод техногенного происхождения с относительно невысокой интенсивностью загрязнения (степень загрязнения II_a) и не содержащих токсичных веществ. При наличии в пласте сильно загрязненных и содержащих токсичные вещества вод достаточно ограничиться оценкой времени их подтягивания к водозаборному сооружению.

Ниже приводятся некоторые расчетные зависимости для оценки качества отбираемой воды.

Одинокная скважина в неограниченном по площади водоносном горизонте

Скважина расположена в зоне пресных вод с минерализацией c_0 на расстоянии x_1 от прямолинейной границы некондиционных вод с минерализацией c_1 . Таким образом, водоносный горизонт состоит из двух полуплоскостей: пресных и некондиционных вод. Рассмотрим условия бассейна.

В процессе отбора пресных подземных вод граница некондиционных вод начинает продвигаться к скважине. Быстрее всего некондиционные воды движутся по кратчайшему направлению от границы до скважины (по оси x), образуя вытянутый в этом направлении «язык» некондиционных вод. Время, за которое они достигнут скважины (время прихода частицы B), определяется по формуле (4.20). После этого в скважине начнется смешение пресных и некондиционных вод, причем доля последних будет постепенно возрастать в дебите водозабора по мере расширения фронта поступления некондиционных вод.

Изменение минерализации воды в скважине в результате смешения пресных и некондиционных вод определяется зависимостью

$$c = c_0 + \frac{c_1 - c_0}{\pi} \arccos \sqrt{\frac{T}{t}}, \quad (4.49)$$

где T — время поступления в скважину первых порций некондиционных вод; t — текущее время. Выражение (4.49) действительно при $t > T$. Зная минерализации пресных и некондиционных вод и время T поступления первых порций некондиционных вод, можно по формуле (4.49) прогнозировать на последующие моменты времени $t > T$ минерализацию воды на водозаборном сооружении.

Максимальная минерализация отбираемой воды (при $t \rightarrow \infty$) равна полусумме минерализаций пресных и некондиционных вод

$$c_{\max} = (c_0 + c_1)/2. \quad (4.50)$$

Этот вывод имеет важное практическое значение, так как, зная минерализации пресных и некондиционных вод, можно сразу же оценить максимальную минерализацию, которая может быть в данных условиях на водозаборном сооружении. И если эта максимальная минерализация меньше предельно допустимых значений для питьевых вод, то отпадает необходимость в промежуточных оценках (время подтягивания, изменение во времени качества воды).

В условиях потока характер изменения минерализации отбираемой воды будет разный в зависимости от того, совпадает или не совпадает направление естественного потока с направлением движения некондиционных вод к скважине (рис. 17).

Если прямолинейная граница некондиционных вод располагается внутри области питания, на расстоянии x_1 от скважины вверх по потоку (см. рис. 17, а), то направления движения естественного потока и некондиционных вод к скважине совпадают.

Выражение, позволяющее рассчитать минерализацию отбираемой воды в зависимости от количества поступающих в скважину некондиционных вод, имеет вид

$$c = c_0 + (c_1 - c_0) \left(\frac{1}{\pi} \operatorname{arctg} \frac{y}{x_1} + \frac{2v_{cm}}{Q} \right),$$

где выраженный через $\operatorname{arctg}(y/x_1)$ угол берется из второй четверти.

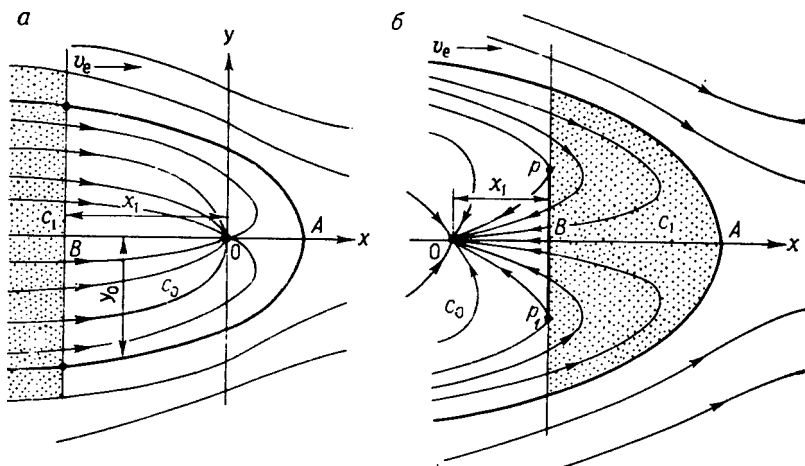


Рис. 17. Подтягивание загрязненных вод к одиночной скважине в неограниченном по площади водоносном горизонте в условиях потока; граница загрязненных вод расположена: а — вверх по потоку; б — вниз по потоку

В случае, когда граница некондиционных вод располагается вниз по потоку (см. рис. 17, б), максимальная минерализация, наступающая при подтягивании к скважине частиц границы раздела P и P_1 , находится из выражения

$$c_{\max} = c_1 - \frac{c_1 - c_0}{\pi} \left(\arctg \sqrt{\frac{Q}{2\pi v_e x_1 t}} - 1 + \frac{2\pi v_e m x_1}{Q} \sqrt{\frac{Q}{2\pi v_e x_1 t}} - 1 \right).$$

Время поступления максимальной минерализации определяется по времени подтягивания к скважине частицы P (или P_1) границы раздела, которое рассчитывается по формуле (4.24) подстановкой в нее значений $x = x_1$ и $y = y_P$.

Взаимодействующие скважины в неограниченном по площади горизонте

Решения, позволяющие прогнозировать изменение минерализации воды одиночной скважины, могут быть использованы и для компактно расположенной группы скважин при условии, что она удалена от границы некондиционных вод на расстояние, в 3—5 раз превышающее ее наибольшие поперечные размеры. В этом случае группа скважин может быть заменена одиночной «эквивалентной» скважиной, расположенной в центре тяжести группы скважин, с дебитом, равным суммарному дебиту всех скважин.

Время движения некондиционных вод к такой скважине рассчитывается так же, как и в рассмотренных выше случаях с одиночной скважиной. Характер изменения минерализации воды, отбираемой группой скважин в целом и каждой скважиной в отдельности, будет существенно различным.

Отдельные скважины группового водозаборного сооружения расположены неодинаково относительно границы некондиционных вод (часть скважин расположена ближе, часть — дальше), не говоря уже о том, что скважины могут различаться по дебитам, и поэтому характер поступления некондиционных вод к разным скважинам различный. Ближние к границе раздела скважины могут давать только некондиционную воду, центральные — частично некондиционную и частично пресную воды, наиболее удаленные — только пресную воду. Но в целом минерализация воды суммарного дебита всех скважин будет изменяться примерно так же, как и минерализация «эквивалентной» одиночной скважины, и характеризоваться зависимостью, характерной для бассейна. Максимальная минерализация воды группового водозаборного сооружения будет равна полусумме минерализаций пресных и некондиционных вод.

В случае линейного ряда скважин, расположенного параллельно границе некондиционных вод на расстоянии x_1 от нее, изменение минерализации отбираемой воды описывается следующим выражением:

$$c = c_0 + \frac{c_1 - c_0}{\pi} \operatorname{arctg} \sqrt{\frac{e^{tb} - e^{Tb}}{e^{Tb} - 1}}, \quad (4.51)$$

где $b = Q_0 \pi / (m n \sigma^2)$; t — текущее время; T — время начала подсоса некондиционных вод, определяемое по формуле (4.27). Выражение (4.51) действительно при $t > T$.

Характер изменения минерализации отбираемой воды в случае линейного ряда качественно такой же, как и для одиночной скважины. Максимальная минерализация воды (при $t \rightarrow \infty$), отбираемой отдельной скважиной ряда, так же как и для одиночного водозабора, определяется по формуле (4.50).

Довольно часто требуется определить время наступления искомой (допустимой) минерализации c_d . Для этого зависимость (4.51) преобразуется к виду

$$t = \frac{m \sigma^2 n}{Q_0 \pi} \ln [e^{Tb} + (e^{Tb} - 1) \operatorname{tg}^2 (\pi \bar{c}_d)], \quad (4.52)$$

где $\bar{c}_d = (c_d - c_0) / (c_1 - c_0)$.

Одиночная скважина в полуограниченном пласте с контуром постоянного напора

Рассмотрим в условиях бассейна случай, когда некондиционные воды подтягиваются со стороны контура постоянного напора (река). Поверхностные воды и примыкающая к реке полоса подземных вод — некондиционные с минерализацией c_1 . Скважина расположена на оси x в области пресных подземных вод с минерализацией c_0 на расстоянии d от реки. Ось y совпадает с контуром рекн. Граница некондиционных вод проходит на расстоянии x_1 от реки и расположена между рекой и скважиной ($0 < x_1 < d$).

Время наступления искомой минерализации c может быть определено по формуле

$$t = \frac{2\pi m d^2}{Q} \left\{ \left(1 - \frac{x_1}{d} \right) - \left[\pi \bar{c} - \arcsin \left(\frac{x_1}{d} \sin \pi \bar{c} \right) \right] \operatorname{ctg} (\pi \bar{c}) \right\} \operatorname{cosec}^2 (\pi \bar{c}), \quad (4.53)$$

где $\bar{c} = (c - c_0)/(c_1 - c_0)$ и $c_0 < c < c_1$.

Рассмотрим время t наступления минерализации $\bar{c} = 0,5$, что соответствует $c = 0,5(c_1 + c_0)$ в зависимости от величины x_1/d . Если граница некондиционных вод совпадает с контуром реки ($x_1/d = 0$), то $t = 2T_0$, где $T_0 = \pi m d^2/Q$. Если граница некондиционных вод располагается посредине между скважиной и рекой ($x_1/d = 0,5$), то $t = T_0$.

При поступлении некондиционных вод со стороны берега (рис. 18), т. е. когда граница соленых вод располагается на отметках $x > d$, минерализация отбираемой воды будет сначала расти, пока не достигнет некоторого максимума, а затем начнет убывать до минерализации пресных подземных вод.

Максимальная ширина фронта поступления некондиционных вод в скважину соответствует отрезку pp_1 границы некондиционных вод. Координаты y_{p, p_1} концов этого отрезка определяются по формуле

$$y_{p, p_1} = \sqrt{x_1^2 - d^2}. \quad (4.54)$$

В пределах участка pp_1 пресные воды первоначально вытесняются некондиционными, а за пределами участка pp_1 , т. е. при $|y| > y_{p, p_1}$, некондиционные воды вытесняются пресными.

После того как ширина фронта некондиционных вод, поступающих в скважину, достигнет своего максимума (ширина pp_1), она начнет уменьшаться за счет вытеснения некондиционных вод пресными и соответственно будет уменьшаться минерализация отбираемой воды.

Минерализация воды в зависимости от ширины фронта некондиционных вод, определяемого ординатой y , равна

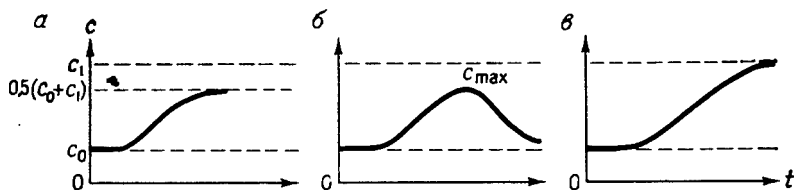
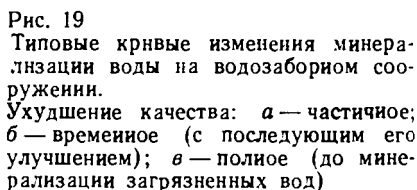
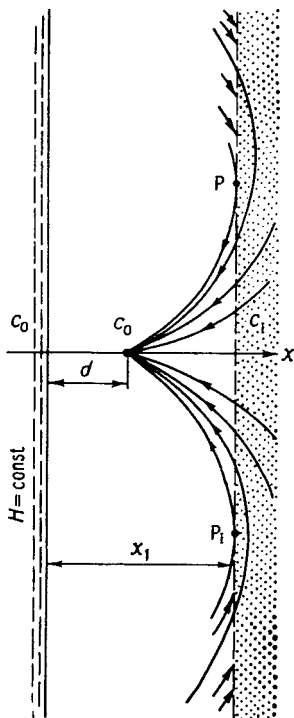
$$c = c_1 - \frac{c_1 - c_0}{\pi} \operatorname{arctg} \frac{2yd}{d^2 - y^2 - x_1^2}, \quad (4.55)$$

где угол $\varphi = \operatorname{arctg} \frac{2yd}{d^2 - y^2 - x_1^2}$ берется из второй четверти. Под-

ставляя значение $y = y_p$ в (4.55), найдем максимальную минерализацию отбираемой воды

$$c_{\max} = c_1 - \frac{c_1 - c_0}{\pi} \operatorname{arctg} \left(- \frac{d}{\sqrt{x_1^2 - d^2}} \right). \quad (4.56)$$

Время начала поступления некондиционных вод, т. е. время их движения по оси x с отметки x_1 до скважины, находится по формуле (4.32).



Анализ условий изменения качества воды на водозаборном сооружении для рассмотренных выше случаев показывает, что могут быть три основных варианта: 1) полное ухудшение качества отбираемой воды на водозаборе до минерализации некондиционных вод c_1 ; 2) частичное ухудшение качества отбираемой воды; 3) временное ухудшение качества. Типовые кривые изменения минерализации представлены на рис. 19. Полное ухудшение качества воды имеет место при подтягивании некондиционных вод из реки в условиях бассейна (или близких к таковым) или в условиях потока подземных вод, когда граница некондиционных вод пересекает всю область питания водозаборного сооружения и располагается вверх по потоку от него. Частичное ухудшение качества отбираемой воды происходит, например, в условиях неограниченного по площади бассейна, разделенного границей некон-

диционных вод на две полуплоскости; как известно, в этом случае максимальная минерализация отбираемой воды равна полусумме минерализаций пресных и некондиционных вод. Временное ухудшение качества воды имеет место в речной долине при подтягивании к водозаборному сооружению некондиционных вод не от реки, а с противоположной стороны или в условиях потока при расположении границы некондиционных вод внутри области питания вниз по потоку от водозаборного сооружения.

Рассмотренные в настоящем разделе решения для прогноза времени подтягивания некондиционных вод и изменения качества подземных вод на водозаборных сооружениях касаются хотя и распространенных, но наиболее простых схем гидрогеологических условий. Для более сложных схем (различные формы плановой неоднородности и слоистости разреза, переменные дебиты водозаборных сооружений, сложные формы границ пласта, различные условия на границах и т. д.) потребуется использование моделирования и цифровых вычислительных машин.

5. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫМИ И КОММУНАЛЬНЫМИ ОТХОДАМИ

5.1. Сведения о промышленных и коммунальных отходах

Промышленные отходы

Среди промышленных отходов основное значение в загрязнении подземных вод имеют сточные воды, количество которых очень велико. Общий объем сточных вод во всем мире на конец 60-х годов оценен в 600—700 млрд. м³, в том числе промышленных сточных вод — 400—500 млрд. м³. Наибольшее количество сточных вод, притом сильно загрязненных, сбрасывает химическая промышленность. Так, в США и ФРГ объемы сточных вод химической промышленности составляют около 30 % всего объема промышленных сточных вод. Поэтому при характеристике промышленных сточных вод остановимся на сточных водах химической промышленности.

Ниже на основе опубликованных работ приводятся краткие сведения о сточных водах отдельных химических производств. Рассмотренные стоки представляют лишь очень небольшую часть промышленных сточных вод указанных предприятий, но даже этот далеко не полный перечень дает представление о разнообразии их жидких отходов.

Сточные воды химических предприятий различаются по количеству: в одних случаях они составляют тысячи и десятки тысяч кубических метров в сутки, в других случаях — сотни и десятки кубических метров в сутки. Так, большие объемы сточных вод образуются в процессе производства соды, минеральных кислот, удобрений, искусственного волокна, на предприятиях анилинокраочной, нефтехимической, целлюлозно-бумажной промышленности и др.

Необходимо отметить следующее важное обстоятельство, касающееся количества промышленных сточных вод. На химических предприятиях (а также на других промышленных предприятиях) образуются сточные воды двух видов: условно чистые и сильно-загрязненные (концентрированные). Общий сток включает и те и другие. Обычно сильно загрязненные воды составляют 20—30 % от общего количества сбрасываемых предприятием сточных вод. С точки зрения санитарной безопасности окружающей среды и подземных вод наиболее важны очистка и надежное удаление сильно загрязненных стоков.

Сточные воды ряда производств отличаются высокой токсичностью. К ним относятся сточные воды, образующиеся при производстве нитросоединений, фтора, ацетилена, искусственного каучука, искусственного волокна, ртути и ртутных соединений, органических красителей, ядохимикатов и т. д. Так, например, некоторые концентрированные сточные воды, содержащие производные ртути и образующиеся в небольших количествах (несколько десятков кубических метров в сутки), требуют разбавления более чем в миллион раз. Очень большого разбавления (в десятки и сотни тысяч раз) требуют сточные воды производства тетраэтилсвинца, окиси этилена, мышьяка и многих других производств, которые, помимо высоких токсических свойств, отличаются большой минерализацией (50—200 г/л).

Высокой общей минерализацией характеризуются сточные воды производства соды, минеральных кислот, минеральных удобрений, калийных производств. Так, дистиллярная жидкость (отходы производства соды) представляет собой высококонцентрированные хлоридные растворы с минерализацией 100—150 г/л.

Многие сточные воды интенсивно окрашены и требуют большого разбавления для исчезновения окраски (отходы производства нитросоединений, ртути, красителей, целлюлозы и т. д.). Сточные воды ряда производств характеризуются стойким неприятным запахом, не исчезающим даже после многократного разбавления (отходы производства инсектицидов, искусственного каучука, жирных кислот, нитросоединений и т. д.). Стоки различаются и по температуре: некоторые сточные воды (например, отходы производства соды, окиси этилена, жирных кислот и др.) обладают высокой температурой — до 80 °С. Повышенной температурой (40—50 °С) характеризуются сточные воды многих других промышленных производств.

Сточные воды отдельных производств отличаются пенообразованием, выделением хлопьевидного осадка, способностью к осмотлению, содержат масла и жиры (отходы производства синтетических моющих средств, ПАВ, жирных кислот, каучука и др.). Стоки производства искусственного волокна, целлюлозы, соды содержат большое количество взвешенных частиц и волокон.

Как уже отмечалось, в составе сточных вод многих промышленных производств присутствуют токсичные вещества. Оценка степени токсичности и загрязненности этих вод производится по величине кратности их разбавления до ПДК по наиболее токсичному компоненту [11]. По этому признаку выделяют три группы сточных вод: группа А — высокотоксичные, кратность разбавления более 10^{10} раз; группа Б — среднетоксичные, от 10^5 до 10^{10} раз; В — слаботоксичные, от 10^2 до 10^5 раз. Признак кратности разбавления может быть использован для характеристики сточных вод по интенсивности их окраски и запаха.

Промышленные сточные воды (так же как и коммунальные сточные воды) образуют с подземными водами систему взаиморас-

творимых жидкостей (за исключением сточных вод, содержащих нефтяные углеводороды и их производные).

Многие сточные воды отличаются высокой минерализацией, а следовательно, большей плотностью, чем пресные воды, что обуславливает неравномерное перемещение их по кровле и подшве пласта, а также неодинаковый характер загрязнения по мощности водоносного горизонта.

Наконец, сточные воды и пресные подземные воды образуют систему жидкостей, различающихся по химическому составу и температуре, что определяет взаимодействие сточных вод с породой и подземными водами и, как следствие, изменение состава подземных вод и свойств, в частности фильтрационных, породы.

Промышленные сточные воды складываются в искусственных и естественных поверхностных бассейнах (хранилищах), в которые они направляются для очистки, на промежуточный или окончательный сброс. К поверхностным бассейнам сточных вод относятся пруды-накопители, отстойники, пруды-испарители, шламонакопители и т. д. Радиус таких хранилищ отходов может составлять от сотен метров до нескольких километров. Вследствие фильтрации сточных вод из поверхностных хранилищ загрязняется почвенный слой на прилегающей территории, а в горизонте грунтовых вод под основанием хранилища формируется постоянно расширяющаяся область загрязненных вод. На участках крупных хранилищ сточных вод площадь загрязнения подземных вод может составлять десятки квадратных километров и более.

Коммунальные отходы

Под коммунальными отходами понимаются фекалии, коммунальные сточные воды, твердые отходы жилых помещений, предприятий общественного питания и торговли, отходы после чистки городских территорий (городской мусор), шламы коммунальных очистных сооружений и др.

Наиболее распространенным и одним из основных видов коммунальных отходов являются фекалии. К характерным компонентам фекальных отходов относятся азот, аммоний, органические кислоты, хлориды, фосфор, калий, натрий, сера. В фекальных сточных водах обнаружено более 70 различных энтеровирусов, большое количество грибков, простозоев и т. д. То же отмечается в коммунальных сточных водах вообще. Интересные исследования по выяснению дальности распространения и выживаемости отдельных видов микроорганизмов в подземных водах были выполнены А. Е. Орадовской и др. [3]. Установлено, что срок выживаемости микроорганизмов существенно зависит от плотности начального заражения воды: чем выше плотность, тем больше срок сохранения микроорганизмов в воде. Добавляемые в воду загрязняющие вещества (например, нефтепродукты, фенолы) в количествах, соответствующих ПДК, не оказывали влияния на время выживаемости бактерий. Повышенное содержание детергентов при нали-

ции нефтепродуктов даже способствовало размножению бактерий и увеличению сроков их выживаемости.

Бактериальное загрязнение является составной частью биологического загрязнения подземных вод, вызываемого преимущественно коммунальными отходами, главным образом фекалиями и коммунальными сточными водами.

Значительную долю твердых коммунальных отходов составляют упаковочные материалы (консервные банки, бутылки, контейнеры, оберточная бумага, полиэтиленовые и бумажные пакеты и т. д.). Так, в США из 360 млн. т всех твердых отходов (промышленных и коммунальных) на них приходится примерно 13 %. Среднее производство твердых коммунальных отходов в европейских городах колеблется в интервале 0,24—2,53 кг/сут на жителя.

В сравнении с промышленными коммунальные отходы отличаются высокой изменчивостью состава, относительно низкой объемной массой и, главным образом, высоким содержанием органических веществ.

Свалки твердых отходов

Основными видами твердых отходов являются: отработанные горные породы, илы и шламы обогатительных предприятий горнодобывающей промышленности; шламы из систем промышленной и коммунальной очистки сточных вод; отходы различных промышленных производств, и в первую очередь предприятий химической промышленности; зола и шлак предприятий энергетической промышленности (тепловых электростанций); пришедшие в негодность ядохимикаты; коммунальные отходы (упаковочные материалы, твердые отходы жилых помещений и коммунальных предприятий, городской мусор и т. д.), строительный мусор. Твердые отходы складываются на золоотвалах, солеотвалах, хвостохранилищах, отвалах отработанной породы (терриконах), мусоро-свалках.

Свалки твердых отходов занимают значительные площади (до нескольких гектаров и более) и являются источниками интенсивного загрязнения подземных вод. По влиянию на подземные воды отходы на свалках, по предложению В. Пеликана, можно подразделить на инертные, вредные и токсичные.

Инертными, например, являются большинство отходов предприятий по производству строительных материалов, отходы обработки каменных изделий, предприятий керамической промышленности, строительный мусор и т. д. В силу своих физико-химических и биологических свойств они в большинстве случаев не оказывают существенного неблагоприятного влияния на подземные воды.

К вредным относятся илы, шламы и другие виды твердых отходов большинства промышленных производств, значительная часть коммунальных отходов.

Токсичные отходы характеризуются наличием хорошо растворимых и токсичных веществ, длительное время сохраняющихся в природной среде.

Содержащиеся в твердых отходах растворимые вещества под влиянием атмосферных осадков переходят в раствор и образуют экстракт. Количество экстракта зависит от количества воды, поступающей на участок свалки. Жидкая фаза фильтруется через почву и зону аэрации, попадает в горизонт грунтовых вод и загрязняет его. В процессе фильтрации с поверхности земли загрязняются почвенный слой и породы зоны аэрации.

5.2. Загрязнение подземных вод на участках хранилищ жидких отходов

Образование области загрязнения подземных вод в районах поверхностных хранилищ сточных вод происходит в несколько этапов. В начальный период имеет место свободная фильтрация из хранилища, в результате которой на поверхности грунтовых вод начинает расти «бугор» загрязненных (сточных) вод. Свободная фильтрация продолжается до тех пор, пока поток из хранилища не сомкнется с горизонтом грунтовых вод [3, 15]. С этого момента начинается так называемый подпертый режим фильтрации.

В некоторых работах, например [23], фильтрация считается свободной до тех пор, пока растущий на поверхности грунтовых вод «бугор» не сомкнется с основанием хранилища. Длительность периода свободной фильтрации сравнительно невелика и обычно не превышает один-два года. Одновременно с ростом «бугра» происходит растекание сточных вод по горизонту грунтовых. Это растекание обусловлено влиянием самого хранилища, естественного движения подземных вод и воздействием ближайших водозаборных сооружений, водопонижительных установок, шахтного водоотлива и т. д. Основными факторами являются отбор подземных вод и их естественное движение; влияние самого хранилища сточных вод сказывается лишь в непосредственной близости от него.

По Ф. И. Тютюновой и др. [17], процесс загрязнения подземных вод проходит в три стадии. Первая стадия соответствует инфильтрации сточных вод через зону аэрации. Она характеризуется метаморфизацией вследствие процессов растворения, выщелачивания и сорбции, сопровождающих движение загрязненных сточных вод через породы зоны аэрации. На второй стадии происходит смешение метаморфизованных сточных вод с подземными водами. Третья стадия соответствует переносу загрязняющих веществ по водоносному горизонту. Практически она начинается одновременно со второй. Во время третьей стадии происходит формирование области загрязнения в водоносном горизонте и распространение зеркала загрязнения по площади.

Анализ условий загрязнения подземных вод на участках поверхностных хранилищ сточных вод показал следующее: содер-

жание загрязняющих компонентов в подземных водах в несколько раз превышает допустимую норму; образовавшийся очаг загрязнения подземных вод сохраняется в течение длительного времени после ликвидации хранилища (в этом случае загрязнение почвы и зоны аэрации является как бы вторичным источником загрязнения); высокая минерализация и плотность многих стоков приводят к загрязнению подземных вод на значительную глубину, включая и горизонты напорных вод; фильтрационная неоднородность пород и их трещиноватость обуславливают неравномерное перемещение загрязняющих компонентов в подземных водах и длительное их хранение в водоносном горизонте; скорость распространения загрязнения в подземных водах обычно составляет от нескольких десятков до сотен метров в год; в сильно трещиноватых и закарстованных породах скорость движения загрязненных вод может достигать нескольких километров в год.

Прогноз загрязнения подземных вод на участке промышленного предприятия включает определение: а) времени достижения сточными водами (с поверхности земли) уровня грунтовых вод; б) расхода сточных вод, фильтрующихся из поверхностного хранилища отходов; в) распространения сточных вод по водоносному горизонту и площади его загрязнения.

Для упрощения гидрогеологических прогнозов хранилища стоков в зависимости от их реальной формы схематизируются в виде круга (замкнутый контур, продольные и поперечные размеры которого соизмеримы) или канала (когда длина хранилища во много раз больше ширины). Методика расчетов фильтрации сточных вод из поверхностных хранилищ приводится в работах [3, 23].

Приближенная оценка времени достижения уровня грунтовых вод фильтрующимися с поверхности сточными водами для условий однородного разреза зоны аэрации и постоянства уровня стоков в хранилище может быть выполнена по известной формуле Цункера

$$t = \frac{nH_0}{k} \left[\frac{m}{H_0} - \ln \left(1 + \frac{m}{H_0} \right) \right], \quad (5.1)$$

где n — пористость пород зоны аэрации; H_0 — высота слоя сточных вод в хранилище; k , m — соответственно коэффициент фильтрации и мощность зоны аэрации.

Расчеты по формуле (5.1) показали, что время проникновения сточных вод до грунтовых вод существенно зависит от фильтрационных свойств пород зоны аэрации, но в целом оно невелико. Так, при $k \geq 0,5$ м/сут время движения сточных вод не превышает нескольких суток даже при относительно больших мощностях зоны аэрации ($m > 10$ м); при $k < 0,5$ м/сут — возрастает до нескольких десятков суток; при $k < 0,01$ м/сут и $m > 20$ м — достигает сотен суток.

При двухслойном строении зоны аэрации со слабопроницаемым верхним слоем (экраном) время инфильтрации сточных вод с поверхности земли до уровня грунтовых вод складывается из

времени t_1 движения в верхнем слое и времени t_2 движения в нижнем слое. Время t_1 определяется по формуле (5.1) подстановкой в нее параметров k_1 , m_1 верхнего слоя. Время t_2 движения через нижний слой согласно [5] определяется по следующей формуле:

$$t_2 = \frac{n_2 H_0}{k_2} \left\{ \frac{m_2}{H_0} - \left[1 - \frac{m_1}{H_0} \left(\frac{k_2}{k_1} - 1 \right) \right] \ln \left(1 + \frac{m_2}{H_0 + m_1} \right) \right\}. \quad (5.2)$$

где n_2 , m_2 , k_2 — соответственно пористость, мощность и коэффициент фильтрации нижнего слоя.

Анализ показал, что при $k_1/k_2 < 0,1$, время движения в двухслойном разрезе, в основном, определяется временем движения через верхний слабопроницаемый слой. Поэтому для приближенной оценки времени движения сточных вод через двухслойный разрез можно ограничиться определением по формуле (5.1) времени их движения через слабопроницаемый слой.

При фильтрации с поверхности земли сточных вод с постоянным расходом Q через площадь F могут быть два случая. Если $q \leq k$ (где k — коэффициент фильтрации пород подстилающего слоя; $q = Q/F$), то попадающие на поверхность земли сточные воды полностью фильтруются, не образуя на поверхности земли столба воды ($H_0 = 0$). В этом случае время достижения стоками уровня грунтовых вод может быть определено по формуле [3]

$$t = \frac{nm}{\sqrt[3]{q^2 k}}. \quad (5.3)$$

Во втором случае ($q > k$), когда на поверхности земли образуется изменяющийся во времени столб воды $H_0 = f(t)$, время фильтрации до уровня грунтовых вод определяется по формуле [3]

$$t = \frac{m}{\frac{(1-n)k}{2n} + \sqrt{\frac{(1-n)^2 k^2}{4n^2} + \frac{qk}{n}}}. \quad (5.4)$$

Расход фильтрующихся из хранилища сточных вод будет различным в периоды свободной фильтрации и подпора.

Обычно смыкание уровня грунтовых вод с дном хранилища происходит сравнительно быстро, за срок не более 2 лет, что значительно меньше срока эксплуатации хранилища, исчисляемого в 15—20 лет. Поэтому оценку величины фильтрационного расхода из хранилища сточных вод можно производить для условий фильтрации с подпором. Поскольку хранилища промышленных стоков существуют в течение длительного времени, режим фильтрации из них может быть принят квазистационарным.

Для этих условий расход q_f из хранилища линейной формы на единицу его длины определяется по формуле [23]

$$q_f = kmH_0/(\Delta L), \quad (5.5)$$

где H_0 — высота столба сточных вод в хранилище; k , m — соответственно коэффициент фильтрации пород и мощность водонос-

ного горизонта в случае однородного по фильтрационным свойствам пласта.

В формуле (5.5) величина ΔL равна:

а) для однородного пласта

$$\Delta L = B - \frac{2m}{\pi} \ln \operatorname{sh} \frac{\pi B}{2m}, \quad (5.6)$$

б) для двухслойного пласта (k_1, m_1 — параметры верхнего слабопроницаемого слоя; k, m — параметры нижнего слоя):

$$\Delta L = \sqrt{\frac{km m_1}{k_1}} \operatorname{cth} \left(B \sqrt{\frac{k_1}{km m_1}} \right) \quad (5.7)$$

или при $B/m > 20 \div 30$

$$\Delta L \approx \sqrt{\frac{km m_1}{k_1}}, \quad (5.8)$$

где B — полуширина хранилища.

Для хранилищ круговой формы с радиусом R_k расход на фильтрацию определяется следующим образом. Для условий однородного строения согласно [23]:

$$Q_\Phi = \frac{km H_0}{0,366 \lg (R/R_k)}, \quad (5.9)$$

где R — расстояние от центра хранилища до контура питания водоносного горизонта.

Для двухслойного строения водоносного горизонта расход из хранилища равен

$$Q_\Phi \approx 2\pi km H_0 R_k \sqrt{\frac{k_1}{km m_1}}. \quad (5.10)$$

Формулой (5.10) следует пользоваться при $R_k > 5 \sqrt{km m_1/k_1}$.

После попадания сточных вод в водоносный горизонт начинается их движение по пласту вместе с подземными водами. Скорость v движения загрязненных вод при фильтрации из хранилища вытянутой формы вниз по потоку приближенно оценивается по формуле

$$v = \frac{q_\Phi}{2mn_0} + \frac{v_e}{n_0}, \quad (5.11)$$

где q_Φ — фильтрационные потери на единицу длины хранилища; m — средняя мощность водоносного горизонта; n_0 — пористость водоносных пород; $v_e = ki_e$ — скорость фильтрации естественного потока подземных вод; i_e — уклон естественного потока подземных вод.

Расстояние x , на которое переместятся загрязненные воды за время t , равно

$$x = vt. \quad (5.12)$$

Для хранилища круговой формы (в этом случае хранилище может быть заменено круговой галереей с расходом, равным расходу фильтрующихся из хранилища сточных вод) расстояние x , на которое произойдет перемещение загрязненных вод по пласту за время t под влиянием фильтрационных потерь из хранилища Q_Φ и естественного движения подземных вод v_e , приближенно определяется по формуле

$$x = \sqrt{R_k^2 + \frac{Q_\Phi t}{\pi n_0 m}} + \frac{v_e t}{n_0} - R_k, \quad (5.13)$$

где R_k — радиус хранилища сточных вод. Вверх по потоку подземных вод распространение фильтрующихся из хранилища сточных вод ограничено.

Используя формулы (5.11)—(5.13), можно оценить время, за которое загрязненные подземные воды достигнут ближайших водоемов и водотоков, в которые разгружаются подземные воды.

Формирование области загрязнения в водоносном горизонте представляет собой сложный гидродинамический и физико-химический процесс, зависящий от многих факторов. Важнейшим фактором формирования ореолов рассеяния вещества, по мнению В. А. Грабовникова, Б. Г. Самсонова и др. [21], является фильтрационная дисперсия, которая обуславливает стационарное или квазистационарное распределение загрязняющего вещества в области фильтрации. Этот вывод о стационарном распределении концентрации подтверждается результатами приближенного аналитического решения, приведенного в работе [3]. Существенное значение в формировании области загрязнения подземных вод имеет различие $\Delta\rho$ плотностей фильтрующихся с поверхности земли сточных вод ρ_c и подземных вод ρ_0 . Это различие образует как бы дополнительный вертикальный градиент фильтрации $i_b =$

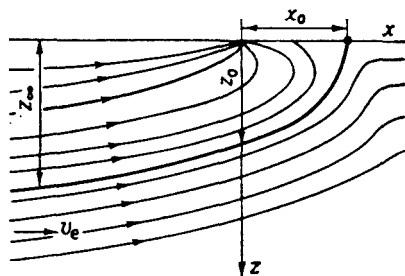
$= \rho_c - \rho_0 / \rho_c = \Delta\bar{\rho}$, в зависимости от величины которого область загрязнения будет распределяться неодинаково по мощности пласта. Так, при $\Delta\bar{\rho} = 0$ область загрязнения будет занимать преимущественно верхнюю часть пласта, а при $\Delta\bar{\rho} > 0$ загрязняющий раствор будет погружаться в глубь пласта. Согласно В. М. Шестакову [23], время опускания загрязняющего раствора до подошвы пласта (на глубину h) в случае $\Delta\bar{\rho} > 0$ равно

$$t_h = nh / (k \Delta\bar{\rho}), \quad (5.14)$$

где n — пористость водовмещающих пород, k — их коэффициент фильтрации.

Важным фактором, влияющим на формирование области загрязнения в водоносном горизонте, является естественный поток подземных вод. Фильтрующиеся с поверхности земли сточные воды под влиянием естественного потока подземных вод будут распространяться не по всей мощности водоносного горизонта, а только

Рис. 20
Размеры области растекания загрязненных вод в разрезе водоносного горизонта



в его верхней части, в пределах области растекания. Мощность этой зоны растекания увеличивается вниз по потоку. Так, в случае точечного источника загрязнения, расположенного в кровле водоносного пласта большой мощности, область растекания загрязненных подземных вод (рис. 20) характеризуется следующими размерами [6]:

непосредственно под источником загрязнения

$$z_0 = \sqrt{Q/(\pi v_e)}; \quad (5.15)$$

вниз по потоку на значительном удалении от источника загрязнения

$$z_{\infty} = \sqrt{2Q/(\pi v_e)}, \quad (5.16)$$

где Q — расход источника; v_e — скорость фильтрации естественного потока.

Чем больше скорость естественного потока, тем меньше мощность области растекания. Таким образом, наличие естественного потока подземных вод будет способствовать развитию области загрязнения в верхней части водоносного горизонта, особенно при небольших расходах фильтрующихся сточных вод и незначительном отличии их плотности от плотности подземных вод.

5.3. Загрязнение подземных вод хранилищами твердых отходов

Весь сложный процесс влияния твердых отходов на качество грунтовых вод можно разделить на следующие составляющие процессы: а) образование экстракта; б) взаимодействие экстракта с ненасыщенными водой породами зоны аэрации; в) взаимодействие экстракта с водонасыщенными породами горизонта грунтовых вод.

Количество экстракта зависит от объема воды, поступающей на участок свалки, физико-химических и биологических свойств отхода и сложных деструкционных процессов гидролитического и биохимического характера, которые могут проходить в свалке. Простые процессы растворения характерны только для неорганических компонентов отхода или же для газов, образующихся

в значительных количествах при биохимическом разложении органических веществ. Результирующий количественный эффект процессов растворения и гидролитических процессов разложения зависит главным образом от стабильности данного компонента отхода, положения границы раздела жидкой и твердой фаз, времени их контакта, термодинамических и окислительно-восстановительных условий и от концентрации электролитов, уже содержащихся в жидкой фазе. В общем можно отметить, что тонкозернистые фракции отходов менее стабильны, более растворимы и, следовательно, более активны, чем крупнозернистые. Биохимическое разложение органического материала отхода протекает существенно быстрее, чем физико-химические процессы.

Конкретные данные о составе экстракта и его изменениях во времени можно получить экстрагированием образца твердого отхода в лаборатории. В качестве экстрагирующего вещества применяются дистиллированная вода, иногда насыщенная CO_2 , слабые кислоты и щелочи и т. д.

Аналогичные лабораторные испытания выщелачиваемости отходов, проведенные на фильтрационных приборах, позволяют имитировать определенный режим промачивания отходов, моделировать различные наслоения отходов и т. п. Недостатком таких испытаний является небольшой объем исследуемого образца.

Лучшие результаты изучения протекающих на свалках процессов дают исследования в так называемых лабораторных лизиметрах. Лизиметр должен иметь как можно больший объем, и условия на нем должны соответствовать условиям, существующим на свалке.

Характер изменения качества грунтовых вод под влиянием свалок можно изучать в окрестностях существующих или искусственно образованных с указанной целью свалок. Так, значительные гидрогеологические исследования в окрестностях старых свалок были проведены в районе р. Франкфурта-на-Майне [30], в Южной Баварии [30] и в других местах.

В районе свалок, особенно коммунальных отходов, вследствие интенсивного органического загрязнения грунтовых вод в водоносном горизонте образуется восстановительная зона, характеризующаяся значительным дефицитом или отсутствием растворенного кислорода, повышенной температурой воды, увеличением содержания CO_2 , аммиака и двухвалентного железа, а иногда и дефицитом NO_3 . Типичными также являются самые высокие количества мезофильных и термофильных бактерий и всех групп микроорганизмов. В большом количестве находятся денитрификаторы и виды *Clostridium* и *Methanobacter*, многочисленны также *Desulfovibrio desulfuricans*. Указанные бактерии в природных водах отсутствуют или встречаются очень редко. Наоборот, плесени (*Mucor racemosus*, *Aspergillus glaucus*), которые в природных водах находятся в большом количестве, в восстановительной зоне отсутствуют или же присутствуют в очень небольших количествах. Аминокислоты бактериями расщепляются вплоть до сероводо-

рода, который также является окончательным продуктом разложения сульфатов десульфатирующими бактериями.

Переходная зона отличается пониженным количеством практически всех видов микроорганизмов, увеличением содержания растворенного кислорода и значительно пониженными содержаниями двухвалентного железа и аммиака.

В окислительной зоне происходит полная минерализация органических веществ микроорганизмами и окисление всех оставшихся восстановительных форм азота и серы. Так как расход кислорода для указанных процессов велик, его содержание обычно невысокое и существенно повышается только на внешней границе зоны. Железо и марганец переходят в более высокие валентные формы и осаждаются в форме гидроокисей. Внешняя граница окислительной зоны определяется выравниванием восстановительно-окислительного потенциала и остальных гидрохимических параметров до уровня показателей грунтовых вод, не затронутых влиянием свалки.

Дальность действия отдельных зон у каждой свалки различна и даже у одной и той же свалки может меняться со временем. Это зависит главным образом от характера загрязнения (особенно органического), качества грунтовых вод перед созданием свалки, гидрогеологических условий в окрестности последней. В воде, которая уже была подвержена загрязнению и потеряла часть растворенного кислорода, восстановительные условия формируются значительно быстрее, чем в воде, не загрязненной и насыщенной кислородом.

Влияние гидрогеологических условий на миграцию загрязнения от районов свалок характеризуют приводимые ниже данные из работы [39] по исследованию в окрестности свалки около г. Франкфурта-на-Майне и данные из работы [30] по аналогичному исследованию в Южной Баварии.

Параметры	г. Франкфурт-на-Майне	Южная Бавария
Дальность миграции загрязнения в грунтовой воде, м	650	3000
Мощность обводненного слоя, м	~5	2
Коэффициент фильтрации, м/с	$1 \cdot 10^{-4}$ — $1 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$
Скорость течения, м/сут	1	5—10
Уклон потока, %	1	2,5—4

Свалка около г. Франкфурта-на-Майне эксплуатировалась с 1925 по 1968 г., здесь уложено 18,3 млн. м³ отходов на площади около 200 тыс. м². На свалке в Южной Баварии было за период 1954—1971 гг. уложено около 4 млн. м³ отходов на площади 153 тыс. м².

На свалках твердых отходов с большим содержанием органических веществ важную роль в преобразовании отходов играют биохимические процессы. В особенности это относится к свалкам коммунальных отходов.

Биохимическое разложение органических веществ сопровождается освобождением значительного количества тепла и газа, которое можно регулировать соответствующей технологией складирования отходов (уплотненные отходы — анаэробные условия, неуплотненные — аэробные).

В неуплотненной свалке с хорошим доступом воздуха (аэробные условия) на начальной стадии биохимического разложения температура может возрасти до 90°C , а образование газов небольшое. На последующей стадии все большее участие принимают анаэробные процессы, которые характеризуются более медленным протеканием, неполной минерализацией органической массы, более низким термическим эффектом и постепенно повышающимся образованием метана и других газов. В уплотненной (анаэробной) свалке достигаются кратковременно температуры порядка $40\text{--}60^{\circ}\text{C}$ и очень высокое содержание газов.

Многие органические соединения, возникающие при разложении органической массы (например, кислоты лимонная, винная, салициловая и др.), действуют как интенсивный комплексообразователь. Под их воздействием многие токсичные микроэлементы стабилизируются в жидкой фазе в форме металлоорганических стойких комплексов с хорошей миграционной способностью.

Таким образом, свалки твердых отходов могут характеризоваться повышенными температурным и газовым факторами, которые могут также проявляться в области загрязнения подземных вод под этими свалками.

6. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НЕФТЬЮ И НЕФТЕПРОДУКТАМИ

6.1. Основные свойства нефти и нефтепродуктов

Процессы миграции и рассеяния нефтепродуктов в подземных условиях определяются свойствами нефтепродуктов и параметрами среды. Нефтепродукты, просачивающиеся с поверхности земли, вступают в физико-химическое, химическое и биогенное взаимодействие с системой порода (почва)—вода—воздух. Следствием этих процессов является изменение фазового состояния и химического состава нефтепродуктов.

В подземной среде нефтепродукты могут находиться в виде однофазного жидкого слоя, истинных растворов или тонкодисперсных эмульсий, газовой фазы, а также могут сорбироваться породой (почвой).

На процессы фазовой дифференциации, химической и биогенной деструкции наряду со свойствами нефтепродуктов влияют литологический состав и водно-физические свойства пород, температура, давление, обогащенность пород и вод кислородом и микроорганизмами.

Химический состав нефти и нефтепродуктов

В нефтях установлено более 450 индивидуальных соединений. Основными компонентами, составляющими 90—95 % нефти, являются углеводороды. Число углеродных атомов в углеводородах нефти колеблется от C_1 — C_4 (газы) до C_{60} . Углеводородные компоненты представлены главным образом соединениями трех классов: парафинов, циклопарафинов и ароматических углеводородов. Парафины (алканы)—насыщенные соединения, характеризующиеся формулой C_nH_{2n+2} и имеющие открытую прямую или разветвленную цепь (изопарафины). Циклопарафины (нафтенy)—насыщенные соединения состава C_nH_{2n} (моно-, би- и полициклические). Ароматические углеводороды—ненасыщенные циклические соединения, характеризующиеся наличием шестичленного кольца с системой конъюгированных двойных связей и формулой C_nH_n (моно-, би- и полициклические).

Наряду с этими основными классами в нефтях присутствуют углеводороды «гибридной» структуры—нафтенo-ароматические, которые могут содержать в молекуле одновременно до 10 ароматических и нафтенoвых колец. Групповой углеводородный состав нефтей может существенно варьировать. В табл. 2 представлены данные для двух типов нефтей [20].

Химический состав нефтей

Нефть (возраст)	Компоненты, массовая доля, %						
	Нормаль- ные парафины	Изопа- рафины	Циклопа- рафины	Аромати- ческие углеводо- роды	Нафтено- аромати- ческие углеводо- роды	Сернистые соедине- ния	Смолы асфаль- тены
Легкая (ордовикская)	23,3	12,8	41,1	6,4	8,1	—	8,4
Тяжелая (палеогеновая)	0,95	3,2	19,2	9,15	27,9	23,1	16,5

Неуглеводородные соединения составляют обычно 5—10 % от массы нефтей, хотя в некоторых они могут преобладать, достигая в легких и тяжелых фракциях 10 и 30—40 % соответственно, а в смолах почти 100 %. Неуглеводородные соединения представлены производными серы, азота, кислорода и металлов. Содержание серы в нефтях может меняться от 0,1 до 10 %. Большая часть ее приходится на такие соединения, как сульфиды циклического строения и с открытой цепью, меньшая — на дисульфиды и меркаптаны. Идентифицировано более 90 индивидуальных сернистых соединений. Содержание кислорода достигает 3 %. Основные кислородсодержащие соединения — это кислоты разных классов (жирные, наftenовые, наftenо-ароматические); содержание фенолов обычно до 0,1 %. Идентифицировано более 50 кислородсодержащих соединений. Содержание азота в нефтях обычно до 1 %. Главным образом, это азотистые основания: моно-(пиридины, пирролы), би-(хинолины, индолы) и трициклические (карбазолы), идентифицировано более 55 соединений. Металлы в нефти, такие, как V, Ni, Fe, Ca, Cu, Na, могут находиться в виде металлопорфириновых комплексов, мыл и других соединений [21].

К нефтепродуктам обычно относят различные углеводородные фракции, получаемые из нефти: бензины (C_4 — C_{12} , 40—200 °C), керосины (C_{12} — C_{16} , 200—300 °C), дизельные топлива (C_{16} — C_{25} , 300—400 °C), котельные топлива, масла разнообразного назначения. Указанные нефтепродукты вырабатывают в результате процессов перегонки, а также вторичной переработки (термического, каталитического крекинга и риформинга) нефти. Товарные нефтепродукты получают путем смешения нефтепродуктов прямойгонки и вторичной переработки нефти, в них также добавляют продукты синтеза или переработки других видов сырья (сланцев, угля и др.).

В нефтепродуктах наряду с углеводородами содержатся также соединения серы, азота и кислорода. Однако процессы фракционирования, вторичной переработки и очистки приводят к существенному перераспределению группового углеводородного состава в различных видах нефтепродуктов, к изменениям в количестве

и составе углеводородных компонентов, а также появлению новообразований. Так, олефины (ненасыщенные углеводороды с открытой цепью) обычно в нефтях не присутствуют, в то же время они возникают в заметных количествах в процессах крекинга и являются углеводородными компонентами многих товарных топлив. Содержание органических соединений серы, кислорода, азота в бензиновых, керосиновых, дизельных топливах обычно не превышает 1 %, а смол — десятых и даже тысячных долей процента. Котельные топлива в зависимости от назначения вырабатываются на основе дистиллятных продуктов, остатков прямой перегонки нефти и крекинг-остатков. В котельных топливах заметно возрастает содержание гетероорганических соединений, превышая их содержания в исходной нефти, для этих топлив также характерно обогащение смолами и асфальтенами, на которые приходится существенная доля их состава. Весьма велик ассортимент товарных масел, которые вырабатывают из тяжелых дистиллятных и остаточных фракций, подвергаемых специальной очистке. По назначению они делятся на смазочные (для двигателей внутреннего сгорания, гидравлические и т. д.) и несмазочные (трансформаторные и др.). По своему групповому составу масла обогащаются би-, три- и полиядерными циклопарафиновыми, ароматическими и нафто-ароматическими углеводородами.

ТАБЛИЦА 3

Групповой химический состав нефтепродуктов

Нефтепродукт	Углеводороды, массовая доля, %		
	парафиновые и нафеновые	ароматические	непредельные
Автомобильные бензины			
А-72	77,4	5,2	17,4
А-66	81,8	2,8	15,4
Б-70	83,0	17,0	0,0
Авиационные керосины			
ТС-1	58,7 (24,4) *	16,2	0,7
Т-5	23,3 (57,2)	18,9	0,6
Дизельные топлива			
ДЛ	93,9	5,4	—
З	82,4	16,8	—
Л	76,4	22,1	—
Масло автомобильное			
АК-10	56,5	40	—
Трансформаторные масла	72—76	22—26	—

* В скобках дано содержание нафеновых.

Постоянными компонентами товарных нефтепродуктов являются также различного рода присадки, улучшающие их эксплуатационные свойства (антидетонаторы, антиокислители, ингибиторы коррозии и т. д.). Эти соединения принадлежат к различным химическим классам, могут содержать в своем составе металл, серу, азот, кислород. Обычно их вводят в небольших количествах, соответствующих долям процента, реже до 1—2 %. Некоторые данные о групповом составе различных нефтепродуктов приведены в табл. 3.

Физические и физико-химические свойства нефтепродуктов

На миграцию нефти и нефтепродуктов в породах и подземных водах, условия их нахождения в водоносном горизонте существенно влияют физические и физико-химические свойства нефтепродуктов (плотность, вязкость, температура кипения, сорбируемость, растворимость и др.).

Температура кипения, вязкость, плотность определяются компонентным составом нефтепродуктов.

Температура кипения, являющаяся прямой функцией молекулярной массы, характеризует способность нефтепродуктов к улетучиванию. Отдельные нефтепродукты, например бензины, имеющие в составе значительные количества углеводородов с низкой температурой кипения, могут сравнительно легко испаряться с поверхности загрязненных ими грунтовых вод, образуя в зоне аэрации газовые ареолы, что может быть использовано на практике при изучении очагов загрязнения подземных вод.

Плотность зависит главным образом от молекулярного строения. Нефть и большинство нефтепродуктов имеют плотность, меньшую единицы; исключение составляют мазуты, смазочные масла.

Вязкость зависит от молекулярной массы и строения, т. е. от фракционного и группового состава нефтепродуктов; чем тяжелее фракционный состав, чем больше асфальтосмолистых веществ, тем выше вязкость. В целом вязкость нефтей и нефтепродуктов больше вязкости воды (принимаемой равной 1), в особенности это относится к маслам, котельным топливам, тяжелым нефтям. Вязкость бензина меньше вязкости воды. Пониженная по отношению к воде вязкость у бензинов обуславливает возможность их более быстрого передвижения в пористой среде, для остальных нефтепродуктов, напротив — более медленного.

В табл. 4 и 5 приведены значения физических характеристик нефтей и нефтепродуктов.

Растворимость в воде. Молекулярная растворимость прежде всего связана с химическим составом нефтепродуктов.

Для каждой серии гомологов углеводородов (*n*- и циклопарафины, ароматические) логарифмы растворимости в воде являются линейной функцией молярного объема: в каждом ряду растворимость увеличивается с уменьшением числа углеродных атомов.

Характеристика физических свойств нефти и нефтепродуктов, изготавливаемых в СССР

Нефть и нефтепродукты	Температура кипения, °С	Плотность при 20 °С, г/см ³	Вязкость кинематическая при 20 ° (50 °) С, мм ² /с
Нефти	20 * и >100 *	0,73—1,04	(1,2—55) **
Бензины	40—200	0,700—0,750	0,43—0,82
Керосины	200—300	0,775—0,850	1,25—3,5
Топлива			
дизельные	300—400	0,795—0,875 ***	1,84—7,73 ***
котельные	—	0,900—0,930 ****	(35,3—87,5) ****
Масла			
автомобильные	—	—	(55,0—71,4)
индустриальные	—	—	22—1244
трансформаторные	—	0,860—0,890	(7,40—9,40)

* Температуры начала кипения.

** В скобках даны значения для 50 °С.

*** Для быстроходных двигателей.

**** Мазуты флотские.

Растворимость увеличивается в ряду: ароматические > циклопарафиновые > парафиновые.

В табл. 6 представлены данные о растворимости углеводородов по материалам опубликованных работ.

При определении растворимости нефти и нефтепродуктов в воде измеряют также концентрацию углеводородов в насыщенном водном растворе. Однако аналитические подходы, условия получения насыщенных водных растворов и методы конечного измерения не всегда ясны. Имеется также весьма ограниченная информация об индивидуальном составе водорастворимой части нефтей и нефтепродуктов.

В отдельных руководствах и обзорных работах указываются величины растворимости (в мг/л): для нефтей 10—50, бензинов 9—505, керосинов 2—5, дизельного топлива 8—22. В последнее время учеными ЧССР накоплен обширный материал по экспериментальному изучению растворимости [36]. Аналогичные исследования проведены для группы товарных топлив СССР, одновременно изучался состав и общее содержание углеводородов в водах нефтяных месторождений. Насыщенные растворы получали путем встряхивания топлива с водой (объемное отношение 1:100) в течение часа. Частота встряхивания умеренная, чтобы исключить образование эмульсии. Смесь переносили в делительные воронки и оставляли в покое на два дня. Нижнюю фазу осторожно сливали и 50—100 мл анализировали методом ГХ и с использованием процедуры нитробензольной (определение суммы

Физические свойства нефтепродуктов, изготавливаемых в ЧССР

Нефтепродукты	Температура кипения, °С	Плотность, г/см³		Вязкость кинематическая, мм²/с	
		при температуре, °С			
		10	20	10	20
Автомобильные бензины BA80, BA90, BA96	30—210	0,708—0,750	0,700—0,742	0,51—0,57	0,48—0,53
Авиационные бензины LBE95	40—180	0,708—0,738	0,700—0,730	0,56—0,63	0,52—0,58
Авиационные керосины PL4, PL5	130—280	0,782—0,802	0,775—0,795	1,50—1,87	1,25—1,60
Дизельное топливо NM4, NM22 и NM30, NM45	150—360	0,870—0,887	0,800—0,880	2,6—710	2,1—5,0
Мазуты					
легкие	>330	0,868—0,916	0,862—0,910	3,55—22,0	2,8—15,0
средние	>360	0,906—0,936	0,900—0,930	15,0—55,0	10,0—32,0
тяжелые	>360	0,946—0,996	0,940—0,990	140—750	70—372
Автомобильные мотор- ные масла	>360	0,893—0,915	0,887—0,907	300—2000	145—800

Примечание. Цифра в марке бензина обозначает октановое число, цифра в марке дизельного топлива — температуру затвердевания.

Данные о растворимости отдельных углеводородов
в дистиллированной воде при 25 °С

Компоненты	Растворимость, мг/кг	Компоненты	Растворимость, мг/кг
Метан	24,4	<i>n</i> -Эйкозан	0,0019
Этан	60,4	<i>n</i> -Гексакозан	0,0017
Пропан	62,4	Циклопентан	156,0
<i>n</i> -Бутан	61,4	Циклогексан	55,0
<i>n</i>-Пентан	38,5	Циклогептан	7,9
<i>n</i> -Гексан	9,5	Бензол	1780,0
<i>n</i> -Гептан	2,9	Толуол	515,0
<i>n</i> -Октан	0,66	<i>o</i> -Ксилол	175,0
<i>n</i> -Декан	0,016	Этилбензол	152,0
<i>n</i> -Додекан	0,0037	<i>n</i> -Пропилбензол	9,0
<i>n</i> -Тетрадекан	0,0022	<i>n</i> -Бутилбензол	5,0
<i>n</i> -Гексадекан	0,0009	<i>n</i> -Амилбензол	3,0
<i>n</i> -Октадекан	0,0021	<i>n</i> -Гексилбензол	2,7

алифатических и циклопарафиновых и отдельно C_6 — C_{10} ароматических углеводородов) и гексановой (контроль в области ароматических углеводородов C_9 — C_{13} и определение нафталинов C_{10} — C_{11}) экстракций. Отсутствие эмульсии контролировали с помощью микроскопа и по хроматографическим данным. В работах [13, 35] приведены следующие данные по растворимости различных видов топлив (в мг/л): бензины от 14,8 (уайт-спирт) до 175 (супер); керосины от 4,8 (супер) до 12,6 (авиационные); дизельные топлива от 4,4 до 17,7; нефть от 6,9 до 19,6.

В табл. 7 представлены данные о молекулярном составе и соотношении индивидуальных углеводородов в насыщенном водном растворе для различных видов топлива [13, 35]. Эти данные показывают, что в водный раствор преимущественно переходят моноароматические углеводороды, на которые приходится 71—99 % по массе, независимо от вида исходного нефтепродукта. Например, при содержании в бензине 5,18 % ароматических и 94,82 % неароматических углеводородов в насыщенном бензином водном растворе ароматические углеводороды составили 72,55 %.

Накопленные нами данные исследований нефтяных месторождений свидетельствуют также о преимущественном содержании в этих водах растворенных мооядерных ароматических углеводородов [13]. В то же время соотношения между отдельными ароматическими углеводородами в водном растворе сильно варьируют в зависимости от вида нефтепродукта. Аналогичные вариации, отмеченные для нефтяных вод, связаны с различным типом нефтей.

Помимо механизма молекулярного растворения переход нефтепродуктов в воду может осуществляться также за счет процессов эмульгирования. Эмульсии образуются при механическом перемешивании двух несмешивающихся жидкостей, а их устойчивость существенно зависит от снижения нормальных значений поверх-

Углеводородный состав водорастворенной части различных видов топлива (в %)

Углеводороды	Бензин прямогонный *	Бензин ВА-90 *	Керосин РД-4 *	Дизельное топливо *	Бензин прямо- гонный	Бензин А-72	Бензин АП-93	Авиационный керосин		Дизельное топливо З	Нефть	Вода нефтя- ного месторождения (о-в Сахалин)
								ТС-1	Т-8			
Ароматические												
бензол	49,65	34,72	4,61	2,1	17,29	27,86	17,50	1,74	0,59	0,47	10,71	27,07
толуол	17,53	31,71	4,30	3,3	35,95	43,18	49,33	14,46	2,58	4,24	32,58	36,82
этилбензол	0,69	2,48	—	—	7,87	5,28	7,71	10,12	4,36	4,47	9,27	2,59
м, п-ксилолы	3,76	6,37	—	—	9,77	8,73	12,39	14,86	8,33	5,41	10,28	11,79
о-ксилол	0,92	4,03	80,3	82,3	6,62	5,65	6,57	12,82	6,14	5,41	6,66	4,73
С ₉ и более тяжелые	Следы	11,52	—	—	2,5	3,6	4,8	30,6	66,0	48,0	11,5	7,0
нафталины (C ₁₀ —C ₁₁)	—	—	—	—	Следы	0,1	0,2	9,6	9,0	31,0	10,0	Не опреде- лялись
Общее количество	72,55	90,83	89,21	87,7	80,0	94,4	98,5	95	97	99	91	90
Неароматические	27,45	9,17	10,79	12,3	20,0	5,6	1,5	5	3	1	9	10

* По данным [35].

ностного натяжения на границе раздела фаз нефтепродукт—вода. Существенно влияет на снижение межфазного поверхностного натяжения присутствие эмульгаторов. Нефтепродукты, и особенно сырая нефть, содержат некоторые количества полярных веществ, которые могут действовать как эмульгаторы. Роль эмульгаторов могут играть также некоторые органические вещества почв и подземных вод, а также новообразования, возникающие в процессе деградации нефтепродуктов. Эмульгированию может способствовать турбулентное движение в трещиноватых и закарстованных породах. В то же время возможность перемещения эмульсий на значительные расстояния неясна ввиду отсутствия достаточных фактических данных.

Способность к сорбции нефти и нефтепродуктов

При проникновении нефти и нефтепродуктов в грунт происходит разделение компонентов указанных веществ, как при колоночной хроматографии (на SiO₂, Al₂O₃). Нефтяные вещества сорбируются на грунтах преимущественно в виде жидкой фазы (о сорбции нефтяных веществ из водных растворов не существует единого мнения). Преимущественно проходит сорбция полярных компонентов нефтяных веществ (нафтеновые кислоты, смолы, асфальтены). Способность к сорбции углеводородов понижается в ряду олефины—ароматические—циклопарафины—парафины.

Способность связи нефтяных веществ с грунтами зависит также от свойств грунтов, а именно от капиллярных сил. Количество задержанных нефтепродуктов в единице объема грунта зависит от общего свободного объема капилляров, что означает зависимость от гранулометрического состава грунта и его влажности.

В табл. 8 приведены типы грунтов, классифицированные по их проницаемости к воде и способности связывать нефтепродукты.

ТАБЛИЦА 8

Способность грунтов к сорбции нефтяных продуктов

Грунт	Порядок прони- цаемости (для воды), м/сут	Количество нефте- продукта, л/м ³
Крупный гравий, валуны	10 ²	—
Гравий — грубозернистый песок	10 ² —10 ¹	8
Песок крупный — средний	10 ¹ —10 ⁰	15
„ средний — мелкий	10 ⁰ —10 ⁻¹	25
„ глинистый — глины	10 ⁻¹ —10 ⁻³	40

Грунты могут сорбировать меньшее количество нефтяных веществ, чем воды. Чем выше насыщенность грунтов водой, тем ниже их способность сорбировать нефтяные вещества. Насыщенные водой грунты связывают только так называемое остаточное количество нефтепродукта в форме жидкой фазы. При содержании нефтепродукта, превышающем остаточное, избыток его вытесняется водой в слои с более низкой влажностью. Указанный процесс сопровождается колебанием уровня подземной воды; результатом его является образование полосы грунта, насыщенной сорбированными нефтяными веществами.

Сорбция нефтяных веществ на поверхности зерен грунта представляет важную составную часть механизма связывания нефтепродуктов в жидкой фазе и грунтах. Адсорбированные нефтяные

вещества подвергаются изменениям, которые являются результатом различных процессов. Самый важный из них — десорбция водой. Этот процесс для различных компонентов нефти и нефтепродуктов является селективным. Селективность его аналогична селективности процесса в газовой хроматографии и зависит от прочности связи компонента с грунтом и его растворимости в воде. Наряду с образованием растворов, нефтяные вещества диспергируются в воде. Однако этот процесс в условиях движения воды не является окончательно доказанным.

Разрушение нефтепродуктов в подземной среде

Физические и физико-химические процессы (испарение, растворение, эмульгирование, адсорбция) определяют форму и направление рассеивания нефтепродуктов во внешней среде.

Разрушение нефтепродуктов происходит путем химического окисления и биогенного разложения. Соотношение этих процессов зависит от условий среды. Вклад процессов химического окисления в разрушение нефтепродуктов различен для поверхностных и подземных вод.

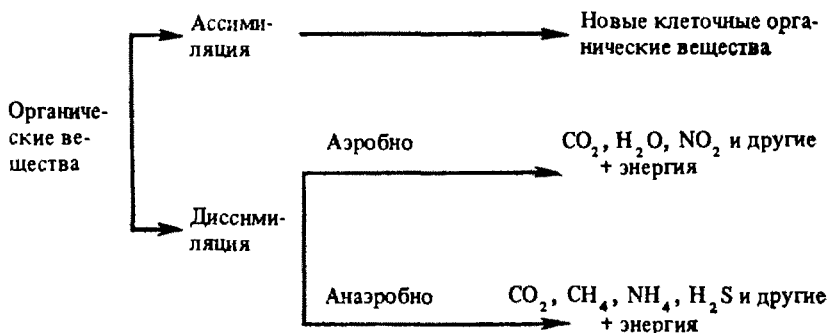
В условиях свободного доступа кислорода, под влиянием фотохимического действия солнечного света деградация нефтяных компонентов может протекать в результате автокаталитических процессов по механизму цепных свободнорадикальных реакций.

Первой ступенью цепного процесса является образование гидроперекисей с участием кислорода воздуха. Углеводороды, способные особенно легко образовывать гидроперекиси под влиянием окисления, широко представлены в нефтях и нефтепродуктах (изопропилзамещенные ароматические соединения, замещенные циклопарафины, изопарафины, содержащие третичный углеродный атом, и др.).

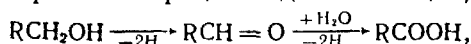
Весьма сильное влияние на процессы самоокисления может оказывать присутствие в нефтях и нефтепродуктах серасодержащих соединений, фенолов, металлоорганических комплексов, которые могут ингибировать или катализировать процессы разрушения углеводородов. В результате процессов самоокисления образуются различные полярные продукты: кислоты, фенолы, эфиры, карбонильные соединения, которые обладают существенно более высокой растворимостью в воде и вследствие этого содержание водорастворимой части нефтепродуктов меняется во времени по количеству и составу. Так, в лабораторных экспериментах образец средневосточной нефти с умеренным (около 2 %) содержанием серы в течение месяца контактировал с морской водой в условиях освещения и доступа кислорода. После месячной экспозиции количество растворимых высокомолекулярных продуктов увеличилось в пять раз. В экспериментах с керосином было показано, что в условиях свободного доступа кислорода, перемешивания и инсоляции количество водорастворимых продуктов увеличивалось через месяц в 18 раз, а через год в 175 раз. При этом

рост бактерий и водорослей не наблюдался. В то же время экспозиция керосина в течение полугода в закрытом сосуде и темноте не дала увеличения растворимых в воде продуктов. Эти данные позволили предположить, что химическое окисление играет существенную роль в разрушении углеводородов при загрязнении поверхностных (морских) вод.

Более проблематична роль процессов химического окисления в разрушении нефтепродуктов в условиях подземной части гидросферы ввиду затрудненности реализации здесь первой ступени цепного процесса. Наиболее вероятным механизмом разрушения нефти и нефтепродуктов в подземной среде является, видимо, биодegradация. При биогенной деструкции органический материал используется как источник углерода для построения нового клеточного материала и как источник энергии:

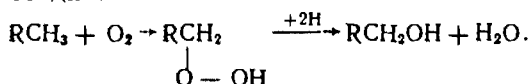


При этом процессы диссимиляции, включающие стадии



могут протекать в аэробных и анаэробных условиях. В аэробных условиях акцептором водорода является молекулярный кислород, в анаэробных — связанный кислород (сульфатов, нитратов). Способность использовать углеводороды в аэробных условиях присуща многим бактериям, а также таким группам, как дрожжи, плесени, грибы. Бактерии, способные разрушать углеводороды, распространены очень широко. Практически углеводородокисляющие бактерии могут быть выделены из различных видов почв. В то же время вопрос о возможности протекания первой стадии окисления, т. е. превращения углеводорода в спирт в анаэробных условиях, весьма проблематичен.

Большинство экспериментальных данных указывает, что образование первичных продуктов окисления — спиртов возможно лишь в аэробных условиях, при этом существенное внимание уделяется обсуждению механизма биохимической пероксидации на этой стадии:



Ввиду особенностей механизмов биогенного и химического окисления ряды устойчивости углеводородов разных классов в этих процессах не совпадают. Так, скорость биodeградации увеличивается в порядке: *n*-алканы > разветвленные алканы > ароматические углеводороды > циклопарафины. При химическом же окислении устойчивость разветвленных алканов < *n*-парафинов, а циклопарафинов < ароматических углеводородов.

Изложенные выше общие положения, несомненно, важны для оценки и прогнозирования поведения нефтепродукта в подземных условиях. Согласно этим представлениям для реализации первой стадии биогенного окисления углеводородов необходимо присутствие свободного кислорода. Небольшие количества кислорода могут окислить полностью малые количества нефтепродуктов или частично — большие. Часть углеводородов, растворенных или эмульгированных в подземной воде, может попасть в анаэробные условия, в которых их деградация затруднена, в то же время частично окисленные нефтепродукты, перешедшие в водный раствор, могут подвергаться дальнейшему окислению и в анаэробных условиях.

Таким образом, в присутствии свободного кислорода возможна быстрая биodeградация, в анаэробных условиях загрязнение может длительно сохраняться. Из литературы известны примеры, когда по прошествии многих лет загрязненная нефтепродуктами вода оставалась непригодной к употреблению из-за специфического запаха.

Эффективность биологического разрушения углеводородов в аэробных условиях в последнее время пытаются использовать для ликвидации последствий нефтяного загрязнения путем обогащения среды культурами микроорганизмов, адаптированных к загрязняющим веществам. Как уже отмечалось, природное сообщество углеводородных бактерий можно найти повсюду. На развитие соответствующей микрофлоры оказывают влияние факторы среды. Поэтому перед применением размноженной культуры предварительно проверяют, насколько она способна расщеплять углеводороды в конкретных условиях местности.

6.2. Условия нахождения и миграции нефтяных веществ в горных породах и подземных водах

Формы нахождения нефтепродуктов

Нефтяные вещества (углеводороды) могут находиться в горной среде в четырех основных состояниях: в виде газа, однородной жидкости, эмульсии, водного раствора.

После того как нефтепродукт попадает на поверхность земли, начинается его просачивание через зоны аэрации. На границе между водонасыщенной и ненасыщенной средами происходит рас-

пространение нефтепродукта в горизонтальном направлении (активная миграция). Кроме того, на поверхности грунтовых вод может происходить пассивная миграция, т. е. снос нефтепродуктов потоком подземных вод. Определенную роль в распределении просочившихся нефтепродуктов играют колебания уровня грунтовых вод. При понижении уровня нефтепродукты следуют за водой до большей глубины. При повышении уровня, которое часто происходит быстрее, чем понижение, часть нефтяных веществ остается ниже уровня подземных вод.

По вертикали в зоне аэрации и горизонте грунтовых вод можно выделить пять зон, в которых нефтепродукты, проникшие с поверхности земли, содержатся в различных формах.

Зона I над максимальным уровнем жидких нефтяных веществ содержит только газообразные углеводороды. Зона II, находящаяся между максимальным уровнем нефтяных веществ и их уровнем в данный момент, содержит нефтепродукты, покрывающие поверхность зерен горной породы. Зона III между уровнем нефтепродуктов в данный момент и их границей с водой насыщена нефтепродуктами. В зоне IV, находящейся между границей раздела воды и нефтепродуктов в данный момент и минимальным уровнем этой границы, образуется смесь капель нефтяных веществ с водой. Под минимальным уровнем раздела вода—нефтяные вещества находится зона V, в которой вода содержит растворенные или эмульгированные нефтяные вещества.

Движение нефтяных веществ в каждой зоне носит различный характер, поэтому чисто теоретическое определение движения нефтепродуктов весьма затруднительно и в неоднородной, и в неоднородной среде. В этой связи важное значение приобретает изучение конкретных случаев нефтяного загрязнения.

Газообразные углеводороды

Нефтяные продукты в газообразной фазе могут содержаться над уровнем грунтовых вод в зоне аэрации в том случае, если они поступили с поверхности земли и если в горизонте грунтовых вод имеется область нефтяного загрязнения. Этот факт можно использовать для выявления нефтяного загрязнения подземных вод или утечек нефтепродуктов из трубопроводов и цистерн посредством анализа почвенного воздуха. При ликвидации источника нефтепродуктов газообразные углеводороды быстро улетучиваются.

Движение газообразных углеводородов в зоне аэрации в основном обусловлено двумя факторами: диффузией газа из места с большей концентрацией в место с меньшей и колебанием уровня грунтовых вод. Движению газообразных углеводородов в зоне аэрации до сих пор уделялось мало внимания, и конкретные данные имеются только из результатов анализов почвенного воздуха.

Изменения концентрации газообразных углеводородов происходят также вследствие колебаний уровня подземных вод. При его понижении увеличивается объем пор, занимаемых почвенным

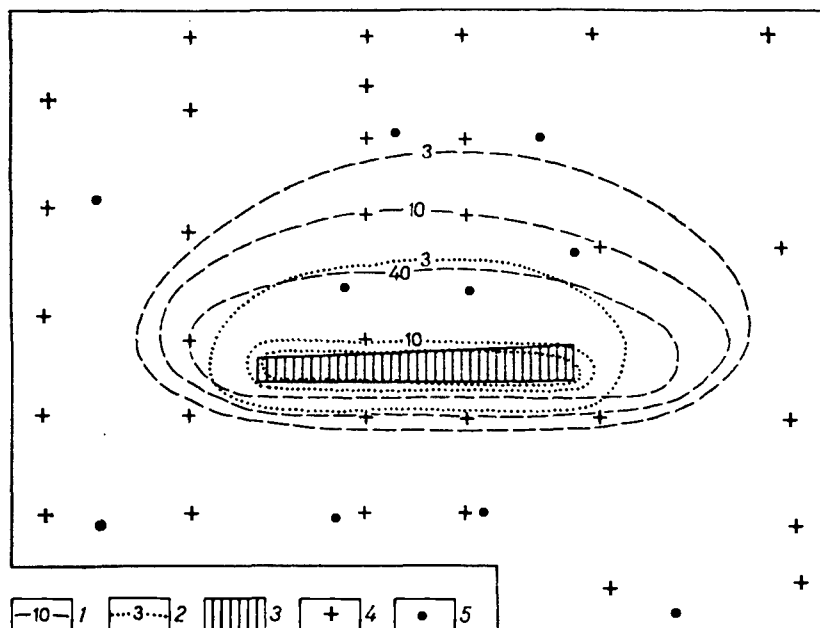


Рис. 21. Изменение газового ореола углеводородов в зоне аэрации после откачки из водоносного горизонта, загрязненного нефтепродуктами.

1 — изолинии концентраций газовых углеводородов до откачки; 2 — после нее; 3 — место утечки бензина; 4 — точки отбора проб газа; 5 — скважины

воздухом, и понижается концентрация углеводородов вследствие засасывания атмосферного воздуха. Наоборот, при повышении уровня подземных вод атмосферный воздух вытесняется из пор и концентрация газообразных углеводородов повышается. Практический пример образования ореола бензиновых паров в почвенном воздухе вокруг места утечки бензина представлен на рис. 21. При аварии железнодорожной цистерны произошла утечка 43 м³ бензина, который впитался в полосу шириной 2,5 м и длиной 80 м. На рисунке видно уменьшение площади с высокими концентрациями бензиновых паров, которое произошло вследствие откачки загрязненных подземных вод.

Движение жидких углеводородов

Нефтяные вещества в жидкой фазе проникают в горизонт грунтовых вод по порам и трещинам пород зоны аэрации, где преобладает движение в вертикальном направлении. Когда жидкие нефтепродукты встречают на своем пути менее проницаемый слой или достигают уровня грунтовых вод, происходит их накопление и растекание в горизонтальном направлении.

При рассмотрении движения жидких углеводородов в водонасыщенной пористой среде необходимо иметь в виду следующие обстоятельства. 1. Нефтяные вещества, просочившиеся с поверхности земли, продвигаются лишь в относительно тонком слое верхней части водоносного горизонта на отметках уровня грунтовых вод. 2. На движение нефтяных веществ большое влияние оказывает неоднородность проницаемого слоя. Часто бывает достаточно относительно тонкого слабопроницаемого пропластка для того, чтобы воспрепятствовать дальнейшему распространению или изменить направление распространения нефтепродуктов. 3. Важным фактором для определения скорости распространения нефтепродуктов является гидравлический градиент. Ввиду того, что у нефтяных веществ обычно не бывает постоянного потока, а происходит лишь растекание определенного количества нефтепродуктов, гидравлический градиент является переменным во времени. В основном слой нефтяных веществ на поверхности грунтовых вод перемещается прежде всего под действием потока грунтовых вод. 4. При движении нефтяных веществ в водонасыщенной среде часть нефтепродуктов остается связанной с породой вследствие влияния сорбции и поверхностных сил, что существенно замедляет течение нефтяных веществ. 5. Нефть с водой образует двухфазную систему. Проницаемость породы для такой двухфазной системы зависит от насыщенности ее той или другой фазой. Вместе могут протекать обе жидкости в пределах насыщения примерно 15—20 и 80—85 %. Если насыщенность породы, например, нефтью превысит 80—85 %, а следовательно, насыщенность воды будет меньше 15—20 %, то порода практически будет проницаема для нефти и непроницаема для воды, и наоборот. С движением двухфазной системы в пористой среде связано понятие фазовых проницаемостей [24].

Таким образом, движение нефтепродуктов в подземных водах представляет очень сложный процесс, изучение которого должно базироваться на лабораторных и натурных экспериментах.

Лабораторные эксперименты. Лабораторные испытания течения нефтяных веществ на физических моделях позволяют изучать влияние одних факторов при исключении других.

Важным видом лабораторных исследований является определение поглощающей способности пород по отношению к нефтяным веществам, так как это свойство имеет принципиальное значение для диагноза распространения нефтяных веществ. Нефтяные вещества, проникающие в горные породы, в основном разделяются на три части. Одна часть поглощается на поверхности отдельных зерен, другая — задерживается в горной породе воздействием капиллярных сил и, наконец, третья — может продвигаться под действием сил тяжести. Способность задерживать нефтяные вещества зависит от внутренней поверхности породы. Согласно экспериментам Р. Хёне (1963), из общего количества мазута, поглощенного сухим песком с диаметром зерен 0,6 мм, в свободном состоянии остается примерно 15 %, в песке с диаметром

зерен 0,1 мм — примерно 21 % и в лёссе — около 40 % мазута. Процент задержанных в породе нефтяных веществ увеличивается по мере повышения их вязкости и уменьшается по мере роста содержания воды. Порода, насыщенная водой, практически уже не может поглощать никакие нефтяные вещества. Эти данные имеют важное значение для практики. Задержанные в зоне аэрации нефтяные вещества благодаря доступу кислорода могут относительно легко разлагаться биологическими процессами. Поэтому слой проницаемых водоненасыщенных горных пород над уровнем подземных вод является своеобразным защитным экраном.

Ценные данные о закономерностях движения нефтяных продуктов в породах были получены с помощью песочных моделей. Эти модели, хотя и не соответствуют действительным условиям, все же позволяют изучить основные закономерности движения нефтяных веществ в однородной и неоднородной средах. Различают одно-, двух- и трехмерные модели. Одномерные модели позволяют изучать явления, связанные с капиллярностью и вертикальным колебанием уровня. На двухмерных моделях можно исследовать течение воды и нефтяных веществ, процессы на границе раздела воды и нефти и явление неоднородности среды. Наконец, трехмерные модели были использованы для изучения точечных утечек из трубопроводов и распространения этих утечек в пространстве [49].

Размеры моделей колеблются в пределах от десятков сантиметров до нескольких метров. В качестве пористой среды обычно применяют песок. В. Липпок [39] использовал для большой серии модельных опытов конкретные виды песков. С помощью таких опытов были получены интересные данные о распространении нефтяных веществ. На рис. 22 представлен результат модельного опыта, в условиях которого мазут (3000 см^3) распространился в зоне аэрации практически в вертикальном направлении. Горизонтальное распространение началось лишь в зоне капиллярной каймы, и там же проявилось влияние скорости течения подземной воды, под действием которого мазут интенсивно распространился в направлении потока. Мазут достиг уровня подземной воды только в средней части. Характер распространения мазута (5000 см^3) в тонкозернистом песке представлен на рис. 23. В тонкозернистом песке капиллярная кайма (1) имеет большую высоту, чем в песке в опыте, результаты которого представлены на рис. 22. Поэтому в первом случае (см. рис. 23) основная масса мазута осталась над уровнем подземных вод. Распространение в направлении течения подземной воды опять проявилось отчетливо.

Интересный результат был получен в опыте, где изучалось проникновение мазута со свободной поверхности грунтовых вод в заводненную пористую среду (рис. 24). Оказалось, что мазут может двигаться и против потока, что объясняется действием сил на разделе фаз [39].

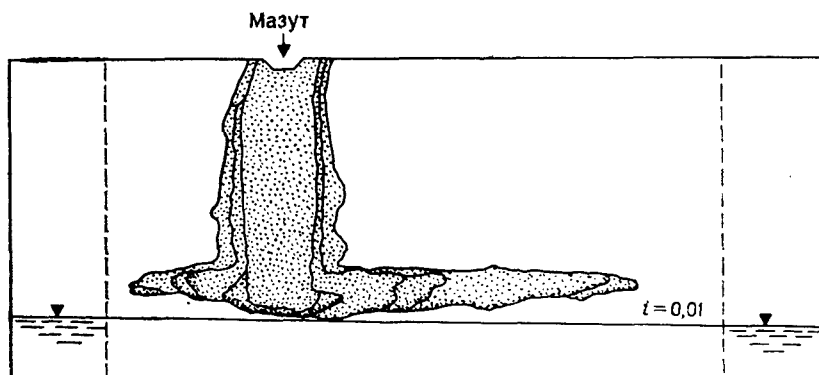


Рис. 22. Распространение мазута в разрезе слоя хорошо проницаемых песков ($k_{\phi} = 25$ м/сут), по [39]

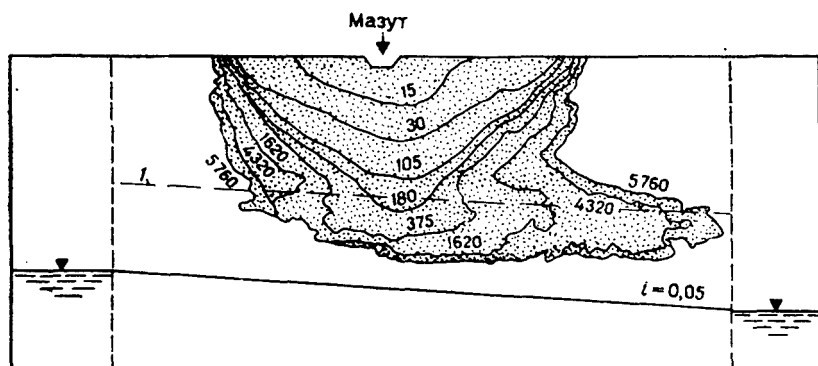


Рис. 23. Распространение мазута в разрезе слоя песков ($k_{\phi} = 1,2$ м/сут), по [39]. Цифрами указано время, прошедшее с начала опыта, мин.

I — высота капиллярной каймы

Аналогичный результат был получен и для случая, когда мазут (3000 см^3) переходит из грубозернистого материала с низкой капиллярной каймой (I) в тонкозернистый песок с более высокой капиллярной каймой (2) (рис. 25). Эти данные имеют важное значение, так как они показывают, что на распространение нефтяных веществ, кроме сил тяжести, оказывают влияние и другие факторы. Хотя по модельным опытам еще нельзя оценивать эти явления количественно, но не менее важным является установление самого фактора их существования.

Интересные данные получены в опытах с неоднородными средами (рис. 26). Мазут (6000 см^3) сначала протекает через менее проницаемый слой (1), а затем переходит в более проницаемый (2). Оказалось, что мазут накапливается на границе раздела обоих слоев и движется по этой границе. Это может быть объяснено тем, что расположенные один над другим слои различной

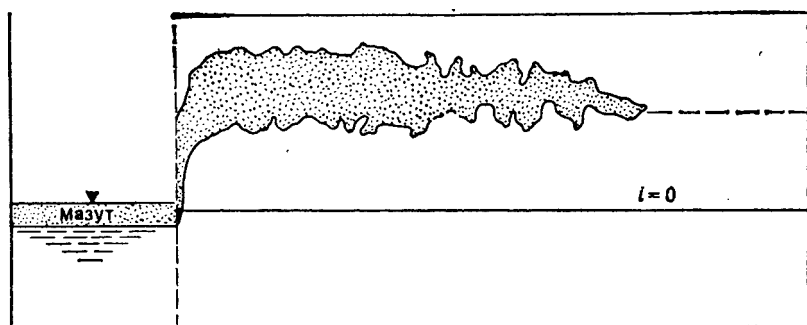


Рис. 24. Распространение мазута со свободной поверхности воды при отсутствии потока, по [39]

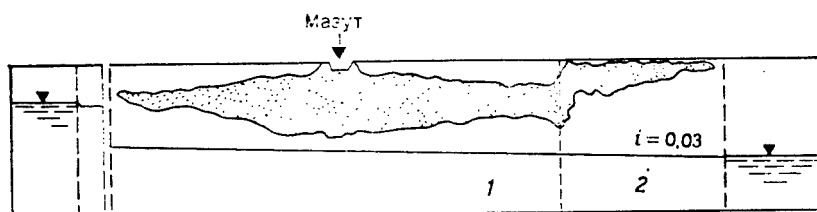


Рис. 25. Распространение мазута из хорошо пропускаемого песка в менее пропускаемый, по [39]

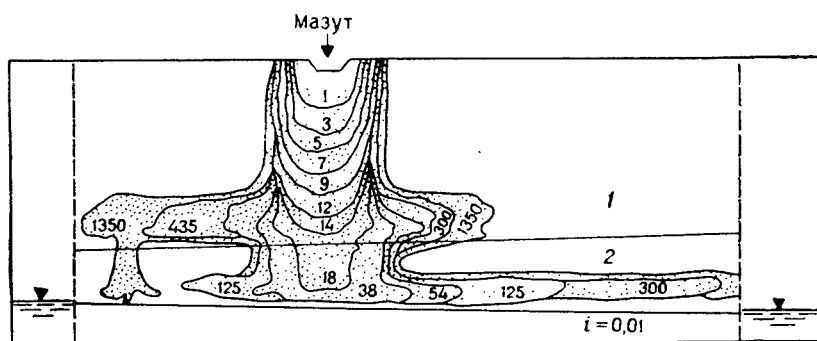


Рис. 26. Распространение мазута с поверхности земли через двухслойную зону аэрации, сложенную песками различной проницаемости, по [39]. Цифрами указано время, прошедшее с начала опыта, мин

проницаемости обладают различной емкостью [39]. Вследствие предшествующего насыщения песка водой и последующего обезвоживания часть капилляров на границе раздела осталась насыщенной и создала так называемую подвешенную капиллярную кайму. Поступающий сверху мазут не обладал достаточным давлением для преодоления капиллярных сил и остановился на разделе обоих слоев.

Натурные эксперименты. Следующим путем к познанию закономерностей движения нефтяных веществ являются полевые опыты. В пригодном для этих целей месте было создано загрязнение и изучались его распространение и возможности ликвидации. Преимущество натурных опытов в сравнении с лабораторными заключается в том, что они происходят в естественных условиях, аналогичных действительным случаям загрязнения. Недостаток их состоит в том, что при них нельзя создать однозначные условия хода опыта и надо считаться с неожиданными природными явлениями. Наиболее целесообразно проводить как лабораторные, так и полевые опыты и затем сопоставлять полученные результаты. Опыты распространения мазута, проведенные в широком масштабе, описали И. Бартц и В. Кэсс [27]. Они проводились в течение трех лет на заброшенном карьере щебня в г. Нейдорфе. До начала натурных экспериментов на этой территории изучали режим и качество подземных вод для того, чтобы исключить возможные влияния другого источника загрязнения. Для наблюдения имелись 52 наблюдательные скважины, расположенные большей частью в направлении течения подземных вод. Скважины были размещены на двух отдельных участках для двух опытов. Предварительно были определены скорость и направление течения подземных вод и коэффициент фильтрации. Скорость колебалась в пределах $(1,5—1,84) 10^{-3}$ м/с.

В испытываемом секторе в канаву длиной 4 м, шириной 1 м и глубиной 1 м было вылито 3 м^3 мазута (участок В). Определялось распространение мазута через 4 и 10 дней, 5 месяцев, 1 и 2 года. Через 5 мес распространение мазута практически прекратилось. Площадь, которая была загрязнена мазутом на уровне грунтовых вод, достигла 290 м^2 . На участке А при аналогичных условиях было вылито 3750 л мазута, площадь распространения которого достигла 410 м^2 .

Модельные и полевые опыты показали, что нефтяные вещества в виде однофазной жидкости в случае одноразового загрязнения распространяются по поверхности грунтовых вод на сравнительно небольшие расстояния. Обычно образуется ядро загрязнения диаметром до нескольких десятков метров, которое в относительно короткое время стабилизирует свою форму и в последующем мало изменяется. Если загрязнение повторяется, то порода постепенно теряет способность задерживать нефтяные вещества и они могут распространяться на большие расстояния. Типичным примером является загрязнение на о-ве Житном, где длина загрязненного участка достигла 3,5 км, а площадь — $4,2 \text{ км}^2$.

Это весьма обширное загрязнение могло возникнуть потому, что в течение 20 лет происходила, по существу, систематическая утечка нефтепродуктов (около 100 тыс. м³). Средняя скорость распространения нефтепродуктов оценивалась в 0,4 м/сут. Распространение их было ускорено интенсивным отбором подземных вод.

С точки зрения загрязнения подземных вод распространение растворяемых и взвешенных (эмульгированных) нефтяных веществ для подземных вод более опасно, чем распространение нефтяных веществ по поверхности в виде одофазной жидкости, так как оно охватывает более обширную территорию. Правильность этого утверждения иллюстрирует табл. 9, из которой видно, что отношение площади загрязнения нефтяными продуктами как фазой по поверхности грунтовых вод к площади загрязнения растворенными нефтяными веществами колеблется в пределах от 1/5 до 1/81. На распространение растворенных и взвешенных веществ нефти в подземной воде оказывают влияния много прямых и косвенных факторов. Прежде всего это форма нефтяных веществ в воде. Распространение растворенных веществ подчиняется иным законам, чем распространение взвешенных веществ. К сожалению, в настоящее время практически не имеется метода, по которому можно было бы различать, в какой форме находятся нефтяные вещества в воде. Эта форма, разумеется, оказывает влияние также на качество отбираемых проб и результаты анализов. Растворы, в основном, являются гомогенными, тогда как эмульсии могут быть неомогенными, и две пробы, взятые при одинаковых условиях, могут дать разные результаты. Ввиду трудностей, связанных с обеспечением большого числа анализов, степень загряз-

Отношение площадей, загрязненных нефтяными веществами на поверхности воды, к площадям, загрязненным растворенными и взвешенными нефтяными веществами

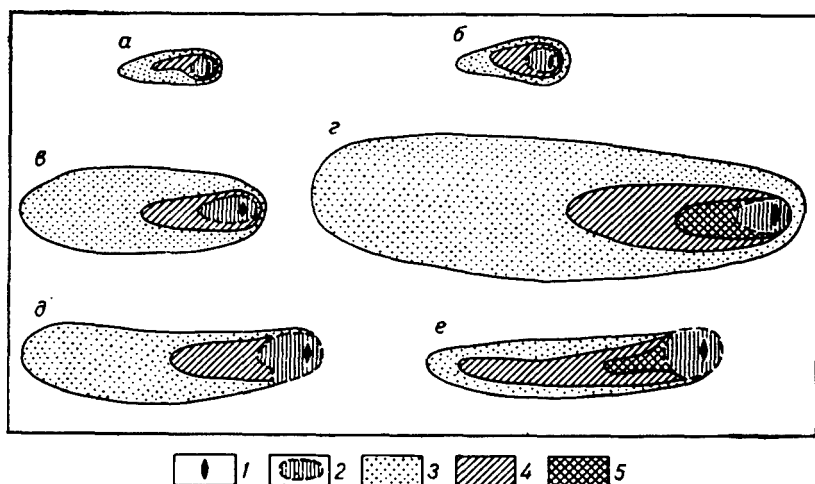


Рис. 27. Размеры области загрязнения подземных вод нефтепродуктами, установленные органолептическим способом через: 4 сут (а), 9 сут (б), 1 мес (в), 4 мес (г), 1 год (д), 2,5 года (е) — после загрязнения.

1 — канавка с мазутом; 2 — область с мазутом на поверхности грунтовых вод; 3—5 — область с мазутом в подземных водах (разбавление: 3 — до 1:10, 4 — от 1:10 до 1:100, 5 — свыше 1:100)

нения растворенными и взвешенными веществами чаще всего определяется по органолептическим признакам воды.

Опыт ряда авторов показал, что этот метод, несмотря на определенную степень субъективности, дает хорошие результаты. Если требуется получить также относительную количественную оценку нефтяных веществ в воде, то можно использовать метод определения порога чувствительности.

На распространение нефтяных веществ в воде оказывает влияние, прежде всего, движение подземной воды, которая уносит растворенные и взвешенные нефтяные вещества. Если проследим за распространением загрязнения от места его возникновения (рис. 27), то обнаружим, что наибольшее распространение его происходит в направлении течения подземной воды. Скорость диффузии загрязняющих веществ в направлении движения подземной воды складывается со скоростью течения подземной воды, тогда как в направлении против течения подземной воды она вычитается из скорости течения последней. Это доказывает и измерение при полевых опытах, при которых было установлено, что загрязнение по потоку распространяется быстрее, чем скорость течения подземной воды. Так, согласно [28], фронт загрязнения воды двигался со скоростью 1,35 см/сут, а средняя скорость течения воды составляла 1,17 м/сут, однако разность их нельзя принимать обусловленной влиянием диффузии, так как последняя значительно изменяется в зависимости от градиента концентрации.

По мере увеличения расстояния от источника загрязнения происходит разбавление загрязнения и уменьшение его концентрации в подземных водах. Последнему способствует также поглощение нефтяных веществ частицами породы и биологическое разложение нефтяных веществ. Оба процесса протекают в природе и, таким образом, препятствуют неограниченному распространению загрязнения.

Изучать диффузию на моделях пытался И. Цилиокс [48], использовавший метод, основанный на принципе флюоресценции нефтяных веществ в ультрафиолетовом освещении. Флюоресценция растворенных нефтяных веществ достигается добавлением незначительного количества флюоресценна в нефтепродукт, использованный для модельной пробы. В таких условиях можно было фотографировать при ультрафиолетовом освещении не только распространение нефтяных веществ как фазы, но также и в водном растворе. Проверка правильности полученных результатов проводилась по органолептическим и химическим пробам. Интересная особенность этих опытов заключалась в том, что диффузия происходила не в площадях, а в волокнистых формациях, соединяющихся постепенно в большие агрегации, в которых концентрация нефтяных веществ неравномерна.

6.3. Возникновение загрязнения подземных вод нефтяными веществами

Все случаи загрязнения подземных вод нефтяными веществами можно разделить на две основные группы в зависимости от того, можно предвидеть загрязнения или нет. К первой группе относятся прежде всего загрязнения при добыче нефти. Везде, где складываются и перерабатываются нефть и нефтепродукты, можно предвидеть загрязнение. Ко второй группе относятся загрязнения, возникающие при авариях. Это главным образом утечки нефтепродуктов при шоссейных и железнодорожных авариях, при перевозках нефти и нефтепродуктов водным транспортом.

Условия загрязнения подземных вод в районах добычи нефти

Источниками загрязнения подземных вод могут быть все сооружения, связанные с добычей, сбором, хранением, очисткой нефти и стоков, а также с утилизацией последних. Основную часть стоков составляют добываемые с нефтью пластовые воды, количество которых зависит от объема добываемой нефти и степени обводненности месторождения. Объем таких вод во многих случаях (особенно на старых месторождениях) значительно превышает объем добываемой нефти.

В пределах нефтепромыслов загрязнение подземных вод в большинстве случаев связано с фильтрацией сточных и пластовых вод и в меньшей — с фильтрацией нефти. Это объясняется не только

тем, что число прорывов на нефтепроводах обычно в два—пять раз меньше, чем на водоводах сточных и пластовых вод (в отличие от последних нефть течет по трубам под небольшим давлением и менее агрессивна к материалам труб), но и тем, что нефтепродукты лучше задерживаются почвой и грунтами.

Источники загрязнения подземных вод в пределах нефтепромыслов можно подразделить на два вида: постоянного и временного действия. К первым относятся пруды-отстойники, нефтеловушки, земляные амбары нефти и химических реагентов и другие подобные емкости на поверхности земли, из которых происходит более или менее постоянная утечка нефтепродуктов. Второй вид источников загрязнения включает: 1) разливы стоков и нефти на поверхность земли при авариях на водоводах сточных вод и нефтепроводах; 2) перетоки соленых вод и рассолов в водоносные горизонты и разливы их на поверхность вдоль ствола скважин при нарушении герметичности затрубного пространства, прорывах колонии скважин, а также при ремонте и проверке герметичности нагнетательных скважин; 3) периодически загрязняемые речные воды.

Большой частотой разливов стоков характеризуются участки кустовых насосных станций, установок подготовки нефти, узлов очистки стоков, где наблюдается наибольшая концентрация водоводов сточных вод.

Пруды-отстойники, нефтеловушки и земляные амбары в настоящее время заменяются металлическими емкостями. Однако на старых нефтепромыслах они еще продолжают эксплуатироваться постоянно или в аварийных ситуациях. Экранирующий материал, использующийся при сооружении прудов-отстойников, как показывает опыт их эксплуатации, не обеспечивает долговременной защиты от фильтрации стоков. Обычно для нефтепромысла характерны от двух до пяти локальных участков, где имеются пруды-отстойники.

Разливы сточных и пластовых вод на участках водоводов и нефтепроводов, нефтяных и нагнетательных скважин являются случайными, но значительными по площади и протяженности источниками загрязнения подземных вод. Разливы могут быть связаны с водоводами, нефтепроводами и скважинами. Разливы стоков, возникающие при порывах и ремонте металлических хранилищ, установок подготовки нефти, можно условно отнести к разливам на участках водоводов, так как эти нефтяные объекты располагаются на линиях последних.

Прогнозирование загрязнения подземных вод предусматривает схематизацию источников загрязнения для целей расчетов по их формам, размерам и т. д.

Постоянные источники загрязнения (пруды-отстойники, нефтеловушки и др.) характеризуются замкнутым контуром, продольные и поперечные размеры их обычно соизмеримы; они длительно функционируют (многие годы), в них поддерживается постоянный уровень сбрасываемых сточных вод или нефти. Они могут быть

схематизированы в виде источников круговой формы постоянного действия.

Источники загрязнения, связанные с изливами пластовых и сточных вод или вод нижележащих горизонтов вдоль стволов нефтяных и нагнетательных скважин, являются источниками периодического действия. Учитывая, что излившийся раствор находится вокруг скважины, заполняя обваловку, они могут быть схематизированы в виде источников круговой формы периодического действия.

Наибольшую трудность представляет схематизация источников загрязнения, связанных с изливами на водоводах, нефтепроводах и установках подготовки нефти и стоков. Анализ аварийности на водоводах сточных вод показал, что через 10—15 лет после начала эксплуатации нефтяного месторождения аварийные точки (места утечек) возникают через каждые несколько сотен метров водовода. Большинство прорывов происходит по сварным швам, где создается концентрация напряжений. Деформации труб появляются в результате переохлаждения, перепадов температур воздуха, гидравлических и механических ударов, подмыва основания траншеи, в которой проложен водовод, и т. д.

Участки разливов сточных и пластовых вод, располагаясь вдоль линии водовода, образуют линейный контур разливов с более или менее равномерным распределением мест утечек (стоков) по всей длине водовода.

Учитывая изложенное, источники загрязнения подземных вод, связанные с изливами на водоводах, условно можно схематизировать в виде линейного источника постоянного действия.

Расчетные зависимости для прогноза загрязнения подземных вод в случае источников круговой и линейной форм приведены в разд. 5.

Другие случаи загрязнения подземных вод нефтепродуктами

Транспортировка нефти и нефтепродуктов. Серьезные случаи загрязнения подземных вод происходят при транспортировке нефти и нефтепродуктов. Это обусловлено тем, что нефть и нефтепродукты должны транспортироваться на большие расстояния, а при этом нельзя обойти важные водохозяйственные области. Собственно транспорт, используемый для доставки нефти, можно разделить на четыре группы: магистральные нефтепроводы, железнодорожный, автомобильный и водный транспорт.

Причинами аварий и утечек нефти и нефтепродуктов на магистральных нефтепроводах являются повреждения, причиненные при проведении земляных работ и природными катастрофами (наводнения, сдвиги), дефекты на трубопроводе (плохие сварочные швы, коррозия и т. п.), повреждения арматур и т. д. Трассы строящихся магистральных нефтепроводов следует прокладывать, минуя важные в водохозяйственном отношении территории или ограничивая до минимума возможность утечки путем проведения

соответствующих строительно-технических мероприятий. Последние включают увеличение толщины стенок труб, тщательный контроль сварных швов, создание сети наблюдательных пунктов и автоматическое закрытие заслонок при внезапном понижении давления в магистральном нефтепроводе.

При железнодорожной транспортировке нефти и нефтепродуктов их утечка может происходить вследствие аварий, недостаточного уплотнения затворов цистерн, неполной герметичности швов и т. д. Главное затруднение заключается в том, что железнодорожная сеть строилась без учета охраны подземных вод и во многих местах она пересекает важные в водохозяйственном отношении области. Возможность профилактической строительно-технической охраны здесь ограничена, и такие мероприятия можно осуществлять в узких секторах.

Аналогичная ситуация складывается в случае перевозки нефти и нефтепродуктов автомобильным транспортом. Сеть шоссейных дорог значительно гуще железнодорожной, и по ним транспортируется значительное количество нефтепродуктов. Профилактическим мероприятием в шоссейном транспорте в ЧССР является внедрение дорожного знака, запрещающего въезд автоцистерн, транспортирующих вещества, опасные в смысле загрязнения воды. Эти знаки размещены там, где имеется опасность загрязнения подземных или поверхностных вод, используемых для питьевого водоснабжения. В настоящее время шоссейные и железнодорожные линии уже проектируются с непроницаемыми канавами и устройствами для отвода воды на маслоуловительные установки. Такие канавы в случае аварии могут задерживать значительную часть вытекших нефтепродуктов.

Большое количество нефти перевозится средствами водного транспорта. Морской транспорт нефти создает большую опасность для моря и побережья, но непосредственно не угрожает подземным водам: в этом смысле несравнимо большую опасность представляет речной транспорт. Кроме аварий, загрязнение речной воды происходит вследствие переполнения резервуаров и утечки в местах слива, промывки цистерн и слива промывных вод. Главными защитными мероприятиями является строительство речных пристаней вне русла реки, от которого они отделяются пневматическим затвором, чтобы в случае утечки нефтяных веществ последние не попали в поток реки, где ликвидация их более затруднительна.

Нефтеочистительные и нефтехимические заводы. На нефтеочистительных и нефтехимических заводах перерабатывается большое количество нефти (нефтеочистительный завод средней производительности перерабатывает около 10 млн. т нефти в год). Поэтому вероятность утечек нефти и нефтепродуктов и загрязнения ими подземных вод в районах этих заводов достаточно высока.

Главными причинами утечек являются негерметичность технологических устройств, повреждения арматур, недостаточное уплотнение канализационных систем, переполнение резервуаров,

утечки при неправильном манипулировании и т. д. Значительные утечки могут происходить при авариях резервуаров или технологического оборудования. При строительстве новых заводов осуществляются мероприятия, которые ограничивают утечки до минимума (автоматические насосные установки, наземные распределительные трубопроводы и канализация), а возникшие утечки стремятся уловить раньше, чем нефтяные вещества впитаются в почву (резервуарные сборники, непроницаемые площадки для манипуляции с нефтепродуктами, сборные канавы под насосными площадками и др.). На старых заводах, где такие мероприятия не предусматривались при их строительстве, надо считаться с длительным или постоянным загрязнением подземных вод и охрана их должна быть направлена на локализацию загрязненного пространства. Наиболее распространенным способом локализации является создание гидравлической охраны, которую можно сочетать с непроницаемой стеной.

Склады горючих веществ и мазута. Высокое потребление горючих веществ требует относительно густой сети складов. В складах проводится манипулирование с нефтепродуктами; резервуары и места слива соединены трубопроводами, из которых может происходить утечка нефтепродуктов; при перекачке могут происходить переполнения резервуаров и переливы нефтепродуктов и т. д. Могут возникнуть повреждения резервуаров и большие утечки горючих веществ. На основании имеющегося опыта можно сказать, что склады горючих веществ (особенно старые) являются одним из основных загрязнителей подземных вод. Наряду с крупными складами горючих веществ нефтепродукты складываются также в меньших по размерам резервуарах у заправочных колонок, в транспортных предприятиях; к этой же группе можно отнести и резервуары легких мазутов в промышленных предприятиях. В указанных случаях часто происходят утечки нефтяных продуктов вследствие небрежности при обслуживании и недостаточной антикоррозийной защиты. Частым источником загрязнения подземных вод являются автозаправочные станции, ремонтные мастерские автомашин и моечные площадки.

7. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАЙОНАХ

Загрязнение подземных вод в сельскохозяйственных районах может быть обусловлено веществами, используемыми в агротехническом процессе (удобрения, пестициды), отходами сельского хозяйства (прежде всего, отходы животноводства), стоками жидких кормов и т. д. Во многих случаях области загрязнения подземных вод приурочены к сельскохозяйственным массивам, орошаемым сточными водами.

7.1. Загрязнение подземных вод удобрениями

Основные сведения об удобрениях

В сельскохозяйственном производстве используются следующие виды удобрений: азотные, фосфорные, калийные, микроудобрения (промышленные отходы, содержащие микроэлементы); комплексные удобрения (содержащие несколько питательных элементов — аммофос, нитрофос и др.); известковые материалы — в виде известковой муки, мела; отходы различных отраслей промышленности (шлаки — пыль цементных заводов, сланцевая зола, отходы сахарного и целлюлозного производства и др.).

Основными действующими веществами являются соединения азота, фосфора и калия, содержание которых в удобрениях измеряется в расчете на элементарный азот, пятиокись фосфора (фосфорный ангидрид) P_2O_5 и окись калия K_2O .

Из всех групп соединений, используемых в качестве удобрений, особое значение имеют азотистые, и особенно нитраты NO_3 , способные при попадании в организм человека вызывать токсический цианоз (водонитратную метгемоглобинемию).

Нитратная часть азотистых соединений не связывается почвой, остается свободной, подвижной и может мигрировать по зоне аэрации до уровня грунтовых вод.

Как правило, аммиак, поступающий в почву, подвергается воздействию бактерий, способных вызывать биохимический процесс окисления его сначала до нитритной, а затем до нитратной формы: 1) $2NH_3 + 3O_2 = 2HNO_2 + 2H_2O + 66,15 \text{ Дж}$; 2) $2HNO_2 + O_2 = 2HNO_3 + 175,85 \text{ Дж}$.

Первый процесс вызывают бактерии *Nitrosomonas*, второй — *Nitrobacter*. Лучше всего бактерии развиваются в условиях среды, близкой к нейтральной (рН 6—8,5), и при температуре 25—28°C. Процесс нитрификации может тормозиться в кислой среде и в присутствии растворимых органических веществ. В анаэробных условиях в присутствии углеводов под действием *Bacillus*

denitrificans и др. нитраты могут восстанавливаться до свободного азота. Нитраты обладают высокой мобильностью.

Значительная часть внесенного азота может быть потеряна из почвы из-за: испарения, денитрификации, фиксации в виде аммония в почве, превращения в органические формы благодаря микроорганизмам, стока и выщелачивания.

Вымывание нитратов из почв, загрязненных органическими минеральными удобрениями, зависит от типа почв. Наибольший вынос нитратов в грунтовые воды отмечается в районе карбонатных и южных черноземов, а наименьший — в зоне оподзоленных, выщелоченных и типичных черноземов, а также бурых и серых лесных почв.

Фосфорные удобрения вымываются из почвы очень незначительно ввиду способности их образовывать в почве слабо растворимые соединения. Исследования миграции фосфатов удобрений (суперфосфат) в легкой тонкопесчаной почве показали, что они при определенных условиях могут вымываться из слоя, в который были внесены (глубиной до 15 см от поверхности), и проникать до глубины 2 м и более. При этом наибольшая аккумуляция фосфора отмечалась на глубине 30—90 см. Потери фосфатов из почвы сравнительно невелики, даже при условии высоких норм внесения (более 1 т/га в год).

Однако вынос фосфатов в условиях засоленных почв резко возрастает. Так, при промывке в лабораторных условиях сильно засоленных монолитов с ненарушенным строением было отмечено, что первая порция фильтрата имела не только очень высокую общую минерализацию, но и значительное содержание P_2O_5 (21,4 мг/л). В последующих порциях содержание P_2O_5 снижалось и, начиная с пятой, стабилизировалось на уровне 2—2,5 мг/л. Эти данные позволяют сделать вывод о возможности существенных потерь фосфатов из засоленных почв в процессе их промывки, что подтверждается фактом значительного содержания водорастворимых фосфатов в дренажных и сбросных водах.

Резюмируя изложенное, следует отметить, что передвижения фосфатов за пределы корнеобитаемой зоны почвы могут иметь практическое значение только в очень легких и сильно засоленных почвах при внесении удобрений в высоких нормах, а также при использовании их на затопляемых рисовых полях. В обычных условиях нельзя ожидать сколько-нибудь существенных потерь фосфатов в результате вымывания.

Исследования выноса калия при использовании калийного удобрения за пределы корнеобитаемой зоны в нижележащие горизонты почвы и грунтовые воды довольно обширны. Возможность значительных потерь калия за счет вымывания явилась основой для рекомендаций по применению их в осенние и весенние периоды года.

Калийные удобрения хорошо растворяются в воде. При внесении их в почву происходит катионный обмен; ввиду того что К замещает Са и Mg, они присутствуют в обменных формах.

Вымывание минеральных удобрений из почвы

С агрономической и гидрогеологической точек зрения наиболее важным компонентом промышленных удобрений является азот, присутствующий в них в разных формах. Наиболее легко растворимой и подвижной является нитратная форма NO_3^- . Аммонийная форма NH_4^+ хорошо связывается с сорбционным комплексом почвы, и поэтому она не вымывается из почвы в таком количестве, как нитратная. В азотистой извести, которая относится к основным удобрениям, половина азота находится в амидной форме NH_2 , половина — в цианистой CN^- . Азотистая известь отличается медленной растворимостью азота. После внесения в почву обе формы под влиянием гидролиза превращаются в мочевину, а затем в соединение $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$, ион NH_4^+ которого связывается в почве. В почве все приведенные формы азота довольно быстро переходят в нитратную форму. Скорость этого превращения уменьшается с увеличением влажности и понижением температуры почвы.

По своему происхождению находящиеся в почве нитраты — автохтонные или аллохтонные. Аллохтонные нитраты вносятся в почву азотистыми удобрениями, автохтонные возникают в результате нитрифицирующего действия бактерий. Азот нитратов быстро растворяется в почвенной влаге, и потому растения легко усваивают его. В почвенном профиле он движется чрезвычайно быстро, так как не связывается с сорбционным комплексом почвы.

Круговорот азота в пахотных землях усложняется тем, что растения усваивают только азот минеральных соединений — нитратов и солей аммония. При этом в пахотных землях большая часть азота связана в органических соединениях. Так, например, в черноземных почвах этот запас иммобилизованного азота составляет 14—16 тыс. кг/га. Постепенная активизация его происходит главным образом благодаря деятельности микроорганизмов. Органический азот содержится преимущественно в белках микро- и макроэдафона, после вымирания которого сапрофитные организмы деградируют белки, превращая их в более простые соединения. Конечным продуктом разложения является аммиак. Нитрифицирующие бактерии превращают соли аммония в нитриты и нитраты. Одновременно с нитрификацией происходит денитрификация (преимущественно в почвах, бедных гумусом). Денитрифицирующие бактерии разлагают NO_3^- и NO_2^- на N_2O и свободный азот, которые вместе с частью NH_3 , не связанного химически в солях, уходят в атмосферу.

Наибольшую опасность загрязнения вод нитратами представляет собой поверхностный отток атмосферных осадков с площадей, на которых интенсивно ведутся сельскохозяйственные работы.

Смыв нитратов с обрабатываемых участков зависит прежде всего от морфологии и обработки почвы, интенсивности атмосферных осадков, времени года, формы вносимого удобрения и его единовременных доз. Воды поверхностного смыва с сельскохозяйственной территории могут содержать N в количестве свыше 100 мг/л.

В вымывании немалую роль играет орошение, при котором процессы усвоения, выделения и движения питательных веществ ускоряются — большее содержание воды в почве увеличивает подвижность ионов в зоне корней. В то же время деятельность микроорганизмов становится более интенсивной. В условиях орошения значительно усиливается движение почвенного раствора и, следовательно, солей в почвенном профиле.

Дело обстоит иначе, когда вносят фосфатные удобрения. В результате различных реакций в почве фосфор минеральных удобрений постепенно переходит из хорошо растворимого соединения (дигидрофосфата H_2PO_4^-) в менее растворимое (гидрофосфат HPO_4^{2-}) и, в конце концов, в практически нерастворимый гидроксипатит $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{OH})_2$. Этот процесс имеет место главным образом в известковых почвах. В кислых почвах с более высоким содержанием железа и алюминия растворимые соединения фосфора фиксируются образующимися нерастворимыми FePO_4 и AlPO_4 . Вследствие слабой растворимости солей фосфора и их интенсивной фиксации в почве смывание фосфатов в более глубокие горизонты незначительно.

По литературным данным известно, что средние потери фосфора в результате вымывания в более глубокие горизонты или поступления в воды дренажных систем колеблются в пределах 0,2—0,3 кг/га в год. В сильнопесчанистых почвах потери могут достигать нескольких килограммов с гектара. Калийные и магниевые удобрения содержат питательные вещества в форме катионов K^+ и Mg^{2+} , соединенных с анионами Cl^- и SO_4^{2-} . Катион K^+ связывается преимущественно обменной или необменной сорбцией с глинистым компонентом. Хлориды задерживаются в почве в небольшом количестве (в среднем до 10, максимум до 20 % от внесенного количества удобрений). Большой подвижностью отличаются анионы SO_4^{2-} , и, следовательно, они легко вымываются в воды. Только в очень известковых почвах их подвижность частично ограничена образованием менее растворимого CaSO_4 . Способность к сорбции K^+ и Mg^{2+} в почвах и фиксации K^+ глинистыми минералами затрудняет их вымывание из почв.

Кальций является регулятором почвенной реакции, перемещая ее в нейтральную или слабощелочную область. Способность кальция мигрировать в почве зависит главным образом от парциальных факторов CO_2 в почвенном воздухе — чем они больше, тем большие количества Ca^{+2} находятся в почвенных растворах и мигрируют в грунтовые воды.

7.2. Загрязнение подземных вод пестицидами

Основные сведения о пестицидах

Пестициды — собирательное название химических средств защиты растений от различных вредных организмов. В зависимости от назначения различают следующие пестициды: гербициды (для борьбы с сорными растениями), инсектициды (для борьбы с насекомыми), фунгициды (для борьбы с грибами), бактерициды (для борьбы с бактериями) и др.

По химическому признаку пестициды подразделяются на: хлорорганические, производные феноксиалкилкарбоновых кислот, фосфорорганические, ртутьорганические, карбаматы, производные мочевины, триазиновые производные, нитропроизводные фенолов, мышьяксодержащие и др.

Разработаны классификации пестицидов по их токсичности, летучести, кумулятивным свойствам и стойкости в окружающей среде. Очень важной является характеристика пестицидов по их стойкости, т. е. по времени распада (деструкции). По этому показателю пестициды разделяют на: очень стойкие (свыше 2 лет), стойкие (0,5—2 года), умеренно стойкие (1—6 мес), малостойкие (до 1 мес) [4].

В настоящее время в сельском хозяйстве наиболее распространены пестициды, относящиеся к различным группам органических соединений. Основные сведения, характеризующие группы пестицидов с точки зрения возможности миграции их в подземные воды, приводятся ниже.

Хлорорганические соединения. В эту группу входит значительное число инсектицидов. К ним относятся хлорпроизводные ароматических углеводородов (ДДТ, линдан, метоксхлор и др.) и диеновой группы (альдрин, дильдрин, гептахлор, хлориндан и др.), хлорированные терпены (полихлорпинен, хлортеи, полихлоркамфен и др.), галогидпроизводные углеводородов жирного ряда (дихлорэтан, гексахлорбутан, хлорпикрин, трихлордибромпропан — «немагон»), а также множество других соединений.

Большинство хлорорганических пестицидов обладают выраженными кумулятивными свойствами и являются среднетоксичными, но отдельные препараты (альдрин, дильдрин, гептахлор и др.) принадлежат к группе высокотоксичных. Хлорорганические пестициды плохо или практически нерастворимы в воде, но хорошо растворяются в жирах и органических растворителях. Они относятся к группе стойких и очень стойких соединений, так как могут сохраняться во внешней среде годами. Хлорорганические пестициды разлагаются в результате гидролиза, окисления, фотоллиза и микробного воздействия. В результате разложения многие пестициды превращаются в соединения еще более токсичные, чем исходные.

Производные феноксиалкилкарбоновых кислот. Эти соединения получили широкое распространение в качестве гербицидов.

Они принадлежат к средне- и малотоксичным веществам, обладают слабо выраженными кумулятивными свойствами.

Фосфорорганические соединения. К этой группе относятся соединения, используемые для уничтожения вредных насекомых и клещей в хлопко-, плодово- и овощеводстве, производстве зерновых культур. Это производные кислот: фосфорной (дихлофос, фосфамидон, гардона, пуэлен и др.), тиофосфорной (метафос, метилнитрофос, трихлорметафос-3, диазинон, метилмеркаптофос, вимидотион, ацетофос и др.), дитиофосфорной (карбофос, фосфамид, формотион, препарат М-81, фталофос, меназон и др.) и фосфонатов (хлорофос, бутанот). Фосфорорганические пестициды малоустойчивы во внешней среде. Их разложение происходит в течение нескольких суток с образованием таких продуктов распада, как фосфорная кислота, сера и др. Пестициды этой группы высокотоксичны.

Карбаматы. Спектр действия карбаматов широк: они используются в сельском хозяйстве как инсектициды (цирам, циеб, ацилат, севин), гербициды (ИФК, хлор-ИФК, авадекс, ялан, карбин и др.), протравители семян (ТМТД, терамин и др.). Большинство соединений этой группы относится к мало- и среднетоксичным веществам, однако имеются и высокотоксичные вещества (дитиокарбаматы). Во внешней среде карбаматы способны сохраняться от одного-двух месяцев до двух лет.

Производные мочевины. Представители этой группы (моиурон, диурон, линурон, которан, дихлоральмочевина) используются главным образом в качестве гербицидов селективного действия. Они являются преимущественно малотоксичными веществами с кумулятивными свойствами.

Ртутьорганические соединения. Сюда относятся препараты (гранозан, меркураи, агронал, родосан и др.), используемые для протравливания семян и обладающие высокой токсичностью, летучестью и стойкостью в окружающей среде.

Мышьяксодержащие соединения. Среди многочисленных соединений мышьяка, проявляющих высокое инсектицидное, гербицидное и изооцидное действие, используются неорганические соединения — арсенат натрия, арсенат кальция. Общим недостатком всех соединений этой группы является их высокая токсичность для человека и животных, стойкость в окружающей среде.

Специфика сельскохозяйственного загрязнения подземных вод предопределяется широким региональным применением пестицидов, которые могут проникать в подземные воды по всей площади сельскохозяйственных земель, а при авиационной обработке полей — и на смежных участках, в сопредельных населенных пунктах, в областях питания подземных вод. Эта специфика практически исключает применение инженерных методов в борьбе с загрязнением, и препятствием ему, помимо способности пестицидов к детоксикации, служат только естественные условия. В частности, это сорбционные свойства грунта, его органический и мине-

ральный состав, микробиологическая деятельность, климатические условия.

Выяснение путей загрязнения подземных вод пестицидами, миграции отдельных компонентов позволяет правильно оценить санитарную обстановку и разработать соответствующие водоохраные мероприятия. Все многообразие реальных и потенциальных источников загрязнения подземных вод пестицидами может быть сведено к следующим основным группам: 1) промышленные предприятия, производящие пестициды (места складирования твердых и жидких отходов, загрязненные промышленные площадки и др.); 2) поверхностные водотоки и водоемы с остаточными количествами пестицидов в воде; 3) сельскохозяйственные массивы, обработанные пестицидами; 4) перетекание подземных вод из загрязненных пестицидами водоносных горизонтов. Любой из этих источников загрязнения в определенных природных условиях может иметь доминирующее значение. Вместе с тем следует отметить, что в большинстве случаев проникновение пестицидов в подземные воды обусловлено их миграцией с поверхности земли через почву и зону аэрации вместе с фильтрующимися атмосферными осадками, поливными и поверхностными водами. По-видимому, определению роль в загрязнении подземных вод могут играть атмосферные осадки, содержащие пестициды вследствие их распыления в атмосфере. Наиболее подвержены загрязнению пестицидами грунтовые воды.

Условия миграции пестицидов в водных объектах определяются совокупностью внутренних и внешних факторов, к главнейшим из которых можно отнести растворимость пестицидов в воде, их химическую и биохимическую устойчивость в почве и воде, способность к сорбции почвой и породами.

Одним из основных факторов, способствующих миграции пестицидов в подземные воды, является их растворимость. Для различных пестицидов растворимость их в воде варьирует в широких пределах. Для хлорорганических пестицидов значения растворимости находятся преимущественно на микрограммовом уровне и сопоставимы или меньше их ПДК для вод питьевого назначения. Для других групп пестицидов растворимость может достигать сотен и тысяч миллиграммов на литр и на несколько порядков превышать их ПДК. Данные о растворимости различных пестицидов сведены в табл. 10, где наряду с величинами растворимости отдельных пестицидов представлены величины их ПДК для питьевых вод, принятые в СССР.

Как видно из табличных данных, хлорорганические пестициды по сравнению с другими пестицидами отличаются очень низкой растворимостью. Тем не менее загрязнение хлорорганическими пестицидами носит глобальный характер для поверхностных вод, что связано в значительной мере с их устойчивостью. Эти пестициды фактически обнаруживаются во всех объектах окружающей среды, в то время как другие ядохимикаты фиксируются в местах их применения. В настоящее время имеется достаточно данных,

**ПДК и растворимость представителей различных групп пестицидов
(составлена С. Г. Мелькановицкой)**

Пестициды	ПДК, мг/л	Растворимость при 20—25 °С, мг/л	Пестициды	ПДК, мг/л	Растворимость при 20—25 °С, мг/л
<i>Хлорорганические пестициды</i>					
Гексахлоран (ГХЦГ)	0,02	8,5	Метилмеркаптофос	0,01	300
Линдан	—	7,3—10,0	Метилнитрофос	0,25	30
(γ-ГХЦГ)	—	—	Сайфос	0,1	—
ДДТ	0,1	0,001—0,04	Хлорофос	0,05	154 000
Альдрин	0,002	0,01—0,2	Фозалон	0,001	—
Дильдрин	—	0,1—0,25	Фталофос	0,2	—
Эндрин	—	0,23	Рогор	0,03	39 000
Метоксихлор	—	0,1—0,25	ДДВФ	1,0	10 000
Гептахлор	0,05	0,001			
Полхлорпинен	0,2	—	<i>Карбаматы и тиокарбаматы</i>		
Полхлоркамфен	0,004	—	Севин	0,1	1000
Октахлор	—	Очень низкая	Ялан	0,07	800—912
			Эптам	—	370—375
<i>Феноксикалкарбоновые кислоты</i>					
2,4-Д	1,0	650	<i>Производные мочевины</i>		
2,4,5-Т	—	238	Монурон	5,0	230
2,4,5-ТП (силь- векс)	—	140	Диурон	1,0	40
			Линурон	—	75
<i>Фосфорорганические</i>			Фенурон	0,2	2900—3850
Карбофос	—	146			
Метафос	—	50			

позволяющих судить о загрязненности хлорорганическими пестицидами поверхностных вод.

Пестициды в почве

Пестициды, прежде чем попасть в подземные воды, должны пройти через почву и зону аэрации. В этой связи представляют интерес вопросы сорбируемости пестицидов почвенным слоем и время сохранения (устойчивость) их в почве.

Сорбируемость пестицидов. Миграция пестицидов в почве в значительной степени зависит от процессов сорбции в системе пестициды—почва. Адсорбционная способность частиц почвы по отношению к пестицидам зависит от типа почвы, вида пестицида и физико-химических условий среды. Сведения по этим вопросам можно найти в работах [4, 29].

Установлено, что относительно легко перемещаются в почве пестициды анионного типа (2,4-Д и др.); в то же время переме-

щенные пестицидов катионного типа затруднено (гербициды из класса карбаматов, производных мочевины и триазина).

Такие хлорорганические пестициды, как ДДТ и ГХЦГ, почти не перемещаются в почве, что объясняется высокой адсорбционной способностью по отношению к ним частиц почвы и особенно ее органических ингредиентов.

В обзоре [29] рассматриваются данные различных исследователей по вымыванию хлорорганических пестицидов из почв. Было установлено, что только линдан выносился из почв, богатых органическим материалом, тогда как ДДД и ДДТ вымывались лишь из песчаных почв. Фосфорорганические пестициды легче вымываются из почв, чем хлорорганические, так как они более растворимы в воде.

Из свойств почвы, оказывающих влияние на сорбцию, определенное значение, кроме содержания в почве органических веществ, имеют состав почвы, и особенно содержание и тип глинистых минералов, влажность и температура почвы, катионообменная способность почвы, величина рН и т. д.

Наибольшее влияние на адсорбцию в почве пестицидов, обладающих незначительной полярностью, например таких, как ГХЦГ, оказывает содержание органических веществ и глинозема, а влияние таких факторов, как катионообменная способность почвы, ее основность или кислотность, сказывается очень слабо. Для сильнополярных пестицидов, таких, как препарат ПХФ, наряду с влиянием содержания органических веществ, в значительной мере проявляется влияние рН и катионообменной эффективности почвы. ДДТ, дильдрин и гептахлор легко адсорбируются иллитом, каолинитом и монтмориллонитом. При этом на ненабухающих глинах, таких, как каолинит, адсорбция происходит почти мгновенно, а на монтмориллонитовых — постепенно.

Адсорбция зависит от природы химиката. Неорганические и органические катионы адсорбируются на глинистых участках почвы преимущественно благодаря реакции обмена. Большинство нейтральных молекул органических пестицидов следует физическому типу адсорбции, а количество сорбированного химиката обратно пропорционально его растворимости.

Как уже отмечалось, существует тесная связь между содержанием глины и органического вещества в почве, с одной стороны, и сорбцией пестицидов — с другой. Гуминовые вещества почвы содержат карбоксильные, аминные и фенолгидроксильные функциональные группы, с которыми связываются молекулы пестицидов.

В щелочных почвах пестициды менее адсорбируются почвенными коллоидами, чем в кислых. Значительный вынос пестицидов в подземные воды может иметь место только в песчаных почвах, содержащих очень мало гумуса. Примеры относительной подвижности разных пестицидов в почве приведены в табл. 11.

Значительную роль в вымывании пестицидов играют атмосферные осадки (особенно весеннее таяние снега и сильные дожди), а также температура. В сухих почвах пестициды сильно связаны с почвен-

**Относительная подвижность пестицидов в почвах
(составлена С. Газдой)**

Пестициды				
весьма легкоподвиж- ные	легкопод- вижные	среднепод- вижные	слабо- подвижные	почти неподвижные
ТХП Далапон	Трифен Дакстрон	Прометон 2,4,5-Т	Сидурон Прометрин	Хлороксурон ЭСРА ДХФК Линдан
ТВА	Дикотекс (2М-4Х)	Профам	Тербутрин	Паратион Этион Морестан
Тордон Метрибен Амибен	2,4-Д Динитробу- тилфенол (ДНБФ) Броманил	Тионазин Атратон Атразин	Пропанид Диурон Молиндат	Дильдрин Грамоксон Демосан Гептахлор Эндрин Альдрин Хлордан Токсафен ДДТ
		Симазин Ипазин Алахлор Аметрин Пропазин Триэтазин	ЕРТС Хлортиамид Азинфос Диазинон	

ными коллоидами. Вода как полярное соединение конкурирует с пестицидами при захвате сорбционных почвенных коллоидов. С ростом влажности почвы увеличивается возможность деградации и вымывания пестицидов. Температура влияет на все физико-химические и биохимические процессы в почве (повышение температуры катализирует их), следовательно и на конечный количественный эффект химической деградации, разложения микроорганизмами, испарения, десорбции и вымывания пестицидов из почвы.

Разложение пестицидов. Продолжительность периода, в течение которого пестициды сохраняются в почве, зависит от вида пестицида, а также во многом определяется почвенными условиями и, в первую очередь, влажностью, температурой, величиной рН, содержанием в почве органических веществ, структурой почвы и т. д.

Особенно велика продолжительность сохранения в почве хлорсодержащих пестицидов; так, ДДТ сохраняется в почве более 20 лет, 95 % его первоначального количества исчезает за срок от 4 до 30 лет. Гептахлор и альдрин могут оставаться в почве 2—4 года, хлордан — 4—5 лет, γ -ГХЦГ — до 7 лет, дильдрии — до 10 лет. Альдрин и гептахлор могут превращаться в почве в дильдрии и гептахлорэпоксид, которые могут просуществовать 10—12 лет. В кислых и нейтральных почвах было доказано наличие

70 % первоначального содержания токсафена 1,5 года спустя после его применения.

По литературным данным, в северной части США через 15 лет после рассеяния пестицидов над суходольными полями, в почве сохранилось ДДТ 16 %, γ -ГХЦГ 0,2 %, дильдрин 5,8 %, а в Канаде при тех же условиях: ДДТ 55 %, γ -ГХЦГ 16 %, β -ГХЦГ 36 %, хлортена 16 %. В то же время отмечалось, что γ -ГХЦГ при высоком окислительно-восстановительном потенциале почвы разрушался, примерно, за 40 сут.

По данным, проводимым в работе [30], при изучении устойчивости 12 препаратов хлорорганических пестицидов в речных водах было отмечено, что 7 из них не изменились вообще, 4 превратились в стабильные хлорорганические соединения и только один препарат разложился в недетектируемый с помощью электроннозахватного детектора материал. Период полураспада ДДТ в воде оценивается, примерно, в 20 лет. При изучении устойчивости октахлора в воде и доинных отложениях установлено, что общее содержание его в воде через 60 недель обнаруживается в концентрациях, составляющих около 0,1 % от первоначальной. В доинных отложениях происходит накопление и превращение октахлора в гептахлор, транснонахлор и гептахлорэпоксид.

В противоположность хлорорганическим пестицидам препараты фосфорорганической группы разлагаются в почве сравнительно быстро. Устойчивость их измеряется большей частью днями и неделями. Обычно за период, не превышающий нескольких месяцев, они распадаются на нетоксичные продукты. Количество паратиона за 6 сут уменьшается вдвое, а за 17 сут — 67 %. Диметоат распадается на 50 % за 2,5 сут, диазинон — за 20—80 сут. По данным [29] разложение тиофоса в глинистой почве произошло в течение 90 дней, метафоса — 30 дней, карбофоса — 8 дней. При внесении в одну и ту же почву одинаковых количеств (5,6 кг/га) разных фосфорорганических пестицидов было отмечено, что малатион совершенно исчез за менее, чем двухнедельный срок, метилпаратион приблизительно за 1,5 мес, паратион за более чем 4 мес; через 5 мес после внесения гутиона было обнаружено еще около 10 % первоначальной дозы.

По данным, приведенным в работе [29], фосфорорганические пестициды (паратион, метилпаратион, малатион, тритион, феитион и мерфос) в воде значительно деградировали в течение недели и через 8 недель уже практически не обнаруживались.

Феиоксикарбоновые кислоты сохраняются в почвах от нескольких дней до нескольких месяцев.

Карбаматы могут оставаться в почве в течение 1—2 лет (например севин, беомил). В водах карбаматы также малоустойчивы. Исследования устойчивости карбаматов (севин, цектран, мезурол, байгон) в поверхностных водах показали, что все они практически полностью деградировали в течение недели и только байгон был обнаружен через 8 недель в количестве 5 % от первоначального уровня [29].

Нередко распад пестицидов протекает под воздействием микроорганизмов. В одних случаях разложение происходит сразу до CO_2 , в других — под воздействием различных видов бактерий в нескольких направлениях. При внесении пестицидов в почву их распад может начинаться не сразу, а спустя определенный промежуток времени. Так, при обработке почвы водным раствором 2,4-Д распада в первое время не наблюдается, а через две недели содержание препарата в почве резко сокращается практически до нуля. При повторной обработке почвы этим пестицидом индукционный период отсутствует и распад пестицидов наблюдается с самого начала. Причиной этого является рост колоний определенных микроорганизмов, разлагающих пестициды при их внесении, а также образование ускоряющих распад ферментов.

Следует отметить также, что при комплексном использовании пестицидов продолжительность их сохранения в почве заметно возрастает. Важна и направленность распада, так как могут образоваться продукты более токсичные для растений и животных организмов, чем исходный препарат.

В условиях регионального использования пестицидов, несмотря на происходящие в почвах естественные процессы деградации, сорбции и деструкции препаратов, определенная их часть может поступать в подземные и поверхностные воды.

Пестициды в подземных водах

Сведений о загрязнении подземных вод пестицидами существенно меньше, чем для поверхностных вод. Результаты исследований, проведенных в США с целью выявления загрязнения подземных вод пестицидами, освещены в работе [29]. Пробы грунтовой воды, отобранные из 27 скважин и колодцев с глубин 21—100 м, анализировались на содержание хлорорганических пестицидов (линдана, альдрина и ДДТ). Наибольшие содержания (в мкг/л) отмечены для ДДТ, средние значения которого составляли 0,038 (при колебаниях в интервале 0,006—0,161) и соответственно для альдрина — 0,007 (от следов до 0,045) и линдана — 0,001 (от следов до 0,021).

Отдельные примеры поражения подземных вод США даются и в других публикациях. В результате обследования систем водоснабжения на юге Калифорнии установлено присутствие пестицидов (ДДТ и продуктов его разложения ТДЕ и ДДЕ) не только в поверхностных, но и в грунтовых водах. Показано, что источником ДДТ в момент обследования являлась почва, которая ранее обрабатывалась этим препаратом [46].

В шт. Колорадо (США) при обследовании 225 скважин пестициды типа 2,4-Д (производные феноксиалкилкарбоновых кислот) были обнаружены в грунтовых водах более чем четверти скважин.

В работе [40] описано загрязнение в ФРГ линданою питьевого водозабора (водоносный горизонт Швабская юра) в результате применения препарата в лесном районе, расположенном выше уча-

стка водозабора. Через год после прекращения использования препарата его содержание в питьевой воде продолжало оставаться значительным (до 0,8 мкг/л). Миграции загрязнения способствовала карстовая природа водоносного горизонта, плохо сорбирующий грунт небольшой мощности, а также относительно высокая растворимость линдана.

В Словакии в период 1971—1972 гг. было проведено исследование в более чем 150 пунктах поверхностных и подземных вод на содержание в них различных изомеров ГХЦГ, ДДТ и ДДЕ методом ГХ. Содержание ядохимикатов (в мкг/л) в реках колебалось в интервале 0,01—0,8, а в подземных водах 0,02—0,4.

В Советском Союзе изучалось содержание пестицидов в подземных водах на территориях Украины, Узбекистана, Литвы и в других районах. При обследовании 486 проб из шахтных колодцев в районах среднего Днепра и Западного Полесья (УССР) в 5,4 % проб были обнаружены хлорорганические пестициды [18]. Максимальные содержания были установлены для ДДТ и ПХП (сотни микрограммов на литр), а также для ДДЕ, ДДД и линдана (γ -ГХЦГ) (единицы микрограммов на литр). Средние содержания соответствовали десятым долям мкг/л. В Корсунь-Шевченковском районе УССР при анализе 82 проб подземных вод (из 68 шахтных колодцев и 14 артезианских скважин) γ -ГХЦГ обнаружен практически во всех пробах; при этом в пробах из артезианских скважин средние содержания соответствовали единицам, а из шахтных колодцев — десяткам и сотням микрограммов на литр. В нескольких пробах вод из шахтных колодцев обнаружены также ДДД и ДДЕ. Определения проводились методом тонкослойной хроматографии (ТХС). Обращают внимание чрезвычайно высокие уровни средних значений содержания ДДТ и γ -ГХЦГ, которые на один, а то и несколько порядков превышают средние содержания для многих поверхностных вод (табл. 12). Данные по исследованию хлорорганических пестицидов (ДДТ, ДДД, ДДЕ) в образцах почв, грунтовых водах и пробах из скважин водозаборов различных городов Литовской ССР приведены в работе [10]. Исследования выполнены с помощью ГХ. Весьма примечателен факт обнаружения ДДТ и его метаболитов (ДДЕ и ДДД) в питьевой воде из подземных источников водоснабжения, хотя содержания в большинстве случаев не превышали следовых количеств, а максимальные соответствовали 1—2 нг/л. В четырех колодцах и одной артезианской скважине на территории Литовской ССР обнаружен также пестицид 2,4-Д в количествах от 0,79 до 2,08 мкг/л.

Интересны данные о распространении хлорорганических пестицидов (ДДТ и его метаболитов, а также гексахлорана) в подземных водах Южной Эстонии, полученные по результатам исследований, проведенных в 1975—1976 гг. Применение их в Эстонии началось в 1960 г., достигло максимума в 1965 г. и практически прекратилось в 1969—1970 гг. Для исследования были выбраны 24 водопункта, характеризующие основные водоносные комплексы

Содержание пестицидов в подземных водах (составлена С. Г. Мельканивской)

Район (год исследования или публикации)	Объект	Число проб	Обнаружение, %	Метод анализа	Пестицид	Содержание, мкг/л
УССР (1970)	Шахтные колодцы	—	11,7	Вероятно, ТХС	ДДТ	≤ 10
					гексахлоран	≤ 25
Бассейн Среднего Днепра и Западного Полесья (1976)	Шахтные колодцы	486	5,4	ТХС	ДДТ	≤ 5
					ДДТ, ПХП	$\frac{n \cdot 10^{-1} *}{H. д. - n \cdot 10^2}$
Корсунь-Шевченковский (1974)	Шахтные колодцы	68	98	ТХС и ГХ	То же	$\frac{n \cdot 10^{-1}}{H. д. - n \cdot 1,0}$
					ДДЕ, ДДД, γ -ГХЦГ	$\frac{9,0}{0,02-440}$
					γ -ГХЦГ	$\frac{0,4}{H. д. - 30}$
	Артезианские скважины	14	100	„	ДДЕ	$\frac{0,2}{H. д. - 7,0}$
					ДДД	$\frac{5,0}{1-40}$
					γ -ГХЦГ	$\frac{0,0003}{H. д. - 0,0022}$
Литва (1973—1974)	Подземные воды	13	15	ГХ	ДДТ	

Южная Эстония
(1975—1976)

Родники, скважины, осу-
шительный дренаж

24 **

США, шт. Южная Ка-
ролина (1975)

Грунтовые воды

27

Словакия (1971—1972)

Подземные воды

61	То же	ДДД	$\frac{0,00015}{\text{Н. д. — } 0,0009}$
50	„	ДДЕ	$\frac{0,00013}{\text{Н. д. — } 0,0012}$
—	„	2,4-Д	Н. д. — следы
100	ГХ	α -ГХЦГ	0,003—0,09
—	То же	γ -ГХЦГ	0,003—0,06
—	„	4,4-ДДТ	0,001—0,08
—	„	2,4-ДДТ	0,006—0,05
—	„	ДДЕ	0,002—0,06
—	ГХ	ДДТ	$\frac{0,038}{0,006—0,161}$
—	То же	Линдан, (γ -ГХЦГ)	$\frac{0,001}{\text{Н. д. — } 0,021}$
—	„	Альдрин	$\frac{0,007}{\text{Н. д. — } 0,045}$
	ГХ	γ -ГХЦГ	0,02—0,34
	То же	β, γ, δ -ГХЦГ	0,03—0,3
	„	ДДТ и ДДЕ	0,05—0,39

Район (год исследования или публикации)	Объект	Число проб	Обнаружение, %	Метод анализа	Пестицид	Содержание, мкг/л
Хорезмская область *** (1967—1978)	Шахтные колодцы	40	85	Колориметрия	Метилмеркапто-фос	$\frac{44,2}{4-160}$
	Трубчатые колодцы	40	95	То же	То же	$\frac{38}{0,9-70}$
	Скважины водопроводные	22	82	„	„	$\frac{22,8}{6-50}$
	Контрольный колодец (расстояние 3 км)	8	25	„	„	$\frac{0,12}{0,4-0,6}$
США	Подземная вода	—	—	ГХ	2,4,5-Т	<1,0
Литва (1978)	Колодцы	4	100	ГХ	2,4-Д	$\frac{1,146}{0,793-2,079}$
	Артезианские скважины	1		То же	2,4-Д	1,096

* В числителе даны средние значения, в знаменателе — интервалы колебаний; Н. д. — не детектирован.

** Каждая проба в течение двух лет периодически отбиралась и анализировалась пять раз.

*** Приведены данные анализа вод в период интенсивного применения ядохимикатов (август).

Южной Эстонии (родники, осушительный дренаж, буровые скважины, в том числе и скважины минеральных вод). Пробы воды на каждом водопункте отбирали пять раз в год как при минимальном, так и при максимальном уровнях воды. Анализ выполнялся методом ГХ, определяли содержание α - и γ -ГХЦГ, 4,4- и 2,4-ДДТ, а также его метаболитов ДДЕ и ДДД, причем ДДД не был обнаружен ни в одной пробе воды. Чувствительность определения (в мкг/л): ГХЦГ и ДДЕ — 0,002, 4,4-ДДТ — 0,004 и 2,4-ДДТ — 0,005. Указанные изомеры ДДТ, ГХЦГ и ДДЕ были обнаружены во всех исследованных водопунктах. Однако выявленные уровни содержаний были очень низкими, не превышали сотых долей микрограммов на литр и колебались главным образом в интервале от тысячных до сотых долей. В нескольких пробах атмосферных осадков (снег) и в поверхностной воде содержания указанных пестицидов составляли сотые доли микрограммов на литр. Таким образом, выявленные содержания пестицидов в неглубоко залегающих дренажных водах и более глубоко залегающих подземных и минеральных водах, а также в атмосферных осадках были одного порядка. На основании проведенных исследований сделан вывод о том, что источником поступления пестицидов (после прекращения их применения в Эстонской ССР) является атмосфера, куда пестициды переносятся с ветрами из южных районов, где они интенсивно используются.

На территории Узбекской ССР исследования содержания пестицидов в подземных водах проводили В. Х. Хасанов, К. К. Врочинский, Р. А. Якубова [25] и др. Изучалось содержание метилмеркаптофоса в грунтовых водах из скважин водопровода, шахтных и трубчатых колодцев, ирригационного канала и сбросного коллектора. Пестициды группы ФОП, главным образом метилмеркаптофос, составляли в период проведения исследования более 50 % химических средств, применяемых в хлопководстве Хорезмской области. Источники водоснабжения (скважины, колодцы) располагались на расстоянии 20—65 м от обрабатываемых хлопковых полей. Для контроля анализировалась вода из колодца, находящегося на расстоянии 3 км от хлопковых полей. Использовали колориметрический метод, чувствительность которого 0,0004 мг/л. Пробы воды анализировали ежемесячно с июня по сентябрь. По результатам определений в колодцах метилмеркаптофос обнаруживался в 80 %, а в скважинах — в 65 % проб. Частота обнаружения в контрольном колодце составляла 16,6 %. В сбросном коллекторе и ирригационном канале частота обнаружения пестицидов составляла 100 % и 93,3 % соответственно. Максимальные количества и максимальная частота обнаружения приходились на июль-август (период интенсивного применения ядохимикатов). Максимальные содержания для шахтных и трубчатых колодцев и скважин водопровода достигали 160 и 70 мкг/л, а для сбросного коллектора и ирригационного канала — 9000 и 490 мкг/л.

Сводные данные рассмотренных случаев обнаружения пестицидов в подземных водах представлены в табл. 12. Они свидетельствуют о том, что пестициды обнаруживаются как в грунтовых, так и в напорных (артезианских) водах. Концентрации пестицидов в подземных водах большей частью меньше ПДК и лишь иногда приближаются к ним. Этот вывод касается приведенных выше примеров. Несомненно, что широкие специальные исследования позволят дать более полную и представительную картину загрязнения подземных вод различными видами пестицидов.

7.3. Загрязнение подземных вод отходами животноводства и стоками силоса

Отходы животноводческих хозяйств

Одним из основных видов загрязняющих веществ в сельском хозяйстве являются отходы крупных животноводческих комплексов и ферм, главным образом жидкий навоз. Воздействие крупных животноводческих комплексов на окружающую среду сопоставимо с рассмотренными выше промышленными объектами. Различают отходы комплексов свиноводческих, крупного рогатого скота и смешанных.

Главными компонентами экскрементов животных являются: непереваренная пища (преимущественно целлюлоза) и другие неассимилированные вещества; некоторые органические вещества, как, например, мочевины, уробовая и гипоуровая кислоты, креатин, креатинин, фенолы и т. п.; неорганические вещества, главным образом соли аммония (около 50 % всего наличного азота), калий, фосфаты (около 25 % всего наличного фосфора, содержание которого доходит до 100 кг и более), сульфаты, хлориды. Экскременты животных содержат также различные гормоны, эмульгаторы, энзимы, стимуляторы роста, диуретики, антибиотики и другие препараты, добавляемые в корм. В экскрементах свиней находится до 1000 % меди в результате добавки в корм CuSO_4 для стимуляции роста и устранения бактерий. В довольно значительных количествах встречаются марганец, цинк, кобальт, мышьяк (до 400 мг/л), железо и другие микроэлементы. Из патогенных организмов обнаруживают главным образом группу паратифоидных бактерий (сальмонеллы, бациллы Банга), простейших (амебы, кокцидии, лептоспирсы) и паразитных червей. В больших количествах находятся бактерии фекального загрязнения и гетеротрофные сапрофитные микроорганизмы. Технологические воды, отводимые обычно в отстойники, могут содержать значительные количества фенолов, серы и сульфидов, инсектицидов, дезодораторов, бактерицидов и СПАВ, употребляемых для борьбы с насекомыми, при дезинфекционном купании, мытье оборудования, помещений и т. д.

Приведенный краткий обзор показывает, что отходы животноводства являются источниками сильного комбинированного, т. е.

химического и бактериального, загрязнения природных вод. Это загрязнение может возникнуть в неуплотненных жижеотстойниках и других резервуарах, отстойных баках, окислительных и инфильтрационных каналах и т. д., а также в случае несоответственных доз внесенной в почву в качестве удобрения навозной жижи или использования разбавленных отходов животноводства для орошения сельскохозяйственных массивов.

Основными химическими компонентами отходов крупного рогатого скота (КРС) и свиней являются азот, фосфор и калий. Они же являются питательными веществами для растений.

Ниже в табл. 13 приводятся данные о содержании азота, фосфора и калия в отходах (твердых и жидких) КРС и свиней в пересчете на 1000 кг живой массы.

ТАБЛИЦА 13

Состав отходов животноводства

Компоненты	Содержание компонентов в отходах, г/сут	
	КРС	свиноводства
Азот	380	530
Фосфор	67	170
Калий	400	200

Для сравнения отметим, что в отходах домашней птицы (также в пересчете на 1000 кг живой массы) содержатся (в г/сут): азот 500—800, фосфор 250—300, калий 250—300. Таким образом, отходы птицефабрик также содержат большие количества химических веществ и наряду с отходами животноводства могут явиться причиной загрязнения подземных вод.

Стоки предприятий по разведению крупного рогатого скота характеризуются слабощелочной, а свиноводческих — слабокислой реакцией. Главными загрязняющими подземные воды компонентами отходов животноводства являются азотистые соединения, и прежде всего нитраты. Если в почву вносится 30—50 м³/га в год навозной жижи, то, по данным Ю. Стабрала, на разложение большей ее части в низменных местностях потребуется около двух месяцев. Свиная навозная жижа разлагается в почве значительно медленнее и потому с точки зрения загрязнения подземных вод представляет большую опасность.

Азот находится в навозной жиже в виде различных органических соединений и NH_4^+ . Органически связанный азот постепенно минерализуется в почве и образует нитраты.

Миграция азотистых соединений с поверхности земли профиля представляет собой сложный процесс, на который накладываются как процессы нитрификации, так и денитрификации. В верхних частях почвенного профиля и на поверхности земли содержащийся

в отходах животноводства аммонийный азот в результате процесса нитрификации переходит в нитриты, а затем окисляется до нитратов. При дальнейшей миграции вниз нитраты могут подвергнуться процессу денитрификации, вследствие чего количество их может уменьшиться.

Основным направлением в утилизации стоков животноводческих комплексов является использование их в качестве органического удобрения и для орошения; при этом одновременно решаются три задачи: повышение урожая кормовых культур, утилизация стоков, охрана водоемов от загрязнения животноводческими отходами.

Жидкий навоз для удобрительного орошения используется либо осветленный, т. е. прошедший через отстойники, где выпадает главная масса взвешенных веществ (при часовом отстое осаждается 70 % взвесей), либо в «сыром» виде — вместе со взвешенными веществами.

Перед использованием жидкого навоза на полях его разделяют на твердую и жидкую фракции, аэрируют, биологически и механически очищают, перемешивают. После самосогревания в буртах твердую часть навоза используют в качестве органического удобрения (не уступающего обычному навозу). Жидкую фракцию вносят на поля без разбавления водой в невегетационный период и после разбавления в соотношениях от 1 : 2 до 1 : 10 для удобрительно-увлажнительного полива всех сельскохозяйственных культур в вегетационный период.

На комплексе им. 60-летия СССР Московской области выращивают и откармливают 10 000 голов крупного рогатого скота в год. Весь объем жидкого навоза используют в качестве удобрения. Удаление навоза осуществляется гидросмывом, а транспортировка в навозохранилища — фекальными насосами по напорному трубопроводу. Жидкий навоз готовят двумя способами. Первый заключается в предварительном механическом обезвоживании, а второй — в использовании естественного разделения в отстойниках. Жидкую часть в обоих случаях по напорным трубопроводам направляют на поля орошения и в полевые хранилища, а твердую — складывают в бурты, где происходит термическое обеззараживание, а затем вносят на поля в качестве удобрения.

На комплексе «Кузнецовский» Московской области откармливают 108 тыс. свиней в год. Жидкий навоз после гидросмыва самотеком поступает в резервуар насосной станции, откуда его перекачивают на первую ступень очистки. Здесь он разделяется на твердую и жидкую фракции, первую — подают в специальную установку, а затем вывозят на поля, а вторую — очищают в аэротенках. Ил, осевший в отстойниках, направляют на иловые площадки для подсушивания, а часть его возвращают в аэротенки для поддержания необходимой концентрации аэробных бактерий. Осветленную жидкую фракцию подают из отстойников первой ступени в сооружения второй ступени, после чего ее применяют на полях орошения.

Норму внесения животноводческих стоков необходимо рассчитывать по балансу питательных веществ, количество которых должно соответствовать урожаю сельскохозяйственных культур, иначе подземные воды могут оказаться загрязненными.

Разные авторы предлагают различные оптимальные дозы удобрительных элементов в почве. По литературным данным, соотношение питательных веществ в почвенном растворе должно быть $\text{Na} : \text{P} : \text{K} : \text{Ca} = 1 : 0,5 : (1,2 - 2,2) : (0,3 - 1,2)$. По предложению И. Коларжика (ЧССР), оптимальное сочетание $\text{Na} : \text{P} : \text{K}$ для всех растений одно и то же и должно составлять $\text{NO}_3 : \text{P}_2\text{O}_5 : \text{K}_2\text{O} = 10 : 50 : 120$. При достаточном обеспечении сельскохозяйственных растений влагой содержание основных удобрительных элементов в почвенном растворе не должно превышать (в г/м³) по азоту 120, фосфору 40—50, калию 150—200. На полях орошения устанавливаются нормы подачи сточных вод в сутки от 5 до 20 м³/га, что в каждом конкретном случае определяется в зависимости от водно-физических свойств почвы, условий залегания, минерализации и режима грунтовых вод.

Силосные соки

В животноводстве пользуются силосованием для консервирования летних трав, кукурузы, ботвы и жома, сахарной свеклы, что дает ценный корм на зиму. Вследствие специфики состава и больших количеств силосные соки являются опасным загрязнителем природной среды, особенно поверхностных и подземных вод.

Так, 1 т свежих трав дает около 270 л силосного сока, а из 1 т силоса может образоваться в среднем около 400 л силосных соков.

Большая часть силосных соков образуется в течение первых трех недель силосования с максимумом в первые четыре-пять дней. Современная практика строительства силосных сооружений не всегда учитывает этот факт, вследствие чего происходит утечка силосных соков и загрязнение окружающей среды, в том числе подземных вод.

Химический состав соков зависит главным образом от компонентов силосного материала. Основные сведения о составе силосных стоков представлены в табл. 14. Они содержат большое количество органических веществ, преимущественно различные сахара и другие углеводы, и органические кислоты, в частности молочную, уксусную и масляную, соотношение между которыми определяет токсичность соков. В меньших количествах находятся кислоты пропионовая, капроновая, янтарная, глутаровая и щавелевая. Вследствие высокого содержания органических кислот значения pH низкие — они обычно колеблются в пределах 3,5—4,5. Силосные соки содержат также большие количества фенолов, возникающих в результате гидролиза растительных веществ, содержащих фенольные ядра. Кстати, фенолы могут быть использованы как очень чувствительные индикаторы распространения си-

Химический состав силосных соков

Компоненты и показатели	Свекловичная ботва, г/л	Свекловичный жом, г/л	Кукуруза, г/л	Летние травы, г/л
Растворимые вещества	5—16 * 13	5—12 6	11,5—13 12	8—15 12
Кислоты жирные **	118—272 224	204—318 212	0—400 210	106—384 202
Кислота				
уксусная	6,2—8,1 7,54	4,9—7,32 6,1	5,3—14,2 9,95	5,2—14,2 8,53
масляная	7—10 8,86	6,7—8,3 7,57	5,6—15,6 10,67	1,4—9,8 4,0
молочная	18,9—32,5 21,2	21,4—22 21,7	0—21,4 4,28	7,8—25,5 14,07
pH	4—5 4,8	4,3—4,5 4,4	4,5—5,5 5,0	3,5—4,5 4,0
ХПК ***	4,95—33,6 15,93	8,8—18,8 12,05	0,96—20,5 6,52	4—30,1 12,88
БПК ₅ ***	18,17—58,7 45,83	18,25—55 35,84	0,71—42 24,01	14,65—52,45 33,72
Сухой остаток	35—75 50	31—61 41	26—64 40	21—74 30

* В числителе дроби приведены пределы, а в знаменателе — среднее значение содержания компонентов.

** Содержание дано в ммоль/л.

*** Содержание дано в граммах O₂ на литр.

лосных соков в окружающей среде; особенной стабильностью отличаются фенолы высшей атомности, одновалентные фенолы разлагаются в течение нескольких часов после своего возникновения. В силосных соках наблюдается оживление микроорганизмов. В 1 л вещества обнаружены коли-бациллы (до 120 млн. единиц), психрофиллы ($1,2 \cdot 10^5$ до $9,0 \cdot 10^5$ единиц), мезофиллы ($6,0 \cdot 10^4$ — $8,1 \cdot 10^5$ единиц). Были также обнаружены различные группы анаэробных, спороносных, аммонизирующих, десульфатирующих и других бактерий. Из питательных веществ в довольно значительных количествах представлен азот; содержание фосфора и калия низкое. Широкий диапазон содержания сероводорода и обыкновенно значительно количество токсичных металлов (Cu, Mn, Zn, Co и др.). Наиболее токсичны силосные соки свекловичной ботвы, наименее — кукурузного силоса.

Приведенное краткое описание состава силосных соков показывает, что они могут стать причиной существенного органического (химического) и бактериального загрязнения поверхностных и подземных вод. Чтобы иллюстрировать их общее заражающее действие, приведем некоторые данные. По данным Ю. Стибрала, для зимнего периода ферме с тысячным поголовьем дойных коров нужно приблизительно 7000 т силоса, при производстве которого возникает около $2,8 \cdot 10^6$ л силосных соков. В 1970 г. в отдельных районах Восточной Словакии продукция силоса равнялась приблизительно $3,6 \cdot 10^5$ т, причем образовалось около $1,2 \cdot 10^5$ м³ силосных соков. Предполагается, что в 1985 г. продукция силоса в этом бассейне достигнет приблизительно $1,9 \cdot 10^6$ т, силосных соков будет около $6 \cdot 10^5$ м³. По данным государственной водохозяйственной инспекции, проведенной в 1971 г., из 375 проконтролированных силосных сооружений в Чехии в 121 был обнаружен прямой или непрямой отток силосных соков в поверхностные воды, в 48 случаях — прямая утечка в подземные воды.

7.4. Прогноз влияния орошения сточными водами на качество подземных вод

Одним из способов утилизации жидких отходов является их использование для орошения сельскохозяйственных массивов, но при такой утилизации отходов возможно загрязнение окружающей природной среды и прежде всего подземных вод. Загрязнение подземных вод в свою очередь может привести к выходу из строя водозаборов, загрязнению рек и водоемов, дренирующих грунтовые воды.

Таким образом, возможность использования жидких отходов для орошения в значительной степени определяется их загрязняющим влиянием на грунтовые воды. Этот фактор зачастую является одним из решающих при проектировании орошения сельскохозяйственных полей жидкими отходами. Поэтому необходим прогноз изменения качества подземных, и прежде всего грунтовых, вод при проникновении в них стоков, используемых для орошения. Рассмотрим этот вопрос на примере орошения стоками с животноводческих хозяйств.

Основными загрязняющими по отношению к грунтовым водам веществами животноводческих стоков, как уже отмечалось выше (см. разд. 7.3), являются азот, фосфор, калий. Эти же вещества являются питательными для растений. Фосфор при внесении в почву быстро закрепляется, так что потери его при вымывании незначительны. Продвижение фосфора в глубь почвенного слоя очень небольшое, и практически он не достигает уровня грунтовых вод. Калий при внесении в почву замещает катионы Са и Mg и поэтому также не представляет опасности для грунтовых вод. Таким образом, основная роль в загрязнении грунтовых вод принадлежит азоту в нитратной форме.

Животноводческие стоки вносятся на поля орошения разбавленными. Степень разбавления и нормы внесения определяются агротехническими условиями объекта орошения. Поливы производятся обычно в течение вегетационного периода (май—июль).

Баланс вносимых на поля орошения вместе со стоками загрязняющих (питательных) веществ можно представить следующим образом:

$$Q = Q_p + Q_n + Q_f + Q_a, \quad (7.1)$$

где Q — общее количество вносимых на поля орошения веществ; количество веществ: Q_p — усваиваемых растениями, Q_n — остающихся в почве и в породах зоны аэрации, Q_f — фильтрующихся через зону аэрации до уровня грунтовых вод, Q_a — переходящих в атмосферу.

Именно величина параметра Q_f обуславливает загрязнение грунтовых вод. Кроме того, дополнительное загрязнение грунтовых вод может вызываться вымыванием атмосферными осадками остаточных веществ из зоны аэрации и почвы.

Таким образом, для прогноза загрязнения подземных вод под полями орошения необходимо знать величину Q_f . Для этого должны быть известны величины Q_p , Q_n и Q_a .

Однако во многих случаях, кроме Q_p , остальные величины неизвестны. В этой связи можно допустить, что величина Q_f равна $Q_f = Q - Q_p$. (7.2)

Величина Q_f считается той частью вносимых на массив загрязняющих веществ, которая фильтруется через зону аэрации, достигает уровня грунтовых вод и загрязняет их. Таким образом, важнейшей величиной при определении загрязнения подземных вод животноводческими стоками является Q_p , характеризующая количество питательных веществ, выносимых растениями. По литературным данным, она составляет около 50—60 % от первоначального количества загрязняющего вещества в подаваемых на орошение стоках (применительно к нитратному азоту). Величина Q_p зависит от вида выращиваемой культуры.

Концентрация загрязняющих веществ в подземных водах под массивом орошения может быть оценена на основе следующей схематизации условий фильтрации и смешения поливных вод с подземными.

Пусть массив орошения имеет форму прямоугольника со сторонами L и S ; сторона L совпадает с направлением естественного потока грунтовых вод. Скорость фильтрации естественного потока подземных вод $v_e = ki_e$ (где k — коэффициент фильтрации, i_e — уклон естественного потока). Средняя мощность горизонта грунтовых вод m , пористость водоносных пород n , фоновое (природное) содержание загрязняющего вещества (нитратов) в грунтовых водах c_0 .

Орошение сточными водами может проводиться один раз или многократно в течение сезона. Рассмотрим случаи орошения сточными водами один и два раза в сезон.

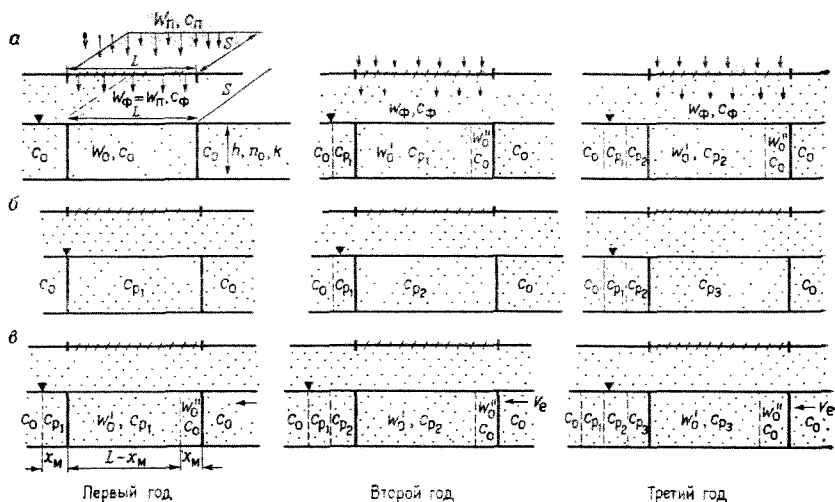


Рис. 28. Расчетная схема к обоснованию прогноза изменения качества грунтовых вод под влиянием орошения сточными водами.

a — во время полива, *б* — конец полива, *в* — конец межполивного сезона

Орошение один раз в сезон. Каждый год в течение поливного периода массив орошается сточными водами. Остальное время до начала нового полива составляет межполивный период t_m . Среднее количество сточных вод (объем), сбрасываемых на орошаемый массив за поливный период, составляет $W_{\text{п}}$; предполагается, что все это количество воды фильтруется до уровня грунтовых вод. Средняя концентрация загрязняющих веществ (нитратов) в фильтрующихся сточных водах равна $c_{\text{ф}}$. Величина $c_{\text{ф}}$ находится, исходя из содержания азота в поливных водах $c_{\text{п}}$ и степени использования азота растениями $c_{\text{р}}$. Разница между $c_{\text{п}}$ и $c_{\text{р}}$ будет составлять величину $c_{\text{ф}}$. Расчетная схема представлена на рис. 28.

В поливной период подаваемые на орошение стоки фильтруются и смешиваются с грунтовыми водами под массивом орошения. В межполивный период происходит перемещение загрязненных вод вниз по потоку под влиянием естественного движения подземных вод на расстояние x_m . В следующий поливный период фильтрующиеся стоки смешиваются с тем же объемом грунтовых вод под массивом орошения, но теперь он состоит из двух частей: загрязненных грунтовых вод, т. е. смеси грунтовых и сточных вод, образовавшейся в предыдущий поливный период, и чистых, вытеснивших за межполивный период загрязненные грунтовые воды. Аналогичная картина наблюдается и в последующие поливные и межполивные периоды. Для прогноза изменения во времени концентрации загрязняющих веществ под массивом орошения имеем

$$c_l = \frac{W_{\text{ф}}c_{\text{ф}} + W'_0c_{(l-1)} + W''_0c_0}{W_0 + W_{\text{ф}}}, \quad (7.3)$$

где W_ϕ — объем фильтрации сточных вод; c_j — концентрация загрязняющих веществ в грунтовых водах под массивом орошения на любой j -й год после начала орошения; W'_0 — объем загрязненных подземных вод, оставшихся под массивом орошения после их вытеснения чистыми водами в межполивной период, $W'_0 = Smn \times (L - x_m)$; c_{j-1} — концентрация загрязняющих веществ в грунтовых водах в предыдущем году; W''_0 — объем чистых грунтовых вод, которыми частично замещаются загрязненные воды за межполивной период, $W''_0 = Smnx_m$, $x_m = t_m \frac{v_e}{n_0}$; W_0 — объем грунтовых вод под массивом орошения, $W_0 = LSmn$.

Подставляя в формулу (7.3) значения W_0 , W'_0 , W''_0 , получим

$$c_j = \frac{W_\phi c_\phi + S \left(L - \frac{v_e t_m}{n} \right) mnc_{j-1} + Sv_e t_m mnc_0}{LSmn + W_\phi}. \quad (7.4)$$

Особенность расчетов по формуле (7.4) заключается в следующем. Для оценки концентрации загрязняющих веществ в грунтовых водах на какой-либо (например, на десятый) год после начала орошения надо знать концентрацию загрязнения в предыдущем (т. е. в девятом году). Следовательно, для прогноза концентрации загрязнения на j -й год после начала орошения необходимо выполнить предварительные расчеты, начиная с первого года орошения.

Концентрация загрязняющих веществ в грунтовых водах после поливного периода в первый год орошения равна

$$c_1 = \frac{W_\phi c_\phi + LS mnc_0}{LSmn + W_\phi}. \quad (7.5)$$

После определения по формуле (7.5) концентрации загрязняющих веществ в подземных водах в первый год орошения по формуле (7.4) последовательно оценивается концентрация этих веществ в подземных водах на второй, третий, четвертый и все последующие годы вплоть до требуемого.

Орошение два раза в сезон. Пусть в первый поливной период на массив орошения сбрасывается объем сточных вод W'_ϕ , а во второй — W''_ϕ . Время от конца первого поливного периода до начала второго полива t'_m , а от конца второго полива до начала первого в следующем году t''_m . Расчетные формулы для прогноза изменения концентрации загрязняющих веществ в подземных водах имеют следующий вид.

Концентрация загрязняющих веществ после первого полива в первый год орошения равна

$$c'_1 = \frac{LS mnc_0 + W'_\phi c_\phi}{LSmn + W'_\phi}, \quad (7.6)$$

концентрация загрязняющих веществ на j -й год после первого полива в этом году равна

$$c'_j = \frac{W'_\phi c_\phi + S \left(L - \frac{v_e t'_m}{n} \right) mnc'_{j-1} + Sv_e t'_m mc_0}{LSmn + W'_\phi}, \quad (7.7)$$

концентрация загрязняющих веществ на j -й год после второго полива в этом году

$$c''_j = \frac{W''_\phi c_\phi + S \left(L - \frac{v_e t''_m}{n} \right) mnc''_{j-1} + Sv_e t''_m mc_0}{LSmn + W''_\phi}. \quad (7.8)$$

Обозначения в формулах (7.6) — (7.8) те же, что и в формулах (7.4) и (7.5).

Для определения концентрации загрязняющих веществ в грунтовых водах на какой-либо год необходимо выполнить последовательно, начиная с первого года, все расчеты величин c' и c'' на каждый год. Например, если надо оценить загрязнение грунтовых вод на пятый год после начала орошения сточными водами, то сначала по формуле (7.6) определяется концентрация загрязняющих веществ в первый год после первого полива, а затем по формулам (7.7) и (7.8) последовательно рассчитываются значения c'_1 , c'_2 , c'_3 , c'_4 , c'_5 и c''_5 . Таким образом, концентрация загрязняющего вещества в подземных водах на какой-то период рассчитывается через концентрацию в предыдущий период.

Анализ расчетных зависимостей (7.4) и (7.8) показал, что если при одно- и двухразовом орошении объем сбрасываемых на поля сточных вод один и тот же, то изменения концентрации загрязняющих веществ в подземных водах в каждом из этих случаев отличаются незначительно. Поэтому для приближенных оценок можно считать, что полив сточными водами происходит в один период с продолжительностью, равной суммарной продолжительности всех полнов.

Если в районе массива орошения сточными водами имеются водозаборные скважины на этот же горизонт, то возможность и время подтягивания к ним загрязненных подземных вод могут быть оценены на основе расчетных зависимостей, приведенных в разд. 4, а в более сложных случаях — с использованием моделирования.

8. УХУЖДЕНИЕ КАЧЕСТВА ПРЕСНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ВСЛЕДСТВИЕ ИНТРУЗИИ МОРСКИХ ВОД

Загрязнение подземных вод и изменение их качества во многих случаях могут быть вызваны природными некондиционными водами (поверхностными и подземными). Характерным примером этого является засоление в береговой зоне пресных подземных вод под влиянием контактирующих с ними морских вод.

Внедрение (интрузия) морских вод в горизонты пресных подземных вод прибрежных районов представляет собой важную гидрогеологическую проблему для многих стран мира, обладающих протяженной береговой линией. Согласно опубликованным данным, случаи вторжения морских вод имеют место в США, Японии, Канаде, Италии, Нидерландах и др.

Такая интрузия обусловлена главным образом хозяйственной деятельностью человека, и прежде всего эксплуатацией подземных вод. Эти же процессы с меньшей интенсивностью и в меньших масштабах имеют место и в естественных условиях.

8.1. Основные факторы, обуславливающие интрузию морских вод

Основным фактором, обуславливающим внедрение морских вод в водоносные горизонты, является интенсивный отбор подземных вод, приводящий к снижению уровня подземных вод и захвату морских вод областью питания водозабора.

Наряду с водоотбором интрузии морских вод способствуют: вскрышные работы, эксплуатация месторождений твердых полезных ископаемых, осушение, эксплуатация нефтяных и газовых месторождений и т. д., т. е. все виды горных и строительных работ, приводящие к нарушению гидродинамического и механического равновесия взаимосвязанной системы водоносные горизонты — море.

Основными путями интрузии морских вод являются: а) внедрение морских вод непосредственно в водоносный горизонт и б) нагон морских вод в реки и каналы с последующей фильтрацией из последних в горизонт грунтовых вод. Кроме того, поступление морских вод в водоносный горизонт может быть обусловлено перетеканием морских вод через слабопроницаемые отложения, литологические «окна», проникновением по трещинам и разломам. Интрузии подвержены прежде всего грунтовые воды и первые от поверхности напорные водоносные горизонты. Глубокозалегающие

водоносные горизонты, как правило, не подвергаются внедрению морских вод.

Интрузии морских вод благоприятствуют: а) наличие рек и каналов, сообщающихся с морем и являющихся одним из основных путей проникновения морских вод в глубь суши; б) изрезанность береговой линии, наличие заливов, фиордов; в) непосредственная связь морских вод и горизонтов; г) небольшой расход пресных вод, разгружающихся в море; д) фильтрационная неоднородность водоносного горизонта и его слоистость (резкая неоднородность, наряду с каналами и реками, способствует проникновению морских вод далеко в глубь материка).

Нагон морских вод в реки и каналы происходит под влиянием ветров, штормов, приливов. Дальность нагона зависит от расхода речных вод, уклона пагока речных вод, ширины и глубины русла реки, продолжительности и интенсивности ветров и приливов. Нагон морских вод в реки и каналы — явление периодическое в течение года.

Скорость продвижения вторгшихся морских вод по пласту составляет от нескольких десятков до сотен метров в год, а средние значения ее составляют 30—60 м/год. Продвижение соленых вод по пласту представляет собой циклический процесс, при котором относительно короткие промежутки быстрого продвижения фронта соленых вод чередуются с замедлением темпа перемещения, временной стабилизацией и даже частичным отступлением вторгшихся соленых вод. На скорость перемещения в значительной степени влияют климатические факторы: засуха ускоряет процесс интрузии, а обильные атмосферные осадки замедляют. Граница пресных подземных и морских вод размазана и представляет собой область (переходную зону), в пределах которой происходит переход от минерализации соленых морских вод до минерализации пресных подземных.

Внедрение происходит также в естественных условиях, не нарушенных отбором подземных вод.

8.2. Условия подтягивания морских вод к водозабору

Внедрение морских вод в водоносный горизонт обусловлено прежде всего отбором подземных вод. Формирование «языка» морских вод в пласте зависит также от соотношения плотностей пресных и морских вод. Под влиянием различных плотностей образуется «язык» соленых вод, вытянутый по подошве пласта. Гидродинамическое взаимодействие пресных подземных и морских вод рассматривалось в работах Н. К. Гиринского, Д. Тодда, П. Я. Полубариновой-Кочиной, К. Генри, А. Шеллера, А. Шейдеггера и др. Длина «языка» морских вод зависит от расхода (градиента) естественного потока подземных вод, разгружающихся в море, соотношения плотностей пресной подземной и морской воды и

мощности водоносного горизонта. Приближенное выражение для оценки конечной длины «языка» соленых вод в водоносном горизонте в условиях гидродинамического равновесия пресных и соленых вод в естественных условиях, согласно Д. Тодду, имеет вид

$$L = (\gamma_0 - 1) m, i, \quad (8.1)$$

где $\gamma_0 = \gamma_c / \gamma_n$ — отношение плотностей соленой γ_c и пресной γ_n воды; m — мощность пласта; i — градиент потока подземных вод, разгружающихся в море.

При изменении градиента потока подземных вод вследствие их отбора изменяется длина «языка» вторгшихся соленых вод: она увеличивается с уменьшением градиента потока разгружающихся в море подземных вод, что происходит при росте их отбора, и наоборот.

Граница между пресными и солеными водами в пласте вследствие различия их плотностей имеет сложную форму. Этот вопрос исследовался в работах В. П. Пилатовского, Н. Н. Веригина, В. С. Саркисяна, И. А. Чарного, Ф. М. Бочевера, А. Е. Орадовской и др. Приближенно граница раздела принимается в виде наклонной линии. С уменьшением различия плотностей пресной и морской вод, что характерно для ряда районов СССР (Прибалтика, Калининградская область), где морские воды в прибрежной зоне в значительной степени опреснены, граница раздела этих вод может быть принята вертикальной.

Рассмотрим в приближенной постановке условия формирования «языка» морских вод применительно к одиночной скважине и линейному ряду скважин.

Одиночный водозабор

Скважина располагается на расстоянии d от берега моря, принимаемого за контур постоянного напора (см. рис. 14, а); естественный поток направлен вдоль оси x в сторону моря.

Подтягивание соленых вод к водозабору, как показано в разд. 4, может произойти лишь в том случае, если соленые воды попадут в область его питания. При отсутствии различий в плотности пресных и морских вод это случится тогда, когда водораздельная точка A области питания водозаборного сооружения достигнет моря (контура постоянного напора). Пока водораздельная точка находится между скважиной и берегом моря, подтягивания морских вод к водозаборному сооружению не произойдет. Условия, когда водораздельная точка A достигает берега моря, рассмотрены в разд. 5.

Рассмотрим формирование «языка» морских вод к водозабору с учетом различия плотностей пресной и соленой вод. Пусть в естественных условиях градиент потока подземных вод, разгружающихся в море, равен i_e ; тогда длина «языка» соленых вод в пласте определится по формуле (8.1) подстановкой в нее значения $i = i_e$.

Отбор подземных вод изменит естественную гидродинамическую обстановку, уменьшится градиент потока, разгружающегося в море. Вследствие этого произойдет нарушение равновесия системы пресные—соленые воды. В условиях измененного градиента потока «язык» соленых вод продвинется в глубь пласта и займет новое положение, соответствующее новому равновесному состоянию между пресными и солеными водами. Для того чтобы определить новую длину «языка» соленых вод, нужно знать градиент потока в нарушенных условиях.

С этой целью рассмотрим составляющую скорости фильтрации v_x за пределами области питания водозабора в интервале $0 < x < x_A$. Выражение для v_x имеет вид

$$v_x = \frac{qd}{2\pi} \cdot \frac{d^2 + y^2 - x^2}{(d^2 + y^2 - x^2)^2 + 4x^2y^2} - v_e, \quad (8.2)$$

где $q = Q/m$ (скорость v_e вычитается, так как она направлена против положительного направления оси x). Соответственно составляющая градиента потока i_x равна

$$i_x = \frac{qd}{2\pi k} \cdot \frac{d^2 + y^2 - x^2}{(d^2 + y^2 - x^2)^2 + 4x^2y^2} - i_e. \quad (8.3)$$

где k — коэффициент фильтрации водоносных пород.

Составляющая i_x градиента результирующего потока складывается из двух членов: первый характеризует градиент потока к водозабору i_b , второй — естественный поток подземных вод i_e , разгружающихся в море. Непосредственно на оси x градиент i_x равен

$$i_{0x} = \frac{qd}{2\pi k} \cdot \frac{1}{d^2 - x^2} - i_e. \quad (8.4)$$

Рассмотрим, как изменяется i_{0x} по оси x . В области $x > d$ первый член имеет отрицательное значение и оба слагаемых градиента направлены в одну сторону — к скважине, против положительного направления оси x . В области $x_A < x < d$ первый член имеет положительное значение, второй — отрицательное, слагаемые градиенты i_b и i_e направлены в противоположные стороны, но градиент i_b , обусловленный работой скважины, больше градиента естественного потока i_e и результирующий градиент i_{0x} направлен к водозабору. В водораздельной точке A противоположно направленные градиенты i_b и i_e равны по абсолютной величине и результирующий градиент $i_{0x} = 0$.

В области $x < x_A$ градиенты i_e и i_b направлены в противоположные стороны, но первый больше второго и результирующий градиент i_{0x} направлен в сторону моря.

На урзе берега моря ($x = 0$, $y = 0$) значение градиента i_{0x} равно

$$i_{00} = \frac{q}{2\pi kd} - i_e. \quad (8.5)$$

Значение градиента в других точках на урезе берега моря ($x = 0$, $y \neq 0$) равно

$$i_{0y} = \frac{qd}{2\pi k} \cdot \frac{1}{d^2 + y^2} - i_e \quad (8.6)$$

или

$$i_{0\bar{y}} = \frac{q}{2\pi kd} \cdot \frac{1}{1 + \bar{y}^2} - i_e, \quad (8.7)$$

где $\bar{y} = y/d$. Как видно из (8.7), с ростом значений y , т. е. с удалением от оси x , значение первого слагаемого i_y быстро убывает и величина i_{0y} стремится к величине i_e . Например, при $\bar{y} = 2$, $q = 100$ м³/сут, $d = 2000$ м, $i_e = 0,002$ и $k = 20$ м/сут имеем

$$i_{0y} = \frac{100}{2 \cdot 3,14 \cdot 20 \cdot 2000} \cdot \frac{1}{1 + 2^2} - 0,002 = 0,00008 - 0,002 = -0,00192.$$

Из этого примера видно, что величина i_{0y} практически равна i_e , тогда как величина градиента i_y меньше значения i_e более чем в 20 раз.

Основная область уменьшения естественного градиента i_e по линии берега приурочена к зоне шириной d по обе стороны от оси x с максимальным уменьшением этого градиента по оси x . Таким образом, наиболее значительные изменения длины «языка» морских вод (соответственно уменьшению естественного градиента i_e) будут в этой зоне с максимальной его длиной по оси x .

Подставляя в формулу (8.1) вместо i значение i_{0y} по формуле (8.7), получим зависимость для оценки длины «языка» морских вод в нарушенных водоотбором условиях

$$L = \frac{(\gamma_0 - 1) m}{i_e - [q/(2\pi kd)] [1/(1 + y^2)]} \quad (8.8)$$

(для того чтобы величина L была положительной, изменены знаки членов в знаменателе). При $y = 0$ находим по формуле (8.8) длину «языка» по оси x .

До начала работы водозабора в условиях постоянной величины градиента естественного потока подземных вод по всей длине береговой линии «язык» морских вод имел форму полосы, ширина которой характеризовала длину внедрения соленых вод в пласт и определялась по формуле (8.1). В условиях работы одиночной скважины изменение градиента, как показано выше, неравномерно по фронту потока. Поэтому новое положение «языка» морских вод будет иметь форму клина, вытянутого по оси x . Подставляя в формулу (8.8) фиксированные значения y , найдем соответствующие этим точкам береговой линии глубины внедрения морских вод, совокупность значений которых будет определять положение «языка» морских вод в пласте.

Так, при мощности водоносного горизонта $m = 30$ м и значениях других параметров, указанных выше, ширина полосы соленых вод в пласте в естественных условиях составляет около

450 м. При работе скважины полосообразная область соленых вод будет деформироваться, образуя вытянутый по оси x клин. Изменение положения «языка» соленых вод при водоотборе характеризуется длиной L продвижения соленых вод в разных точках оси y . Эти величины L , подсчитанные по формуле (8.8), приведены ниже. Исходные параметры те же.

$\bar{y}$	0	0,5	1,0	1,5	2,0
L , м	590	530	590	480	470

Таким образом, протяженность «языка» соленых вод непосредственно по оси x больше, чем в удалении от нее.

Итак, формула (8.8) позволяет оценить длину «языка» соленых вод в зависимости от водоотбора и соотношения плотностей пресной и соленой вод.

С ростом водоотбора смещается в сторону моря водораздельная точка области питания водозабора и одновременно удлиняется «язык» морских вод. Очевидно, подтягивание морских вод к водозабору возможно тогда, когда «язык» соленых вод будет захвачен областью питания водозабора. Следовательно, подтягивание соленых вод к водозабору возможно в том случае, если

$$x_A < L \quad (8.9)$$

или

$$\sqrt{d^2 - \frac{qd}{\pi v_e}} < \frac{(\gamma_0 - 1) m}{i_e - \frac{q}{2\pi k d (1 + \bar{y}^2)}} \quad (8.10)$$

И наоборот, при

$$x_A > L \quad (8.11)$$

подтягивания морских вод к водозабору не произойдет. Напомним, что величины x_A и L отсчитываются от линии берега (ось y).

Из условия (8.11) может быть определен дебит водозабора, при котором исключается подсосывание морских вод. Пренебрегая в неравенстве (8.10) вторым членом в знаменателе, получим соотношение для приближенной оценки предельного дебита

$$q < \pi v_e d - \frac{\pi (\gamma_0 - 1)^2 m^2 k}{i_e d} \quad (8.12)$$

Так, при $\gamma_0 = 1,03$, $m = 30$ м, $k = 20$ м/сут, $i_e = 0,002$ и $d = 2000$ м величина предельного дебита составляет $q \approx 240$ м³/сут.

Согласно формуле (4.14) предельный дебит скважины, при котором не будет происходить подтягивания морских вод к водозаборному сооружению, без учета различия плотностей пресных и соленых вод равен

$$q < \pi v_e d \quad (8.13)$$

Сравнивая формулы (8.12) и (8.13), видим, что первый дебит меньше второго на величину поправки, учитывающей различие

плотностей. Когда плотности равны, выражение (8.12) переходит в (8.13). Величина поправки зависит не только от различия плотностей, но и от мощности водоносного горизонта m и градиента естественного потока i_e . Анализ показал, что при $m \leq 30 \div 40$ м, $\gamma_0 \sim 1,03$ (плотность морской воды обычно не превышает $1,03 \text{ г/см}^3$) и $i_e \geq 0,002$ величина этой поправки мала (не более $3 \div 5 \%$ от значения первого члена) и ею в этих условиях можно пренебречь, а величину предельного дебита оценивать из условия (8.13).

При тех же значениях γ_0 и m , но с уменьшением i_e величина поправки возрастает и дебиты, рассчитанные по формулам (8.12) и (8.13), уже существенно различаются. Например, при $i_e = 0,001$ предельные дебиты без учета и с учетом различия плотностей соответственно равны 125 и $100 \text{ м}^3/\text{сут.}$, а при $i_e = 0,0005$ составляют 60 и $20 \text{ м}^3/\text{сут.}$; с увеличением мощности различие дебитов становится еще более значительным. В этих случаях предельные дебиты следует рассчитывать по формуле (8.12).

Таким образом, подтягивание морских вод к водозабору может начаться лишь в том случае, когда область питания водозабора достигнет «языка» соленых вод, внедрившихся в пласт, или берега моря, по линии которого предполагается разгрузка подземных вод. Это основное условие подсоса морских вод. Само по себе падение уровня подземных вод на водозаборе ниже уровня моря без соблюдения основного условия в общем случае не является причиной подтягивания соленых вод к водозабору.

Линейный ряд скважин

Рассмотрим линейный ряд скважин большой длины, расположенный параллельно берегу моря и на расстоянии d от него. Дебиты скважин ряда одинаковые, дебит отдельной скважины равен Q_0 . Расстояние между скважинами σ ; естественный поток подземных вод направлен в сторону моря и характеризуется скоростью фильтрации v_e . Режим фильтрации к водозабору установившийся. Так же как и в случае одиночного водозабора, сначала рассмотрим условия подтягивания соленых вод со стороны контура моря без учета различия плотностей пресных и соленых вод.

Так как фильтрационный поток к неограниченному ряду в основном прямолинейный, то ограничимся рассмотрением скорости фильтрации вдоль главной линии тока, осн x . Выражение для скорости, полученное в работе [6], имеет вид

$$v_x = \frac{q_0}{\sigma} \cdot \frac{\text{sh}(2\pi d/\sigma)}{\text{ch}(2\pi d/\sigma) - \text{ch}(2\pi x/\sigma)} - v_e, \quad \text{где } q_0 = \frac{Q_0}{m}. \quad (8.14)$$

Первый член — это скорость v_n , обусловленная работой водозабора, а второй — скорость фильтрации естественного потока. В определенных условиях между рядом и контуром питания формируется водораздельная точка A , в которой скорость $v_x = 0$. Такая точка формируется в каждой ячейке ряда. Положение водораздельной точки определяется зависимостью (4.9). Характер из-

менения скорости v_x при наличии водораздельной точки следующий. При $x > d$ обе скорости имеют одно направление и суммируются; в интервале $x_A < x < d$ скорости v_B и v_e направлены в противоположные стороны и $v_B > v_e$; в водораздельной точке A имеем $v_B = v_e$; в интервале $0 < x < x_A$ скорости v_B и v_e направлены противоположно, $v_e < v_B$ и в море происходит разгрузка подземных вод, но при градиенте, меньшем естественного.

Значение v_x на контуре моря ($x = 0$) равно

$$v_0 \approx (q_0/\sigma) - v_e. \quad (8.15)$$

Водораздельная точка между рядом и контуром питания может быть только при определенном значении q_0 . Это предельное значение q_0 может быть получено из выражения (4.9). Так как $\operatorname{ch} x \geq 1$, то из выражения (4.9) следует

$$\operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{q_0}{v_e \sigma} \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma} \geq 1.$$

Отсюда находим, что

$$q_{0\text{пр}} \leq \frac{v_e \sigma \left(\operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} - 1 \right)}{\operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma}}. \quad (8.16)$$

Или, учитывая, что $\operatorname{ch} (2\pi d/\sigma) \gg 1$ и $\operatorname{ch} (2\pi d/\sigma) \approx \operatorname{sh} (2\pi d/\sigma)$, приближенно имеем

$$q_{0\text{пр}} \leq v_e \sigma. \quad (8.17)$$

С ростом дебита скважин ряда до их предельного значения водораздельная точка смещается к контуру моря и, когда дебит скважин превышает предельный, область питания водозабора захватывает контур моря и в этих условиях возможно подтягивание морских вод к водозабору.

Оценим значение $q_{0\text{пр}}$. При $v_e = 0,05 \div 0,1$ и $\sigma = 200 \div 400$ м величина $q_{0\text{пр}}$ изменяется от 10 до 40 м²/сут, т. е. водораздельная точка между рядом и берегом моря формируется только при сравнительно небольших дебитах скважин ряда. Таким образом, если дебит скважины ряда отвечает соотношению (8.16) или (8.17), то подтягивания морских вод к водозабору не произойдет, и, наоборот, если дебит скважин больше предельного значения, то начнется движение морских вод к водозабору. Эти критерии имеют место для условий, когда различие плотностей пресной и соленой вод незначительное.

В условиях различий плотностей пресных подземных и морских вод длина клина морских вод в пласте, сформировавшегося в естественной обстановке, под влиянием водоотбора возрастет и клин соленых вод займет новое равновесное положение, которое приближенно может быть определено по формуле

$$L = \frac{(\gamma_0 - 1) m}{i_e - [q_0/(\sigma k)]}. \quad (8.18)$$

Так, если при $\gamma_0 = 1,03$, $m = 30$ м, $i_e = 0,002$ и $k = 20$ м/сут ширина полосы соленых вод в естественных условиях составляла 450 м, то при $q_0 = 10$ м³/сут и $\sigma = 400$ м длина клина соленых вод по оси x будет равна 600 м.

Подтягивание морских вод к водозабору возможно только в том случае, если «язык» соленых вод попадет в область питания водозабора. Условием этого является: $x_A < L$ или

$$\frac{\sigma}{2\pi} \operatorname{arch} \left(\operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{q_0}{v_e \sigma} \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma} \right) < (\gamma_0 - 1) m i_e - [q_0 / (\sigma k)]. \quad (8.19)$$

Если $x_A > L$, то морские воды не попадают в область питания водозабора и их подтягивания к водозабору не произойдет. Из этого условия можно получить зависимость для приближенной оценки предельного дебита отдельной скважины с учетом различия плотностей пресных и соленых вод, при котором не произойдет подтягивания морских вод к водозабору:

$$q_{\text{пр}} \leq \frac{2\pi k m (\gamma_0 - 1)}{\operatorname{arch} \left(\operatorname{ch} \frac{2\pi d}{\sigma} - \frac{q_{\text{пр}}}{v_e \sigma} \operatorname{sh} \frac{2\pi d}{\sigma} \right)} - \sigma v_e. \quad (8.20)$$

Расчет $q_{\text{пр}}$ производится методом приближений (итераций). В качестве первого приближения можно использовать значение дебита, полученное по формуле (8.17). Подставляя его в правую часть формулы (8.20), находим первое приближение $q_{\text{пр}}$. Найденное значение используется в качестве второго приближения для расчета $q_{\text{пр}}$ и т. д.; двух-трех приближений достаточно, чтобы получить довольно точное значение $q_{\text{пр}}$.

9. ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В СВЯЗИ С ОХРАНОЙ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

9.1. Задачи гидрогеологических исследований и виды работ

Задачи гидрогеологических исследований

Проводимые в связи с охраной подземных вод от загрязнения гидрогеологические исследования должны быть направлены на решение следующих основных задач: предупреждение и раннее выявление загрязнения подземных вод; изучение существующих очагов загрязнения; исследование процессов миграции загрязняющих веществ в подземных водах и определение гидрогеологических параметров, необходимых для прогнозов миграции и изменения качества подземных вод; гидрогеологическое обоснование водоохраных мероприятий; осуществление контроля за охраной подземных вод и уровнем их загрязнения.

Важнейшим в деле охраны подземных вод от загрязнения является его предупреждение, раннее выявление и контроль за развитием процесса загрязнения. В этой связи первостепенное значение приобретают наблюдения за режимом подземных вод и в особенности за их качественным состоянием. Такие наблюдения должны проводиться по специализированной (гидрохимической) наблюдательной сети, охватывающей крупные источники загрязнения подземных вод и централизованные водозаборные сооружения подземных вод питьевого назначения. Поэтому при изучении загрязнения подземных вод необходимо в первую очередь создание такой наблюдательной сети.

Другим важным вопросом, решение которого также способствует предупреждению загрязнения подземных вод и уменьшению его масштабов, является изучение защищенности подземных вод и построение соответствующих карт. Знание условий защищенности необходимо для правильного (с точки зрения охраны подземных вод) размещения крупных промышленных и сельскохозяйственных объектов, которые могут оказаться источниками загрязнения подземных вод, создания водозаборных сооружений и их зон санитарной охраны, планирования водоохраных мер. В связи с изучением защищенности подземных вод важное значение приобретает исследование строения зоны аэрации, ее литологии и фильтрационных свойств пород.

Необходимость изучения защищенности подземных вод повлекла за собой еще одну новую задачу: изучение водоупорных

(слабопроницаемых) отложений и определение их фильтрационных свойств. До последнего времени основное внимание при проведении гидрогеологических исследований уделялось водоносным горизонтам. Перекрывающие их слабопроницаемые слои изучались попутно и крайне слабо (практически не изучались). В настоящее время возникает самостоятельная задача исследования водоупорных слоев и определения их фильтрационных свойств.

Должны быть выявлены основные существующие и потенциально возможные источники загрязнения подземных вод и составлены карты источников загрязнения. Эти сведения необходимы для обоснованного планирования работ по изучению очагов загрязнения подземных вод, выделению первоочередных объектов исследования, разработки программы создания упоминавшейся выше специализированной наблюдательной сети, так как эта сеть должна охватывать основные промышленные и сельскохозяйственные объекты. Работа по выявлению и характеристике источников загрязнения подземных вод является отправным пунктом при изучении загрязнения подземных вод.

Этой же цели служит исследование качества подземных вод на водозаборных сооружениях, выделение тех из них, на которых отмечается загрязнение или тенденция к ухудшению качества отбираемых подземных вод.

В результате изучения существующих очагов загрязнения подземных вод должна быть дана оценка масштабов загрязнения, включающая оценки площади, интенсивности и скорости развития загрязнения.

Размеры области загрязнения могут быть различными по разным загрязняющим компонентам. Поэтому при гидрогеологических исследованиях очага загрязнения его площадь должна быть охарактеризована по нескольким показателям — общим (минерализация, жесткость) и специфическим, присущим данному очагу. Отметим, что некоторые вещества (хлор, железо, сульфаты, нитраты) ввиду их широкой распространенности и наличия практически в каждом очаге загрязнения, по существу, являются также общими показателями.

Теоретической основой проблемы изучения загрязнения подземных вод являются закономерности миграции загрязняющих веществ в подземных водах и взаимосвязь загрязнения подземных вод с загрязнением природной среды в целом (атмосферы и атмосферных осадков, поверхностных вод, почв).

Изучение миграции загрязняющих веществ в подземных водах имеет первостепенное значение при прогнозировании изменения качества подземных вод на водозаборных сооружениях, выделении зон санитарной охраны водозаборов, оценке масштабов загрязнения подземных вод, обосновании специальных защитных мероприятий и др.

Миграция загрязняющих веществ по водоносному горизонту зависит от гидродинамических факторов (естественное движение подземных вод, их отбор, нагнетание, инфильтрация с поверхно-

сти земли), плановой неоднородности пород, трещиноватости и слоистости разреза, литологии водовмещающих пород, различия плотностей и вязкостей загрязненных и пластовых вод, перетекания подземных вод в смежные горизонты, граничных условий водоносного горизонта и его геометрии, диффузии загрязняющих веществ в слабопроницаемые отложения, взаимодействия загрязняющих веществ с подземными водами и породами (процессы сорбции, ионного обмена, окисления и восстановления, осаждения биологические и др.), распада загрязняющих веществ и самоочищения загрязненных подземных вод. Учет всех этих факторов в их совокупности (а именно так они действуют в природных условиях) практически невозможен при теоретических построениях. Весьма сложен, а во многих случаях невозможен учет всех этих факторов в лабораторных экспериментах.

Поэтому при изучении миграции загрязняющих веществ в подземных водах первостепенное значение приобретают натурные исследования, которые можно подразделить на опытные и производственные. В первом случае искусственно создается или имитируется процесс загрязнения подземных вод, во втором — изучается область загрязнения подземных вод, приуроченная к реальным производственным источникам загрязнения (шламонакопители, отстойники сточных вод, хвостохранилища, поля фильтрации, поля орошения, солеотвалы, крупные свалки мусора, участки складирования ядохимикатов и горючего и т. д.), функционирующим в течение длительного времени. Исследования на таких участках имеют особое значение, так как сформировавшиеся в условиях длительного техногенного воздействия области загрязнения подземных вод и изменения их размеров и конфигурации во времени отражают влияние совокупности различных факторов на процесс миграции загрязняющих веществ.

На основе изучения динамики области загрязнения могут быть оценены реальные скорости перемещения фронта загрязнения и миграционные параметры — коэффициенты дисперсии и пористости. Участки таких исследований, привязанные к конкретным промышленным или сельскохозяйственным объектам, загрязняющим подземные воды, представляют собой опытно-производственные полигоны. Создание этих полигонов в различных типовых геолого-гидрогеологических техногенных условиях для проведения натурных исследований загрязнения подземных вод и миграции загрязняющих веществ являются важным этапом развития гидрогеологических исследований в связи с охраной подземных вод и контролем за их охраной.

Примерный состав работ на опытно-производственном полигоне включает: 1) характеристику источников загрязнения подземных вод; 2) оконтуривание области загрязнения; 3) создание специализированной наблюдательной сети для изучения режима подземных вод, изменения гидрохимической обстановки и перемещения фронта загрязнения; 4) выявление условий поступления загрязняющих веществ в подземные воды; 5) изучение загрязнения

подземных вод во взаимосвязи с загрязнением окружающей среды; 6) определение влияния загрязненных атмосферных осадков и почвенного слоя на качество подземных, и прежде всего грунтовых, вод; 7) исследование динамики области загрязнения; 8) определение миграционных и фильтрационных параметров; 9) изучение водоупоров и их фильтрационных свойств в естественных условиях и под влиянием техногенных факторов; 10) изучение защищенности подземных вод и составление карт защищенности; 11) прогнозирование изменения гидрохимической обстановки и качества подземных вод; 12) гидрогеологическое обоснование водоохранных мероприятий.

Опытные полигоны должны быть опорными участками, на которых будут собираться данные по гидрогеологическим параметрам, водоупорным отложениям и вообще вся гидрогеологическая информация, необходимая для решения вопросов, связанных с охраной подземных вод от загрязнения как по участку-полигону, так и по сопредельной территории с аналогичными геолого-гидрогеологическими условиями.

Спецификой миграции загрязняющих веществ в подземных водах является взаимодействие этих веществ с указанными водами и породами. Это взаимодействие проявляется в замедлении перемещения загрязняющих веществ по водоносному горизонту и уменьшении их содержания в подземных водах вследствие различных процессов поглощения веществ породами, выпадения в осадок. Другим проявлением взаимодействия загрязняющих веществ с породой является изменение фильтрационных свойств пород. Вопросы взаимодействия загрязняющих веществ с породой должны изучаться на опытных полигонах. Кроме того, интересные данные могут быть получены в результате наблюдений за перемещением фронта загрязнения по специализированной сети на объектах — источниках загрязнения.

Большое значение имеет задача определения гидрогеологических параметров, необходимых для прогноза миграции загрязняющих веществ по пласту и качества подземных вод, оценки их защищенности, выделения зон санитарной охраны, обоснования специальных защитных мер и т. д. Этими параметрами являются прежде всего коэффициенты фильтрации, пористости, конвективной диффузии. Если для водоносных пород во многих случаях известны их фильтрационные свойства и пористость, то для слабопроницаемых отложений значения этих параметров, особенно пористости, практически неизвестны. Недостаточно данных и о значениях коэффициентов конвективной диффузии, особенно для трещиноватых пород.

В этой связи актуальным и необходимым является широкое проведение опытно-миграционных работ для определения миграционных параметров. Важная информация может быть получена при использовании индикаторных методов, позволяющих не только определять миграционные параметры водоносного горизонта, но и выявлять пути движения загрязняющих веществ по водонос-

ному горизонту (особое значение это имеет в карстовых районах), изучать взаимосвязь водоносных горизонтов, оценивать скорость перемещения воды через перекрывающие водоносный горизонт слабопроницаемые отложения.

Виды работ

Гидрогеологические исследования по охране подземных вод от загрязнения заимствуют из классических гидрогеологических методов следующие виды работ: гидрогеологическую съемку, бурение скважин, опытно-фильтрационные работы, испытания откачкой, наблюдения за режимом подземных вод. Спецификой исследований в связи с охраной подземных вод являются отбор образцов вредных веществ, специальные измерения, методы ликвидации загрязнения, специальные требования, предъявляемые к технике безопасности работ во вредной среде.

По результатам гидрогеологических исследований составляют специальные гидрогеологические карты защищенности подземных вод, источников загрязнения, состояния загрязнения подземных вод, качества подземных вод на водозаборных сооружениях и др.

Бурение скважин относится к основным видам работ при проведении гидрогеологических исследований в связи с охраной подземных вод. В зависимости от задач скважины подразделяются на наблюдательные, разведочные, защитные и специальные.

Опытные работы (откачки) разделяются в зависимости от своего назначения. Кратковременные откачки предназначены для предварительной оценки гидрогеологических параметров, а также отбора проб. Перед отбором проб на анализ воду из скважин необходимо откачивать, так как застоявшаяся вода может быть загрязнена вторично и при анализе даст неправильные результаты. Продолжительность откачки в зависимости от гидрогеологических условий и характера загрязнений составляет от 1 до 24 ч.

Целью разведочно-защитных откачек является проверка возможности ликвидации загрязнения. Режим откачки зависит от характера водоносной среды, глубины уровня подземных вод, масштабов их загрязнения. В процессе откачки отдельно производится отбор свободных вредных веществ с поверхности подземных вод (например, нефтепродуктов) и отдельно подземных вод, загрязненных растворимыми и эмульгированными веществами. Этого можно достичь, если производить откачку из скважины при помощи двух насосов, установленных друг над другом, как в парных скважинах.

Опытно-эксплуатационная защитная откачка предназначена для долговременной проверки эффективности элементов активной защиты с целью локализации и ликвидации области загрязнения.

В гидрохимические работы входит отбор образцов подземных и поверхностных вод и вредных веществ на заранее избранных объектах, в определенные интервалы времени. Частота и способ

опробования зависят от конкретных гидрогеологических условий и характера загрязнений.

Требования к отбору образцов в связи с охраной подземных вод от загрязнения более высокие и жесткие, чем при отборе проб для целей водоснабжения. На качестве анализа могут отрицательно отразиться выделение газов из образца, изменение температуры, pH, сорбция некоторых веществ на сосудах для отбора, биологическая деградация органических веществ при повышении температуры и т. п. Поэтому необходимо в зависимости от вида загрязнения и химико-физических свойств вредных веществ определить, нужно ли производить анализ непосредственно на месте или можно выполнить его в лаборатории.

Наблюдения за режимом подземных вод, и в особенности за их качеством, являются важнейшим видом гидрогеологических работ, на основе которых осуществляется контроль за уровнем загрязнения подземных вод.

К специальным видам работ и измерениям, которые применяются при исследованиях в связи с охраной подземных вод, относятся: газометрические и геофизические измерения, геоботанические и микробиологические исследования, аэрофотосъемка, спектрозональная фотография.

Газометрические измерения представляют собой весьма быстрый, дешевый и эффективный способ определения некоторых вредных веществ в почве, горных породах и подземной воде на основе анализа почвенного воздуха. Принцип измерения заключается в колориметрическом детектировании при помощи приборов «Портафид» и «Гастрасер». Этот способ позволяет выявить область загрязнения подземных вод, в особенности нефтепродуктами.

Геофизические измерения состоят из комплекса геоэлектрических и каротажных методов, которые можно использовать при выявлении области загрязнения подземных вод, вертикальных и горизонтальных границ коллекторов и водоупоров, тектонических деформаций. При помощи геоэлектрических методов можно эффективно определить техническое состояние трубопровода или резервуара как потенциального источника загрязнения.

Фитоиндикационные исследования (геоботанические методы) помогают определить направление распространения загрязняющих веществ в подземных водах по качеству вегетационного покрытия и общему состоянию растительной ассоциации. Определение степени нитрофильности избранных видов растений позволяет определить места возможного загрязнения подземных вод азотными веществами там, где грунтовый фильтр не может задержать все присутствующие азотные соединения. Изучение растительных ассоциаций в значительной степени помогает определить вид загрязнения, которое исходит из складов коммунальных и промышленных отходов, включая иловые площадки и сточных вод. В сочетании со спектрозональной фотографией фитоиндикационные исследования могут стать важной составной частью изучения загрязнений на местности.

Аэрофотосъемка может быть с успехом применена для изучения загрязнения подземных вод на больших площадях и в тех случаях, когда дело касается трубопроводных сооружений. При помощи этого метода можно установить области подпора подземных вод в период высоких уровней, места аварий на нефтепроводах, размер площади аварийной утечки.

Спектрозональные фотосъемки относятся к методам теле съемок. Сюда относятся также методы, которые в полной мере используют свойства электромагнитного излучения. Черно-белый инфракрасный фильм в сочетании с геоботаникой позволяет опознавать сильно загрязненные области по принципу использования так называемого эффекта Вуда. Наиболее качественные результаты можно получить при мультиспектральной съемке, при помощи которой определяется загрязнение пахотной земли на больших площадях.

Интересную информацию дают микробиологические исследования, позволяющие оценивать состояние воды на основании анализа микрофлоры и микрофауны и делать заключения о степени ее чистоты. В общих чертах микробиологическими исследованиями можно доказать инфильтрацию вредных веществ в подземные воды. В случае однократного или повторного загрязнения микроорганизмы чутко реагируют на отравление воды, что проявляется в нарушении биоценоза.

9.2. Выявление и изучение очагов загрязнения подземных вод

Одной из важнейших задач в деле охраны подземных вод является выявление и изучение очагов их загрязнения. Это необходимо для выяснения действительной картины загрязнения и оценки его масштабов, выделения наиболее опасных для водоснабжения очагов загрязнения и своевременного проведения специальных защитных мероприятий.

Изучение областей загрязнения подземных вод должно начинаться с анализа техногенной ситуации на поверхности для выявления фактических и потенциально возможных источников загрязнения. При этом надо установить: положение и характер источника загрязнения (под которым понимается как территория всего предприятия, так и в особенности его отдельные объекты, являющиеся основными источниками загрязнения подземных вод, — бассейны сточных вод, свалки твердых отходов, поля фильтрации, поля орошения сточными водами и др.), его площадь и линейные размеры; вид загрязняющих веществ, их количество и характер поступления в водоносный горизонт (систематические или периодические утечки, аварийные ситуации); с какого времени функционирует источник загрязнения; состояние сети промышленной канализации; когда и в каких примерно количествах имели место аварийные утечки сточных вод; режим подачи сточных вод в технические бассейны, на поля фильтрации и орошения.

Для более наглядного представления техногенной ситуации и планирования дальнейших работ целесообразно составление крупномасштабной карты фактического материала с указанием на ней масштабным знаком фактических и потенциальных источников загрязнения. На карту следует нанести все водозаборные сооружения на подземные воды в пределах исследуемой территории с указанием их расходов.

Поступающие с поверхности земли загрязняющие вещества попадают прежде всего в горизонт грунтовых вод, к которым приурочены основные области загрязнения. Из горизонта грунтовых вод загрязнение может попасть в более глубокие напорные воды. Поэтому при изучении загрязнения подземных вод первоочередное и основное внимание должно быть уделено грунтовым водам. Выявление областей загрязнения подземных вод должно начинаться с исследования грунтовых вод.

При выявлении области загрязнения в грунтовых водах необходимо иметь в виду следующие обстоятельства. Область загрязнения этих вод обычно совпадает с площадью источника загрязнения и приурочена к месту утечки стоков. Фильтрующиеся с поверхности стоки, прежде чем достичь уровня грунтовых вод, проходят через зону аэрации. При этом в зоне аэрации накапливаются загрязняющие вещества, которые в свою очередь представляют собой вторичный источник загрязнения грунтовых вод. Очевидно, что загрязненность почвы и зоны аэрации является индикатором загрязнения грунтовых вод. Поэтому изучение загрязнения горизонта грунтовых вод должно сопровождаться исследованием по площади загрязнения почвенного слоя и пород зоны аэрации путем изучения водных вытяжек из пород.

Размеры загрязненной площади грунтов могут быть ориентировочным показателем размеров загрязнения водоносного горизонта, хотя вследствие движения подземных вод эта область водоносного горизонта будет вытянута по потоку и необязательно полностью совпадет с областью загрязненных грунтов.

Над поверхностью загрязненных подземных вод может формироваться «облако» испарившихся газообразных веществ. В особенности это относится к грунтовым водам.

Поэтому может оказаться полезным проведение газовой съемки для изучения состава подпочвенного воздуха в зоне аэрации. Такая съемка по аномалии состава воздуха в зоне аэрации может выявить область загрязнения подземных вод, которая в дальнейшем может быть уточнена по данным бурения и опробования скважин.

Интересная дополнительная информация о возможных путях поступления загрязняющих веществ в подземные воды может быть получена в результате проведения снеговой съемки и изучения состава снега. В весенний период за счет таяния снега будет происходить инфильтрация талой воды, и если в снеге содержатся загрязняющие вещества (а они, наверняка, содержатся за счет поступления из газодымовых выбросов в атмосферу), то вместе с талыми водами они попадут в подземные воды.

Загрязнение подземных вод, по всей вероятности, будет сказываться на микробиологических показателях подземных вод и геоботанических показателях флоры на поверхности земли. Это также необходимо учитывать при постановке исследований, связанных с изучением загрязнения подземных вод.

Загрязненные сточные и чистые подземные воды образуют систему неоднородных жидкостей, отличающихся по химическим свойствам, минерализации и температуре. Различие химического состава и минерализации обуславливает различие электропроводимостей подземных вод, что является предпосылкой использования геофизических (электроразведочных) методов для оконтуривания области загрязнения.

Таким образом, при выявлении и изучении очагов загрязнения подземных вод наряду с бурением скважин, проведением опытных гидрогеологических работ и непосредственным опробованием подземных вод целесообразно использование комплекса методов: ландшафтно-техногенной (выявление источников загрязнения), почвенной (изучение загрязненности грунтов), газовой и снеговой съемок, геофизических методов, геоботанических, гидробиологических и микробиологических исследований. Бурению скважин и проведению непосредственных гидрогеологических исследований должны предшествовать выявление источников загрязнения, почвенная и газовая съемки, геофизические и другие исследования, указанные выше. Применение этих методов должно способствовать повышению информативности разведочных работ и снижению объема бурения.

Приближенное выяснение техногенной ситуации и составление карты фактического материала должно быть выполнено на стадии составления проекта разведочных работ и окончательно — в процессе этих работ. Следующим этапом работ является обследование всех водозаборных сооружений на подземные воды и отбор проб на анализы в радиусе 3—5 км от объекта и основных источников его загрязнения. Вообще, размеры площади исследования могут быть приблизительно установлены на основе расчетов дальности распространения сточных вод по водоносному горизонту под влиянием источников загрязнения, естественного потока подземных вод и близлежащих водозаборных сооружений. Результаты обследования водозаборных сооружений в увязке с расположением источников загрязнения и направлением потока подземных вод позволяют наметить участки дальнейших полевых работ.

До бурения скважин целесообразно провести площадные геофизические исследования, изучить загрязненность почвенного слоя в окрестностях хранилищ отходов, провести (в случае нефтяного загрязнения) газовую съемку подпочвенного воздуха с двумя-тремя точками отбора проб газа по глубине, а также другие указанные выше виды исследований.

На данном этапе разбуриваются отдельные скважины для корректировки этих исследований и их интерпретации, а также для получения предварительных сведений о гидрогеологических усло-

виях территории (если таковые неизвестны), и в первую очередь о направлении движения подземных вод. Результаты этих работ также позволят более обоснованно наметить размещение основного объема разведочных скважин.

На характер загрязнения подземных вод, размеры и форму области загрязнения влияют свойства загрязняющих веществ, фильтрационная плановая неоднородность пород, слоистость разреза, направление и расход естественного потока подземных вод, граничные условия пласта. Эти обстоятельства необходимо учитывать при размещении разведочных скважин.

Так, при попадании в водоносный горизонт нефтяных углеводородов, плотность которых меньше плотности воды, загрязняется преимущественно верхняя часть горизонта. В этом случае необходимо оценить размеры линзы нефтепродуктов, «плавающей» на поверхности грунтовых вод, и площадь той части водоносного горизонта, которая располагается под линзой и содержит эмульгированные и растворимые углеводороды. Таким образом, при нефтяном загрязнении подземных вод наиболее тщательному исследованию подлежит верхняя часть водоносного горизонта.

Когда происходит загрязнение подземных вод высококонцентрированными растворами с плотностью, значительно превышающей плотность воды, то растворы будут оседать к основанию водоносного горизонта и перемещаться по нему. Как показали экспериментальные исследования В. А. Грабовникова и др. [21], ореол рассеяния загрязняющего раствора в этом случае имеет ось, не совпадающую с вектором скорости естественного потока подземных вод и направленную под углом к нему в сторону подошвы пласта. Угол наклона оси тем больше, чем выше минерализация раствора, а следовательно, и его плотность. Так, если минерализация загрязняющего раствора изменяется от 2 до 7 г/л, то угол наклона оси ореола к горизонтальной плоскости соответственно заключен в интервале 8—25°; при минерализации около 64 г/л угол наклона оси равен 80°, т. е. движение раствора происходит практически по вертикали.

Несомненно, что при фильтрации с поверхности земли высококонцентрированных растворов будет загрязняться и верхняя часть водоносного горизонта, через которую проходят растворы. Но основная часть загрязняющих веществ будет скапливаться в нижней его части, и это обстоятельство должно учитываться при проведении разведочных работ и обосновании глубин скважин.

Наличие естественного потока подземных вод определяет несимметричное распространение загрязняющих веществ по водоносному горизонту. Область загрязнения развивается вниз по потоку и ограничена вверх по потоку. Кроме того, движение загрязненных вод будет происходить в сторону близлежащих участков крупного отбора подземных вод (водозаборные сооружения для водоснабжения, осушения, шахтного водоотлива и др.).

Отметим, что влияние естественного потока проявляется не только в характере распространения загрязняющих веществ в го-

ризонтальной плоскости, но и в распределении ореола загрязнения по вертикали с учетом фактора различия плотностей загрязняющих веществ и подземных вод, что уже рассматривалось выше.

На перемещении загрязняющих веществ в подземных водах будет существенно сказываться плановая фильтрационная неоднородность водовмещающих пород и слоистость разреза. Так, наличие в пласте локальных участков слабопроницаемых пород скажется на образовании «языков» обтекания фронта загрязнения по перифериям этих участков. И наоборот, если эти участки обладают повышенной водопроницаемостью, то «языки» фронта загрязнения будут формироваться внутри них. Неравномерно перемещение загрязняющих веществ в условиях слоистого разреза — наиболее быстро оно происходит по высокопроницаемым прослоям. Таким образом, исследование очагов загрязнения требует полного изучения гидрогеологических условий исследуемой территории.

Оконтуривание области загрязнения заключается в выявлении участка (ядра) интенсивного загрязнения, переходной зоны и области незагрязненных подземных вод. Под участком интенсивного загрязнения понимается та часть области загрязнения, в пределах которой содержание загрязняющих веществ значительно выше, чем в подземных водах, и близко к их содержанию в исходных сточных водах. Напомним, что под областью загрязнения подразумевается часть водоносного горизонта, ограниченная линией предельно допустимой концентрации загрязняющего вещества (см. разд. 1.5). Следовательно, область загрязнения включает площадь интенсивного загрязнения и часть площади переходной зоны. Скважины на профилях должны последовательно пересекать участок интенсивного загрязнения, переходную зону и входить в область незагрязненных вод.

Обязательным условием изучения области загрязнения и контроля за ее состоянием является то, что часть скважин должна располагаться в ее пределах, а часть — в области незагрязненных вод. Это необходимо для наблюдений за динамикой развития загрязнения.

При размещении и оборудовании разведочных скважин следует предусмотреть возможность их максимального использования в дальнейшем в качестве наблюдательных скважин.

9.3. Микробиологическая индикация загрязнения подземных вод

В результате воздействия антропогенного загрязнения изменяется не только химизм подземных вод, но и их биоценоз. С этой позиции микробное сообщество в подземных водах можно подразделить на две основные группы: микрофлору первоначальную (автохтонную) и микрофлору гетерохтонную, которая была занесена

в данный биотон как составная часть химического загрязнения. Каждая из этих групп имеет свое специфическое индикационное значение, а в комплексном анализе, наряду с гидробиологическими показателями, — собственное незаменимое значение.

Чаще всего для индикации загрязнения подземных вод используют гетеротонные микроорганизмы, к которым принадлежат такие уже классические индикаторы загрязнения, как, например, *Escherichia coli*, *Enterococcus*, *Clostridium perfringens*, общее количество мезо- или психрофильных зародышей и т. д. Из них первые три считаются индикаторами фекального загрязнения, которому с гигиенической точки зрения приписывается решающее значение. Общее количество мезофильных зародышей бывает, скорее, показателем общей степени загрязнения, в то время как психрофильные должны индигировать степень микробного оживления подземной воды; наряду с указанными гетеротонными микроорганизмами в этом случае частично проявляются также автохтонные микроорганизмы.

Однако указанные индикаторы не являются специфическими для отдельных типов загрязнения и дают информацию только об общем органическом загрязнении. В связи с повсеместным распространением этих микроорганизмов их индикаторное значение в настоящее время считается довольно спорным, так как они представляют как подповерхностное, так и поверхностное загрязнение. В определенной мере они могут, после того как был проведен отсчет так называемого тыла, индигировать загрязнение микрорайонного типа, которое отличается прежде всего преобладанием органических веществ как фекального, так и нефекального происхождения, общим показателем которых является легкая и быстрая деградация. Однако такие выводы возможны, если заранее исключить другой источник загрязнения, особенно агломерации сельскохозяйственного производства, отходы которого имеют с химической и микробиологической точек зрения аналогичный характер.

В ограниченном объеме их можно использовать для дополнительной фиксации указанных выше микробных штаммов. Наиболее удобным является способ обозначения с помощью радионуклидов, однако он требует специального оснащения и необходимых мероприятий по технике безопасности. Поэтому на практике пока чаще применяют дополнительную индикацию источника загрязнения с помощью легко диагностируемых штаммов; таковыми в прослеживаемом биотопе могут быть обычно не появляющиеся и с санитарной точки зрения безвредные дрожжевые грибки, *Bakterium prodigiosum* и др. Внесение их в подозрительный источник загрязнения и последующее обнаружение в подземной воде является доказательством взаимосвязи этого источника с подземными водами. Недостатками данного метода являются относительно большой риск, заключающийся в нежелательном загрязнении подземной воды, ограниченная дальность действия индикатора и необходимость мероприятий по технике безопасности.

В последнее время значительное внимание уделяется поискам новых микробиологических индикаторов, отличающихся прежде всего большей специфичностью. В связи с этим особое значение приобретает штамм *Mucobacteriales*, представители которого появляются чаще всего в богатой перегноем почве, в пищеварительном тракте травоядных животных и в самом разнообразном растительном материале. В связи с их резко разграниченным биотопом они являются весьма ценным и высокоспецифическим индикатором загрязнения подземных вод сельскохозяйственными отходами, а именно не только пометом травоядных животных, но также и растительным материалом, поверхностным смывом сельскохозяйственной почвы и т. п. В подземных водах этот штамм сам по себе не содержится и попадает в них исключительно вместе с загрязняющими веществами из указанных источников. В нижних слоях почвы миксобактерии не могут появляться, так как здесь нет пригодных для них жизненных условий. Поэтому их присутствие в подземной воде является во всех случаях высокоспецифическим индикатором органического загрязнения сельскохозяйственного типа. Например, из предварительных результатов исследования в районах Оломоуц и Пршеров (ЧССР) вытекает, что сельскохозяйственный тип загрязнения, установленный по присутствию миксобактерий в водах из колодцев, составляет около 70 % всех исследованных источников. Наиболее частыми представителями являются бактерии видов *Mucosoccus* и *Cystobacter*.

Нет сомнения в том, что путем дальнейшего поиска пригодных индикаторов спектр микробиологических исследований будет обогащен настолько, что позволит гораздо более точно разграничить отдельные типы загрязнения и дальность их распространения по водоносному горизонту.

До сих пор далеко не исчерпаны все возможности индикации с помощью автохтонных специфических групп микроорганизмов. В отличие от гетерохтонных микроорганизмов, которые попадают в подземные воды в качестве составной части общего загрязнения и наличие которых во всех случаях более или менее отвечает химическому составу и происхождению этого загрязнения, автохтонные организмы подвержены влиянию проникающих веществ и реагируют на них лишь дополнительно в пределах их возможности. Это в значительной мере предопределяет общую динамику индикации. В то время как гетерохтонные микроорганизмы преимущественно индицируют моментальное положение после загрязнения, когда общее количество этих организмов бывает, как правило, более высоким и после этого существенно снижается, у автохтонной микрофлоры развиваются гораздо более сложные процессы. Если исходить из предположения, что загрязнение происходит веществом, в отношении которого автохтонные микроорганизмы наиболее чувствительны, то независимо от присутствия других веществ автохтонные микроорганизмы подвержены селекционному давлению, результатом которого является дифференция, обусловленная способностью отдельных микробных видов и штаммов адаптиро-

ваться в измененных условиях. В связи с этим очевидно, что дифференциация будет тем более глубокой, чем токсичнее определяемое вещество. В крайнем случае может произойти даже тотальное торможение, которое проявится в отрицательном микробиологическом диагнозе или только в отдельном появлении сопротивляющихся штаммов. Однако гораздо чаще в результате селекционного давления происходит постепенная дифференциация, при которой убыль неадаптировавшихся штаммов (или отдельных индивидов) заменяется приростом адаптированных.

Адаптация микробов в таких случаях проходит, как правило, в две ступени. Первая ступень, которую можно обозначить как пассивную адаптацию, отличается тем, что микроорганизмы пассивно переносят загрязняющее вещество, создают или чаще подключают вариантную систему метаболизма и этим относительно повышают свою устойчивость. Условием такого типа адаптации является также присутствие соответствующих питательных для микроорганизмов веществ. Этот тип адаптации автохтонной микрофлоры свойствен также части гетерохтонной микрофлоры, а поэтому в таком биотопе можно встретить микроорганизмы обеих групп. С точки зрения индикаторного значения этот случай не является удачным, так как для заселения такого биотока требуется значительное число различных микробных видов и этим снижается их специфичность.

При второй ступени, так называемой активной адаптации, микроорганизмы способны не только переносить загрязняющее вещество в среде, но и непосредственно подключаться в базальный метаболизм. В этом случае загрязняющее вещество становится даже источником углерода и в связи с этим происходит его утилизация. При активной адаптации микроорганизмы преодолевают селекционное давление среды, в результате чего происходит их резкое размножение и, как правило, доминантное заселение данного биотопа.

В обоих случаях решающее значение имеет максимальная концентрация лимитирующего (загрязняющего) вещества. В общем можно сказать, что при пассивной адаптации максимальная концентрация лимитирующего вещества является, как правило, более низкой, чем в случае активной адаптации. Активно адаптирующиеся штаммы переносят, таким образом, более высокую концентрацию лимитирующего вещества в среде, однако это не означает, что в этих условиях они способны к собственно утилизации. Наоборот, пока еще все свидетельствует о том, что после превышения переносимой концентрации лимитирующего вещества утилизация существенно замедляется или даже останавливается и выше нее активно адаптирующиеся штаммы начинают вести себя так же, как и пассивно адаптирующиеся. Этот факт имеет важное значение, в частности, при оценке диагнозов, установленных с помощью активно адаптирующихся микроорганизмов, применявшихся в качестве специфических индикаторов загрязнения подземных вод лимитирующим веществом, когда при наличии макси-

малых концентраций проявляется торможение. Это значит, что количественная зависимость сохраняет силу только в определенных пределах.

Принципы активной адаптации могут быть использованы при микробной индикации загрязняющих веществ промышленного типа. В связи с наличием указанных зависимостей необходим соответствующий выбор лимитирующего вещества. В общем плане имеет силу принцип, что оптимально пригодным является такое вещество, которое в данном составе выступает в наиболее эффективной концентрации, причем его утилизация является особенно затруднительной, так как в ней принимает участие минимальное число микробных видов или штаммов. Если в системе присутствует несколько различных веществ с аналогичными свойствами (например, бензол и ксилол-толуол), то решающее значение имеют частота появления и продолжительность действия этих веществ в связи с тем, что процессы адаптации проходят во всех случаях с определенным запозданием.

Эти методы представляют достаточно удобный и прогрессивный способ микробной индикации загрязнения подземных вод преимущественно органическими веществами, утечка которых в окружающую среду существенно влияет на состав и функцию всего биоценоза. Поэтому во всех случаях необходимо координировать эти исследования с параллельно проходящими гидробиологическими и химическими анализами. Путем сравнения полученных данных можно прийти к правильному заключению о характере загрязнения подземных вод.

9.4. Защищенность подземных вод

Общие положения

Под защищенностью подземных вод от загрязнения понимается перекрытость водоносного горизонта отложениями (прежде всего слабопроницаемыми), препятствующими проникновению загрязняющих веществ с поверхности земли в подземные воды. Защищенность зависит от многих факторов, которые можно разбить на три группы,— природные, техногенные и физико-химические.

К основным природным факторам относятся: наличие в разрезе слабопроницаемых пород; глубина залегания подземных вод; мощность, литология и фильтрационные свойства пород (в первую очередь, слабопроницаемых), перекрывающих подземные воды; поглощающие (сорбционные) свойства пород; соотношение уровней исследуемого и вышележащего водоносных горизонтов. К техногенным факторам прежде всего следует отнести условия нахождения загрязняющих веществ на поверхности земли (хранение отходов в накопителях, шламохранилищах, сбросных котлованах и других промышленных бассейнах, сброс сточных вод на поля фильтрации, орошение сточными водами и др.) и определяемый этими условиями характер проникновения загрязняющих

веществ в подземные воды. К физико-химическим факторам относятся специфические свойства загрязняющих веществ, их миграционная способность, сорбируемость, химическая стойкость или время распада загрязняющего вещества, взаимодействие загрязняющих веществ с породами и подземными водами.

Условия защищенности одного и того же водоносного горизонта будут различными в зависимости от характера сброса загрязняющих веществ на поверхность земли и их последующей фильтрации в водоносный горизонт. Так, водоносный горизонт в большей степени защищен по отношению к эпизодическим и небольшим по объему сбросам загрязняющих веществ на поверхность земли. И наоборот, тот же водоносный горизонт может оказаться практически незащищенным в случае фильтрации сточных вод из крупных поверхностных хранилищ отходов. Водоносный горизонт может быть в большей степени защищенным по отношению к нестойким, быстро разлагающимся и хорошо сорбируемым породой загрязняющим веществам. В то же время условия его защищенности будут значительно хуже при фильтрации стойких и плохо сорбируемых веществ. Поэтому понятие защищенности подземных и грунтовых вод, в частности, от проникновения в них загрязняющих веществ с поверхности земли в известной степени относительно.

Вместе с тем очевидно, что чем надежнее перекрыты подземные воды слабопроницаемыми отложениями, чем больше их мощность и чем ниже их фильтрационные свойства, чем больше глубина подземных вод, т. е. чем благоприятнее природные факторы защищенности, тем выше вероятность защищенности подземных вод по отношению к любым видам загрязняющих веществ, проникающих с поверхности земли. Поэтому при оценке защищенности подземных вод следует исходить из природных факторов защищенности, и прежде всего из наличия в разрезе слабопроницаемых отложений.

Под слабопроницаемыми понимаются отложения, коэффициенты фильтрации которых меньше 0,1 м/сут. Такие значения обычно присущи супесям, глинистым пескам, легким суглинкам; тяжелые суглинки и глины характеризуются меньшими значениями коэффициента фильтрации — порядка 10^{-3} м/сут и менее. Приближенно можно считать, что супесям, глинистым пескам и легким суглинкам соответствует интервал значений коэффициентов фильтрации от 0,1 до 0,01 м/сут, тяжелым суглинкам и песчанистым глинам — порядка 10^{-3} м/сут, глинам — порядка 10^{-4} м/сут и менее. Принятые значения коэффициентов фильтрации для указанных типов пород соответствуют литературным данным.

Техногенные условия на поверхности земли (вторая группа факторов), как показал анализ хранения и сброса отходов, могут быть сведены в основном к двум наиболее распространенным случаям: 1) хранение сточных вод в промышленных бассейнах (накопителях, шламохранилищах, сбросных прудах и т. д.) при относительно постоянной высоте столба сточных вод в хранили-

щах (фильтрация сточных вод при постоянном напоре); 2) сброс сточных вод на поверхность земли с относительно постоянным расходом (фильтрация сточных вод при постоянном расходе). Со вторым случаем связаны преимущественно сбросы сточных вод на поля фильтрации и орошение сельскохозяйственных массивов сточными водами.

Из физико-химических факторов (третья группа) наибольший интерес представляет время распада (деструкции), т. е. время, за которое загрязняющее вещество разлагается и теряет свои токсические свойства. Это время изменяется в широких пределах. Растворы некоторых минеральных солей (хлоридов, сульфатов, нитратов и др.), долгоживущие радиоактивные изотопы являются очень стойкими и распадаются медленно (период полураспада десятки и сотни лет). Пестициды характеризуются периодом распада от нескольких десятков суток до 10 лет; наиболее стойкими являются хлорорганические пестициды со сроком распада от 5 до 10 лет. Бактериальное загрязнение (сравнительно нестойкое) сохраняется от 30 до 300 сут [4]. Таким образом, можно говорить о той или иной степени защищенности подземных, и прежде всего грунтовых, вод по отношению к загрязняющим веществам с известным временем распада.

Процессы сорбции загрязняющих веществ горными породами изучены еще недостаточно. По литературным данным известно, что сорбция в динамических условиях значительно менее интенсивна, чем в статических [3]. Сорбцию отдельных пестицидов в связи с исследованием защищенности подземных вод изучали В. Г. Самойленко, А. И. Глушков, С. А. Арипов.

Из других физико-химических факторов следует отметить влияние взаимодействия загрязняющих веществ с породами на фильтрационные свойства последних. В особенности это относится к слабопроницаемым породам. Экспериментами установлено, что проницаемость глин по отношению к минерализованным хлоридным растворам значительно выше, чем по отношению к пресной воде. Проницаемость глин при фильтрации через них нагретых вод с температурой 60—80 °С может быть в несколько раз выше, чем при фильтрации вод с температурой 20 °С. Таким образом, полный учет всех факторов защищенности требует детального изучения фильтрации загрязняющих веществ с учетом техногенных условий и физико-химических свойств этих веществ.

Оценку защищенности подземных вод целесообразно проводить в два этапа. На первом этапе, при региональных исследованиях, основное внимание должно быть уделено изучению природных факторов защищенности. На втором — при более детальном изучении, приуроченном к конкретным проектируемым объектам и задачам хозяйственного освоения территории, необходим учет и других факторов — техногенных условий и специфики загрязняющих веществ, связанных с этими объектами.

Оценка защищенности подземных вод может быть качествен-

ной и количественной. Первая основывается на природных факторах и производится по сумме условных баллов, а вторая — на природных, техногенных, а также на физико-химических факторах (время распада загрязняющего вещества и его сорбируемости) и может быть выполнена на основе определения времени, за которое фильтрующиеся с поверхности земли загрязняющие вещества достигнут уровня подземных вод (грунтовых или напорных).

Сравнивая время фильтрации со временем распада изучаемого загрязняющего вещества, можно судить о защищенности подземных вод от проникновения в них данного загрязняющего вещества.

Оценка условий защищенности (качественная и количественная) носит преимущественно сравнительный характер.

Влияние техногенных и санитарных условий на поверхности земли сказывается, в основном, на грунтовых водах. Поэтому указанную выше количественную оценку условий защищенности с учетом техногенных условий на поверхности земли целесообразно выполнять применительно к грунтовым водам.

При изучении и картировании защищенности подземных вод рекомендуется составление двух типов карт: 1) качественных оценок природных условий защищенности; 2) количественных оценок условий защищенности. Первые карты составляют как при региональных, так и при локальных исследованиях; вторые — при детальных исследованиях на локальных участках.

Оценка условий защищенности грунтовых вод

Фильтрация стоков с поверхности земли в грунтовые воды возможна практически всегда, так как последние являются безнапорными и не перекрываются надежными водоупорами. Поэтому грунтовые воды в целом характеризуются невысокой степенью защищенности или же являются вообще незащищенными.

Качественная оценка условий защищенности грунтовых вод в общем случае дается на основе четырех показателей зоны аэрации: глубины залегания уровня грунтовых вод; строения и литологии пород; мощности слабопроницаемых отложений в разрезе; фильтрационных свойств пород и прежде всего слабопроницаемых отложений.

Наименее защищенными являются грунтовые воды в условиях, когда зона аэрации сложена относительно хорошо проницаемыми отложениями и когда в разрезе зоны аэрации отсутствуют слои слабопроницаемых пород. Увеличение глубины залегания уровня грунтовых вод хотя и улучшает защищенность грунтовых вод, но влияние этого фактора существенно меньше, чем наличие в разрезе слабопроницаемых отложений.

Качественная оценка природных условий защищенности грунтовых вод может быть выполнена на основе сопоставления кате-

горий защищенности. Каждая категория защищенности отличается своей суммой баллов, зависящей от глубины залегания уровня грунтовых вод, мощности слабопроницаемых отложений и их литологии (с литологией связаны фильтрационные свойства этих отложений).

Более высоким категориям защищенности соответствует большая сумма баллов. Обоснование баллов, соответствующих разным глубинам залегания уровня грунтовых вод, мощностям и литологии (фильтрационным свойствам) слабопроницаемых отложений, производится исходя из времени достижения фильтрующимися с поверхности земли загрязняющими веществами уровня грунтовых вод.

В качестве исходной единицы для оценки баллов принято определенное по формуле (5.1) время фильтрации t_1 через зону аэрации, сложенную хорошо проницаемыми породами ($k \sim 2$ м/сут) мощностью 10 м. Время фильтрации t_2 через зону аэрации мощностью 20 м, сложенную такими же породами, примерно вдвое больше ($t_2 \sim 2t_1$); через зону аэрации мощностью 30 м — втрое больше ($t_3 \sim 3t_1$) и т. д.

Обычно максимальная мощность зоны аэрации (глубина залегания уровня грунтовых вод) не превышает 40 м. Поэтому выделяется пять градаций глубин залегания грунтовых вод (в м): до 10, 10—20, 20—30, 30—40, свыше 40. Первой градации с минимальной глубиной залегания уровня грунтовых вод, время фильтрации до которой равно t_1 , соответствует 1 балл; второй — 2 балла; третьей — 3 балла и т. д.

Мощности слабопроницаемых отложений в разрезе зоны аэрации подразделены на 11 градаций (в м): до 2, 2—4, 4—6, ... 18—20 и свыше 20. По литологии и фильтрационным свойствам слабопроницаемых отложений выделяются три группы: a — супеси, легкие суглинки ($k \sim 0,1—0,01$ м/сут), c — тяжелые суглинки и глины ($k < 0,001$ м/сут), b (промежуточная между a и c) — смесь пород групп a и c ($k \sim 0,01—0,001$ м/сут).

Соответствие баллов градациям мощностей слабопроницаемых пород и их литологии устанавливается следующим образом. Согласно расчетам по формуле (5.1) установлена следующая эквивалентность времени t фильтрации через слой различной мощности m (в м) и проницаемости k (в м/сут):

$$t_m=10, k \geq 1 \approx t_m=2, k \sim 10^{-1} \approx t_m=1, k \sim 10^{-2} = t_m=0,5, k < 10^{-3}.$$

Поэтому, если слою хорошо проницаемых пород соответствует один балл, то слой пород мощностью 2 м с $k \sim 10^{-2}$ м/сут также характеризуется одним баллом, слой мощностью 2 м с $k \sim 10^{-3}$ м/сут — двумя, а слой мощностью 2 м и с $k \sim 10^{-4}$ м/сут — четырьмя баллами.

Ниже приведена схема для определения баллов в зависимости от глубины уровня грунтовых вод H , мощности m_0 и литологии слабопроницаемых отложений.

H , м	$H \leq 10$	$10 < H \leq 20$	$20 < H \leq 30$
Баллы	1	2	3
m_0 , м	$m_0 \leq 2$	$2 < m_0 \leq 4$	$4 < m_0 \leq 6$
Литологические группы	$a \ b \ c$	$a \ b \ c$	$a \ b \ c$
Баллы	1 1 2	2 3 4	3 4 6
m_0 , м	$10 < m_0 \leq 12$	$12 < m_0 \leq 14$	$14 < m_0 \leq 16$
Литологические группы	$a \ b \ c$	$a \ b \ c$	$a \ b \ c$
Баллы	6 9 12	7 10 14	8 12 16

Продолжение

H , м	$30 < H \leq 40$	$H \geq 40$	
Баллы	4	5	
m_0 , м	$6 < m_0 \leq 8$	$8 < m_0 \leq 10$	
Литологические группы	$a \ b \ c$	$a \ b \ c$	
Баллы	4 6 8	5 7 10	
m_0 , м	$16 < m_0 \leq 18$	$18 < m_0 \leq 20$	$m_0 > 20$
Литологические группы	$a \ b \ c$	$a \ b \ c$	$a \ b \ c$
Баллы	9 13 18	10 15 20	12 18 25

Сумма баллов, обусловленная грациями глубин залегания грунтовых вод, мощностями слабопроницаемых отложений и их литологией, определяет степень защищенности грунтовых вод. По сумме баллов выделяются шесть категорий защищенности грунтовых вод, приведенные ниже.

Категории условий защищенности	I	II	III	IV	V	VI
Сумма баллов Σ	≤ 5	$5 < \Sigma \leq 10$	$10 < \Sigma \leq 15$	$15 < \Sigma \leq 20$	$20 < \Sigma \leq 25$	$\Sigma > 25$

Наименьшей защищенностью характеризуются условия, соответствующие категории I, наибольшей — категории VI.

Например, если грунтовые воды залегают на глубине 7 м (1 балл) и в разрезе зоны аэрации имеется слой супесей и легких суглинков мощностью 3 м (2 балла), то по сумме баллов 3 эти условия соответствуют I категории защищенности. Если же грунтовые воды залегают на глубине 14 м (2 балла) и имеется слой глины мощностью 5 м (6 баллов), то сумма баллов 8, что соответствует II категории защищенности.

На карте качественной оценки условий защищенности показываются: крапом — области с разной глубиной залегания уровня грунтовых вод; изолиниями — мощности слабопроницаемых отложений; сплошной штриховкой — зоны разной литологии слабопро-

нищаемых отложений; цветом — категории защищенности. Если результирующая карта оказывается загруженной, то на нее наносятся только участки разных категорий защищенности.

На карту среднего и крупного масштаба выносятся также основные источники загрязнения грунтовых вод (крупные промышленные предприятия, поверхностные хранилища жидких и твердых отходов, поля фильтрации и орошения сточными водами, крупные животноводческие комплексы и др.) и водозаборы подземных вод. Эти объекты отмечаются внесмаштабным знаком. На карте также указываются участки развития карста.

Количественная оценка условий защищенности грунтовых вод. В основе ее лежит определение времени, за которое фильтрующиеся с поверхности земли загрязненные воды достигнут уровня грунтовых вод. Такое определение проводится для двух схем: фильтрации из поверхностных бассейнов сточных вод с постоянным уровнем — формула (5.1) и сброса сточных вод на поверхность земли с постоянным расходом — формулы (5.3) и (5.4).

При расчетах времени фильтрации по формуле (5.1) для первой схемы унифицированная величина H_0 принимается равной 5 м. Обычно в поверхностных хранилищах сточных вод H_0 изменяется в пределах от 2 до 10 м; среднее значение H_0 близко к 5 м, и оно выбрано в качестве расчетного значения. При расчетах по формулам (5.3) и (5.4) для второй схемы в качестве расчетной величины q при оценках условий защищенности подземных вод принимается 0,03 м/сут.

Это обусловлено следующими соображениями. Согласно [3], сброс сточных вод составляет ($\text{м}^3/\text{га}$ в сутки): на коммунальные поля орошения — от 10 до 30, на сельскохозяйственные поля орошения — не более 20, на поля фильтрации — от 100 до 300. В соответствии с этими данными, принимая $Q = 300 \text{ м}^3/\text{сут}$ и $F = 1 \text{ га} = 10^4 \text{ м}^2$, имеем $q = 0,03 \text{ м/сут}$. Таким образом, в качестве унифицированных исходных величин для расчета времени движения загрязненных вод при оценке условий защищенности грунтовых вод принимается $H_0 = 5 \text{ м}$ и $q = 0,03 \text{ м/сут}$.

По времени достижения (в сутках) уровня грунтовых вод можно выделить следующие категории защищенности грунтовых вод: I — $t \leq 10$; II — $10 < t \leq 50$; III — $50 < t \leq 100$; IV — $100 < t \leq 200$; V — $200 < t \leq 400$; VI — $t > 400$.

Чем выше категория, тем лучше условия защищенности. По отношению к отдельным видам загрязняющих веществ с известным временем их распада могут быть даны абсолютные оценки защищенности подземных вод. В частности, это относится к загрязнениям бактериальному и отдельными видами пестицидов.

На соответствующую карту выносятся глубины залегания уровня грунтовых вод, мощность (суммарная) слабопроницаемых слоев, коэффициенты фильтрации пород зоны аэрации и как результирующий показатель — категории защищенности. Дополнительно на карту выносятся те же знаки, что и на карту качественных оценок условий защищенности.

9.5. Размещение гидрохимической сети для наблюдения за загрязнением подземных вод

Общие положения

Создание наблюдательной сети, охватывающей промышленные объекты и водозаборы, является первоочередным и важнейшим мероприятием в связи с изучением загрязнения подземных вод. Возникающее в районе промышленного (или сельскохозяйственного) объекта загрязнение подземных вод под влиянием источника загрязнения и естественного движения подземных вод распространяется по водоносному горизонту. Скорость этого распространения резко возрастает при наличии крупных водозаборных сооружений. Поэтому сеть наблюдательных скважин должна охватывать как источник загрязнения, так и водозаборное сооружение — основной объект охраны подземных вод.

Задачами специализированной сети наблюдательных скважин в связи с охраной подземных вод в районах крупных промышленных объектов и водозаборов являются: своевременное обнаружение загрязнений в подземных водах (в особенности это имеет значение на участках водозаборов); изучение динамики области загрязнения во времени и по площади (определение скорости и направления распространения, а также размеров области загрязнения подземных вод); изучение движения загрязняющих веществ с учетом физико-химических процессов их взаимодействия с подземными водами и породами и природных процессов самоочищения загрязненных подземных вод; корректировка прогнозов распространения загрязненных вод в пласте по результатам наблюдений за их фактическим движением и на этой основе совершенствование методики прогнозов.

Сеть наблюдательных скважин размещается с учетом следующих факторов: местоположения, характера и размеров (формы) источников загрязнения; конфигурации области загрязнения подземных вод или области природных некондиционных вод; строения водоносного горизонта (мощность, неоднородность) и его граничных условий; направления и скорости естественного движения подземных вод; направления и скорости движения загрязненных или природных некондиционных подземных вод; положения ближайших к источнику загрязнения водозаборов и путей поступления к ним загрязненных или природных некондиционных вод и др.

Число наблюдательных скважин и их расположение должны изменяться во времени в связи с изменением характера и скорости перемещения загрязненных вод. Поскольку в процессе режимных наблюдений необходимо уловить изменение гидрохимической обстановки, то одним из основных факторов, определяющих расположение наблюдательных скважин, являются характер и скорость продвижения по пласту фронта загрязненных вод, а для этого

наблюдательные скважины должны контролировать переходную зону от загрязненных к чистым водам. Время и скорость продвижения загрязненных вод к водозабору определяются по формулам, приведенным в разд. 4 и в работах [3, 6, 14], а продвижение загрязненных вод от источника загрязнения — в разд. 5 и в работах [3, 15, 23].

В районах промышленных объектов (источников загрязнения) наблюдательная сеть наращивается от источника загрязнения, а в районе водозабора — от границы области загрязненных или некондиционных вод по направлению к водозабору.

Частота опробования наблюдательных скважин определяется скоростью движения загрязненных вод по пласту и расположением скважин относительно границы этих вод. С большей частотой отбираются пробы из наблюдательных скважин, расположенных вблизи границы загрязненных вод, и с меньшей — из удаленных. Пробы воды анализируют не только на стандартные показатели, но и на характерные загрязняющие вещества.

Как уже отмечалось (см. разд. 1), загрязнение подземных вод в значительной степени обусловлено загрязнением окружающей природной среды — атмосферы и атмосферных осадков, поверхностных вод, почвы. Поэтому наряду с контролем загрязнения подземных вод необходимо следить и за загрязнением указанных компонентов природной среды.

Поскольку создание специализированной сети требует бурения скважин, а с этим связаны существенные затраты, то необходимо максимально использовать для этих целей уже имеющиеся наблюдательные скважины и колодцы. Для этого необходимо изучить состояние существующей режимной сети и ее пригодность для решения задач охраны подземных вод. При этом должны быть учтены следующие моменты: 1) число водопунктов (скважин, колодцев, источников) на исследуемой территории, которые могут быть использованы в качестве наблюдательных; 2) техническое состояние существующих водопунктов и их пригодность для проведения систематических режимных наблюдений; 3) горизонты, на которые оборудованы наблюдательные скважины, и интервалы установки фильтров; 4) расстояние, на котором расположены наблюдательные водопункты от источников загрязнения или от границы некондиционных вод; 5) как расположены скважины относительно направления естественного движения подземных вод (вверх или вниз по потоку от источника загрязнения); 6) контролируют ли скважины пути поступления загрязнения к водозабору подземных вод и др.; 7) с какого времени и как часто проводятся наблюдения за качеством подземных вод в существующих водопунктах; 8) по каким загрязняющим компонентам проводятся наблюдения за качеством подземных вод и насколько эти компоненты характеризуют существующие в исследуемом районе источники загрязнения.

Загрязнение подземных вод на водозаборах может быть обусловлено поступлением загрязняющих компонентов с поверхности земли (промышленные, бытовые и сельскохозяйственные отходы) или некондиционными природными водами, содержащимися в эксплуатируемом водоносном горизонте, смежных пластах, поверхностных водоемах и водотоках. Изучение загрязнения подземных вод должно проводиться как непосредственно на участках водозаборов (в эксплуатационных и наблюдательных скважинах), так и на прилегающих к ним территориях.

Загрязнение подземных вод на водозаборе происходит большей частью вследствие подтягивания к нему загрязненных вод с периферии. Крупные централизованные водозаборы обычно связаны с эксплуатацией подземных вод речных долин (аллювиальных отложений) или напорных вод артезианских бассейнов.

Водозаборы речных долин (инфильтрационные). К таким водозаборам загрязняющие компоненты поступают главным образом из реки. Поэтому режимная сеть должна включать наблюдательные скважины, расположенные по фронту между водозабором и берегом реки, а также гидрометрические створы (по крайней мере, два створа — на участке водозабора и выше по течению реки). Число наблюдательных скважин между водозабором и рекой должно быть не менее четырех — две скважины в центре водозабора и по одной на флангах (водозабор предполагается в виде линейного ряда, что обычно характерно для инфильтрационных водозаборов). Наблюдательные скважины располагаются ближе к берегу реки, а средняя скважина — по центральному створу примерно на середине расстояния между водозабором и берегом.

По указанной схеме следует размещать наблюдательные скважины на участках пород с повышенной водопроницаемостью и при наличии прослоев с высокой проницаемостью.

Если загрязнение инфильтрационного водозабора связано с подтягиванием природных некондиционных подземных вод со стороны террас, то наблюдательные скважины (две-три) должны быть размещены и на этой площади между водозабором и границей указанных (соленых) вод. Наблюдательные скважины размещают следующим образом. Расчеты находят кратчайшее расстояние x_n от водозабора до границы некондиционных вод, по которому время движения загрязненных вод к водозабору будет равно проектному сроку его эксплуатации t_n . Величину x_n определяют по формуле (4.32) в случае одиночной скважины или сосредоточенной группы скважин и по формуле (4.37) в случае линейного ряда скважин. В указанные формулы подставляют значение t_n (обычно 25 лет) и вычисляют x_n . Если $x_n < x_1$ (x_1 — расстояние от водозабора до границы некондиционных вод), то наблюдательные скважины располагают на отметке x_n ; если же $x_n > x_1$, то наблюдательные скважины размещают вблизи границы на расстоянии $(0,1—0,3)x_1$ от нее. Дальнейшее наращивание наб-

людательной сети происходит от границы некондиционных вод в сторону водозабора. Расстояние от начальных до последующих наблюдательных скважин определяется скоростью продвижения некондиционных вод. При размещении наблюдательных скважин учитывают направления максимального продвижения некондиционных вод к водозабору.

Указанное число наблюдательных скважин между водозабором и рекой со стороны террас следует считать ориентировочным и минимальным. В каждом конкретном случае оно устанавливается исходя из реальных условий с учетом изложенных выше положений.

Если в районе водозабора имеются поверхностные источники загрязнения (хранилище стоков, шламонакопители, поля фильтрации и др.), то наблюдательные скважины (по крайней мере, две-три) должны быть расположены между источниками загрязнения и водозабором.

Подтягивание некондиционных вод к водозабору возможно лишь в том случае, если они захватываются областью его питания. Поэтому когда некондиционные воды располагаются ниже области питания водозабора и не захватываются ею, то достаточно ограничиться одной-двумя наблюдательными скважинами, расположенными между областью питания и границей некондиционных вод. Эти скважины необходимы для контроля стабильности гидрохимической обстановки за пределами области питания. Если же некондиционные воды захватываются областью питания водозабора, то наблюдательные скважины располагаются между границей некондиционных вод и водозабором аналогично случаю, описанному выше.

Водозаборы артезианских вод. Загрязнение водозаборов, эксплуатирующих водоносные горизонты, перекрытые слабопроницаемыми отложениями (водупорами), предохраняющими их от загрязнения с поверхности, происходит в большинстве случаев за счет природных некондиционных вод, содержащихся в самом эксплуатационном горизонте. Как правило, для напорных горизонтов артезианских бассейнов характерна схема не ограниченного по площади водоносного горизонта, в условиях которой приток подземных вод к водозабору является симметричным. Размещение наблюдательных скважин такое же, как и в рассмотренных выше случаях. Наблюдательные скважины располагаются по фронту водозабора на двух-трех створах вкост границы некондиционных вод, по две на каждом створе. Створы должны проходить по участкам, характеризующимся повышенной водопроницаемостью. Если водозабор небольшой и водоносный горизонт достаточно однороден, можно ограничиться одним створом, расположенным по кратчайшему расстоянию до границы некондиционных вод и включающим две наблюдательные скважины на флангах водозабора. Расстояние x_n оценивается по формуле (4.19) для одиночной скважины или «большого колодца» и по формуле (4.28) для линейного ряда скважин.

Наблюдательные скважины размещаются в эксплуатируемом водоносном горизонте, а также в смежных водоносных горизонтах, если оттуда возможно поступление загрязненных или природных некондиционных вод.

Промышленные объекты

На участке промышленного или сельскохозяйственного объекта, являющегося источником загрязнения подземных вод, наблюдательные скважины надо размещать от источника загрязнения по направлению естественного движения подземных вод, а также по направлению к ближайшим водозаборам подземных вод.

Выбор расстояния между скважинами на створах определяется скоростями движения загрязненных вод по горизонту. Ориентировочно можно считать, что расстояние до ближайшей к хранилищу отходов скважины на створе, расположенном по потоку подземных вод или в сторону водозабора, должно быть не более 100 м; последующие скважины должны располагаться через каждые 100—200 м. Нарастивание наблюдательной сети должно базироваться на результатах выполненных ранее наблюдений за режимом подземных вод и распространением загрязненных вод.

При размещении наблюдательных скважин необходимо учитывать, что сеть наблюдательных скважин должна давать площадную картину загрязнения подземных вод.

Так как в районе промышленных объектов загрязняются в основном грунтовые воды, то наблюдательные скважины оборудуются преимущественно на этот горизонт. При оборудовании наблюдательных скважин на нижележащие горизонты необходима тщательная изоляция горизонта грунтовых вод для предотвращения проникновения загрязненных грунтовых вод.

Изучение загрязнения почв, поверхностных вод и атмосферных осадков

Как уже отмечалось, изучение загрязнения подземных вод надо увязывать с исследованием загрязнения почв, атмосферных осадков и поверхностных вод.

Загрязнение почв связано с растеканием стоков по поверхности и их инфильтрацией на участках хранилищ промышленных отходов, с загрязнением атмосферы промышленными выбросами и последующим осаждением загрязняющих веществ на поверхности земли с пылью и осадками. Отбор почв для определения содержания в них загрязняющих веществ должен производиться на участках хранилищ промышленных отходов, на промышленной площадке и за ее пределами на расстоянии до 3 км. При выборе точек для отбора проб необходимо учитывать преобладающее направление ветров. Точки опробования должны быть равномерно размещены по исследуемой площади, с некоторым сгущением по преобладающему направлению ветров на участках складирования

твердых и жидких промышленных отходов, а также возможной разгрузки загрязненных подземных вод в реку. В каждой точке следует отбирать пробы с двух интервалов (с 10—15 см от поверхности и с глубины 0,5—1,0 м) два раза в год (в период наибольшего выпадения осадков или сразу же после его завершения и в период отсутствия осадков).

Отбор проб атмосферных осадков целесообразно привязать к точкам опробования почв и грунтов, а также к отдельным наблюдательным скважинам на горизонт грунтовых вод, с тем чтобы иметь комплекс данных, характеризующих загрязнение почв, атмосферных осадков и грунтовых вод. Отбор проб грунтовых вод на таких комплексных точках должен производиться как до выпадения атмосферных осадков (или до таяния снега), так и после него, для того чтобы выявить связь между загрязнением атмосферных осадков и качеством грунтовых вод. Пробы грунтовых вод в период выпадения осадков и после него следует отбирать через каждые 7—10 сут (всего 2—3 пробы).

Отбор поверхностных вод производится на участках выше и ниже места впадения сточных вод в реку и на площади, где возможна разгрузка загрязненных подземных вод в реку; опробование поверхностных вод на этом участке должно сочетаться с отбором проб почв и донных отложений.

При изучении почв, атмосферных осадков и грунтовых вод необходимо производство анализа на характерные для исследуемого района загрязняющие вещества.

9.6. Конструкции гидрогеологических скважин в связи с исследованиями для охраны подземных вод от загрязнения

Гидрогеологические скважины, используемые в ЧССР для охраны подземных вод от загрязнения, можно подразделить на скважины широкого и узкого профиля, а также специальные.

Скважины широкого профиля (рис. 29), имеющие диаметр более 220 мм, сооружаются в тех местах наблюдательной сети, где на основании полученных ранее результатов разведочных работ установлена возможность и эффективность проведения ликвидации (или заградительной) откачки загрязненной воды. Скважины узкого профиля, с конечными диаметрами менее 220 мм, служат преимущественно для отбора проб подземных вод проботоборником, измерения уровня подземных вод и слоя загрязняющих вредных веществ на их поверхности.

Специальные или сопряженные скважины (рис. 30) являются особым случаем наблюдательных скважин, так как в одном пробуренном стволе размещаются трубы узкого диаметра на разных глубинах водоносного горизонта или в нескольких друг от друга отделенных и этажно расположенных горизонтах. Эти сопряженные скважины необходимо сооружать таким образом, чтобы при

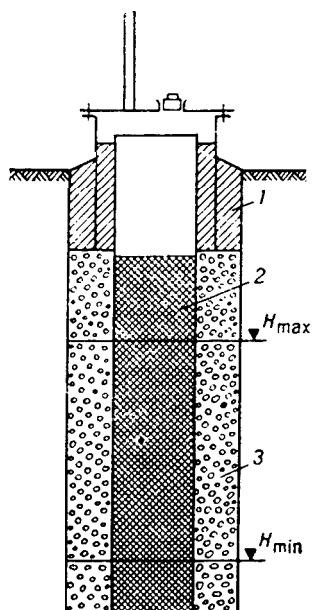


Рис. 29
Гидрогеологическая скважина широкого профиля.

1 — цемент (1,5 м); 2 — фильтр; 3 — засыпка

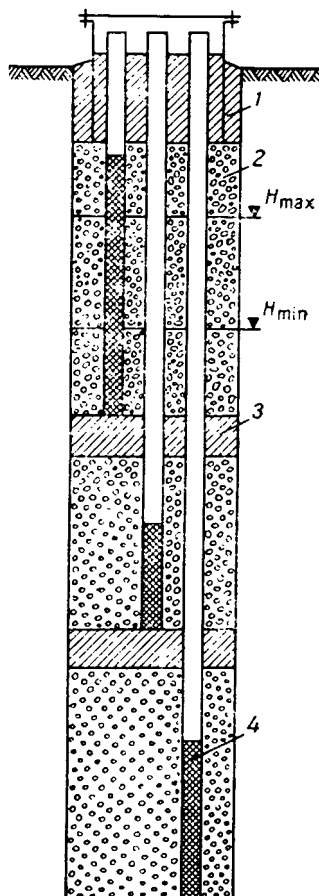


Рис. 30
Сопряженная гидрогеологическая наблюдательная скважина.

1 — цемент (1,5 м); 2 — засыпка; 3 — мостик (накер); 4 — фильтр

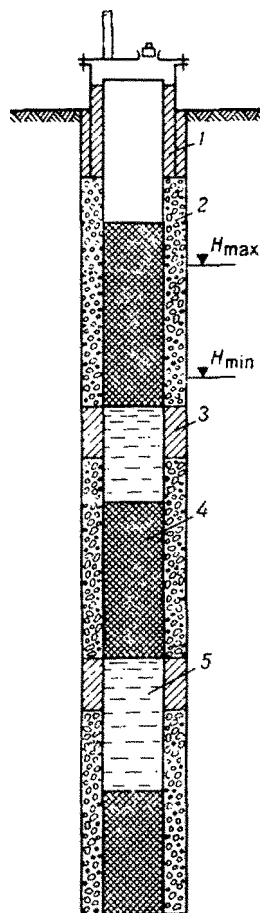
бурении не произошло соединения смежных горизонтов, для чего отдельные узкопрофильные трубы разделяют мостиками.

Все скважины оборудованы так, что оголовок снабжен фланцевым затвором, а от оголовка на глубине до 1 м от поверхности находится защитная обсадная труба. Пространство между этой трубой и фильтром уплотнено цементом или глиной для предотвращения проникновения вредных веществ на поверхность воды, которое может иметь место при каптаже или авариях на местности и вдоль ствола вплоть до поверхности подземной воды.

Диаметр скважин выбирают исходя из вида проектируемых наблюдений и в зависимости от положения уровня подземных вод. Скважины, из которых предполагается провести откачки для отбора образцов подземных вод насосом, должны иметь конечный диаметр более 200 мм, позволяющий без затруднений опустить в скважину насос соответствующей мощности.

Рис. 31. Гидрогеологическая наблюдательная скважина широкого профиля, дающая возможность отбирать образцы из разных интервалов.

1 — цемент; 2 — засыпка; 3 — мостик (пакер); 4 — фильтр; 5 — отстойник



У скважин, предназначенных для наблюдения и откачки подземной воды и загрязняющего вещества, должен быть такой диаметр, чтобы можно было поместить в скважину два насоса. Оснащение скважины не должно препятствовать притоку в нее воды с учетом возможного колебания уровня подземных вод во всем объеме воды в скважинах. В зависимости от этого выбирают объем, форму и процент перфорирования. Фильтр должен быть сделан из материала, не подверженного воздействию загрязняющего вещества, и не оказывающего влияния на химический состав подземной воды. При бурении буровой инструмент, обсадную трубу, фильтр и их соединения с нарезкой нельзя смазывать такими веществами, как масло, вазелин, нефть и т. п., так как эти вещества по истечении определенного срока проявятся в форме молекулярного слоя на поверхности подземной воды и могут вызвать значительное искажение химизма подземных вод, в особенности там, где раньше не было загрязнения. Наконец, скважина должна быть соответствующим образом окрашена в том случае, если подземные воды загрязнены взрывоопасными или ядовитыми веществами, а также должна быть снабжена табличкой с определенной надписью.

По опыту наиболее подходящим материалом для оснащения скважин, наравне со сталью и керамикой, считают фильтры из поливинилхлорида или пластинчатые полипропиленовые.

Скважины, размещенные вблизи мест потенциального загрязнения, должны быть защищены от непосредственного проникновения в них вредных веществ.

По степени вскрытия водоносного пласта скважины могут быть совершенными и несовершенными. Для наблюдения за качеством подземной воды большей частью бывает достаточно несовершенных скважин. Совершенные скважины бурят в тех случаях, когда необходимо детально знать литологический состав пород водоносного горизонта, наблюдать за качеством воды по всему разрезу или при испытаниях откачкой.

Бурение сопряженных скважин производится так же, как и скважин широкого профиля; они оснащаются наблюдательными трубами диаметром 100 мм. Отдельные скважины перфорируются на разных глубинах или горизонтах.

На рис. 31 показана специальная гидрогеологическая скважина, которая дает возможность отбирать образцы подземной воды из разных интервалов одного и того же горизонта, для чего они отделены друг от друга мостиками.

9.7. Специальные исследования гидрохимических условий и фильтрационных свойств аллювиальных отложений

Исследование изменений фильтрационных свойств обводненного горизонта в разрезе

Коэффициент фильтрации обычно считается величиной, независимой от направления течения воды, так как водоносные слои предполагаются изотропными по фильтрационным свойствам. Но проявление изотропной проницаемости в природных условиях, по существу, представляет частный случай анизотропной проницаемости. В гидрогеологической практике изучение анизотропной проницаемости имеет большое значение главным образом при прогнозах влияния искусственных воздействий на режим подземных вод — на изменение как уровня, так и качества подземных вод.

Различают два типа анизотропии: так называемую собственно анизотропию, вызванную формой отдельных частиц и их взаимным расположением (структурой), и обусловленную чередованием слоев с различной проницаемостью (слоистую или псевдоанизотропию).

В общем случае анизотропия может быть трехмерной. При оценке анизотропии проницаемости отложений в природных условиях большей частью допускаются разные значения коэффициентов фильтрации в горизонтальной плоскости k_r и по вертикали k_v , т. е. рассматривается двухмерная анизотропия. Величины коэффициента собственно анизотропии (отношение k_r/k_v) обычно невелики и составляют $k_r/k_v < 3$. Для гетерогенных отложений со слоистой анизотропией (например, речных песчано-гравийных наносов) характерны более высокие величины этого коэффициента — от 3 до 15.

Для оценки анизотропии проницаемости необходимо знать распределение коэффициента фильтрации в горизонтальном плане (т. е. по пласту) и по вертикали. Наиболее сложно изучение фильтрационных свойств пород по разрезу. Рассмотрим способ такого изучения на примере исследований на о. Житом под Братиславой (ЧССР). Для этого района типична так называемая пачечная структура, отличающаяся значительной вертикальной и

горизонтальной гетерогенностью гранулометрического состава четвертичных отложений и частым чередованием по разрезу хорошо- и слабопроницаемых слоев, что является предпосылкой для образования основных путей течения подземных вод с многообразной пространственной ориентацией.

Для определения гидравлических параметров обводненного комплекса строили пары колодцев на расстоянии 50 м друг от друга с пьезометром посередине. В одном колодце проверялся интервал 10—40 м, во втором — от 40 до 100 м. Диаметры фильтров колодцев составляли 324 мм, что позволяло откачивать большие объемы воды (при более низких дебитах откачки на пьезометрах трудно было определять понижения). В процессе откачки применялась расходомерия, с помощью которой определялась степень гидравлической активности фильтра. Оценка полученных результатов подтвердила значительную вертикальную анизотропию обводненного комплекса; притоки в основном приурочены к верхней части фильтра (рис. 32).

При проектировании опытного узла в Роговицах (рис. 33) исходили из следующих требований: получить детальную гидравлическую картину, т. е. профиль водопритоков в интервале от 17 до 120 м, и создать при откачке условия, при которых по вертикали активизировался бы весь обводненный комплекс.

Опытные фильтрационные работы проводили в три этапа. На первом этапе выполнялись индивидуальные откачки из отдельных колодцев при двух дебитах в течение 6—7 дней с целью получения данных для вычисления гидрогеологических параметров и изучения режима уровней в их окрестности. На втором этапе была осуществлена совместная откачка в течение 10 дней при максимальном общем дебите примерно 400 л/с и работе всего вертикального профиля. Кроме того, проводились откачки из отдельных интервалов разреза и расходомерия при двух разных дебитах для вычисления коэффициента фильтрации и его сравнения с величинами, полученными при откачках. На третьем этапе была проведена откачка так называемой дипольной системой. Из отдельных наиболее глубоких колодцев отбирают воду и закачивают ее в неглубокий колодец, находящийся на расстоянии 35 м. Каждый диполь откачивался в течение 7 дней.

Результаты расходомерии отдельных интервалов разреза (рис. 34) показывают неравномерное распределение притоков и то, что они не сосредоточиваются в верхней зоне обводненного комплекса. Различия в достигнутых дебитах по отдельным интервалам обусловлены фильтрационными характеристиками пород, а также качеством крепления и обсыпки колодца. С глубиной проницаемость обводненного комплекса не снижается. Из сравнения отдельных участков интервала можно оценить величины вертикальной анизотропии.

Сравнение расходометрических записей, приведенных на рис. 33 и 35, показывает, что при более интенсивной откачке активизируется движение подземных вод в слабопроницаемых

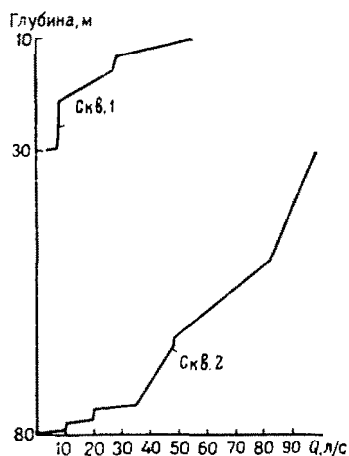
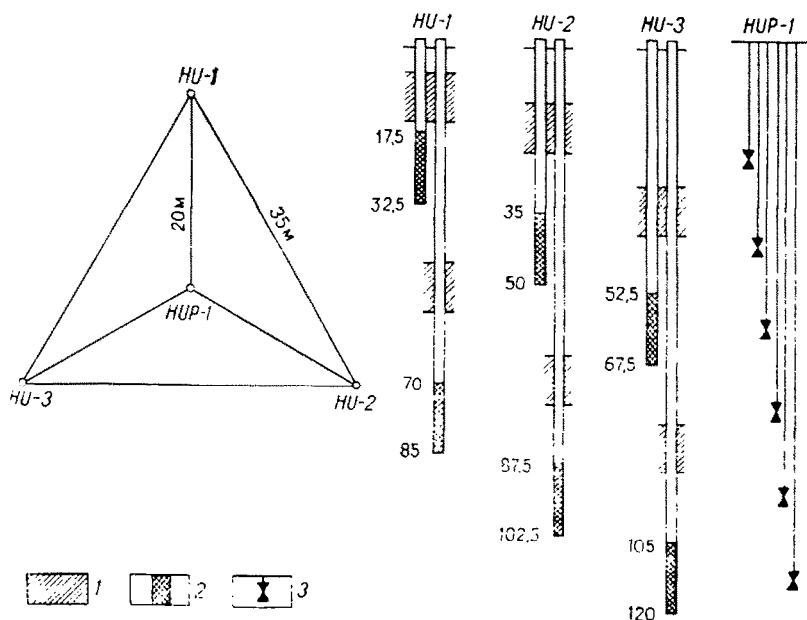


Рис. 32
Графики расходомеррии

Рис. 33
Схема опытного куста в Роговцах.

1 — уплотнение глиной; 2 — фильтр; 3 — пьезометры. Отметки даны в метрах от поверхности земли



отложениях. При откачке с дебитом, в несколько раз меньшим, активно проявляются главным образом зоны с более высокой проницаемостью, т. е. основные пути, и это при взаимном сравнении отдельных участков дает картину вертикальной анизотропии обводненного комплекса.

При дальнейших исследованиях целесообразно построить в районе о. Житного два-три испытательных широкопрофильных колодца, из которых возможен отбор воды с расходом 500—

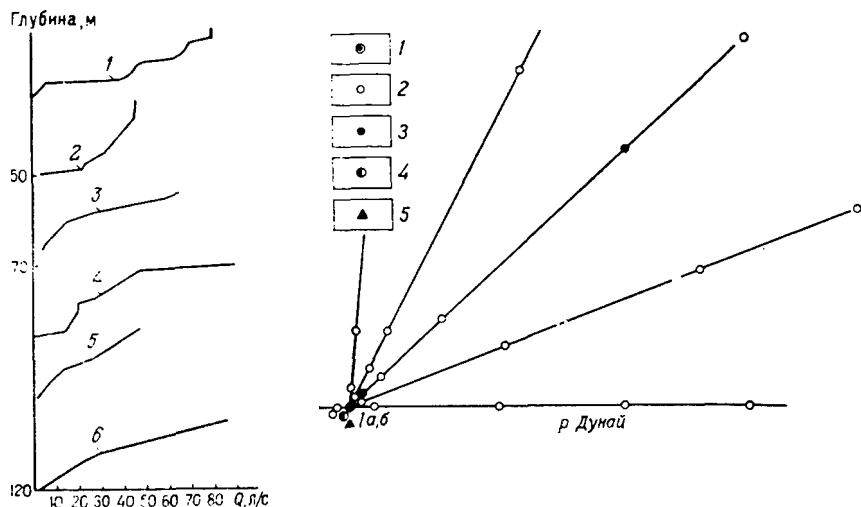


Рис. 34. Кривые расходомертрии по отдельным интервалам в процессе откачки. Интервалы (см. рис. 33):

1 — 17,5—32,5 м; 2 — 35—50 м; 3 — 52,5—67,5 м; 4 — 70—85 м; 5 — 87,5—102,5 м; 6 — 105—120 м

Рис. 35. Схема исследовательского полигона:

1—4 — скважины (1 — пара широкопрофильных, 2 — наблюдательные с четырьмя уровнями наблюдений, 3 — наблюдательные с лимниграфами, 4 — наблюдательная с двумя уровнями наблюдений); 5 — лимниграфическая станция

600 л/с. С помощью долговременной откачки из указанных колодцев и наблюдения за проявлением этой откачки по специальной сети наблюдательных скважин можно было бы исследовать изменения, возникающие в области крупных водозаборных сооружений подземных вод в течение долговременной эксплуатации.

Исследование гидрохимических соотношений в системе поверхностные—подземные воды

Одним из важнейших водохозяйственных источников подземных вод являются месторождения подземных вод речных долин. Принимая во внимание специфику образования этих месторождений (река как основной источник восполнения), одной из основных предпосылок их эксплуатации является познание гидрохимических взаимосвязей в системе поверхностные—подземные воды и их изменений во времени и в пространстве. Это особенно важно в связи с ростом антропогенного загрязнения поверхностных вод и водохозяйственными концепциями строительства крупных источников подземных вод (с расходом до 3 м³/с) в гидрогеологически благоприятных областях речных долин.

На рис. 35 показана схема специального исследовательского полигона, предназначенного для изучения гидрохимических и гидравлических закономерностей боковой (через берег) инфильтрации

поверхностных вод. Он находится недалеко от Братиславы в прибрежной области р. Дуная, который является источником пополнения подземных вод флювиальных песчано-гравийных отложений о-ва Житного. Радиальное расположение наблюдательной сети исходит из теоретической предпосылки, что инфильтрационные поверхностные воды вследствие гидродинамического воздействия подземных вод, протекающих параллельно реке, ориентируются в соответствии со сложением векторов действующих сил.

Полигон состоит из центральной пары широкопрофильных водозаборных скважин (верхняя часть — колонна диаметром 920 мм, затем — трубы диаметром 324 мм с щелевидной перфорацией в интервале 30—97 м в скв. 1а или в интервале 1—30 м в скв. 1б), сети наблюдательных пьезометрических скважин с четырьмя встроенными уровнями наблюдений (7—10, 20—23, 50—53 и 96,5—99,5 м) и лимниграфической станции на р. Дунае. При бурении и оборудовании скважин старались защитить водоносный комплекс флювиальных песчано-гравийных отложений от попадания в него вторичных загрязнений. Из каждого метра всех скважин проводился отбор проб пород на гранулометрический анализ,

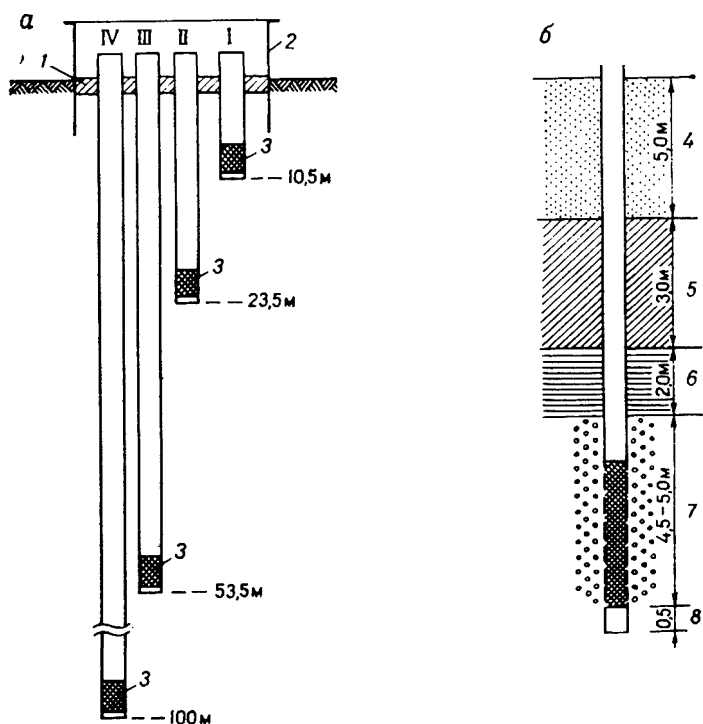


Рис. 36. Способ установки пьезометров на опытном полигоне.

а — схема расположения пьезометра; б — деталь устройства фильтра; 1 — цементная пробка; 2 — защитная обсадная труба; 3 — фильтр; 4 — песок; 5 — мостик (пакер); 6 — илестый (глинистый) материал; 7 — засыпка; 8 — отстойник

а из отдельных интервалов отбирались образцы пород на петрографический анализ и для определения их сорбционной способности.

Конструкция и оборудование наблюдательных пьезометрических скважин приведены на рис. 36. Для непрерывного определения изменений уровня подземных вод на территории исследуемого объекта в двух наблюдательных скважинах были встроены лимниграфы.

Первый этап наблюдений на полигоне (с января 1976 г. по декабрь 1977 г.) был направлен на изучение гидрохимических закономерностей инфильтрации в ненарушенных природных условиях. Изучались все основные макрокомпоненты вод, отдельные редкие и рассеянные элементы (Ni, Co, Cu, Pb, Zn и др.), нефтяные углеводороды, фенолы, O_2 , CO_2 или H_2S , ХПК, БПК₅, проводились комплексные микробиологический и бактериологический анализы. Отбор образцов вод из всех пьезометров (а также из реки) проводился один раз в месяц, причем срок отбора всех проб не превышал 72 ч (3 сут). Перед отбором из всех четырех пьезометров каждой наблюдательной скважины одновременно производится откачка (в течение не менее 30 мин при дебите 0,5—1,0 л/с) электрическими насосами (производительностью 2 л/с), расположенными на прицепе трактора и присоединенными к антикоррозийным трубопроводам, установленным в фильтровой части каждого пьезометра.

На втором этапе наблюдений проводятся долговременные одиночные и групповые откачки (с расходом 300—400 л/с) из центральной пары широкопрофильных скважин и изучение проявления откачек в гидродинамике и гидрохимии подземных вод. Проведение откачек планируется при высоких и низких положениях уровня р. Дуная.

Частью изучения на полигоне являются и некоторые специальные работы, как, например, определение содержания трития, изучение стабильных изотопов, выявление скорости течения радиоизотопными методами, идентификация групп присутствующих органических соединений или биогеохимических активных микроорганизмов и измерение скоростей вертикальной фильтрации фотометрическим способом.

В числе результатов работ на полигоне также и математическое моделирование на основе метода Галеркина изменений состава инфильтрующей воды в зависимости от изменений гидродинамических параметров.

10. ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ОХРАНЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

10.1. Понятие об охране подземных вод. Основные виды водоохраных мероприятий

Под охраной подземных вод от загрязнения подразумевается комплекс мероприятий и процессов, препятствующих проникновению вредных (и вообще загрязняющих) веществ в горизонт подземных вод и их дальнейшему распространению по горизонту.

Охрана подземных вод включает: 1) строгое соблюдение законодательных актов об охране природы и вод (поверхностных и подземных); 2) осуществление технических и технологических мер, направленных на уменьшение промышленных отходов, многократное использование воды в технологическом цикле, утилизацию отходов, разработку эффективных методов очистки и обезвреживания отходов, предотвращение утечек сточных вод с поверхности земли в подземные воды, уменьшение промышленных выбросов в атмосферу и поверхностные воды, рекультивацию загрязненных почв; 3) соблюдение требований к порядку проведения разведки подземных вод, проектированию, строительству и эксплуатации водозаборных сооружений; 4) осуществление собственно водоохраных мероприятий.

Важнейшее место в охране поверхностных и подземных вод наряду со строгим соблюдением законов по охране природы принадлежит общим техническим и технологическим мерам. Без их осуществления в значительной степени уменьшается эффективность или даже теряется смысл специальных защитных мероприятий. Так, ликвидация области загрязнения подземных вод должна обязательно сопровождаться мерами по устранению причин, приведших к ее образованию. В противном случае такая ликвидация окажется временной и малоэффективной мерой.

При откачке сильно загрязненных подземных вод возникает проблема их безопасного для окружающей среды сброса. Для этого они должны быть подвергнуты очистке на очистных сооружениях. При отсутствии или недостаточной мощности последних, а также при недостаточной эффективности очистки может оказаться нецелесообразным проведение специальных защитных мер, связанных с откачкой загрязненных подземных вод.

Таким образом, осуществление указанных выше общих технических и технологических мер — обязательное и первоочередное условие в деле охраны поверхностных и подземных вод от загряз-

нения. Без очистных сооружений предприятие не должно сдаваться в эксплуатацию.

Крайне важен систематический и тщательный контроль за состоянием систем промышленной канализации, производственных цехов и других участков предприятия с целью предотвращения утечки сточных вод и продуктов технологического цикла и своевременной ликвидации таких утечек при их обнаружении.

Многогранная и сложная проблема удаления промышленных, бытовых и сельскохозяйственных отходов, загрязняющих природную среду, требует специальных научных и технических разработок и значительных капиталовложений. В настоящее время утилизация отходов, их очистка, обезвреживание и ликвидация, по существу, становятся новой отраслью народного хозяйства.

Помимо соблюдения обязательных законодательных положений, общих технических и технологических мер, осуществление которых направлено на охрану не только подземных вод, но и природной среды в целом, проводятся водоохранные мероприятия по защите непосредственно подземных вод, подразделяемые на профилактические и специальные.

К профилактическим мероприятиям относятся: систематический контроль за уровнем загрязнения подземных вод, оценка масштабов и прогнозов изменения загрязнения; тщательное обоснование размещения проектируемого крупного промышленного и сельскохозяйственного объекта, с тем чтобы его отрицательное воздействие на окружающую среду и подземные воды было минимальным, оборудование и строгое соблюдение зон санитарной охраны участка водозабора; оценка воздействия проектируемого объекта на подземные воды и окружающую среду; изучение защищенности подземных вод для обоснованного размещения промышленных и других объектов, водозаборных сооружений и планирования водоохранных мероприятий; выявление и учет фактических и потенциальных источников загрязнения подземных вод; ликвидация заброшенных и бездействующих скважин, перевод на крановый режим самоизливающихся скважин. Важнейшим видом этих мероприятий является создание специализированной сети наблюдательных скважин на крупных промышленных объектах и централизованных водозаборах для контроля за состоянием подземных вод. Методика размещения такой наблюдательной сети изложена в разд. 9.

С профилактическими мероприятиями тесно связано периодическое составление прогнозов развития области загрязнения подземных вод в районах промышленных и других объектов — источников загрязнения, прогнозов качества подземных вод на участке водозаборного сооружения и прилегающей к нему территории. Результаты наблюдений за уровнем загрязнения подземных вод и названные гидрогеологические прогнозы являются обоснованием для осуществления специальных защитных мероприятий.

Специальные защитные меры включают: ликвидацию области загрязнения подземных вод путем откачки загрязненных

подземных вод до практически полного стягивания контура загрязнения; локализацию области загрязнения, которая также проводится путем откачки загрязненных вод, но при этом ставится задача не полного стягивания контура загрязнения, а его стабилизации и недопущения дальнейшего распространения загрязняющих веществ по водоносному горизонту; создание гидравлического водораздела (завесы) в плане между загрязненными вод и эксплуатируемыми чистыми подземными водами; создание гидравлического водораздела по вертикали путем одновременного отбора чистых и загрязненных вод ярусной системой скважин; создание непроницаемых экранов (стенок) в водоносном горизонте вокруг области загрязнения.

При выборе методов защиты подземных вод важную роль играют их стоимость и продолжительность действия. Расходы по сооружению, например, вертикальных непроницаемых завес весьма значительны, а эксплуатация их дорога и технически сложна.

Более благоприятными в этом плане и универсальными являются гидравлические методы защиты — создание гидравлической завесы путем откачки загрязненных подземных вод защитными водозаборами. Но осуществление этих мероприятий также требует больших затрат и зачастую сопряжено со значительными техническими трудностями; как правило, защитные водозборы должны функционировать в течение длительного времени, а во многих случаях постоянно. В этих условиях особенно сложным является сброс больших объемов откачиваемых загрязненных подземных вод, о чем уже говорилось выше.

Поэтому в охране подземных вод первостепенное значение имеют профилактические мероприятия, задача которых — предупреждение или сведение загрязнения до минимума. Профилактическая охрана подземных вод наиболее эффективна, если ее учитывают уже при проектировании объектов, которые могут быть источниками загрязнения. К таким мерам следует прежде всего отнести обоснованное с точки зрения охраны подземных вод размещение объекта, оценку влияния объекта на подземные воды и природную среду, создание сети наблюдательных скважин. Следует добиваться, чтобы проект создания такой сети обязательно входил в общий проект предприятия.

Отдельные вопросы, связанные с профилактическими мероприятиями, были рассмотрены в предыдущих разделах. Так, оценка защищенности подземных вод изложена в разд. 9, прогноз качества подземных вод на водозаборном сооружении — в разд. 4, оценка уровней (масштабов) загрязнения подземных вод — в разд. 1, размещение специализированной наблюдательной сети для контроля за загрязнением подземных вод — в разд. 9.

Ниже будут рассмотрены зоны санитарной охраны водозаборного сооружения, вопросы размещения промышленных объектов и водозаборных сооружений с целью недопущения загрязнения последних, специальные защитные мероприятия.

10.2. Зоны санитарной охраны водозаборного сооружения

Водозаборное сооружение для питьевого водоснабжения подземными водами для предотвращения загрязнения последних должно иметь зону санитарной охраны. В общем случае она состоит из двух поясов: первого (строгого режима) и второго (ограничений). Проект зоны санитарной охраны должен разрабатываться и согласовываться в качестве части общего проекта водозаборного сооружения.

Зона строгого режима предназначена для предотвращения возможности случайного загрязнения воды непосредственно в водозаборах. В первый пояс включается участок водоприемного сооружения, насосная станция, установка для водоподготовки и т. д. Территорию этого пояса ограждают и осуществляют за ней постоянный контроль.

В пределах второго пояса не должно быть источников загрязнения, предусматриваются ограничения на проведение земляных и строительно-ремонтных работ, не допускается сооружение хранилищ отходов (шламонакопителей, хвостохранилищ, соле- и золоотвалов) и предприятий, имеющих токсичные отходы, т. е. не должны создаваться условия, могущие привести к загрязнению эксплуатируемого водоносного горизонта. В пределах этого пояса запрещается сброс промышленных и бытовых сточных вод в водоносные горизонты и др.

Границы первого пояса (зоны строгого режима) устанавливаются от водозаборного сооружения на следующих расстояниях: 1) для надежно защищенных горизонтов (артезианские водоносные горизонты) — порядка 30—40 м; 2) для незащищенных или недостаточно защищенных водоносных горизонтов (грунтовые воды, первые от поверхности горизонты напорных вод с ненадежным водоупором, инфильтрационные водозаборные сооружения) — порядка 50—70 м. Для одиночных водозаборных скважин, расположенных на территории, где исключается возможность загрязнения почвы, расстояние от водозабора до границы этого пояса может быть уменьшено до 15—20 м в случае защищенных водоносных горизонтов и до 25—30 м в случае незащищенных или недостаточно защищенных водоносных горизонтов.

Границы второго пояса (зоны ограничений) устанавливаются в зависимости от гидрогеологических, техногенных и санитарных условий прилегающей территории, типа и режима эксплуатации водозаборного сооружения. Следует считать обязательным установление границ второго пояса для централизованных водозаборных сооружений, эксплуатирующих грунтовые воды, и в особенности для инфильтрационных водозаборных сооружений.

Для напорных вод необходимость установления границ второго пояса определяется конкретными условиями защищенности водоносного горизонта перекрывающими его слабопроницаемыми (водоупорными) породами. В пределах территории, которую

занимает второй пояс (независимо от того, установлен он официально или нет), недопустимо проведение работ, нарушающих целостность перекрывающего водоносный горизонт водоупора.

При установлении границы второго пояса могут быть использованы два подхода. При первом эта граница размещается таким образом, чтобы вообще исключить проникновение к водозаборному сооружению содержащихся в водоносном горизонте загрязненных или природных некондиционных вод. Она должна совпадать с границей области питания водозаборного сооружения; последняя строится по водораздельной (нейтральной) линии тока. Если загрязненные подземные воды не захватываются областью питания водозабора, они вообще никогда не будут подтянуты к водозаборному сооружению (см. разд. 4.1). Такое положение имеет место, когда загрязненные воды располагаются вниз по потоку или в стороны от него за пределами границы области питания.

Другой подход основан на допущении возможности продвижения загрязненных вод к водозаборному сооружению, но при условии, что они достигнут его за время, превышающее проектный срок эксплуатации.

Таким образом, положение границы второго пояса определяется расчетным путем. В первом случае на основе аналитических зависимостей (для простейших схем они приведены в разд. 4.1) или с использованием аналогового моделирования определяют размеры области питания водозаборного сооружения. Область питания ограничена вниз по потоку, с боковых сторон и неограниченно простирается вверх по потоку. Поэтому границей второго пояса вверх по потоку принимается условный контур, время движения от которого частиц жидкости к водозаборному сооружению равно сроку его эксплуатации.

Во втором случае границы этого пояса определяются только по положению этого условного контура. Расстояние от водозаборного сооружения до указанного контура находится по аналитическим зависимостям (для отдельных схем формулы приведены в разд. 4.2) и с применением аналогового моделирования.

Применение того или иного подхода для определения границ второго пояса зоны санитарной охраны зависит от конкретных гидрогеологических и санитарных условий участка водозабора, и в частности от размеров площади, выделяемой под территорию второго пояса. Так, в одних гидрогеологических условиях площадь его, выделяемая по положению водораздельной линии области питания водозаборного сооружения, будет больше, а в других — меньше аналогичной площади, выделяемой по положению контура заданного времени движения до участка водозабора. Исходя из интересов хозяйственного освоения территории нужно стремиться к тому, чтобы отчуждаемая под территорию второго пояса площадь была минимальной. Но совершенно очевидно также, что это положение ни в коей мере не должно противоречить требованию санитарной безопасности водозаборного сооружения; они должны быть тесно увязаны между собой. Поэтому, выбирая тот или иной

способ определения границ второго пояса, нужно принимать во внимание, какой из этих способов в данных гидрогеологических и санитарных условиях позволяет выделить меньшую площадь под территорию второго пояса охранной зоны без ухудшения санитарного состояния водозаборного сооружения.

При определении границы второго пояса должны учитываться условия питания водоносного горизонта, его защищенность, возможность и условия загрязнения водоносного горизонта, его связь с поверхностными водами или другими водоносными горизонтами, в которых содержатся природные некондиционные воды или имеются очаги загрязнения.

Вопросы выделения зон санитарной охраны водозаборов рассматриваются в работах [3, 14].

10.3. Размещение промышленных и сельскохозяйственных объектов в связи с охраной подземных вод

Наиболее значительные очаги загрязнения подземных вод связаны, как уже отмечалось, с крупными промышленными и сельскохозяйственными объектами (животноводческие комплексы, участки орошения сточными водами, обрабатываемые пестицидами сельскохозяйственные массивы и т. д.). Поэтому при размещении этих объектов нужно стремиться к тому, чтобы предотвратить отрицательные воздействия их на подземные воды или свести его до минимума. Обоснованное размещение тех или иных объектов, с деятельностью которых может быть связано загрязнение подземных вод, является важной профилактической мерой в деле их охраны. Неучет этого обстоятельства приводит к загрязнению подземных вод.

Основная нагрузка антропогенного загрязнения падает на грунтовые воды, и они загрязняются в наибольшей степени. Горизонт грунтовых вод, с одной стороны, выполняет защитные функции по отношению к нижележащим водоносным горизонтам, а с другой — будучи загрязненным, сам может стать источником загрязнения. Следовательно, изучение загрязнения подземных вод и меры охраны их в районах промышленных и сельскохозяйственных объектов должны начинаться с грунтовых вод. Это тем более необходимо, что через них в результате разгрузки в реки и водоемы возможна активная передача загрязняющих веществ в поверхностные воды.

Вопросы охраны окружающей среды и подземных вод должны решаться уже при составлении проекта промышленного или сельскохозяйственного объекта. При проектировании должна производиться оценка влияния такого объекта на окружающую природную среду. По отношению к подземным водам эта оценка включает определение: времени фильтрации стоков с поверхности земли до уровня грунтовых вод; величины расхода фильтрующихся с поверхности земли и поступающих в водоносный

горизонт стоков; размеров области и интенсивности загрязнения водоносного горизонта на различные моменты времени; величины сноса загрязняющих веществ подземными водами в реки и влияние его на изменение химизма поверхностных вод; возможности и времени подтягивания загрязненных подземных вод к ближайшим водозаборным сооружениям. На основе результатов такой оценки в проекте предприятия должны быть предусмотрены специальные защитные меры. Обязательной частью проекта должно быть создание наблюдательной сети скважин для контроля за состоянием подземных вод.

При выборе местоположения промышленного или сельскохозяйственного объекта должно быть исключено загрязнение действующих или проектируемых водозаборных сооружений и должно быть минимальным (или вообще предотвращено) загрязнение пресных подземных вод в горизонте.

Объект размещают с учетом геолого-гидрогеологических условий района, природной защищенности подземных вод, местонахождения действующих и проектируемых водозаборов подземных вод, гидрографической сети, геоморфологии. Он должен располагаться на участках с наиболее благоприятными условиями природной защищенности подземных вод. Следует избегать размещения промышленного или другого крупного загрязняющего объекта в области питания эксплуатируемого водоносного горизонта, в области развития карста, в пойме и на низких террасах реки, где грунтовые воды залегают близко от поверхности земли, слабо защищены и где во многих случаях отмечается достаточная активная взаимосвязь поверхностных вод с грунтовыми и нижележащими водоносными горизонтами.

Если пресные подземные воды локально развиты на отдельных участках, что характерно для районов аридной зоны и, в частности, для среднеазиатских районов СССР, то загрязняющий объект следует располагать за пределами области развития пресных подземных вод. Если на осваиваемой территории имеются или проектируются водозаборные сооружения, промышленный объект не должен располагаться в зоне санитарной охраны водозаборного сооружения.

В случае водозаборного сооружения, эксплуатирующего грунтовые или связанные с ними и близко залегающие от поверхности земли напорные воды, загрязняющий объект располагают вне второго пояса зоны санитарной охраны. Объект должен быть размещен вниз по потоку подземных вод от действующего и проектируемого водозаборного сооружения или в сторону от него, таким образом, чтобы он не попадал в область питания водозаборного сооружения.

Расстояние от участка водозабора до источника загрязнения x_1 должно быть больше расстояния от участка водозабора до водораздельной точки A границы его области питания, а именно: для одиночного водозабора

$$x_1 = Q/(2\pi m k_i e); \quad (10.1)$$

для линейного ряда скважин

$$x_1 = \frac{\sigma}{\pi} \operatorname{arth} \frac{Q_0}{2\sigma m k i_e}. \quad (10.2)$$

Если загрязняющий объект не может быть расположен ниже по потоку от водозаборного сооружения, то его следует отнести в сторону от участка водозабора на расстояние

$$x_1 > Q/(2m k i_e), \quad (10.3)$$

где Q — дебит одиночной скважины; Q_0 — дебит отдельной скважины ряда; m — мощность водоносного горизонта; k — коэффициент фильтрации; i_e — уклон естественного потока подземных вод; σ — расстояние между скважинами.

Площадки промышленных предприятий следует размещать на территориях с достаточно глубоким положением уровня грунтовых вод. Со стороны геологических организаций должен осуществляться строгий контроль не только за правильным выбором местоположения объекта, но и за тем, чтобы это местоположение не изменялось без согласования с геологической организацией.

10.4. Защита методом спаренных откачек от подтягивания загрязненных вод по разрезу

Во многих случаях области загрязненных или природных некондиционных вод располагаются на разных отметках по разрезу водоносного горизонта. Например, соленые подземные воды большей частью залегают в нижней части водоносного горизонта, а пресные подземные воды — над ними. При отборе пресных вод соленые подтягиваются снизу и смешиваются с пресными, что приводит к ухудшению качества последних. Загрязняющие нефтепродукты, как уже отмечалось в разд. 6, содержатся в верхней части водоносного горизонта, а под ними залегают чистые подземные воды. В этом случае при откачке последних будет происходить подтягивание загрязненных нефтепродуктами вод сверху.

Для предотвращения подтягивания к водозаборным скважинам некондиционных подземных вод, залегающих выше или ниже пресных подземных вод, может быть использован метод спаренных откачек. Суть его заключается в одновременном отборе ярусно расположенными в одной точке скважинами пресных и некондиционных вод; фильтр одной скважины устанавливается в верхней, а фильтр другой — в нижней части водоносного горизонта. Использование этого метода основано на подборе такого соотношения дебитов верхней и нижней скважин, при котором граница раздела потоков к этим скважинам располагается ниже слоя загрязненных вод и не захватывает его.

Итак, пусть в верхней части горизонта находится слой загрязненных вод, а в нижней — пресные подземные воды. Для

предотвращения подтягивания загрязненных вод к скважинам, эксплуатирующим пресные подземные воды, необходимо чтобы одновременно производился отбор и тех и других. В однородном по фильтрационным свойствам водоносном горизонте соотношение λ (дебитов верхней и нижней скважин) определяется следующим неравенством:

$$\lambda = Q_{\text{п}}/Q_3 \leq m_{\text{п}}/m_3, \quad (10.4)$$

где Q_3 и $Q_{\text{п}}$ — дебиты соответственно верхней (загрязненные воды) и нижней (пресные воды) скважин; m_3 и $m_{\text{п}}$ — мощности слоев загрязненных и пресных вод соответственно. Следовательно, для того чтобы не происходило подтягивания загрязненных вод к нижней скважине, отбирающей чистые воды, отношение дебитов скважин, откачивающих пресные и загрязненные воды, должно быть меньше или равно отношению мощностей соответствующих слоев.

В неоднородном водоносном горизонте (двухслойном) с более проницаемым верхним слоем (с коэффициентом фильтрации k_1), к которому приурочена область загрязненных вод мощностью m_3 , подтягивание загрязненных вод к нижней скважине, отбирающей пресные воды, исключается при условии, что

$$\frac{Q_{\text{п}}}{Q_3} = \frac{m_3 k_1}{m_2 k_2 + (m_{\text{п}} - m_2) k_1}, \quad (10.5)$$

где m_2 — мощность нижнего слоя с коэффициентом фильтрации k_2 ; нижняя скважина на пресные воды расположена в более проницаемом слое ниже границы загрязненных вод.

Дебит Q_3 верхней скважины спаренной системы в однородном по фильтрационным свойствам пласте определяется по формуле

$$Q_3 = \frac{2\pi k m S_1}{2,3 \lg(R/r_0) + \Phi_{\text{н1}} + \bar{\Phi}_1}, \quad (10.6)$$

где S_1 — понижение уровня воды в верхней скважине; R — радиус влияния откачки; r_0 — радиус скважины; $\Phi_{\text{н1}}$ — дополнительное сопротивление на несовершенство верхней скважины; $\bar{\Phi}_1$ — коэффициент, характеризующий влияние откачки из нижней скважины на положение уровня воды в верхней.

Радиус влияния может быть определен по формуле

$$R = 1,5 \sqrt{at}, \quad (10.7)$$

где $a = kH_{\text{ср}}/\mu$ — коэффициент уровнепроводности (μ — коэффициент водоотдачи пород; $H_{\text{ср}} = (2m + h_0)/3$ — средняя мощность водоносного горизонта за период откачки; m — мощность водоносного пласта до начала откачки; h_0 — высота столба воды от динамического уровня до подошвы пласта); t — время от начала откачки.

Величина дополнительного сопротивления определяется по формуле

$$\Phi_{н1} = \frac{1-l}{l} \left(\ln \frac{l}{r_0} - \epsilon \right). \quad (10.8)$$

где ϵ определяется по табл. 15 в зависимости от $\bar{b} = (m-b)/(m-l)$ и $\bar{l} = l/m$ (b — расстояние от нижнего конца фильтра до кровли пласта, в безнапорных условиях вместо m принимается $H_{ср}$ и вместо $\bar{l}$ — отношение $l_0/H_{ср}$, $l_0 = l - S_1$ — рабочая длина фильтра верхней скважины).

ТАБЛИЦА 15

Средние значения ϵ

$\bar{l}$	Значения ϵ при $\bar{b}$ равно										
	0-0,5	0,05-0,1	0,1-0,2	0,2-0,3	0,3-0,4	0,4-0,5	0,5-0,6	0,6-0,7	0,7-0,8	0,8-0,9	0,9-1,0
0,5	0,8	0,95	1,1	1,2	1,3	1,32	1,31	1,3	1,21	1,1	0,8
0,3	0,5	0,66	0,81	0,92	0,97	1,0	0,98	0,96	0,9	0,81	0,6
0,1	0,18	0,34	0,52	0,59	0,6	0,6	0,6	0,59	0,56	0,48	0,2

Коэффициент $\bar{\varphi}_1$ вычисляется по формуле

$$\bar{\varphi}_1 = \frac{1,15}{\lambda} \left(\frac{m}{l_2} \xi_2 + \lg \frac{R^2}{\beta_2} \right), \quad (10.9)$$

где

$$\xi_2 = \lg \frac{b_2^2 - b_1^2}{c_2^2 - b_1^2} + \lg \frac{2m - c_2 - b_1}{2m - b_2 - b_1}; \quad (10.10)$$

$$\beta_2 = (2m - b_1)(m + b_1); \quad (10.11)$$

c_1 и c_2 — расстояния до статического уровня кровли фильтров верхней и нижней скважин соответственно; b_1 и b_2 — расстояния до статического уровня подошвы фильтров этих же скважин соответственно. Если длина фильтра нижней скважины $l_2 \leq m/5$, то вторым слагаемым в скобках формулы (10.10) можно пренебречь.

Дебит нижней скважины спаренной системы определяется по формуле

$$Q_n = \frac{2\pi k m S_2}{2,3 \lg(R/r_n) + \Phi_{н2} + \bar{\varphi}_2}, \quad (10.12)$$

где S_2 — понижение уровня в нижней скважине; $\Phi_{н2}$ — дополнительное сопротивление на несовершенство нижней скважины, определяемое охарактеризованным выше способом; $\bar{\varphi}_2$ — коэффициент, учитывающий влияние откачки из верхней скважины на

положение уровня в нижней скважине. Величина $\bar{\varphi}_2$ определяется по формуле

$$\bar{\varphi}_2 = 1,15\lambda \left(\frac{m}{l_1} \xi_1 + \lg \frac{R^2}{\beta_1} \right), \quad \text{где} \quad (10.13)$$

$$\xi_1 = \lg \frac{c_2^2 - b_1^2}{c_2^2 - c_1^2} + \lg \frac{2m - c_1 - c_2}{2m - b_1 - c_2}, \quad (10.14)$$

$$\beta_1 = (2m - c_2)(m + c_2). \quad (10.15)$$

При $l \leq m/5$ второе слагаемое в скобке формулы (10.14) опускается.

Метод спаренных откачек использован при проектировании водозаборного сооружения для эксплуатации пресных подземных вод, залегающих на соленых водах, на одном из месторождений подземных вод (Ясханская линза) в Средней Азии.

Метод спаренных откачек можно применять не только для защиты эксплуатационных скважин, но и для отбора загрязненных вод, залегающих в верхней или нижней части водоносного горизонта; например, для удаления слоя нефтепродукта, расположенного на поверхности горизонта грунтовых вод. Одна скважина бурится гидравлически несовершенной под уровень грунтовых вод и с длиной фильтра не более чем на несколько метров глубже заданного динамического уровня. Вторую скважину проходят обычно до непроницаемого основания (водоупора) горизонта или при большой его мощности (100 м и более) оборудуют на пятидесятикратную глубину по сравнению с верхней мелкой скважиной. Из верхней скважины откачивается нефтепродукт и сильно загрязненная вода в возможно минимальном количестве. Из нижней скважины откачка производится с расходом $Q_{\text{п}}$, определяемым из соотношения (10.4) или (10.5). Указанный способ откачки загрязненных вод имеет ряд преимуществ, а именно: 1) непрерывной откачкой нефтепродуктов и сильно загрязненных вод из верхней части водоносного горизонта уменьшается возможность проникновения эмульсий и растворов за счет диффузии и поперечной дисперсии в более глубокие части водоносного горизонта; 2) существенно уменьшается количество сильно загрязненных подземных вод, которые трудно очищаются и могут попасть в реки и водоемы вследствие разгрузки их в грунтовые воды; 3) откачиваемые из нижней скважины чистые или относительно чистые пресные воды можно использовать для орошения, теплообменных процессов, а также для питьевого водоснабжения.

10.5. Ликвидация области загрязнения откачкой загрязненных вод

Возможность и способы ликвидации загрязнения подземных вод зависят от масштабов загрязнения и вызывающих его причин.

Загрязнение, обусловленное внезапными одиночными утечками загрязняющих веществ с поверхности земли в подземные

воды, наиболее целесообразно и удобно ликвидировать на месте аварии. Защитные меры включают экскавацию загрязненного грунта и откачку из скважины или из дренажной канавы.

Если ликвидационные меры принимают сразу после попадания загрязняющих веществ в подземные воды, то область загрязнения практически полностью локализуется и по водоносному горизонту дальше не распространяется. Предельный срок, в течение которого должны быть начаты работы по локализации и ликвидации загрязнения, обусловлен временем продвижения загрязняющих веществ по водоносному горизонту от источника загрязнения до области, куда проникновение загрязняющих веществ недопустимо (например, до водозаборного сооружения), и временем, необходимым на подготовку защитных мер.

В случае внезапного (аварийного) проникновения вредных веществ в подземные воды имеем:

$$t \leq t_1 - t_2 - t_3, \quad (10.16)$$

где t — предельное время начала осуществления защитных мер после аварийной ситуации; t_1 — время, за которое частицы воды от места загрязнения достигнут защищаемой области; t_2 — время, необходимое для организации технических защитных мероприятий (скважин, дренажей и др.); t_3 — время, необходимое для создания водораздела между эксплуатационными и защитными скважинами.

Время t_1 продвижения загрязняющих веществ к водозаборному сооружению определяется расчетным путем, в частности, по зависимостям, приведенным в разд. 5, с помощью моделирования на аналоговых устройствах или используя фактическую карту изогипс водоносного горизонта в условиях работы водозаборного сооружения. В последнем случае время t_1 равно:

$$t_1 = L/v_d = Ln/(ki), \quad (10.17)$$

где L — расстояние от места загрязнения до участка водозабора; v_d — действительная скорость потока; k — коэффициент фильтрации; n — пористость водоносных пород; i — уклон потока подземных вод (определяется по карте изогипс водоносного горизонта).

В большинстве случаев для образования гидравлической завесы (водораздела) необходимо провести технически достаточно трудную и дорогостоящую откачку. Добытую сильно загрязненную воду нельзя спускать в канализацию, тем более запрещается сбрасывать ее в водоемы и реки. При загрязнении, вызванном хорошо растворимыми веществами (например, солями щелочных и тяжелых металлов, щелочами), воду необходимо возвращать обратно на предприятие, которое было причиной загрязнения, для очистки в технологических устройствах. В тех случаях, если это невозможно из-за большого количества откачиваемой воды или вследствие большого расстояния от соответствующей водоочистной станции, необходимо избрать иной способ защиты подземных вод.

На практике часто встречается загрязнение подземных вод нефтепродуктами. Если источником его является нефтеперерабатывающий завод, то загрязненная подземная вода, выведенная на поверхность в процессе откачки, возвращается обратно на его технологическое оборудование для переработки и очистки. Однако гораздо чаще откачиваемые подземные воды загрязняют разбросанные по местности предприятия, у которых нет соответствующего водоочистного устройства: аэродромы, склады, станции перекачки и потерпевшие аварию автомобильные и железнодорожные цистерны. Поэтому организации, занимающиеся разведочной или ликвидационной откачкой, должны быть оснащены передвижными очистными устройствами. Гравитационные отделители благодаря их габаритам и простоте обслуживания вполне пригодны для этой цели, но даже самые совершенные из них не могут устранить из воды растворенные углеводороды и большую часть эмульгированных углеводородов. При загрязнении дизельным топливом, авиационным керосином или бензином концентрации углеводородов на выходе из гравитационных отделителей могут достигать десятков миллиграммов на литр. Поэтому гравитационные отделители для дальнейшей очистки необходимо дополнить еще одной очистной ступенью. В гидрогеологической разведочной практике с успехом применяется дополнительная водоочистка на вапексовых фильтрах. Это цилиндрические резервуары с внутренними серпообразными перегородками, наполненные сорбирующим веществом вапексом, состоящим из гидрофобизованного перлита.

Длительные испытания показали, что очистная система, состоящая из двух гравитационных отделителей прямоугольного сечения в плане и пары вапексовых фильтров, способна очистить воду с уровнем загрязнения нефтяными углеводородами в сотни миллиграммов на литр до максимальной остаточной концентрации 4 мг/л. Если в воде содержится нефтепродукт в форме эмульсии и в виде однородной фазы, то при откачке с успехом применяются сепараторные сетки для предварительного отделения нефтепродуктов от воды уже в самой водозаборной скважине. В качестве оснастки наиболее пригодны инертные материалы (керамика и микрокерамика); хорошие результаты дает использование полипропилена. При использовании других обсадных труб не следует применять защитную окраску, растворяющуюся в нефтяных углеводородах.

При разведочных работах и откачках, связанных с ликвидацией загрязнения, необходимо учитывать влияние загрязненных вод на оборудование скважин и процесс откачки. Так, коррозионное влияние углеводородов вызывает быстрое нарушение резиновой изоляции кабелей и насосов. Даже оболочки из пластмасс не являются надежной и долгосрочной защитой. Для безопасности при откачке загрязненных нефтепродуктами вод следует пользоваться насосами взрывобезопасного типа. В настоящее время эта проблема более или менее удовлетворительно решается путем применения эжекторов.

Защитные системы, основанные на использовании дренажных канав, имеют ограниченное применение (в случае рыхлых отложений или выветрелых пород). Эффективность их работы зависит от глубины уровня подземной воды. Если уровень воды находится глубже 5 м, устройство дренажных канав технически довольно сложно и неэкономично. В случае небольшой мощности водонасыщенных слоев с малой водопроницаемостью наиболее эффективны и практически незаменимы врезки. На пересеченной и труднодоступной местности дренажные траншеи также часто бывают единственным способом санитарной защиты подземных вод. Достаточно эффективно использование канав при устранении загрязнений от нефти.

Загрязненные подземные воды откачивают посредством специальных скважин, пробуренных в пределах области загрязнения. Целью такой откачки является ликвидация всей области загрязнения или ее наиболее загрязненной части. Параметры откачки — расход откачиваемых загрязненных вод и ее продолжительность.

Вид защитного (или ликвидационного) водозаборного сооружения определяется размерами и формой в плане области загрязнения, мощностью слоя загрязненных вод и водоносного горизонта в целом.

Если мощность водоносного горизонта невелика (до 30 м) и радиус области загрязнения не превышает 150 м, то откачка загрязненных вод производится одной-двумя скважинами, расположенными в центре этой области. При больших размерах области загрязнения для ликвидационной откачки оборудуют группу скважин, расположенных в центре области сосредоточенно на площади или в виде круговой батареи.

Если область загрязнения представляет собой полосу, то защитное водозаборное сооружение оборудуется в виде ряда скважин, расположенного в центре полосы. При наличии естественного потока подземных вод защитные водозаборные сооружения располагаются на таком расстоянии от нижней по потоку границы области загрязнения, чтобы эта граница захватывалась областью питания водозаборного сооружения. Расходы откачиваемых загрязненных вод рассчитываются, исходя из типа водозаборных сооружений и фильтрационных свойств пород, по известным зависимостям, приведенным в ряде опубликованных работ.

В случае водоносного горизонта большой мощности, когда слой загрязненных вод ограничен по разрезу (приурочен к верхней или нижней части водоносного горизонта), целесообразно оборудование двухъярусной системы защитных скважин с расположением одного яруса скважин в верхней части горизонта, а другого яруса скважин в нижней части горизонта. Расчет дебита такой защитной системы изложен выше в разд. 10.4.

Продолжительность откачки, определяемая временем стягивания контура загрязнения к водозаборному сооружению, рассчитывают для простых случаев по формулам, приведенным

в разд. 5 и в работах [3, 6], а для более сложных — с использованием моделирования и вычислительной техники.

Время ликвидации области загрязнения исчисляется месяцами и годами. С этим связаны очень сложный вопрос удаления, очистки или утилизации больших расходов откачиваемых загрязненных вод.

10.6. Локализация области загрязнения путем создания гидравлической завесы

Под гидравлической завесой понимается создаваемое защитной системой скважин понижение уровня подземных вод, в результате которого ограничивается распространение загрязненных подземных вод по пласту и происходит их локализация вблизи защитного водозаборного сооружения. Этот метод используют там, где можно ожидать утечку вредных веществ в подземные воды. Прежде всего это касается нефтехимических заводов и складов нефтепродуктов, при строительстве которых не были учтены все требования относительно технологических и строительных мероприятий против утечки нефтепродуктов. Принцип работы гидравлической завесы заключается в образовании сплошной депрессии, перпендикулярно к направлению течения подземной воды, которая пересекает весь пояс возникающего или предполагаемого загрязнения. Система состоит из трех частей. Первая часть содержит откачивающие и наблюдательные скважины, вторая — предназначена для измерения количества откачиваемой воды и нефтепродуктов и их передачи на дальнейшую обработку, а третья — представляет собой пункт управления, т. е. центр для регистрации измеренных значений и управления работой завесы.

Виды гидравлических завес

Гидравлические завесы различают по нескольким признакам. Прежде всего, это время работы завесы. Превентивная гидравлическая завеса должна постоянно существовать на территории завода или другого постоянного источника загрязнения. Временные гидравлические завесы функционируют в течение времени, необходимого для ликвидации аварийной утечки. Такое разделение имеет практическое значение с точки зрения использования откачиваемой воды и проектирования технического оборудования. В случае аварийной утечки загрязняющие вещества откачиваются из тех объектов завесы, в которых они обнаружены.

Постоянные гидравлические завесы, предназначенные для долгосрочной работы, создаются на основании соответствующего строительного проекта. В максимальной мере используется дистанционная измерительная техника, возможности автоматического управления откачкой. Откачиваемая вода по мере необходимости подвергается очистке.

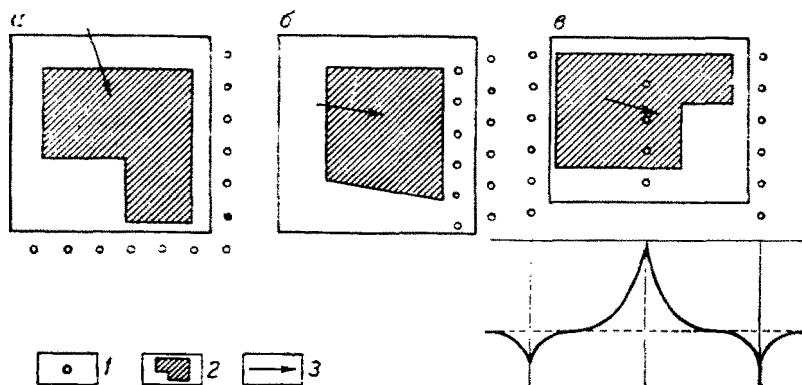


Рис. 37. Гидравлические завесы:

а — односторонняя; б — двухрядная; в — инфильтрационной откачки с кривой распределения уровней; 1 — скважины; 2 — область загрязнения; 3 — направление потока подземных вод

Другим признаком, по которому могут различаться гидравлические завесы, является расположение и работа скважин. Наиболее проста гидравлическая завеса, образуемая рядом откачивающих скважин (рис. 37, а). В случае обширного загрязнения нефтепродуктами наиболее подходит двухрядная гидравлическая завеса (см. рис. 37, б). Внутренний ряд скважин (находящийся ближе к месту загрязнения) имеет целью, прежде всего, задерживать нефтепродукты, плывущие по поверхности подземной воды. Наружный ряд предназначен для образования замкнутой депрессии и откачки загрязненной воды. При недостатке воды бывает целесообразно создать гидравлическую завесу замкнутой (инфильтрационной) откачки (см. рис. 37, в), при которой образуется циркуляция воды между водоотборными и поглощающими скважинами. Преимуществом такой системы является то, что ликвидируются лишь нефтепродукты на поверхности подземной воды, а запасы подземной воды практически не откачивают. И наоборот, при повторной ускоренной циркуляции в загрязненных горных породах подземные воды дополнительно загрязняются. Эта система может быть использована также в том случае, когда невозможно отвести загрязненную воду, но необходимо предотвратить распространение нефтепродуктов.

Проектирование гидравлической завесы

При проектировании гидравлической завесы необходимо решить следующие вопросы: выявление гидрогеологических условий: строительство-техническое оборудование завесы; регистрация, регулирование и автоматизация откачки. Основой для проектирования гидравлической завесы является гидрогеологическая разведка, при которой устанавливается местоположение завесы, ее длина, число откачивающих и наблюдательных скважин.

Главную линию гидравлической завесы располагают на участке загрязнения перпендикулярно к направлению течения подземной воды. В тех случаях, когда речь идет о превентивных мероприятиях, гидравлическую завесу размещают как можно ближе к месту потенциального загрязнения, чтобы ограничить его масштабы. Если гидравлическая завеса должна ликвидировать уже существующее загрязнение, то линию скважин следует расположить как можно ближе к источнику загрязнения, но при этом необходимо проверить, достигнет ли депрессия головной части загрязнения. В противном случае вблизи передовой части загрязнения необходимо предусмотреть другие объекты гидравлической защиты, которые препятствовали бы распространению загрязнения. Гидравлическая завеса должна быть такой протяженности, чтобы крайние скважины захватывали периферийные участки области загрязнения. Расстояние между водоотборными скважинами устанавливается так, чтобы при оптимальном количестве откачиваемой воды депрессионные конусы взаимно перекрывались.

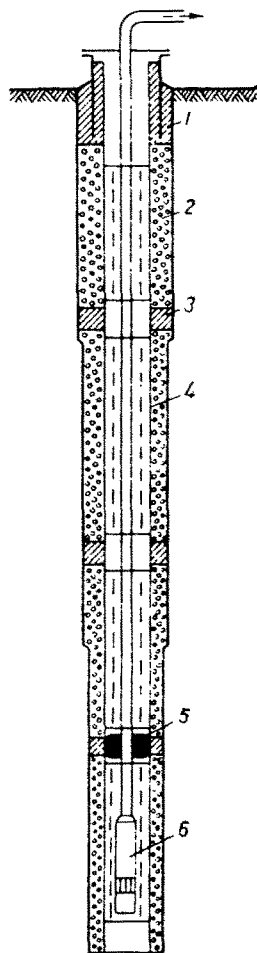
Скважины для откачки в системе гидравлической завесы должны быть совершенными, т. е. проходить через всю толщу водонасыщенных пород вплоть до непроницаемого основания. Практически это можно осуществить в водоносных горизонтах сравнительно небольшой мощности (до 50 м).

Для наблюдения за работой гидравлической завесы вблизи откачивающих скважин должны быть оборудованы наблюдательные скважины. Различают наблюдательные скважины трех типов: мелкие, сопряженные и мостиковые. Мелкие наблюдательные скважины дают возможность наблюдать за уровнем подземной воды и толщиной слоя нефтепродукта, а также производить отбор образцов из последнего. Эти скважины проходят примерно до глубины 2 м под минимальный уровень грунтовых вод. Диаметр их не должен превышать 200 мм. Для отбора образцов под поверхностью нефтепродуктов в скважину вставляют трубу без перфорации с открытым дном, которое при спуске закрыто пробкой; после усадки трубы пробка давлением воздуха или воды выталкивается. Нижнее отверстие трубы должно находиться под минимальным уровнем поверхности подземных вод. Оснащенная таким образом скважина позволяет в любое время отбирать образцы воды (без опасений, что пробоотборник будет загрязнен нефтепродуктами) и измерять ее гидростатический уровень.

Сопряженными наблюдательными скважинами пользуются в тех случаях, когда в достаточно мощных водоносных горизонтах необходимо наблюдать давление и химизм воды на нескольких интервалах глубин. Для этого оборудуют широкопрофильные скважины, оснащенные несколькими наблюдательными трубами. Чтобы вода не проникала через обсыпку, отдельные наблюдаемые участки разделяют непроницаемыми мостиками. При оборудовании таких скважин надо особенно тщательно следить за герметичностью соединения наблюдательных труб в частях без перфо-

Рис. 38. Мостиковая наблюдательная скважина.

1 — цемент; 2 — засыпка; 3 — мостик (пакер); 4 — водоподъемная труба; 5 — обтюратор; 6 — насос



рации. Недостаточная герметичность может привести к неточности измерений. Плотность соединения труб необходимо контролировать при помощи обтюраторов.

Для подобных же целей используют мостиковые наблюдательные скважины, у которых бывает лишь один широкопрофильный фильтр (рис. 38). В этих скважинах водонасыщенные породы мостиками разделены на отдельные участки. При помощи двойного обтюлятора можно отдельно откачивать воду из каждого участка, измерять на этом участке давление воды и отбирать образцы. Преимущество таких скважин состоит в том, что их можно использовать как для испытаний, так и для откачки загрязнений.

Расположение наблюдательных скважин обусловлено следующими правилами: вблизи откачивающей скважины в линии завесы располагают одну или две мелкие наблюдательные скважины, предназначенные для наблюдения за толщиной слоя нефтепродуктов и понижения уровня. Другие две наблюдательные скважины необходимо оборудовать посредине между откачивающими скважинами так, чтобы одна была на линии гидравлической завесы, а вторая — на расстоянии 15—30 м от первой, перпендикулярно к оси завесы в сторону области загрязнения. Эти скважины должны быть совершенными, а при более мощных толщах водонасыщенных пород необходимо создание сопряженных наблюдательных скважин.

Для наблюдения за влиянием гидравлической завесы на всей территории могут быть использованы разведочные скважины, пробуренные для определения степени загрязнения подземных вод, а также другие скважины, расположенные по краям загрязненной зоны.

Порядок работ при создании гидравлической защиты

Основанием для проектирования гидравлической защиты служат результаты гидрогеологической разведки. Если речь идет о предварительной оценке защиты, разведка производится обычным

способом и заканчивается отчетом, который служит основанием для проектирования. Более сложное положение возникает, когда загрязнение уже произошло и необходимо срочно проводить защитные мероприятия. В этом случае разведочный этап совпадает с этапом временной защиты. В течение работы временной защиты заканчиваются разведочные работы, проектируется постоянная защита и постепенно, без перерыва в работе гидравлической защиты, временные устройства заменяются постоянными. Такая последовательность необходима потому, что любое запоздание или перерыв в защитных мероприятиях будут способствовать дальнейшему распространению загрязнения.

С гидрогеологической точки зрения наиболее ответственным является этап разведки, в результате которого определяются основные принципы защиты. Весьма важен также опытно-производственный этап, на котором разрабатывают подробную технологию работы гидравлической завесы. Прежде всего необходимо учесть функцию гидравлической защиты при: экстремальных состояниях подземных вод, авариях насосов, перерыве в подаче энергии, определении масштабов наблюдений, измерениях и химических анализах, а также создании модели оптимальной работы гидравлической защиты. Существующий опыт показывает, что опытно-производственный этап работы гидравлической защиты должен продолжаться минимум один год, а в более сложных условиях — два-три года. Этап считается законченным в момент сдачи гидравлической защиты в постоянную эксплуатацию. Однако работа гидрогеолога продолжается и при постоянной эксплуатации завесы. По крайней мере в течение одного года необходимо работу защитных сооружений контролировать и приспособлять к создавшимся новым условиям (например, уменьшению загрязнений).

Техническое оборудование постоянной гидравлической защиты

Постоянная гидравлическая защита создается как объект с продолжительностью работы, превышающей срок эксплуатации промышленного предприятия. Для оснащения постоянной защиты недопустимо применение временного оборудования; устройства должны быть построены по проекту, приняты по акту приемочной комиссией и полностью отвечать всем требованиям техники безопасности. При создании такой защиты должны быть также решены вопросы использования откачиваемой воды и нефтепродуктов. Воду рекомендуется использовать для нужд завода (например, в качестве охлаждающей жидкости), а нефтепродукты — возвращать обратно в производство. Одновременно необходимо сохранить возможность точного измерения всех данных, необходимых для контроля за работой завесы. Прежде всего вопрос касается качества и количества откачиваемой воды и нефтепродуктов из отдельных частей завесы.

В проект защитной системы должны входить станции перекачки с достаточной емкостью резервуаров для выравнивания разницы между откачиваемым количеством и расходом. В связи с тем, что трубопроводы часто прокладывают на поверхности, необходимо также решить вопрос зимней эксплуатации (с обогревом). Особенно важен вопрос автоматизации работы гидравлической защиты, и прежде всего проведения измерений и отбора нефтепродуктов. Измерение уровней создавшейся депрессии должно производиться регулярно с целью контроля режима завесы.

Все измерения могут производиться дистанционными методами из одного пункта управления. Для этой цели может быть использован центр измерения уровня ВУГИ, который имеет шестиместный регистрирующий прибор. Необходимо регистрировать количество воды, откачиваемое каждой скважиной. Наиболее пригодны для этого треугольные измерительные схемы с дистанционной передачей полученных данных. Для регулирования количества откачиваемой воды можно использовать дистанционное управление.

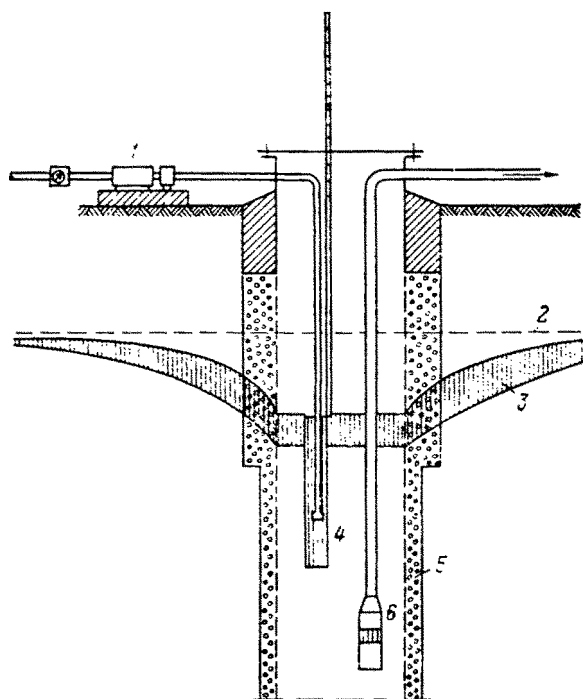


Рис. 39. Схема оборудования скважины для раздельного отбора воды и нефтепродуктов с поверхности грунтовых вод.

1 — насос; 2 — статический уровень подземных вод; 3 — слой нефтепродуктов; 4 — труба для отбора нефтепродуктов; 5 — засыпка; 6 — насос для отбора воды

Автоматическая откачка нефтепродуктов с поверхности подземной воды в скважине несколько сложнее, так как их слой сравнительно тонок (часто несколько миллиметров) и, если требуется откачивать нефтепродукт и воду в отдельности, необходимо производить откачку с перерывами. Схема такого устройства показана на рис. 39. Всасывающая сетка насоса для нефтепродуктов находится на нижнем конце заглушенной трубы, в которую через верхний край может перетекать нефтепродукт. Движение переливной трубы вверх и вниз дает возможность легко регулировать уровень, с которого откачивают нефтепродукты, при этом нет необходимости изменять длину всасывающей трубы насоса. Автоматическое включение насоса при образовании слоя нефтепродуктов значительной толщины обеспечивается при помощи двух контактов, из которых верхний, как только погружается в воду, отключает насос, в то время как нижний снова его включает. Таким образом, нефтепродукты могут постепенно сосредоточиваться в депрессионном конусе и затем откачиваться, причем определенное расстояние между верхним контактом от грани перепада обеспечивает откачку лишь нефтепродуктов. При изменении уровня подземной воды установка переливной трубы и изменение расстояния между контактами в зависимости от притока нефтепродуктов производится вручную. Интервалы работы насоса не должны быть более 1 ч.

Откачиваемые нефтепродукты, так же как и воду, полагается подавать из каждой скважины в общий резервуар, а из него — обратно на предприятие. Этот способ удобен по нескольким причинам: можно измерять количество воды, откачиваемой из каждой скважины в отдельности, имеется возможность следить за качеством откачиваемых нефтепродуктов, перед возвращением полученных нефтепродуктов в производство можно контролировать их качество и по мере надобности отделять воду.

10.7. Изоляция области загрязнения непроницаемыми подземными стенами

Подземные непроницаемые стены относятся к пассивным элементам защиты подземных вод. Это значит, что в результате их применения загрязнение не устраняется, а лишь ограничивается его распространение. В зависимости от глубины их устройства в водоносном горизонте выделяют сплошные и несплошные подземные стены. Сплошная подземная стена упирается в водонепроницаемое основание и перескакивает поток подземных вод по всей мощности водоносного горизонта. Несплошная (частичная) подземная стена доходит до определенной глубины и препятствует движению загрязняющих веществ лишь в верхней части водоносного горизонта и по его поверхности.

Непроницаемые стены могут быть также подразделены на замкнутые и незамкнутые. Первые окружают всю местность, где

существует возможность загрязнения, полностью изолируют ее и препятствуют распространению загрязнения.

Незамкнутые стены лишь направляют поток подземной воды и загрязняющих веществ, но не могут без дальнейших мероприятий полностью исключить распространение загрязнений. Подземные стены обычно дополняют гидравлическими элементами, которые дают возможность активного удаления загрязняющих веществ.

Технология создания непроницаемых подземных стен перенесена из строительства, где уже давно подобным способом герметизируют строительные котлованы.

Перед проектированием подземной стены необходима гидрогеологическая разведка. Прежде всего надо определить толщину водонасыщенной породы и ее разрушаемость, направления потока подземной воды, а также решить вопрос, какое влияние окажет подземная непроницаемая стена на поток. При создании ее надо помнить, что это влияние будет постоянным и изменять его трудно и дорого. Наиболее благоприятны для применения подземной непроницаемой стены условия при строительстве завода в незагрязненной среде. Поскольку непроницаемые нижние слои основания не лежат слишком глубоко (приблизительно до 20 м), устройство замыкающей все пространство завода подземной стены является выгодным, так как одновременно решается проблема водоотвода из строительных котлованов. Откачкой сравнительно небольшого количества воды можно удерживать уровень подземной воды на соответствующей высоте и также обеспечить при случайной утечке ликвидацию загрязняющих веществ.

Незаменимы подземные стены при создании подошвы основания отвалов золы, свалок или отстойников, где полное уплотнение основания должно воспрепятствовать распространению загрязняющих веществ за пределы объекта.

Частичную подземную стену успешно можно использовать в сочетании с гидравлической защитой, когда стена препятствует утечке загрязняющих веществ и направляет их движение к откачивающей скважине. В этом случае подземные стены располагаются под углом к направлению потока или в осн ряда скважин гидравлической завесы. При расположении под углом к потоку на конце подземной стены в направлении течения воды должна быть оборудована откачивающая скважина, которая будет улавливать сносимые потоком загрязняющие вещества. Частичная подземная стена непригодна, если подземная вода на всю мощность горизонта загрязнена растворенными и эмульгированными веществами.

Применение подземных непроницаемых стен может быть эффективно на малых объектах, где гидравлическая защита в эксплуатации не была бы выгодной. При небольших защищаемых площадях и значительной толщине водонасыщенных пород можно площадным инъектированием увеличить водонепроницаемость дна и этим самым уменьшить глубину создания стены.

Подземные стены в сочетании с гидравлическими методами целесообразно применять тогда, когда они проходят поперек полосы загрязнения. Комбинация экранирующих стен и откачивающих скважин успешно может применяться также при загрязнении относительно слабопроницаемых водоносных пород и небольшой мощности водоносного горизонта. В этом случае подземная стена и откачивающие скважины располагаются в одной линии. Скважины обеспечивают отбор загрязненной воды, а подземная стена препятствует ее утечке в промежутке между скважинами, где депрессионные воронки ввиду их крутизны и небольших размеров в слабопроницаемых породах не могут смыкаться и перекрывать друг друга. Подобное значение имеет и инжектирование, при помощи которого можно уплотнить скальные породы.

10.8. Подземное захоронение сточных вод

Одним из способов борьбы с загрязнением подземных вод и окружающей среды является подземное захоронение вредных промышленных стоков путем закачки их через поглощающие скважины в глубокие водоносные горизонты.

Этот способ имеет ряд преимуществ перед обычными методами удаления сточных вод, среди них: возможность надежного и безопасного (по санитарным требованиям) захоронения, исключающего сброс стоков в поверхностные водоемы и водотоки, отсутствие необходимости в тщательной очистке и обезвреживании стоков, относительно невысокая (во многих случаях) стоимость удаления отходов.

К недостаткам подземного захоронения относятся: трудности удаления больших объемов стоков (более 5 тыс. м³/сут), сложность или даже невозможность закачки определенных видов стоков вследствие специфики их физико-химических свойств (большого содержания взвесей, жировых веществ, необратимых химических реакций с породой и пластовой жидкостью и т. д.). Физико-химические и механические процессы взаимодействия закачиваемых стоков с породой и пластовой жидкостью приводят во многих случаях к изменениям фильтрационных свойств пород пласта-коллектора.

Наиболее важно удаление сильно загрязненных стоков. Именно по отношению к ним и токсичным сточным водам подземное захоронение может оказаться весьма эффективной защитной мерой.

Вопросы подземного удаления сточных вод должны решаться в каждом случае дифференцированно с учетом геолого-гидрогеологических, санитарных, физико-химических, технических и экономических аспектов этой проблемы.

Подземное удаление стоков возможно при наличии пласта-коллектора с достаточной высокой поглощающей способностью (проницаемостью) и надежными условиями его изоляции (отсутствии взаимосвязи с вышележащими горизонтами), предотвращающими загрязнение вышележащих эксплуатируемых водонос-

ных горизонтов и выход стоков на дневную поверхность. Таким образом, можно наметить следующие основные критерии для выделения перспективных пластов-коллекторов: 1) горизонт не должен содержать пресных, а также бальнеологических и промышленных вод, закачка стоков возможна лишь в минерализованные воды, непригодные для практического использования; 2) пласт-коллектор в пределах исследуемой площади не должен содержать полезных ископаемых и эксплуатироваться; 3) он должен обладать достаточно высокой водопроницаемостью, обеспечивающей экономически эффективный сброс заданного количества стоков; 4) необходима надежная изоляция пласта слабопроницаемыми породами (глинами, мергелями, гипсами, аргиллитами) от вышележащих водоносных горизонтов, перекрывающий водупорный пласт должен быть выдержан по площади; 5) пласт в ближайшей окрестности (в радиусе 20—30 км) не должен выходить на поверхность или иметь связь с рекой; 6) выше пласта-коллектора должен быть буферный водоносный горизонт.

Исходя из изложенного постараемся в общем виде оценить возможности подземного захоронения в глубокие горизонты. Учитывая недопустимость сброса промышленных стоков в горизонты пресных подземных вод (в зону водообмена), а также исходя из требования изолированности пластов-коллекторов, предпочтителен сброс стоков в глубокие горизонты. Однако здесь мы сталкиваемся с вопросами экономической эффективности подземного захоронения, которая в значительной степени определяется глубиной поглощающих скважин. С глубиной ухудшаются фильтрационные свойства и приемистость пластов, что ограничивает возможность подземного захоронения больших объемов сточных вод и также влияет на экономический эффект удаления промышленных стоков по этому методу. Таким образом, глубина коллекторов должна быть такой, чтобы по возможности учитывались указанные выше факторы. Исходя из анализа изменения фильтрационных свойств пород с глубиной, характера вертикальной гидрохимической зональности и зарубежного опыта подземного захоронения (который будет освещен ниже), оптимальным интервалом глубин для подземного сброса промышленных стоков представляются глубины от 500 до 1700 м.

Глубокие горизонты обычно характеризуются низкими значениями фильтрационных показателей, вследствие чего возникают сложности подземного сброса больших объемов сточных вод. Поглощающая способность (приемистость) пласта-коллектора зависит от проницаемости, мощности пласта и давления нагнетания. Проницаемость пород глубоких горизонтов в большинстве случаев заключена в пределах от 10^{-1} до 2 мкм^2 и в среднем составляет $(3 \div 7) \cdot 10^{-1} \text{ мкм}^2$ (проницаемость в 1 мкм^2 примерно соответствует коэффициенту фильтрации $k = 0,001 \text{ м/сут}$). Оценим в первом приближении возможную приемистость пласта-коллектора, т. е. расход жидкости, которую может принять пласт через одну скважину. Для этого воспользуемся зависимостью $Q =$

$= 0,5 k m \Delta H$, где Q — расход закачиваемой жидкости (приемистость), м³/сут; k — коэффициент фильтрации, м/сут; m — мощность горизонта, м; ΔH — избыточный напор (или давление) в нагнетательной скважине, м. Формула получена из известного выражения для неустановившегося движения в неограниченном пласте при $a = 10^5$ м²/сут и $t = 10^4$ сут (a — коэффициент пьезопроводности; t — время).

Исходя из проницаемости пород глубоких горизонтов 1—1,5 мкм², эффективной мощности пластов-коллекторов 30—50 м и давления нагнетания не более 2020—3030 кПа (во избежание нарушения изоляции перекрывающих водоупоров), получим, что приемистость глубоких пластов-коллекторов едва ли будет превышать 3—5 тыс. м³/сут, в среднем составляя 500—1000 м³/сут.

Значения приемистости могут оказаться еще меньше, особенно если учесть снижение приемистости скважин вследствие физико-химического взаимодействия закачиваемой жидкости с породой и пластовой жидкостью. Низкие значения приемистости скважин подтверждаются также данными по закачке воды на нефтяных месторождениях при законтурном и внутриконтурном заводнении. Так, например, приемистость нагнетательных скважин на Канибадском нефтяном месторождении (Южная Фергана) составляет 50—100 м³/сут (глубина 1800—2000 м), Пермской области — 200—500 м³/сут (глубина 1500—2000 м), в Азербайджане — 150—300 м³/сут. Таким образом, даже если принять среднюю приемистость поглощающей скважины равной 1000 м³/сут, то для удаления сточных вод таких химических производств, как содовые заводы, где сточные воды образуются в количествах 20—30 тыс. м³/сут, потребовалось бы не менее 20—30 глубоких эксплуатационных скважин, не считая резервных эксплуатационных скважин, стоимости разведочных работ и прочих расходов.

В этой связи значительный интерес представляет изучение возможности подземного захоронения промышленных стоков в нефтегазоносных районах.

Эти районы, как правило, хорошо изучены и по ним имеется большой фактический материал, который позволит значительно сократить объемы разведочных работ. В нефтегазоносных районах подземный сброс стоков может осуществляться по трем направлениям: 1) в отработанные нефтяные и газовые месторождения; 2) для заводнения эксплуатируемых нефтяных и газовых месторождений; 3) в непродуктивные водоносные горизонты и пустые структуры.

Использование стоков для заводнения нефтяных месторождений и сброс промышленных стоков в отработанные залежи имеют известные преимущества, поскольку в этих случаях уже имеются пробуренные скважины, что удешевляет подземное захоронение. Наибольший эффект достигается при использовании стоков для заводнения нефтяных месторождений. Вместе с тем очевидно, что вопрос об использовании промышленных стоков для заводнения нефтяных пластов должен решаться после его тщательного и все-

стороннего рассмотрения (изучение совместимости стоков с пластовой водой и породой, изучение нефтewымывающих свойств стоков и др.) во избежание порчи залежи.

Как уже отмечалось, приемность поглощающих скважин может уменьшиться вследствие коагуляции призабойной зоны, обусловленной взаимодействием стоков с пластовой жидкостью и породой, выпадением осадка и закупоркой пор, наличием в стоках взвесей и коллоидных частиц. По этой причине стоки, подлежащие подземному захоронению, надо подвергнуть предварительной очистке и водоподготовке. Они не должны содержать большого количества взвесей, волокон, коллоидных частиц, трудно-разложимых минеральных и органических остатков, а также составов, способствующих бактериальной деятельности, так как все это может привести к быстрой закупорке призабойной зоны скважины, уменьшению ее приемности и выходу из строя.

Таким образом, подземное захоронение промышленных стоков наиболее целесообразно для высокотоксичных, концентрированных стоков с расходом примерно 3—5 тыс. м³/сут. Однако не исключено, что в благоприятных гидрогеологических условиях окажется возможным подземный сброс значительно больших количеств сточных вод.

Согласно литературным данным в качестве наиболее часто встречающейся «типовой» поглощающей скважины принята скважина глубиной 1200 м, с расходом не более 2000 м³/сут и давлением нагнетания до 2020 кПа.

Вопросы возможности подземного захоронения наиболее загрязненных и токсичных сточных вод должны решаться на стадии проектирования промышленного объекта и при выборе его местоположения.

11. МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

11.1. Определение нефти и нефтепродуктов в подземных водах

Аналитическая задача определения нефти и нефтепродуктов чрезвычайно сложна ввиду того, что объект анализа — многокомпонентная система, составляющие которой обладают различными химическими и физическими свойствами. Компоненты нефти деградируют с различной скоростью, при этом возникают новые химические соединения, которые могут быть более токсичны, чем исходное вещество.

В зависимости от вида воды (сточная, для технических целей, питьевого водоснабжения и т. д.) предельно допустимые концентрации (ПДК) нефтепродуктов в ней изменяются в широких пределах: от сотых долей до десятков миллиграммов на литр.

Особенно жесткие требования предъявляются к содержанию нефтепродуктов в водах питьевого назначения. Санитарные нормы различных стран допускают концентрации для отдельных видов нефтей и нефтепродуктов в интервале 0,3—0,01 мг/л.

Для упрощения задачи определения нефтепродуктов в водах аналитическое понятие нефти и нефтепродуктов ограничено суммой углеводородов (международный симпозиум в Гааге, 1968 г.). Среди лабораторных методов, используемых для определения нефти и нефтепродуктов, можно выделить три основные группы: 1) неспецифические методы количественной оценки (весовой, турбидиметрический, пикнометрический и др.); 2) методы, обладающие групповой специфичностью по отношению к тем или иным углеводородным классам нефтей, используемые для количественной оценки и идентификации (спектроскопические); 3) высокоспецифические методы по отношению к индивидуальным компонентам нефтей, подходящие для идентификации и количественной оценки (газовая хроматография ГХ как таковая и в сочетании с масс-спектрометрией).

Как правило, все методы включают процедуру выделения нефтепродукта из образца (экстракция, адсорбция и др.) в сочетании с тем или иным способом конечного измерения. При исследовании загрязнения нефтепродуктами источников питьевой воды наиболее общими задачами являются: 1) определение суммы углеводородов с чувствительностью на уровне ПДК независимо от фазового состояния системы и вида нефтепродукта; 2) идентификация источника загрязнения. Эти задачи общие для поверх-

ностных и подземных источников водоснабжения, однако аналитические подходы должны учитывать специфические особенности миграции и рассеивания нефтепродуктов в поверхностных и подземных условиях. Например, для подземных вод целесообразно принимать во внимание наибольшую опасность загрязнения бензин-дизельными фракциями и растворенными углеводородами.

Неспецифические методы, применяемые главным образом для определения нефтепродуктов в водах с однородным составом, отличаются низкой чувствительностью. Например, весовой метод, рекомендуемый для оценки нефтепродуктов на основе высококипящих фракций ($t > 200^\circ\text{C}$), по мнению многих специалистов, может быть использован лишь для определений на уровне 5—10 мг/л. Трудность получения воспроизводимых результатов в области низких концентраций (до 0,3 мг/л) связана с возможными ошибками на стадиях высушивания экстракта, удаления растворителя и определения «конечной точки» взвешивания. Таким образом, весовой метод, как и другие неспецифические методы, ввиду неселективности, низкой чувствительности малоприменим для оценки нефтяных загрязнений в природных и особенно подземных водах.

Методы, обладающие групповой специфичностью. К ним можно отнести спектроскопические методы, основанные на поглощении в инфракрасной (ИКС) и ультрафиолетовой (УФС) областях или на флуоресценции. Эти методы обладают ограниченной пригодностью для решения отдельных задач в силу того, что их чувствительность к различным классам углеводородов нефти различна. Отличительной особенностью всех спектроскопических методов является необходимость построения градуировочной кривой для количественной оценки нефтепродуктов, причем правильность результатов в значительной степени определяется составом калибровочной смеси. В конечном счете чем больше аналитическая масса (доля углеводородов, определяемых данным методом), тем надежнее метод.

Метод ИКС основан на измерении поглощения в области $2700\text{—}3100\text{ см}^{-1}$, которое обусловлено характерными частотами метильных CH_3 и метиленовых CH_2 групп. Эти структурные группы составляют основу парафиновых и циклопарафиновых углеводородов. Ввиду того что указанные классы преобладают в нефтях и нефтепродуктах, метод ИКС наиболее пригоден для оценки суммарного содержания нефтепродуктов. К ароматическим углеводородам он малочувствителен.

Метод УФС основан на измерении поглощения в области $230\text{—}270\text{ нм}$, которое наиболее характерно для бензола и его производных, поэтому полосы поглощения в этой области известны под названием «бензольного поглощения». В силу этого метод особенно пригоден для регистрации ароматических углеводородов. То же относится к спектрофлуориметрическому методу. Наиболее часто для возбуждения используют свет с длиной волны 250 нм . В этой области спектра поглощают многие ароматические

углеводороды. Измерения проводят в области интенсивной ультрафиолетовой люминесценции (340—370 нм), что обуславливает высокую чувствительность метода.

В зависимости от способа построения градуировочной кривой и подготовки пробы спектроскопические методы пригодны для решения тех или иных аналитических задач. Например, для определения общего содержания нефтепродуктов наиболее широко используют метод ИКС, применяя для градуировки смесь углеводородов (изооктан-*n*-гексадекан-бензол). Чувствительность метода 0,05—0,1 мг/л при объеме пробы один-два литра. Подготовка пробы включает экстракцию четыреххлористым углеродом и хроматографическую очистку адсорбентами от полярных соединений. При этом метод особенно пригоден, когда нефтепродукт в воде представлен диспергированной, или пленочной, формой, т. е. находится в виде отдельной фазы, которая по групповому составу близка исходному нефтепродукту. В то же время, если нефтепродукт присутствует в воде главным образом в растворенном состоянии, т. е. в его групповом составе преобладают ароматические углеводороды (70—99 %), то использование метода ИКС для суммарной оценки углеводородного загрязнения нецелесообразно. Подобные ограничения свойственны и другим спектральным методам, предусматривающим применение стандартных калибровочных смесей для градуировки. Эти ограничения связаны с тем, что групповой состав нефтепродуктов при взаимодействии с системами вода—воздух, порода (почва)—вода—воздух, порода—вода может претерпевать существенные изменения. Наиболее достоверные результаты можно получить, применяя для градуировки загрязняющий нефтепродукт, выделенный из представительной пробы воды, например при использовании метода УФС для суммарной оценки нефтепродуктов. Однако процедура отбора такой пробы не проста и требует прежде всего точного определения понятия «представительная проба» в зависимости от конкретной ситуации, что в конечном счете весьма усложняет анализ. Вместе с тем метод УФС, предусматривающий применение для градуировки стандартных смесей углеводородов, целесообразно использовать для определения растворенной доли нефтепродуктов, если известен вид загрязняющего топлива. Я. Легочки [38] указывает, что хорошие результаты дает применение двух стандартов на основе смесей толуол-этилбензол-2,3-диметилнафталин, взятых в разных отношениях (для нефтепродуктов на основе бензин-керосиновых фракций, а для нефти и нефтепродуктов — высококипящих фракций).

Таким образом, спектроскопическим методам определения нефтепродуктов присущи ограничения, связанные с тем, что отдельные методы чувствительны лишь к определенным углеводородным группам нефтепродуктов. Групповой же состав нефтепродуктов в водной среде может претерпевать существенные изменения в процессах взаимодействия с двух- и трехфазными природными средами.

Среди *высокоспецифических методов* наиболее специфическими являются методы газовой хроматографии (ГХ). Они позволяют решать задачи как количественной оценки, так и идентификации источника загрязнений нефтепродуктами. Для анализа разнообразных видов и миграционных форм нефтепродуктов метод ГХ имеет большие преимущества перед спектроскопическими методами, поскольку является прямым методом, не требующим калибровки по образцу. Различные нефтепродукты и миграционные формы могут быть проанализированы при использовании разных вариантов ГХ-методик, позволяющих учитывать низко- и высококипящие углеводороды.

Обычным условием реализации высокочувствительного анализа является применение пламенно-ионизационного детектора (ПИД) в сочетании с различными способами обогащения пробы. Широко распространены методы экстракционного и адсорбционного концентрирования. При определении низкокипящих углеводородов часто используют такие приемы, как анализ равновесной фазы или обогащение путем выдувания током инертного газа с улавливанием в охлаждаемой до очень низкой температуры конденсационной ловушке или на сорбент.

Для количественной оценки на уровне ПДК (0,01—0,3 мг/л) можно использовать набивные колонки в сочетании с экстрагированием. Все варианты, предусматривающие экстракцию низкокипящими растворителями (пентаном, гексаном, четыреххлористым углеродом и др.) с последующим выпариванием раствора, позволяют проводить ГХ-анализ главным образом в области углеводородов C_{10} — C_{40} в режиме программирования температуры. При этом степень обогащения может достигать 1:10 000 (при обработке 1 л пробы и конечном объеме концентрированного экстракта 0,1 мл). Низкокипящие углеводороды можно анализировать при помощи методик, включающих экстракцию высококипящими растворителями с последующим хроматографированием в изотермическом режиме без дополнительного концентрирования. В этом варианте фактор обогащения порядка 1:100. Однако, несмотря на невысокую степень обогащения, анализ низкокипящих фракций нефтепродуктов может быть осуществлен в изотермическом режиме на максимально чувствительных шкалах прибора при достаточно высокой степени очистки растворителя. Поэтому в конечном счете чувствительность анализа в обоих вариантах сравнимая и по сумме углеводородов достигает 0,1 мг/л, а для индивидуальных углеводородов 0,001 мг/л.

Принципиально метод ГХ может быть использован в двух вариантах: 1) для определения индивидуального состава в пределах того или иного химического класса, когда ГХ сочетают с подготовкой пробы, предусматривающей очистку от мешающих компонентов. При этом качественная идентификация достигается сравнением со стандартными веществами или некоторыми дополнительными приемами; 2) в виде «отпечатков пальцев», когда качественный и количественный анализ может быть осуществлен

без детальной расшифровки. Этот вариант особенно полезен для идентификации и количественного анализа таких сложных смесей, как нефтепродукты.

Новые возможности открывает сочетание газовой хроматографии с масс-спектрометрическим детектированием, позволяющим осуществлять абсолютную идентификацию. Приборы ГХ-МС-ЭВМ широко используют американские исследователи для решения фундаментальных и прикладных проблем водно-аналитического контроля. Так, метод ГХ-МС в сочетании с техникой концентрирования, предполагающей выдувание летучих соединений на полимерный сорбент — тенакс с последующей термической десорбцией на капиллярную хроматографическую колонку, успешно применяют для анализа летучих соединений на нано- и микрограммовом уровне в источниках водоснабжения. Применение этой техники для анализа углеводородов в водах продемонстрировало возможность определения алканов до C_{20} , бензолов C_6 — C_{12} и нафталинов C_{10} — C_{11} [13, 33]. Использование спектроскопических и ГХ-методов при анализе нефтепродуктов в водах рассматривается в работе [13].

Сочетание методов. Из сказанного выше следует, что нет универсального аналитического метода для определения разных видов нефтепродуктов во всех областях концентраций углеводородных загрязнений в подземных водах. Для решения частных вопросов пригодны отдельные методы. Для количественного учета нефтепродуктов на уровне ПДК, когда вид загрязняющего топлива неизвестен, для идентификации источника загрязнения необходимо рациональное сочетание методов.

В наиболее общем виде задача количественного анализа связана с определением суммы углеводородов, выкипающих в широком интервале температур, в двухфазной системе. В конечном счете методы должны предусматривать определение низко- и высококипящих фракций, учитывая как возможность загрязнения различными видами нефтепродуктов, так и то обстоятельство, что в истинном растворе преобладают легколетучие (ароматические) углеводороды, а диспергированные нефтепродукты ближе по составу к исходным.

Например, для количественного анализа при концентрациях до 0,01 мг/л могут быть использованы параллельно две ГХ-методики, предусматривающие экстракционное концентрирование труднолетучими и легколетучими растворителями. Применение такого варианта при исследовании загрязнения подземных вод нефтепродуктами неизвестного происхождения позволило наряду с количественной оценкой сделать заключение о виде топлива и его миграционной форме [13].

Для количественных определений в области концентраций до 0,01 мг/л, вероятно, полезно сочетание ИК-спектрофотометрии с контролем присутствия ароматических углеводородов в однофазной системе методом ГХ или УФ (если известен вид загряз-

няющего топлива). Метод ГХ, несомненно, наиболее подходящий способ качественной идентификации. Для этой цели часто используют вариант метода «отпечатков пальцев».

При выполнении более чувствительного анализа на нанограммовом уровне необходимы способы концентрирования, обеспечивающие высокие степени обогащения. Анализ в этой области концентраций предъявляет особые требования к приборному и реактивному фону, а также к учету природного углеводородного фона. Весь комплекс аналитических проблем более надежно может быть решен с использованием абсолютной идентификации методом масс-спектрометрии.

Для анализа легколетучих углеводородов наиболее целесообразно концентрирование путем выдувания на сорбент с последующей термической десорбцией. При этом применение масс-спектрометрической идентификации позволяет исключить предварительную обработку, направленную на удаление мешающих компонентов или фракционирование, облегчающие идентификацию с детекторами обычного типа. Устранение этих процедур существенно снижает фон от загрязнений, вносимых реактивами, что в конечном счете позволяет повысить чувствительность анализа. Процедура обогащения, предусматривающая улавливание на колонке с тенаксом с последующей термической десорбцией на капиллярную колонку прибора ГХ-МС-ЭВМ, рекомендована в качестве стандартной в США для исследования летучих органических соединений.

Для анализа высококипящих фракций может быть использован способ адсорбционного концентрирования путем фильтрования воды через колонку, содержащую подходящий полимерный материал, с последующей десорбцией небольшими количествами органических растворителей и анализом с помощью ГХ-МС или другими методами. Весьма заманчиво, несомненно, заменить процедуру предварительной рекстракции из концентрационной колонки включением колонки в схему хроматографического анализа аналогично анализу летучих соединений. Принципиально такое общее решение возможно путем проведения последующего анализа методом высокоэффективной жидкостной хроматографии с масс-спектрометрическим детектированием. Для частного случая — анализа полициклических ароматических углеводородов — указанный подход, в дополнение к описанному методу ГХ-МС исследования летучих соединений предлагают американские специалисты, занимающиеся разработкой методов анализа углеводородов в окружающей среде.

Однако надо отметить, что пока еще нет способов, эквивалентных описанному (для определения летучих соединений), которые позволили бы проводить с аналогичной чувствительностью и надежностью анализ нелетучей или малолетучей части нефтепродуктов.

11.2. Определение пестицидов в подземных водах

Для анализа пестицидов в подземных водах обычно используют те же методы, что и для контроля содержания пестицидов в поверхностных водах.

При выборе аналитических методов необходимо учитывать следующее. Для большинства пестицидов их ПДК лежат на микрограммовом уровне, а для некоторых хлорорганических соединений — на нанограммовом. В природных водах могут присутствовать сложные смеси пестицидов, принадлежащих к одной или разным химическим группам. Многие пестициды подвергаются в природных условиях различным превращениям (окислению, гидролизу и т. д.), в результате чего образуются новые химические соединения, которые могут быть токсичнее, чем исходный продукт. Например, октахлор может превращаться в высокотоксичный гептахлор, трансноахлор и гептахлорэпоксид; ДДТ в результате гидролиза дает в качестве основного продукта ДДЕ.

В силу указанных причин способы определения пестицидов в водах должны отличаться высокой селективностью и чувствительностью. Этим требованиям отвечают методы, позволяющие осуществлять индивидуальный анализ в процессе разделения сложных смесей или после него. Поэтому наиболее эффективны хроматографические методы в сочетании с различными способами концентрирования и предхроматографической очистки. При этом на первом этапе исследований преобладало развитие методов тонкослойной хроматографии. В настоящее время предпочтительно использование методов газовой хроматографии как наиболее селективных и чувствительных.

Как правило, методы определения пестицидов в природной воде включают стадии: 1) выделения и концентрирования; 2) очистки концентратов и предварительного фракционирования; 3) количественного измерения и идентификации.

Методы выделения и концентрирования пестицидов из воды. Широко распространено экстракционное извлечение, которое часто дает хорошие результаты. В качестве экстрагентов применяют: гексан, петролейный эфир, диэтиловый эфир, хлороформ, дихлорэтан, бензол или смеси растворителей. Наряду с этим получают распространение и сорбционные методы концентрирования, особенно эффективно использование для этой цели макропористых стирол-дивинилных смол амберлитов (марок XAD, в частности, XAD-4 и XAD-2). Выделение осуществляют путем фильтрации определенного объема исследуемой воды через слой адсорбентов. Пестициды элюируются с сорбента органическими растворителями.

Методы очистки концентратов и предварительного фракционирования. Часто экстракт наряду с пестицидами содержит и другие органические соединения, обуславливающие его окраску и повышенную вязкость. Эти примеси могут создавать помехи на заключительной стадии аналитического определения, поэтому при необходимости прибегают к очистке экстрактов. Для этого исполь-

зуют колоночную и тонкослойную хроматографию. В качестве сорбента в колоночном варианте очистки чаще применяют флоризил (алюмосиликат). Элюирование проводят смесью петролейного эфира или гексана с диэтиловым эфиром. При этом, изменяя состав элюирующего раствора, можно провести предварительное фракционирование с целью облегчения идентификации при конечном измерении методом ГХ.

Методы количественного измерения и идентификации. Наиболее широкое распространение получили методы тонкослойной и газовой хроматографии.

Метод хроматографии в тонком слое (ТХС) применяют для качественного и полуколичественного анализа пестицидов и их метаболитов. Наиболее широко распространен адсорбционный вариант с использованием специально приготовленных или стандартных пластин с нанесенным слоем сорбента (чаще применяют силикагель или окись алюминия). Предел обнаружения, варьирующий для различных пестицидов и зависящий от способа определения и методики очистки, составляет обычно 10^{-6} — 10^{-7} г.

Методы газовой хроматографии (ГХ). Внедрению метода ГХ в аналитику пестицидов способствовало комплектование серийных ГХ-приборов различными высокочувствительными селективными детекторами. Так, электрозахватные детекторы позволяют обнаруживать галондсодержащие соединения в пикограммовой области (до 10^{-13} г в хроматографической пробе). В интервале от нанogramмов до десятков пикограммов удается детектировать фосфорорганические пестициды с помощью термеонового детектора (ТИД). Соотношение чувствительности ТИД к соединениям, содержащим хлор, азот, фосфор, примерно такое: $\text{Cl}:\text{N}:\text{P} = 1:100:1000$ (без учета влияния числа гетероатомов в молекуле и органической (не содержащей этих атомов) части молекулы. Для определения хлор-, сера-, фосфор- и азотсодержащих соединений применяют также селективные микрокулометрические детекторы. Высокочувствительное детектирование сера- и фосфорсодержащих соединений позволяет проводить пламенно-фотометрический детектор (поглощение при 394 и 526 нм соответственно). Пламенно-ионизационный детектор для определения пестицидов в воде неспецифичен и малочувствителен. В табл. 16 приведены сравнительные данные по чувствительности различных систем детектирования для пестицидов [37].

В качестве неподвижных фаз применяют различные силиконы. Например, для хлорорганических пестицидов: OV-1, DC-200 (метилсиликоны), QF-1 (трифторметилсиликон); для фосфорорганических пестицидов: OV-17 (фенилметилсиликон), OV-101, SE-30 (метилсиликон), OV-210 (трифторпропилметилсиликон). Для надежной идентификации используют хроматографирование на двух колонках с неподвижными фазами различной полярности. Например, неполярная колонка — 10 % жидкой фазы DC-200 на анахроме ABS и полярная — 4 % жидкой фазы SE-30 плюс 6 %

Предельная чувствительность детектирования различных пестицидов методом ГХ

Детекторы	Пестициды, нг			
	хлорорганические		фосфорорганические	
	ГХЦГ, ДДТ	2,4-Д и аналоги	паратлон	малатион
Пламенно-ионизацион- ный	20—100	50—100	200—500	150—400
Электронно-захватный	0,005—0,025	0,05—0,1	—	—
Кондуктометрический	0,02—0,1	0,5—2,0	—	—
Термоионный	—	—	0,2—0,5	0,2—0,4
Пламенно-фотометриче- ский				
по фосфору	—	—	0,05—0,1	0,05—0,1
по сере	—	—	0,1—0,2	0,1—0,2

жидкой фазы *QF-1* на том же носителе. Газохроматографическое определение пестицидов в воде отражено в различных руководствах по методам анализа вод.

Для анализа пестицидов в воде весьма перспективно сочетание метода ГХ с масс-спектрометрическим детектированием, позволяющее проводить абсолютную идентификацию. Следует отметить также создание автоматизированных систем ГХ-МС-ЭВМ для определения остаточных пестицидов в различных объектах, способных делать десятки (40—70) анализов после зарядки (помещения анализируемых пестицидов в виде экстрактов в специальные устройства для автоматической подачи проб в газовый хроматограф) без вмешательства оператора. Из-за высокой стоимости эта техника не получила широкого распространения и при массовых анализах используют главным образом методы ГХ.

Необходимо подчеркнуть также тенденцию привлечения в последнее время метода высокоэффективной жидкостной хроматографии. Метод весьма перспективен для анализа высокополярных малолетучих групп пестицидов, особенно таких, как феноксиалкилкарбоновые кислоты, анализ которых методом ГХ затруднителен или требует предварительной специальной обработки для перевода анализируемых соединений в более летучие производные.

11.3. Отбор проб загрязненных подземных вод

Отбор проб воды — это важная часть химического анализа загрязненных подземных вод. Способ отбора определяют следующие факторы: 1) цель гидрохимического наблюдения (для определения границ области загрязнения, прослеживания химического режима подземных вод, выявления направления распространения загрязненных вод и т. д.); 2) геологические и гидрогеологические

условия области загрязнения, в особенности глубина скважин, положение статического и динамического уровней; 3) конструкция скважин и прежде всего профиль их крепления; 4) методы анализа (обеспечение достаточного объема представительной пробы).

Получение достоверных результатов химического анализа подземной воды может обеспечить только проведенный надлежащим образом отбор. Отбирать образцы должен квалифицированный специалист, лучше всего химик. До начала опробования следует выяснить все обстоятельства, которые могут влиять на содержание химических компонентов в воде опробуемого водопункта. Необходимо учитывать рельеф участка, местные источники вторичных загрязнений воды, ее органолептические свойства (запах).

Отбор проб подземных вод, загрязненных органическими и неорганическими веществами, происхождение которых связано с деятельностью человека, отличается от опробования незагрязненных подземных вод.

Отбор проб подземных вод, содержащих растворенные загрязнения

Если загрязняющие вещества растворены в воде, отбор проб ведется согласно основным положениям, разработанным для отбора проб незагрязненных подземных вод. Необходимо учитывать характер опробуемого источника и подлежащих определению загрязняющих веществ и руководствоваться следующими общими принципами.

При отборе проб надо исключить возможность аэрации воды, что позволяют сделать глубинные пробоотборники, например: системы Фридингера, ЛВ-135 (бутыльный), ПВ-70 (поршневой) и ПВВ-138 (проточный высоконапорный). Менее рациональным, но наиболее простым является отбор проб в бутыл, подвешенную с грузом на канате. С большей опасностью аэрации связано получение пробы при откачке воды. В подобных случаях используют только погружной насос, причем пробу берут непосредственно над насосом из крана на напорной трубе.

Отбор проб желонкой с переливанием их в бутыл, учитывая возможность аэрации воды, допустим лишь в исключительных случаях. Пробы из источников с изливающейся водой отбирают сифоном. При аэрации проб возможны изменения химизма воды до ее анализа.

Пробу надо отбирать не сразу, а после предварительной, несколько раз повторенной (например, посредством откачки) перемены воды в опробуемом объекте. Пробы, взятые из объектов со стоячей водой, неrepresentative.

Выбор пробоотборных бутылей, хранение и консервирование проб зависят от вида определяемых загрязняющих веществ. Необходимо помнить, что от момента взятия пробы и до проведения ее анализа не должны измениться концентрация и характер загрязнения воды и не должно произойти вторичное (новое)

загрязнение ее. Такие изменения могут быть вызваны: сорбцией химических компонентов (например, токсичных металлов, пестицидов, углеводов) на стенках пробоотборных, особенно пластмассовых, сосудов и взвешенных коллоидных частиц; выщелачиванием некоторых компонентов со стенок пробоотборных сосудов и резиновых пробок (Сн, органические вещества); улетучиванием из неплотно закупоренных пробоотборников (например, углеводов нефти).

По приведенным причинам для отбора проб загрязненных подземных вод применяются прежде всего стеклянные сосуды с притертыми пробками, пробы хранят на холоде (до 4°C) или консервируют в пункте отбора. Анализ проб должен производиться в самом скором времени после их отбора. Ниже приведен перечень средств, применяемых для консервирования отобранных проб воды с учетом загрязняющих веществ.

Загрязняющие вещества	Способы консервирования
Фенолы	Введение NaOH 4 г/л
Антропоактивные ПАВ	Введение CHCl_3 2—4 г/л
Углеводы нефти	Введение 25 мл растворителя для экстракции
Токсичные тяжелые металлы	Подкисление азотной кислотой до pH 3 (5 мл/л). Консервировать кислотой нельзя в присутствии ионов CN^-
Цианиды	Подщелачивание пробы твердым NaOH до pH 11

При наблюдениях за токсичными металлами рекомендуется перед консервированием пропустить отобранную воду через мембранный фильтр размером 0,45 (для Fe, Np и других металлов) или 0,1 мкм (для Al). Наилучшими являются мембранные фильтры «Sartorius» (ФРГ) и «Millipore» (США).

Промежутки времени между отборами проб в начале наблюдения должны быть небольшими с целью определения изменчивости концентраций, а позднее они соответственно увеличиваются.

Отбор проб подземных вод, загрязненных нефтяными веществами

Нефть и нефтепродукты, образующие с водой гетерогенную систему, могут присутствовать в воде в форме свободной фазы (на ее поверхности), эмульсии или раствора (см. разд. 6). В опробуемом источнике воды часто присутствуют все эти формы нефтепродукта. В зависимости от взаимного расположения источников подземной воды и загрязнения нефтепродуктами в воду источника могут поступать жидкий нефтепродукт, воды с нефтепродуктом в виде эмульсии или с растворенными углеводородами нефти (иногда одновременно с жидким продуктом) и вода с эмульгированными и растворенными нефтяными углеводородами.

В воде загрязненного источника при статическом состоянии (когда вода не выкачивается) в вертикальном сечении образуются слои с различной концентрацией нефтяного вещества. На поверх-

ности присутствует жидкая фаза нефтяного вещества, ниже находится зона грубодиспергированных капелек нефтепродукта и его водной эмульсии, еще глубже — зона растворенных в воде углеводородов нефти. На дне могут находиться нефтяные углеводороды, адсорбированные на твердых частицах осадка. Поэтому важно отбирать пробы воды дифференцированно, с разных глубин и из отдельных зон источника подземной воды.

Методика и техника отбора проб подземной воды, загрязненной нефтепродуктами, являются важными, но недостаточно решенными проблемами. Разработанные в ЧССР способы опробования предусматривают отбор поверхностной пленки нефтепродукта и пробы с глубины 3—30 м под поверхность. Оба эти образца дают так называемую глобальную пробу, характеризующую максимальное загрязнение. Данные об общем загрязнении источника подземной воды получают путем поинтервального отбора, т. е. отбора проб с разных глубин и со дна скважины. Для взятия глобальной пробы годится пробоотборник Фриндингера. Он представляет собой полый цилиндр емкостью один-два литра, снизу и сверху закрывающийся откидными крышками, управляемыми пружинным механизмом. Прибор спускают в источник подземной воды, а когда он на определенной глубине наполнится водой, его закрывают крышками и извлекают на поверхность.

Подобным образом используется пробоотборник с широким горлом, помещающийся в футляре с закрывающим механизмом и подвешенный с ним на канате. Применение прибора Фриндингера и других глубинных пробоотборников для интегрального опробования проблематично. Отбирающие пробу приборы при проходе сквозь пленку нефтяного вещества загрязняются им и при глубинном отборе проб из источника вносят загрязнение ниже, в места взятия проб, оказывая влияние на концентрацию углеводородов нефти.

Загрязненный пробоотборник может переносить загрязнение и в другие источники подземной воды, из которых берутся пробы. Очистка отборных приборов затруднительна, и поэтому следует иметь для каждого опробуемого источника свой пробоотборный прибор. Рационально крепление нескольких пробоотборных приборов на общий канат, что дает возможность брать пробы одновременно с разных глубин источника.

Зональный отбор проб из скважин наиболее рационально производить при помощи выкачивающего пробоотборного устройства. При нем в скважину постепенно опускают насос, снабженный двойным обтюратором. При работе насоса обтюраторы наполняются выкачиваемой водой и ограничивают всасывание ее насосом из назначенной зоны, из которой после необходимой прокачки берут пробу. Такое оборудование изготавливает, например, предприятие «Гидролаб» (ЧССР).

Зональное опробование водоносного горизонта можно производить также при помощи перфорированных в нижней части труб

малого диаметра, которые опускают в скважину до определенных глубин, обеспечивая изолированный приток воды из различных зон. Отбор проб осуществляется путем вакуумного отсоса воды или откачки. Для такого отбора проб необходимы скважины большого диаметра. Наблюдательные скважины должны иметь сечение, которое позволило бы выкачивать воду обыкновенным переносным насосом.

Отбор проб подземных вод, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, хорошо производить по определенной программе. Для съемки области загрязнения служат отборы, производимые в два начальных периода. В течение первого периода отбирают «глобальные пробы» из водопунктов, находящихся в статическом состоянии. Во второй период берут пробы из источников в динамическом состоянии после откачки из них воды. Дальнейшие отборы служат для наблюдения за режимом загрязнения. Из всех опробованных источников выделяют небольшое число источников (индикаторных), имеющих решающее значение для оценки загрязнения подземной воды. Здесь проводят зональные отборы проб воды в динамическом состоянии и различные дополнительные измерения. Пробы воды из остальных источников берут по возможности в динамическом состоянии.

12. ПРИМЕРЫ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД И ОБОСНОВАНИЯ ИХ ОХРАНЫ

12.1. Комплексное изучение загрязнения подземных вод и окружающей среды в промышленном районе

Загрязнение подземных вод, как уже указывалось в разд. 1, является следствием загрязнения окружающей среды в целом — почв, поверхностных вод, атмосферы. Следовательно, изучение загрязнения подземных вод в промышленных районах должно быть тесно увязано с изучением загрязнения атмосферных осадков, воздуха, почв, поверхностных вод.

С 1975 г. проводятся работы по изучению влияния фильтрации промышленных стоков на гидрохимический режим подземных вод в одном из промышленных районов. Район расположен в долине реки, являющейся областью распространения трещинных вод верхнего мела и датского яруса и палеоцена, используемых для питьевого водоснабжения близлежащих городов и поселков. На участках право- и левобережной пойменной террас сосредоточены накопители промышленных стоков трех предприятий. В 3 и 1,3 км от хранилищ стоков вверх по течению реки находятся два водозаборных сооружения, эксплуатирующих подземные воды М-К и Б.

Выделяются два водоносных горизонта: аллювиальный и верхнемеловой, разделяющиеся небольшим по мощности (4—7 м) относительным водоупором (так называемой зоной кольматации). Наиболее водообильным является верхнемеловой водоносный горизонт, который и служит источником питьевого водоснабжения. Воды аллювиального горизонта играют незначительную роль в водоснабжении населенных пунктов.

В естественных условиях подземный поток в аллювиальных отложениях и мел-мергельной толще движется от водораздела к руслу реки и разгружается там. Первоначально (до начала эксплуатации подземных вод) уровни верхнемелового горизонта были выше уровней аллювиального, а затем в результате интенсивного водоотбора резко снизились и оказались ниже уровня подземных вод аллювиальных отложений. Это привело к тому, что последние стали источником питания верхнемелового водоносного горизонта. Таким образом, существует гидродинамическая предпосылка для перетекания сверху вниз и поступления загрязняющих веществ из аллювиального горизонта в верхнемеловой.

Водозаборное сооружение М-К, эксплуатируемое с 1967 г., находится на правобережной пойменной террасе реки, на участке протяженностью 10 км. Оно представляет собой линейный ряд скважин с расстоянием между ними 250—620 м. Производительность водозабора от 5 до 8 тыс. м³/сут. Водозаборное сооружение Б, эксплуатируемое с 1962 г., расположенное на левобережной пойменной террасе реки, представляет собой сосредоточенную на площади группу скважин с расстоянием между ними 60—200 м. Производительность его до 7 тыс. м³/сут.

Исследования режима подземных вод района показали, что между поверхностными водами реки, водами аллювия и мел-мергельной толщи существует тесная гидравлическая связь, имеющая большое значение для формирования химического состава подземных вод трещиноватой зоны верхнего мела.

Характерной особенностью гидрохимического режима водоносных горизонтов является постоянное влияние на них сточных вод промышленных предприятий. С 1970 г. отмечается повышение агрессивности подземных вод эксплуатируемого водоносного горизонта в восточной части водозаборного сооружения М-К, связанное с продвижением фронта загрязнения от накопителей промышленных стоков. В связи с этим в конце 1970 г. была исключена из эксплуатации краевая скважина, расположенная на восточной окраине участка водозабора. Накопители стоков находятся в сфере влияния депрессионных воронок водозаборов.

Стоки характеризуются высокими содержаниями сухого остатка, сульфатов, хлоридов, натрия, сероводорода, сероуглерода, поверхностно-активных веществ и органических соединений. Фльтрация стоков из накопителей и сбросных прудов, аварийные выбросы в пределах промышленных площадок являются основным источником загрязнения подземных вод и окружающей среды. Вторичными источниками служат загрязненные промышленными стоками поверхностные воды, загрязненные грунты, газодымовые выбросы предприятий.

Для оконтуривания площади загрязнения водоносных горизонтов, выявления характера загрязнения в вертикальном разрезе, а также изучения гидрохимических условий района и режима подземных вод прежде всего необходимо было создать наблюдательную сеть, которая до 1975 г. практически отсутствовала. С этой целью было пробурено 39 скважин (20 на верхнемеловой водоносный горизонт и 19 — на аллювиальный) и оборудовано 15 спаренных наблюдательных кустов на оба водоносных горизонта. Скважины расположены по профилям, ориентированным в направлении от хранилищ промышленных стоков к водозаборам. Производились комплексные наблюдения за изменением окружающей среды, охватывающие изучение загрязнения почв, поверхностных вод и атмосферных осадков (по 17 пунктам), а также стационарные наблюдения за режимом сброса и химизмом стоков. Отбор образцов почв для определения содержания в них загрязняющих веществ производится на участках хранилищ промышленных отхо-

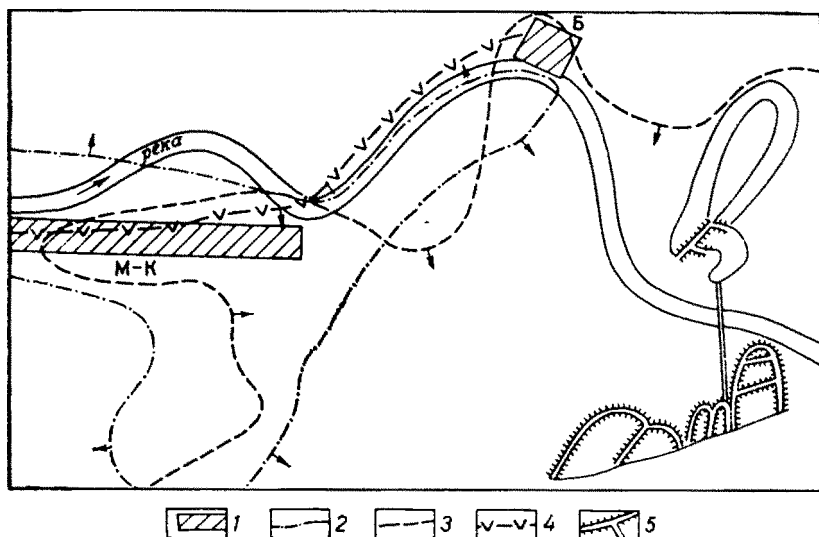


Рис. 40. Схема загрязнения подземных вод и почв в промышленном районе.

1 — водозаборы; 2—4 — граница области загрязнения (2 — почва по минерализации водной вытяжки 1 мг на 100 г грунта, 3 — мелового водоносного горизонта, 4 — аллювиального водоносного горизонта); 5 — отстойники промышленных стоков. Стрелки на линиях указывают направление усиления загрязнения

дов и за их пределами на расстоянии до 4 км. Отбор проб атмосферных осадков привязан к точкам опробования почв, а также к отдельным наблюдательным скважинам на аллювиальный водоносный горизонт, с тем чтобы в таких точках иметь комплекс данных, характеризующих загрязнение почв, атмосферных осадков и подземных вод. Для опробования поверхностных вод выбирают участки выше и ниже сброса сточных вод в реку. Таким образом, была создана специализированная режимная наблюдательная сеть по изучению загрязнения подземных вод и окружающей среды, охватывающая промышленные объекты и водозаборы.

Кроме того, в состав исследований вошли: обследование источников загрязнения и водозаборов, полевые опытно-фильтрационные работы, изучение гидродинамической картины движения подземных вод от источников загрязнения к водозаборам и оценка скорости вертикального водообмена через зону колюматации с применением индикатора, а также стационарные режимные наблюдения. Было выполнено моделирование процесса загрязнения и даны прогнозные оценки миграции загрязненных подземных вод в верхнемеловом горизонте.

В результате проведенных исследований была выявлена картина загрязнения подземных вод в аллювиальном и верхнемеловом водоносных горизонтах, получены данные о загрязнении почвы и атмосферных осадков. Области загрязнения аллювиального и верхнемелового водоносных горизонтов представлены на

рис. 40. Загрязнение этих горизонтов происходит не в одинаковой степени.

Под влиянием поверхностных (природных и искусственных) накопителей промышленных сточных вод прежде всего загрязняется аллювиальный водоносный горизонт, ничем не защищенный от фильтрующихся в него сточных вод с поверхности земли. Область загрязнения в нем наибольшая, площадь ее (по контуру общей минерализации 1 г/л) составляет 14—15 км². Верхнемеловой водоносный горизонт может загрязняться только вследствие притока загрязненных аллювиальных вод через разделяющий слабопроницаемый слой (зону кольматации). Область загрязнения здесь несколько меньше, чем в аллювиальном: площадь области загрязнения составляет 11—12 км² (по изолинии общей минерализации 1 г/л).

Вода, отобранная из верхнемелового и аллювиального горизонтов вблизи накопителя, наиболее минерализована, а по составу и концентрации солей почти не отличается от сточных вод накопителя. При этом загрязнение в водоносных горизонтах у накопителей распространяется почти равномерно на всю опробованную глубину. Под накопителями и вокруг них в обоих горизонтах образуется сплошная зона загрязнения.

Наличие области загрязнения в верхнемеловом горизонте свидетельствует о том, что перекрывающий слой (зона кольматации) не является экраном, препятствующим проникновению загрязненных вод из аллювиального горизонта в верхнемеловой. Область интенсивного загрязнения подземных вод в аллювиальном горизонте распространяется от шламонакопителей и отстойников сточных вод на 2,0—2,3 км.

Загрязненные аллювиальные воды здесь имеют характерные для промышленных сточных вод запах и окраску; они сильно минерализованы, быстро окисляются на воздухе и обладают высокой жесткостью. В этих водах также содержится значительное количество органических соединений, о чем свидетельствуют большие потери при прокаливании, окраска и высокая окисляемость подземных вод.

Верхнемеловой водоносный горизонт в общем менее загрязнен по сравнению с водами аллювия. Граница загрязненных вод продвигается к водозаборным сооружениям. Скорость продвижения фронта загрязнения (контура минерализации 1 г/л) по разным направлениям варьирует в пределах от 40 до 150 м/год. Величина коэффициента дисперсии, приближенно оцененная для верхнемелового горизонта по изменению во времени ширины переходной зоны, изменяется в широких пределах от 10^{-2} до 3 м²/сут.

Индикаторными исследованиями установлено, что преобладающие значения пористости водоносных пород верхнемелового горизонта составляют 0,01—0,03. Такие же значения были получены по результатам решения обратной задачи, исходя из данных изменения во времени качества воды на водозаборе. Минерализация подземных вод в водозаборных сооружениях возросла

в среднем на 0,9 г/л; увеличилось также содержание хлоридов и сульфатов.

Поверхностные хранилища отходов оказывают загрязняющее воздействие не только на подземные воды, но и на почвенный слой. Анализ 100 водных вытяжек из грунтов показал, что наиболее загрязнены почвы на участках, прилегающих к хранилищам промышленных стоков, где водные вытяжки представляют собой минерализованные растворы сульфатно-натриевого типа с повышенным содержанием ионов хлора. Максимальные значения общей минерализации водных вытяжек из грунта зафиксированы в районе накопителей стоков. По сравнению с водными вытяжками, взятыми из грунтов вдали от очагов загрязнения, общая минерализация поровых растворов в районе накопителей выше. Сопоставление состава водных вытяжек из грунтов с водами аллювиального горизонта тех же участков указывает на их сходство в типе и минерализации. В водных вытяжках, как и в аллювиальных водах, более всего содержится сульфатов, составляющих до 50 % сухого остатка. Близкие значения химического состава поровых растворов и аллювиальных вод на участках очагов загрязнения свидетельствуют о достаточно высокой фильтрационной проницаемости отложений, подстилающих накопители стоков. В результате аккумуляции минеральных солей из отходов промышленных производств, сбрасываемых в течение десятков лет, грунты превратились во вторичные источники загрязнения подземных вод, прежде всего, аллювиального горизонта.

Характер загрязнения грунтов на рассматриваемой территории в целом соответствует распространению загрязнения в аллювиальном водоносном горизонте. Несомненно, область загрязнения подземных вод по сравнению с областью загрязнения почвенного слоя более мобильна, она постепенно расширяется под влиянием естественного движения подземных вод и работы водозаборов, но вместе с тем можно отметить определенное совпадение конфигурации областей загрязнения почвенного слоя и аллювиального водоносного горизонта. Это обстоятельство позволяет предположить, что загрязненность почвы является одним из индикаторов загрязнения грунтовых вод, в которые прежде всего попадают загрязняющие вещества, вымываемые из почвы атмосферными осадками. По состоянию почвенного слоя можно в какой-то мере судить о загрязненности грунтовых вод. Загрязненность почвенного слоя может оказаться поисковым признаком при изучении области загрязнения грунтовых вод и ее оконтуривании.

Существенное влияние на качество подземных вод оказывает загрязнение поверхностных вод. В балансе питания водозаборных сооружений значительная роль принадлежит речным водам вследствие взаимосвязи аллювиального горизонта с верхнемеловыми. Несомненно, что вместе с речной водой к водозаборам поступают содержащиеся в ней загрязняющие вещества, и, пока в реку спускают сточные воды, водозаборы не могут быть чистыми. Сравнение результатов анализов воды из реки выше и ниже

места сброса промышленных стоков свидетельствует о некотором влиянии сточных вод на физические свойства и химический состав речных вод.

Окружающая среда в рассматриваемом районе загрязняется и через газодымовые выбросы промышленных отходов в атмосферу, которые загрязняют атмосферные осадки и в виде пыли оседают на поверхность земли. Рассеяние выбросов и выпадение загрязненных осадков происходят на расстоянии 6—8 км от источника выбросов по преобладающему направлению ветра. При оседании пыли, выпадении атмосферных осадков и таянии снегов загрязняющие компоненты аккумулируются в почве, грунтах зоны аэрации, а затем попадают в аллювиальный водоносный горизонт.

Результаты проведенных исследований позволили обосновать мероприятия по защите подземных вод и локализации очага загрязнения. Были выполнены ориентировочные оценки работ защитного водозабора в верхнемеловом горизонте, целью сооружения которого в центре очага загрязнения являются локализация и стягивание области загрязнения посредством откачки загрязненных подземных вод. Расчеты показали, что при производительности защитного водозабора 6—8 тыс. м³/сут наиболее загрязненная часть верхнемелового водоносного горизонта будет ликвидирована за 5—7 лет. Но при откачке загрязненных подземных вод из верхнемелового горизонта будет активизироваться приток загрязненных вод из аллювиального горизонта вследствие взаимосвязи этих двух горизонтов, что может существенно снизить эффективность работы защитного водозабора. Поэтому откачка загрязненных вод из верхнемелового горизонта должна сопровождаться одновременным отбором загрязненных вод из аллювиального.

При работе защитных водозаборов возникает проблема сброса больших объемов откачиваемых загрязненных подземных вод. Проблема сложная, так как без предварительной очистки сброс их в реку невозможен.

Таким образом, защитные мероприятия должны охватывать одновременно верхнемеловый и аллювиальный водоносные горизонты. Однако даже откачки загрязненных вод из обоих горизонтов будет недостаточно для предотвращения дальнейшего поступления загрязняющих веществ в подземные воды, если не осуществлен мер по ликвидации поверхностных источников загрязнения (накопителей, отстойников, сброса сточных вод в озера) в долине реки в пределах развития верхнемелового горизонта. Такая ликвидация является первоочередной мерой в деле защиты подземных вод и окружающей среды.

Необходима рекультивация земель на участках, прилегающих к поверхностным хранилищам отходов, так как загрязненные грунты даже при ликвидации накопителей и отстойников могут в течение длительного времени оставаться дополнительным источником загрязнения подземных вод. Таким образом, мероприятия

по защите подземных вод тесно связаны с общим комплексом мер по охране окружающей природной среды в целом.

Необходимо создать водоохранную зону в долине реки на территории, прилегающей к промышленному узлу. Она должна быть достаточно протяженной (особенно вверх по течению реки), включать оба берега и пойму реки в полосе развития верхнемелового водоносного горизонта. В пределах зоны должны быть осуществлены следующие мероприятия: 1) запрещено дальнейшее строительство хранилищ промышленных стоков; 2) ликвидированы существующие накопители (новые накопители должны создаваться как нефилтрующие и экранированные и только за пределами водоохранной зоны; 3) полностью прекращен сброс сточных вод в реку; 4) устранено или резко сокращено загрязнение атмосферы; 5) проведена рекультивация загрязненных земель; 6) запрещено строительство новых грязеемких промышленных или сельскохозяйственных объектов (например, животноводческих ферм) и ограничены любые виды строительства и освоения территории, ведущие к ее загрязнению.

Исследования показали, что изучение взаимосвязи загрязнения подземных вод с изменением природной среды важно не только для выяснения причин загрязнения подземных вод, но и для правильного обоснования защитных мер.

12.2. Защита пресных подземных вод от подтягивания соленых вод методом спаренной откачки

Разработка и внедрение мер борьбы с вторжением соленых вод в зону пресных подземных при эксплуатации линз пресных вод осуществлялись на одной из наиболее изученных линз Каракумской пустыни — Ясханской. В плане она имеет эллипсоидальную форму с вытянутой широтно длинной осью, т. е. почти параллельно широтному отрезку долины р. Узбоя. Протяженность длинной оси эллипса составляет 65 км при максимальной ширине 30 км. Таким образом, площадь линзы (в контуре до 1,0 г/л) равна примерно 2000 км² (рис. 41).

По химическому составу воды пестрые. Так, воды с минерализацией до 0,5 г/л, занимающие верхнюю часть линзы, имеют преимущественно гидрокарбонатный натриевый и кальциевый состав. Среди вод с минерализацией более 0,5 г/л преобладают хлоридно-гидрокарбонатный и хлоридный натриевый составы, а более 1,0 г/л, как правило, хлоридный натриевый.

Мощность Ясханской линзы (как и большинства других, окружающих солеными водами) изменяется в больших пределах. Общий закономерностью является увеличение мощности от периферии к центру, что собственно и определяет линзовый тип этого месторождения пресных вод. Максимальная мощность пресных вод отмечена в зоне, расположенной ближе к южному контуру.

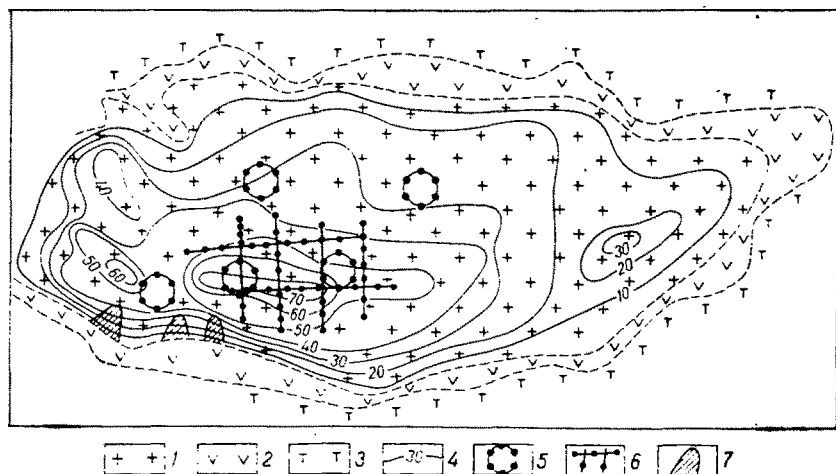


Рис. 41. Схема Ясханской линзы пресных подземных вод:

1—3 — значения минерализации воды, г/л (1 — до 1,0, 2 — от 1,0 до 2,0, 3 — более 3); 4 — линии равных мощностей пресных вод; 5, 6 — два варианта водозабора; 7 — конусы соленых вод

Здесь скважины глубиной 115—125 м, пройдя по пресной воде 70—90 м, часто не доходили до соленых вод. В восточной периферийной части линзы мощность пресных вод не превышает 35 м. Глубина залегания уровня подземных вод от дна межгрядовых понижений изменяется от 15 до 40 м; воды безнапорные.

Пресные подземные воды с минерализацией до 1,0 г/л приурочены к аллювиальным отложениям пра-Амударьи, которые представлены песками с прослоями супесчано-глинистых пород. Пески обладают хорошими фильтрационными свойствами: $k_{\phi} = 2,2\text{—}31$ м/сут, $km = 500\text{—}2000$ м²/сут.

Ясханская и большинство крупных линз Каракумов, по всей вероятности, реликтовые с дополнительным восполнением за счет атмосферной влаги, поступающей через зону аэрации. С помощью математического моделирования установлено, что питание линзы через зону аэрации равно 350 л/с. При эксплуатации Ясханской и вообще подпесчаных линз Каракумов необходимо рассчитывать на сработку статических запасов. Основной вопрос, возникающий при эксплуатации линзы, — проблема водоотбора, предотвращающего смешение пресных и соленых вод при откачке. С этой целью на Ясханской линзе были проведены следующие исследования: откачка только пресной воды; одновременная откачка пресной и соленой воды из рядом расположенных скважин.

Результаты эксперимента и опыт водозабора по изучению возможности отбора пресных вод без защиты от внедрения соленых вод показали, что при любой мощности пресных вод, если в разрезе отсутствует надежный водоупор, вторжение соленых вод неизбежно. Время подтягивания соленых вод зависит от длины

рабочей части фильтра, дебита отбираемой воды и расположения фильтра по отношению к границе раздела пресных и соленых вод. Примером может служить эксплуатационный узел 6. Мощность пресных вод здесь более 90 м. Эксплуатация одиночной скважиной осуществлялась 5 лет. Фильтр в скважине находился на 30 м выше забоя скважины. Вторжение соленых вод в скважину произошло через 682 сут.

Наибольший интерес представляет одновременная откачка пресных и соленых вод из рядом расположенных скважин (см. разд. 10.4). Спаренная система представляет собой две расположенные рядом скважины, из которых одна отбирает пресную, а другая — соленую воду. Откачка такой системой создает между фильтрами двух скважин поверхность раздела потоков, положение которой в разрезе зависит от соотношения дебитов, расположения рабочей части фильтров в водоносном горизонте и соотношения коэффициентов фильтрации отдельных слоев разреза. Если поверхность раздела потоков располагается выше границы между пресными и солеными водами или же совпадает с такой границей, деформированной в процессе откачки, то подсасывание вод скважиной, отбирающей пресные воды, полностью исключается.

На этом принципе построено и успешно функционирует в течение длительного времени водозаборное сооружение (линейный ряд спаренных скважин), эксплуатирующее пресные подземные воды Ясханской линзы.

Опыт эксплуатации Ясханской линзы показал, что спаренные скважины являются достаточно надежной системой, предохраняющей от вторжения нижележащих соленых вод. Она обеспечивает сохранение гидродинамического равновесия между пресными и солеными водами и способствует сохранению качества пресных вод на протяжении всего срока эксплуатации. Примером работы системы спаренных скважин на протяжении десятилетней эксплуатации может служить узел 7. Из рис. 42 видно, что минерализация пресной воды за весь период эксплуатации остается постоянной.

В изменении минерализации откачиваемой соленой воды наблюдается следующая закономерность: первые три года происходит постепенное увеличение ее и по своей форме кривая изменения напоминает параболу, а следующие семь лет эта зависимость выражается в виде прямой линии со слабой тенденцией к возрастанию. Для прогнозирования изменения минерализации соленой воды во времени проводят математический анализ фактических данных.

Такой прогноз дает возможность определить период, в течение которого откачиваемую соленую воду с минерализацией 1—5 г/л можно использовать в народном хозяйстве.

На Ясханском водозаборном сооружении многие годы находятся в эксплуатации системы спаренных скважин в условиях неоднородного водоносного пласта, когда в зоне пресных вод имеется слабопроницаемый прослой, выше которого залегают

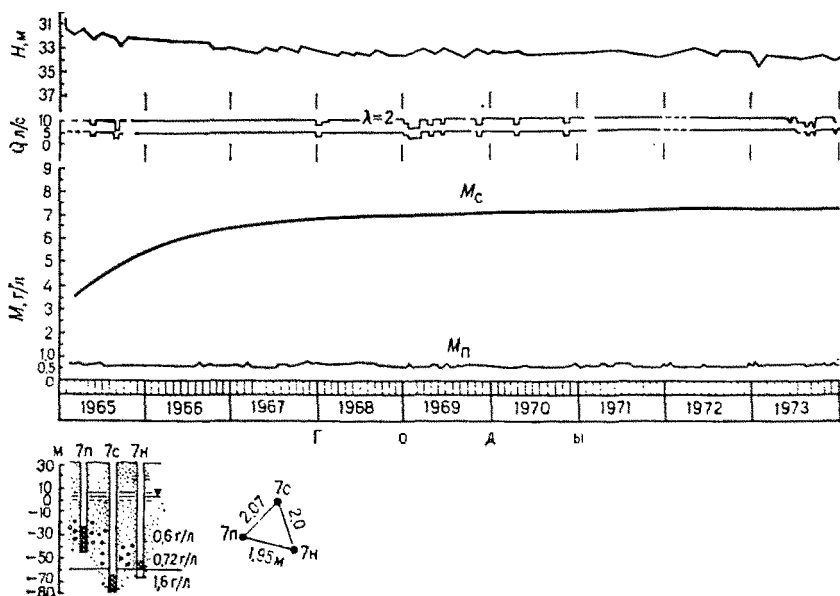


Рис. 42. Работа спаренной системы скважин в однородном водоносном пласте

только пресные воды, а ниже — остаточный слой пресных вод и соленые воды. Было оборудовано 26 узлов таким образом, что фильтры скважин на соленую воду располагались ниже подошвы слабопроницаемого слоя, но в зоне пресных вод. Анализ опыта эксплуатации таких узлов показал, что при наличии в водоносном пласте слабопроницаемых прослоев любой мощности системы спаренных скважин работают как бы независимо друг от друга.

Примером может служить узел 49, в котором скважина 49 п, предназначенная для откачки пресной воды, оборудована фильтром, расположенным выше кровли слабопроницаемого слоя, а скважина 49 с на соленую воду — ниже подошвы этого слоя, но до ввода в эксплуатацию фильтр ее располагался также в пресной воде, кроме того, имеется наблюдательная скважина 49 н. Мощность слоя пресных вод под подошвой глин 30 м (рис. 43). После ввода узла в эксплуатацию оказалось, что буквально через несколько часов минерализация воды в скважине на соленую воду увеличилась от 0,98 до 2,5 г/л, а к 1976 г. возросла до 7,4 г/л. Закономерное увеличение минерализации соленой воды продолжалось из года в год.

Опыт откачки из узла 49 показал, что в этих условиях идет формирование купола соленых вод, внедряющихся в зону пресных вод, и слабопроницаемый слой ограниченных размеров не является препятствием для этого внедрения.

Для того чтобы представить взаимосвязь между пресными и солеными водами в неоднородном водоносном пласте в процессе

Рис. 43

Схема работы спаренных систем в неоднородном водоносном пласте.

1 — глины; 2 — сложенный песками горизонт пресных подземных вод; 3 — соленые воды; 4 — фильтр. Цифрами дана минерализация воды, г/л. Слева показана скв. 49п, с центра — скв. 49с, справа — скв. 49н

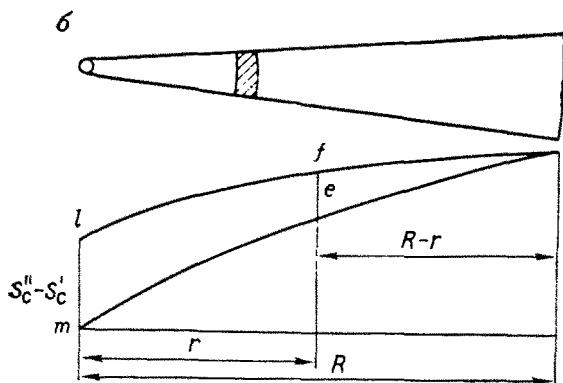
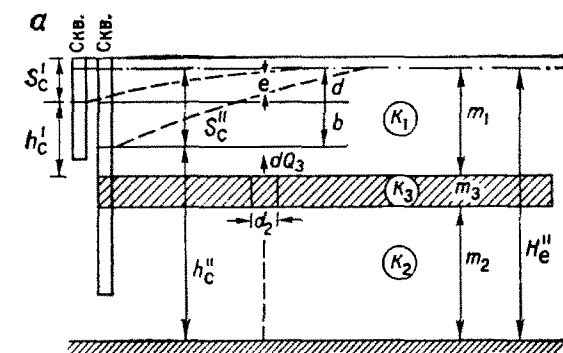
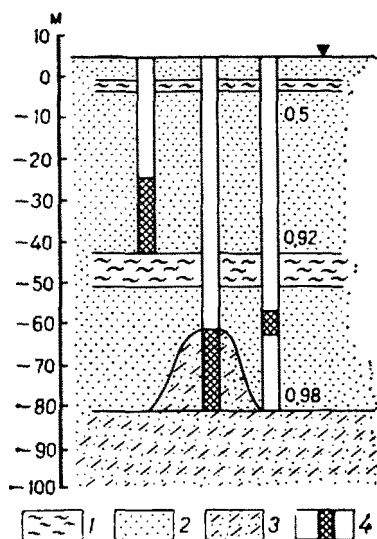


Рис. 44

Расчетная схема систем спаренных скважин в трехслойном пласте (а) и продольное сечение свободной и пьезометрической поверхностей вертикальной плоскостью (б)

работы систем спаренных скважин предлагается приближенное решение. Расчетная схема представляет собой систему спаренных скважин, находящихся в водоносном пласте, разделенном слабо-проницаемой прослойкой мощностью m_3 с коэффициентом фильтрации k_3 (рис. 44). Рассматривается радиальный установившийся приток к системе скважин.

При работе верхней скважины с понижением S'_c в верхней половине водоносного пласта мощностью m_1 и коэффициентом фильтрации k_1 создается соответствующая депрессионная поверхность. Дебит пресных вод в верхней скважине будет равен

$$Q_n = \frac{\pi k_1 (H_e^2 - h_c^2)}{\ln(R/r'_c) + c_1} = \frac{\pi k_1 (2H_e - S'_c) S'_c}{\ln(R/r'_c) + c_1}. \quad (12.1)$$

При работе второй скважины с понижением S''_c в нижней части водоносного пласта мощностью m_2 и коэффициентом фильтрации k_2 создается соответствующая поверхность пьезометрических напоров. Дебит соленой воды в нижней скважине будет равен

$$Q_c = \frac{2\pi k_2 m_2 (H_e - h_c)}{\ln(R/r'_c) + c_2} = \frac{2\pi k_2 m_2 S''_c}{\ln\left(\frac{R}{r'_c}\right) + c_2}, \quad (12.2)$$

где H_e — мощность водоносного слоя; h_c — положение уровня воды в эксплуатируемой верхней скважине; R — радиус влияния спаренной системы; r'_c — радиус скважины системы; c — сопротивление на гидродинамическое несовершенство скважин.

Расход и направление перетекания пресных и соленых вод зависят от значений напоров на свободной и пьезометрической поверхностях.

Расход перетекания равен

$$Q_3 = (\pi/3) (k_3/m_3) (S''_c - S'_c) R^2. \quad (12.3)$$

Полученное решение (12.3) позволяет обосновать следующие простые критерии перетекания: при $S''_c < S'_c$ происходит перетекание пресных вод в нижнюю половину водоносной толщи; при $S''_c > S'_c$ происходит подтягивание соленых вод; при $S''_c = S'_c$ перетекания нет. Полученные критерии позволяют определить оптимальное соотношение дебитов скважин в системе, исключающее перетекание пресных и соленых вод через экранирующий слой,

$$\frac{Q_n}{Q_c} = \frac{k_1 (2H_e - S_c)}{2k_2 m_2}, \quad (12.4)$$

где $S_c = S'_c = S''_c$ — понижение уровня (одинаковое в обеих скважинах системы).

Полученные зависимости наряду с приведенными в разд. 10.4 дают возможность обосновать мероприятия по рациональной экс-

плуатации спаренных систем. При слабой проницаемости экранирующего слоя ($k_3 < 0,0001$ м/сут) дебит перетекания Q_3 согласно формуле (12.3) исчезающе мал и практически не приведет к изменению минерализации пресных вод. В таких случаях эксплуатация спаренной системы экономически нецелесообразна и скважины на соленую воду можно отключить.

На Ясханской линзе накопился материал, который позволяет судить о скорости передвижения соленых вод в плане при эксплуатации. Установлено, что если створы эксплуатационных скважин располагаются нормально к контуру линзы, то кроме регионального стягивания контуров линзы идет конусообразное вторжение соленых вод в зону пресных вод. Вершины конусов направлены в сторону створов эксплуатационных скважин. Скорость перемещения контура соленых вод достигает 0,3 м/сут. Сформировалось три таких конуса соленых вод. Для того чтобы предохранить пресные воды от проникновения соленых вод со стороны боковых границ, необходимо водозабор располагать таким образом, чтобы стягивание контуров линзы происходило равномерно. На Ясханской линзе наиболее целесообразно располагать водозабор по длинной оси линзы в виде двух-трех рядов параллельно расположенных систем спаренных скважин.

Резюмируя изложенное, можно сделать следующие выводы. Системы спаренных скважин в однородном водоносном пласте обеспечивают сохранение гидростатического равновесия между пресными и солеными водами и исключают вторжение соленых вод в зону пресных вод.

Если водоносный пласт неоднородный, то оборудование систем лучше вести по двум схемам: 1) при мощности слабопроницаемых слоев не более 5 м обе скважины нужно бурить до кровли слабопроницаемого слоя и располагать фильтры поэтажно, что обеспечит своевременный отвод соленых вод, если они через какой-то срок подойдут в обход глинистых прослоев; 2) если мощность слабопроницаемого слоя более 8 м, целесообразно бурить скважину только на пресную воду и наблюдательную скважину, фильтр в которой устанавливается выше кровли слабопроницаемого слоя (наблюдения по ней позволят установить время вторжения соленых вод и своевременно принять защитные меры).

12.3. Загрязнение подземных вод на о-ве Житном

Самые большие ресурсы пресных подземных вод ЧССР находятся на о-ве Житном (на р. Дунае вблизи Братиславы). Месторождение приурочено к мощной толще аллювиальных отложений. Преимуществом указанной области является постоянное пополнение подземных вод поверхностными из р. Дуная. Для этого месторождения подземных вод характерна большая емкость водоносных пород, отличающихся высокими фильтрационными свойствами (гравийно-галечниковыми отложениями). На острове расположены заводы, транспортные сооружения и населенные пункты.

Крупнейшим промышленным предприятием является нефтеочистительный завод «Словнафт». Незащищенность подземных вод и наличие промышленных объектов привели к тому, что произошло загрязнение подземных вод (прежде всего, нефтепродуктами), которое достигло одного из источников водоснабжения г. Братиславы.

Детальные гидрогеологические исследования показали, что в 1973 г. площадь нефтепродуктов на поверхности грунтовых вод составляла 3,5 км², а площадь водоносного горизонта, загрязненного растворенными и эмульгированными нефтяными веществами, — 26 км²; объем нефтяных веществ на поверхности горизонта грунтовых вод оценивался в 100 000 м³. В 1973—1975 гг. были проведены гидрогеологические исследования, целью которых было определение основных источников загрязнения грунтовых вод и изменений в масштабе загрязнения, выяснение возможности ликвидации загрязнения.

Результаты работ показали, что основными источниками загрязнения являются эстакада для загрузки нефтяных продуктов, негерметичность систем промышленной канализации, трубопроводов и баков, фильтрация сильно загрязненных охлаждающих вод из накопителя (сточные воды сбрасываются в р. Малый Дунай).

Подробный анализ ситуации показал, что без постепенной перестройки всего завода нельзя воспрепятствовать утечке нефтяных продуктов. Поэтому был выбран вариант создания гидравлической завесы по периферии завода, с тем чтобы улавливать все нефтяные продукты, поступающие с его территории.

Были установлены также причины загрязнения источника водоснабжения г. Братиславы. Первые порции загрязнения попали в источник из р. Малого Дуная. Вследствие отбора подземных вод с расходом около 800 л/с образовалась депрессионная воронка, в которую попали загрязненные речные воды. Ширина полосы загрязнения составляла около 700 м. В первую очередь были загрязнены колодцы, находящиеся в непосредственной близости от реки (рис. 45).

Дальнейшее ухудшение качества подземных вод на водозаборном сооружении было вызвано загрязнением, которое распространилось от нефтеочистительного завода по направлению понижения уровня грунтовых вод, его движение было ускорено отбором воды в источнике водоснабжения. Окончательно этот источник был загрязнен полосой нефтепродуктов на поверхности подземных вод, которая распространилась на расстояние до 3,0 км от загрязнителя.

После прекращения отбора воды из источника водоснабжения и начала эксплуатации гидравлической завесы полоса загрязнения, двигавшаяся от р. Малого Дуная (вследствие естественных процессов самоочищения), значительно сократилась и стабилизировалась в виде полосы шириной около 400 м вокруг, а полоса загрязнения нефтепродуктами на поверхности грунтовых вод не-

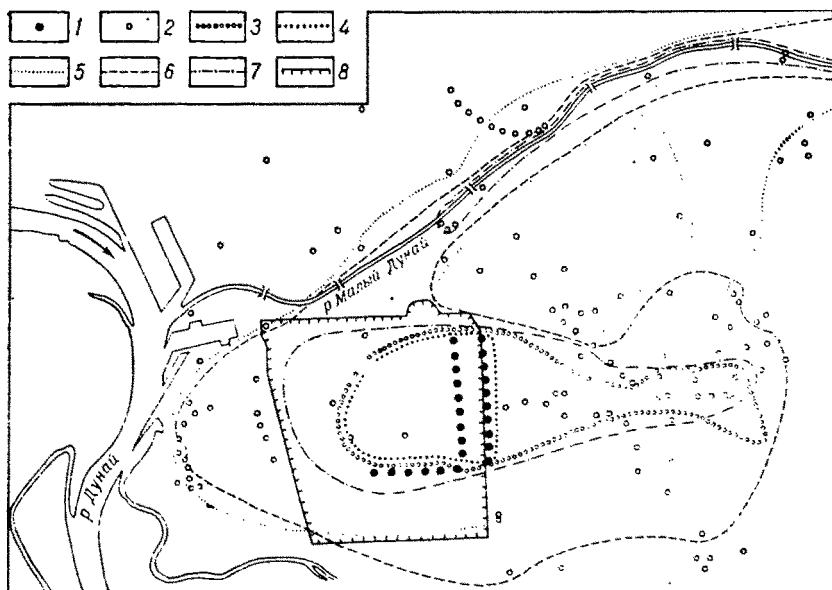


Рис. 45. Схема загрязнения подземных вод нефтепродуктами на о-ве Житном:

1 — скважины гидравлической завесы; 2 — наблюдательные скважины; контур нефтепродуктов на поверхности грунтовых вод по состоянию: 3 — на 1972 г.; 4 — на конец 1975 г.; контур загрязнения растворенными в воде нефтепродуктами: 5 — в 1972 г.; 6 — на начало 1973 г.; 7 — на конец 1975 г.; 8 — контур завода

чезла, чему способствовала также сорбция загрязняющих веществ породой при изменении уровня подземной воды.

Гидравлическая завеса — двухрядная, со средним расстоянием между скважинами 150 м. Это расстояние обусловлено размерами депрессионной воронки, создаваемой отдельной скважиной завесы. Наружный ряд скважин завесы должен обеспечивать понижение уровня подземных вод поперек полосы загрязнения и перехватывать нефтепродукты. Внутренний ряд предназначен главным образом для улавливания нефтяных продуктов, притекающих с территории завода. Показатели работы гидравлической завесы показаны в табл. 17. Так, 98,7 % нефтепродуктов было извлечено внутренней линией скважин, в то время как на наружную линию приходилось только 1,3 %. Притоки к отдельным скважинам неравномерны; основное количество, т. е. 82,7 %, нефтепродуктов откачали четыре скважины внутренней линии, отличающиеся самыми высокими средними суточными притоками. Несмотря на это, не представлялось возможным уменьшить число скважин завесы, потому что даже из скважины наружной завесы с наиболее низким притоком было удалено 4,4 м³ нефтепродуктов, что представляется значительным с точки зрения загрязнения грунтовых вод. Система гидравлической завесы содержит три вида скважин. Основными являются водозаборные скважины, углубленные вплоть до

Производительность скважин гидравлической завесы

Сква- жина	Продолжи- тельность откачки, сут	Среднее количество выкачиваемых нефтепродуктов, м³/сут	Сква- жина	Продолжи- тельность откачки, сут	Среднее количество выкачиваемых нефтепродуктов, м³/сут
<i>Наружная линия скважин</i>					
1	294	0,314	33	469	0,831
2	288	0,539	34	715	7,827
3	302	0,072	35	673	18,775
7	99	0,084	36	650	0,422
8	99	0,181	37	466	11,072
9	99	0,044	38	405	4,395
10	245	0,446	39	410	0,569
			40	251	4,165
<i>Внутренняя линия скважин</i>					
31	606	2,613	Всего	6862	4,413
32	791	1,607			

подошвы четвертичных отложений. Это широкопрофильные скважины с внутренним диаметром крепления 650 мм. Указанный диаметр выбран по нескольким причинам. В каждую скважину необходимо установить два глубинных насоса для откачки воды, всасывающий трубопровод насоса для отбора нефтяных продуктов с оборудованием для регуляции водоотлива и два поплавка измерителей уровня нефтепродуктов в скважине и положения границы нефтепродукт—вода. Водоотборные скважины завесы проходят через всю толщу хорошопроницаемых песчано-гравийных пород. На отдельных участках в нижней части горизонта развиты относительно менее проницаемые палеогеновые пески. Там, где эти пески достигают значительной мощности, в них проходят самостоятельные откачивающие скважины (рис. 46), при помощи которых достигается необходимое понижение уровня по всему водоносному горизонту. Два других типа скважин наблюдательные. Комбинированные наблюдательные скважины являются совершенными и проходятся также в палеогеновых песчаных отложениях.

Каждая скважина снабжена несколькими наблюдательными трубами, установленными на различных уровнях обводненных пород. Скважины позволяют наблюдать за давлением воды по всей обводненной толще. В наружном ряду гидравлической завесы посредине между двумя водоотливными скважинами находится пара наблюдательных скважин с наблюдательными трубками на одинаковых уровнях. Одна скважина располагается непосредственно на линии наружного ряда завесы, а вторая — приблизительно в 30 м от первой в направлении завода перпендикулярно к линии гидравлической завесы. Показателем хорошей работы завесы является то, что на всех глубинах водоносного горизонта

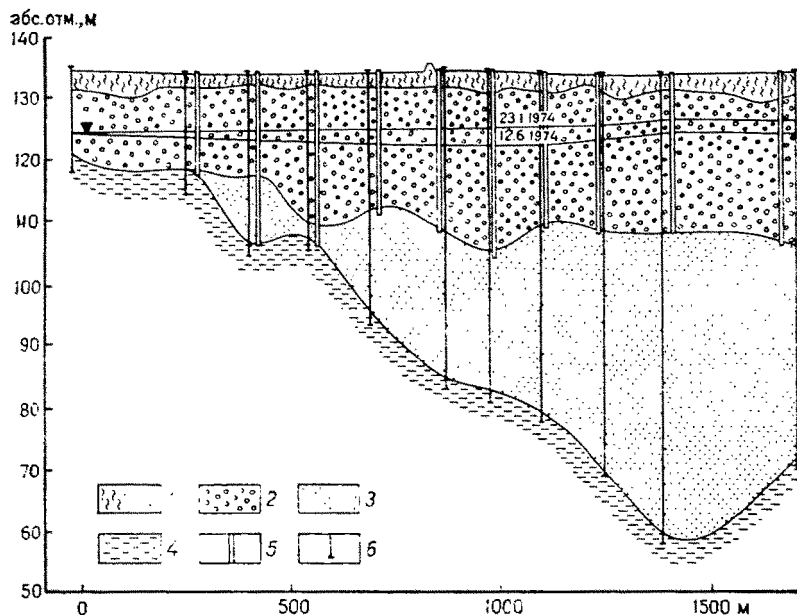


Рис. 46. Гидрогеологический разрез по линии гидравлической завесы в западной части территории завода «Словнафт».

1 — глины; 2 — галечник; 3 — мелкозернистые пески; 4 — мергель и глинистый мергель; 5, 6 — скважины (5 — откачивающие, 6 — наблюдательные)

пъезометрическая поверхность должна снижаться по направлению к линии гидравлической завесы. Мелкие наблюдательные скважины оборудуются на 2—3 м ниже минимального уровня грунтовых вод; они предназначены для определения положения поверхности грунтовых вод и толщины слоя нефтепродуктов на ней. Эти скважины имеют диаметр 300 мм, чтобы можно было установить в них поплавки измерителей уровня и одновременно проводить отбор образцов нефтепродуктов. В скважинах помещены фильтры из полипропиленовых пластинок, обладающих хорошими антикоррозионными свойствами. Вся система водоотборных и наблюдательных скважин обеспечивает при правильной эксплуатации гидравлической завесы эффективную локализацию области загрязнения и извлечения проникших в подземные воды нефтепродуктов.

После трехлетних работ по ликвидации загрязнения было извлечено из подземных вод 30 284 м³ нефтепродуктов, а площадь загрязнения растворенными нефтяными веществами снизилась с 26 до 12 км². Средняя концентрация нефтяных продуктов в источнике водоснабжения упала с 0,45 до 0,25 мг/л, а средняя толщина слоя нефтепродуктов на поверхности грунтовых вод уменьшилась с 23,6 до 11,8 см.

Гидравлическая завеса будет функционировать постоянно, и откачиваемая вода будет использована на заводе для технологических целей.

12.4. Пример сельскохозяйственного загрязнения подземных вод

Для водоснабжения населенного пункта Жамберк (ЧССР) используются подземные воды средне- и нижнетуронских отложений. Дебит водозаборной скважины, находящейся на расстоянии около 60 и 150 м от водотоков, составляет 1123 м³/сут. Эта скважина использовалась для нужд населения с 1963 до 1975 г., когда вода отвечала требованиям стандарта для питьевой воды и не было необходимости в ее предварительной обработке. В 1976 г. после весеннего таяния контрольный анализ показал повышенную концентрацию нитратов (33,6 мг/л), присутствие ионов аммония (0,09—0,22 мг/л) и бактериологическое загрязнение воды. Скважина подверглась чистке, и началось хлорирование воды ввиду того, что загрязнение источника воды продолжалось и далее.

В районе водозабора, на расстоянии 350 м от скважины, планировалась постройка станции для откорма скота (молодняка). При этом превышение в рельефе местоположения объекта над скважиной достигало 35 м и уклон поверхности ориентирован в направлении к водозаборной скважине. Из сказанного видно, что постройка нового объекта откорма скота создает условия для дальнейшего загрязнения вод.

Были проведены исследования для выяснения причин существующего загрязнения и проверки пригодности данной местности для постройки нового объекта с точки зрения угрозы для водозаборной скважины. При рассмотрении гидрохимической ситуации особое внимание уделялось сельскохозяйственному и коммунальному загрязнению подземных вод в окрестности водозаборной территории, так как эти воды системой трещин могут сообщаться с эксплуатируемым горизонтом. Был исследован химизм поверхностных вод также с точки зрения их загрязнения, поскольку они могут инфильтроваться в подземные воды вследствие благоприятных структурно-тектонических условий.

В скважинах, колодцах и поверхностных источниках отбирали пробы для: проведения комплексного химического анализа; определения содержания фенолов, органического и неорганического углерода; выявления нефтяных углеродов инфракрасной спектрофотометрией и экстрагируемых веществ — ультрафиолетовой; бактериологического и биологического исследования. Одновременно отбирали и изучали образцы почв.

Особое внимание было уделено изучению таких показателей сельскохозяйственного, коммунального и промышленного загрязнения, как содержание NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Cl^- , HPO_4^{2-} , фенолов, тензидов, органических веществ. Анализы показали, что вещества,

характерные для сельскохозяйственного загрязнения, преобладают. Результаты экстрагирования образцов почв показали, что концентрация загрязняющих веществ (особенно нитратов) в образцах почв с полей выше, чем в почвах с лугов.

При определении пригодности вод для питьевых целей были проведены специальные бактериологические и биологические исследования по: установлению численности психрофильных и мезофильных микробов, а также бактерий вида *Enterobacteriaceae* (показателей фекального загрязнения), выявлению энтерококков (показателей недавнего фекального загрязнения), сбраживанию лактозы (по Саваджу) и глюкозы.

Ввиду значительного рассеяния результатов полученные величины изображаются в логарифмическом масштабе. Колебания значений в течение периода наблюдений, типичные для бактериологических и биологических определений, существенно снижают возможности объективного сравнения средних значений, полученных для различных участков. Однако данные гидрохимического и биологического анализов позволяют сделать вывод о различии в сельскохозяйственных загрязнениях на участках с задернованными почвами и на пахотных полях.

В то время как образцы воды, отобранные из источника, расположенного в области задернованных почв, показывают низкие значения содержания NO_3^- и практическое отсутствие нитратов NO_2^- , образцы воды из канавы (в которую поступает сток с полей) содержат нитраты в количествах более 35 мг/л.

Можно в общем полагать, что загрязнение на задернованных (непахотных) землях значительно меньше, чем на пашнях. Объяснение этого явления следует искать в густой корневой системе трав, которые для ее развития весьма интенсивно используют азотистые вещества, причем и в такие периоды, когда надпочвенные части растений лишены условий для роста. С тем же обстоятельством связывается и симбиозное размножение микроорганизмов, потребляющих выделения из корней. В зоне порядка 0,1 мм вокруг корневых волосков существует более 10^6 микроорганизмов, тела которых состоят преимущественно из белков. Эти микроорганизмы отнимают из почвы значительные количества азота и вместе с корнями травянистых растений образуют своеобразный биологический фильтр.

На основании результатов изучения проб было решено рекомендовать засеять травянистые участки земли в защитной зоне II. О пользе такого мероприятия свидетельствуют и результаты анализов экстрактов из образцов луговых и пахотных почв.

Существующие предписания о защитных зонах разрешают внесение в почву порций навоза в размере 300 ц/га, что соответствует внесению азота около 180 кг/га. Аналогичное удобрение азотистыми соединениями (особенно с селитрой) представляло бы угрозу для водозабора подземной воды. При удобрении навозом большого загрязнения не происходит ввиду того, что большая

часть находящегося в навозе азота используется почвенной фауной и флорой.

Изучался также вопрос о степени влияния утечки фекальных отходов на общее загрязнение подземных вод. Установлено, что это загрязнение лишь в незначительной мере содействует общему загрязнению (содержание NO_3^- 2 мг/л). Несмотря на это, таким воздействием нельзя пренебрегать, в особенности с точки зрения бактериального загрязнения подземных вод.

Все эти результаты доказали необходимость перемещения нового животноводческого хозяйства как потенциального источника загрязнения подземных вод примерно на 700 м от первоначально запроектированного местоположения, т. е. на расстояние около 1 км от водозаборной скважины. Перемещение объекта на это расстояние позволит отказаться от значительных затрат на хранение твердых и жидких отходов животноводческого хозяйства в наземных резервуарах с насосами.

Был разработан новый проект защитных зон водозабора, который учитывает естественное орографическое расчленение местности, расположение лесных и растительных покровов (или насаждений), распределение земельных участков и полей.

12.5. Источники загрязнения и охрана карстовых вод

Подземные воды Западных Карпат приурочены к закарстованным известнякам и доломитам, занимающим площадь около 3280 км². Для водоснабжения в настоящее время используется приблизительно 4 м³/с карстовых вод.

Отрицательное влияние на качество карстовых вод оказывают главным образом загрязнение атмосферы газообразными и твердыми выбросами, лесозаготовки, внесение минеральных удобрений и пестицидов, употребляемых в лесном и сельском хозяйстве, разведение скота, туризм и эксплуатация месторождений полезных ископаемых. Остановимся на некоторых из этих факторов.

Атмосферные осадки. Они характеризуются значительным изменением минерализации с присутствием характерных компонентов, отражающих антропогенное загрязнение атмосферы. На основании анализов, проведенных в 1976—1978 гг., зимние атмосферные осадки, которые играют решающую роль в пополнении запасов карстовых вод, можно охарактеризовать как среднеминерализованные (0,01—0,08 г/л), кислые (рН 3,9—4,9) водные растворы типа $\text{NH}_4\text{-Ca-Cl-SO}_4$. Минерализация летних осадков в области Словацкого карста, анализированных в 1971 г., колебалась в пределах 0,05—0,23 г/л, причем одними из преобладающих компонентов были сульфаты.

Общее выпадение солей с атмосферными осадками, вычисленное на основании предполагаемой средней минерализации (0,04—0,05 г/л) и годовых сумм осадков, колеблется в пределах 20—

60 т/(км²·год). Часть этих солей, поступающая в подземный сток, непосредственно участвует в образовании химического состава карстовых вод, а часть — вступает в различные реакции с почвами и влияет на их физико-химические свойства.

В связи с предполагаемыми тенденциями развития загрязнения атмосферы в будущем надо ожидать дальнейшего роста кислотности, увеличения минерализации, усиления сульфатного характера атмосферных осадков и, как следствия этого, значительной интенсификации их взаимодействия с почвами и горными породами. В результате систематического воздействия кислых атмосферных осадков и прямой абсорбции газообразного SO₂ (особенно в хорошо аэрированных и проницаемых почвах) усилится процесс окисления почв. Под влиянием понижения величин рН может измениться интенсивность и направление сложных геохимических и микробиологических процессов в почвах, что приведет к снижению их продуктивной способности и охранной функции.

Сельское хозяйство. Из общей площади постоянного травянистого покрова в Словакии (около 790 000 га) более половины находится в горных областях. Использование горных лугов и пастбищ все еще главным образом экстенсивное, причем минеральные удобрения совсем не употребляют или вносят в очень незначительной мере. Главная форма использования лугов в качестве пастбищ для коров и овец делает их источником значительного фекального и бактериального загрязнения поверхностных и подземных вод. В речных бассейнах, значительно загрязненных выпасом скота, общий годовой вынос бактериальных веществ приблизительно в 10 раз больше, чем на лесных участках.

Чрезмерный выпас скота приводит к нарушению защитного дерна и размельчению поверхности почвы, что способствует ускорению эрозии. Этот фактор особенно сильно проявляется в карстовых районах, где рендзинновые почвы не связаны постепенными переходами с материнской горной породой, вследствие чего часто наблюдается вынос почвы на голые скалы и возникновение карстовых степей. Атмосферные осадки и поверхностные воды вымывают из почвы размельченные частицы, которые попадают в круговорот карстовых вод и вместе со вторично мобилизованной тонкой известковой или глинистой мутью обуславливают их характерное периодическое помутнение.

Лесное хозяйство. Большая часть площади, где формируются карстовые воды, покрыта лесами, причем в них явно преобладают хвойные деревья. Лесные экосистемы, в которых осуществляется непрерывный круговорот органических и минеральных веществ, сильно влияют на качество поверхностных и подземных вод. Так, например, установлена тесная связь между средним годовым содержанием нитратов в поверхностных водотоках и степенью лесистости бассейнов их питания.

Лесозаготовки сильно нарушают круговорот веществ в лесных экосистемах. За три года после полной вырубki леса общий вынос нитратов из бассейна увеличился приблизительно в 50 раз.

Максимальное содержание нитратов в водотоке достигло 80 мг/л а их общие потери составили 500 кг/(га·год).

Туризм. Одним из главных отрицательных последствий туризма является загрязнение местности свалками твердых отходов. Атмосферные осадки вымывают из этих свалок значительное количество органических и неорганических веществ, которые сильно загрязняют поверхностные и подземные воды. Это наглядно демонстрируют вытяжки из остатков твердых отходов одной из свалок, в которых было установлено высокое содержание (г/л) БПК₅ до 8,5, сульфатов до 2,1, хлоридов до 0,8, кальция до 1,6 магния до 1,4, калия до 0,55 и аммиака до 0,3.

Не менее важной проблемой в гигиеническом и гидрохимическом отношениях является также неудовлетворительное состояние очистки сточных вод из домов отдыха, лечебных и туристических заведений. Это хорошо иллюстрируют результаты анализа, проведенного в 1973 г. для области Высоких Татр. Из общего числа взятых на учет источников загрязнения в 5 случаях очистка была удовлетворительной, в 21 случае недостаточной, в 18 случаях сточные воды совсем не очищались. Влияние неочищенных и недостаточно очищенных сточных вод на качество поверхностных и подземных вод может быть весьма значительным.

Заслуживают внимания и отрицательные стороны развития автомобилизма, тесно связанного с туризмом. Автомобили загрязняют атмосферу окисью углерода (до 90 % выхлопных газов), оксидами азота, несгоревшими углеводородами, соединениям свинца (около 1 кг/год на одну машину), кадмия и канцерогенными веществами (полициклические ароматические углеводороды главным образом 3,4-бензопирен, концентрация которого в выхлопных газах 5—120 мг/м³). Значительные количества некоторых упомянутых веществ накапливаются в почве и растительность вдоль дорог. Например, в Низких и Высоких Татрах ассимилирующие органы деревьев, растущих вдоль дорог, содержат свинца в 10—100 раз, кадмия в 10—60 раз и хлоридов (активный компонент присыпных солей) в 2—20 раз больше, чем органы деревьев, растущих вне влияния автомобильных эмиссий. Установлено, что повышенное содержание названных веществ в почвах отмечается на расстоянии до 200 м от дороги.

Почвенный покров и его охранная функция. Почвенный покров Западных Карпат представлен главным образом бурыми лесными почвами и рендзинами (гумусово-карбонатными почвами). На больших высотах гор развиты преимущественно гумусово-железистые подзолы и ранкеры. Бурые лесные почвы, которые вместе с подзолами и ранкерами развиты главным образом на кристаллических породах, по большей части песчаные с пористостью 50—70 % и мощностью до 1 м. Поглотительный комплекс обычно ненасыщен, реакция кислая (pH 3,0—5,0), известковость чаще всего нулевая. Практически аналогичные физико-химические свойства имеют и ранкеры — скелетные или песчаные дерновые почвы с мощностью гумусового горизонта от неско-

ких сантиметров до нескольких дециметров. Рендзины, развитые на мезозойском основании, слабокислые или даже щелочные (рН 6,0—8,0), глинисто-суглинистые (содержание глинистых частиц в мелкоземе (45—60 %) и известковистые (содержание CaCO_3 до 50 %), общая обменная емкость колеблется в пределах 25—65 ммоль на 100 г. Глинистый компонент представлен главным образом каолинитом, иллитом и хлоритом, реже монтмориллонитом, местами вермикулитом.

При фильтрации через почву химический состав атмосферных осадков изменяется. Кроме гидролитических реакций, в ходе этой метаморфизации участвуют и различные биохимические, сорбционные и ионообменные процессы.

Главными носителями поглощательной и ионообменной способности в почве являются глинистые минералы, органические вещества (особенно гуминовые кислоты), в меньшей мере гидроокиси тяжелых металлов. Те же поглощательные и ионообменные способности присущи микроорганизмам почвы и корням растений вследствие их коллоидального характера. Из глинистых минералов наибольшей емкостью обмена обладают монтмориллонит и вермикулит.

Наиболее важными гидрогеохимическими процессами поглощения и обмена ионов в почве являются следующие. 1. Сорбция органических веществ антропогенного происхождения органическими и минеральными компонентами почв. Ее очень сложный внутренний механизм во многих отношениях еще неясен. Предполагается, что пестициды поглощаются главным образом органическими почвенными коллоидами, причем чем больше размер молекул пестицидов, тем выше их поглощательная способность. У некоторых гербицидов наблюдается тенденция образовывать катионы и фиксироваться на глинистых минералах, причем сила этой фиксации зависит от величины рН. 2. Фиксация ионов K^+ и NH_4^+ глинистыми минералами со структурой кристаллической решетки типа 2:1 с убывающей емкостью в направлении вермикулит $\rightarrow$ иллит $\rightarrow$ монтмориллонит. Количество фиксированного K^+ и NH_4^+ возрастает с увеличением рН и ростом содержания Са в поглощающем комплексе почв. Между фиксированными, обменными и свободными (в почвенном растворе) ионами K^+ и NH_4^+ существует динамическое равновесие, которое смещается в ту или другую сторону в зависимости от действующих изменений. 3. Сорбция фосфатов гидроокисями Fe и Al с образованием нерастворимых гидроксифосфатов. Процесс происходит в широких пределах рН (3,5—8,0) с понижением интенсивности в направлении до щелочной области или с увеличением содержания органической массы. Фосфаты интенсивно сорбируются глинистыми минералами. Механизм этой сорбции, которая протекает преимущественно в пределах рН 5—7, еще не совсем ясен. 4. Кроме фосфатов, в почвах частично связываются и ионы SO_4^{2-} путем анионообмена с гидроокисями Fe и Al. Вследствие того что ионообменная

ная способность сульфатов слабее, чем фосфатов, последние могут вытеснять сульфаты из поглотительного комплекса почв. 5. Охранная функция почвенного покрова карстовых областей от антропогенного загрязнения вообще слабая. Этот вывод основан на критической оценке лабораторных и полевых данных.

Чтобы объективно и комплексно решить вопрос охраны трещинно-карстовых вод мезозоя Западных Карпат, нужно прежде всего знать основные гидрогеологические и гидрогеохимические закономерности их формирования, обусловленные влиянием первичных факторов (геологического строения, климата и других природных условий областей их формирования). Только основываясь на знании этих закономерностей, можно идентифицировать и количественно определить отрицательное влияние деятельности человека на химический состав и общий режим этих вод.

Подземные воды представляют собой постоянно обновляющийся продукт круговорота воды в природе. Вследствие этого на начальной стадии своего формирования, контактируя с атмосферой, почвенным и растительным покровами, они становятся объектом совместного действия практически всех сторон жизнедеятельности человека. Значит, чтобы решить проблему охраны подземных вод, нельзя изучать их изолированно от остальных компонентов данного природного целого, с которыми они находятся в многосторонней прямой и косвенной связи.

13. ЗАКОНОДАТЕЛЬНЫЕ АКТЫ И НОРМАТИВНЫЕ ДОКУМЕНТЫ В ОБЛАСТИ ОХРАНЫ ВОД

Законодательство СССР об охране вод

Вопросы охраны вод, в том числе подземных, отражены во многих законодательных актах и постановлениях.

Главным документом по вопросам использования и охраны вод в СССР является «Водное законодательство Союза ССР и союзных республик», принятое второй сессией Верховного Совета СССР восьмого созыва 10 декабря 1970 г.

Советское водное законодательство регулирует водные отношения в целях обеспечения рационального использования вод для нужд населения и народного хозяйства, охраны вод от загрязнения и истощения, улучшения состояния водных объектов, укрепления законности в области водных отношений и т. д.

Все воды (водные объекты) в СССР составляют единый государственный водный фонд, который включает и подземные воды. Водные объекты предоставляются в пользование прежде всего для удовлетворения питьевых и бытовых нужд населения.

Использование подземных вод питьевого качества для нужд, не связанных с питьевым и бытовым водоснабжением, как правило, не допускается. В районах, где отсутствуют необходимые поверхностные водные источники, но имеются достаточные запасы подземных вод питьевого качества, использование последних для целей, не связанных с питьевым и бытовым водоснабжением, допускается только с разрешения местных органов по регулированию использования и охране вод.

Подземные воды (пресные, минеральные, термальные), не отнесенные к категориям питьевых или лечебных, могут в установленном порядке использоваться для технического водоснабжения, извлечения содержащихся в них химических элементов, получения тепловой энергии и других производственных нужд с соблюдением требований рационального использования и охраны вод. Водопотребители имеют право пользоваться водными объектами только в тех целях, для которых они предоставлены.

Водопотребители обязаны: рационально использовать водные объекты, заботиться об экономном расходовании воды, восстановлении и улучшении качества вод; содержать в исправном состоянии очистные и другие водохозяйственные сооружения, влияющие на состояние вод; принимать меры к полному прекращению сброса в водные объекты сточных вод, содержащих загрязняющие вещества и т. д. Не должны ухудшаться условия

пользования водными объектами для питьевых и бытовых нужд населения.

В случае нарушения правил пользования водами и их охраны или использования водного объекта не по назначению право водопользования предприятий, организаций, учреждений и граждан (кроме права пользования водами для питьевых и бытовых нужд) может быть прекращено.

При размещении, проектировании, строительстве и вводе в эксплуатацию новых и реконструированных предприятий, а также при внедрении новых технологических процессов, влияющих на состояние вод, должно обеспечиваться рациональное использование вод при условии первоочередного удовлетворения питьевых и бытовых нужд населения. При этом предусматриваются мероприятия, обеспечивающие учет забираемой из водных объектов и возвращенной в них воды, охрану вод от загрязнения и истощения, предупреждение вредного воздействия на воды.

Определение мест строительства объектов, влияющих на состояние вод, и проекты таких объектов подлежат согласованию с учреждениями, занимающимися регулированием использования и охраной вод. При таком согласовании необходимо руководствоваться схемами комплексного использования и охраны вод и водохозяйственными балансами, учитывающими интересы водопользователей.

Все воды (водные объекты) подлежат охране от загрязнения, засорения и истощения, которые могут причинить вред здоровью населения, а также повлечь уменьшение рыбных запасов, ухудшение условий водоснабжения и другие неблагоприятные явления вследствие изменения физических и биологических свойств вод, снижения их способности к естественному очищению, нарушения гидрогеологического и гидрологического режима.

Предприятия, организации и учреждения, деятельность которых влияет на состояние вод, обязаны проводить согласованные с органами по регулированию использования и охране вод или по предписаниям уполномоченных на то государственных органов технологические, лесомелиоративные, агротехнические, гидротехнические, санитарные и другие мероприятия, обеспечивающие охрану вод от загрязнения, засорения и истощения, а также улучшение состояния и режима вод.

Мероприятия по охране вод предусматриваются в государственных планах развития народного хозяйства.

Государственный контроль за использованием и охраной вод имеет своей задачей обеспечить соблюдение всеми министерствами, ведомствами, государственными, кооперативными, общественными предприятиями, организациями и гражданами установленного порядка пользования водами, выполнение обязанностей по охране вод, предупреждению и ликвидации вредного воздействия на воды, правил ведения учета вод и др.

Государственный контроль за использованием и охраной вод осуществляется Советами народных депутатов, а также специ-

ально уполномоченными иа то государственными органами. Государственный контроль за охраной подземных вод от загрязнения и истощения осуществляет Министерство геологии СССР.

Правовые предписания, связанные с защитой подземных вод в ЧССР

Наиболее важное постановление о водах и водном хозяйстве, включая обеспечение охраны вод, содержится в водном законе №138/1973 Св., который был утвержден Федеральным Собранием ЧССР 31 октября 1973 г. Закон содержит основные материально-правовые постановления о водах, в частности о лимитном водохозяйственном плане, использовании и защите вод, водотоках и управлении ими, водохозяйственных объектах, защите людей и имущества от паводков, платежах в области водного хозяйства, штрафах, налагаемых на нарушителей водного законодательства.

Ниже приводятся выдержки из водного закона 138/1973 Св. с учетом вопросов охраны вод. Поверхностные и грунтовые воды являются одним из основных видов сырьевых ресурсов, образуют важную часть естественной среды и служат для обеспечения экономических и прочих общественных нужд. Целью закона является всесторонняя защита вод, планомерное управление их отбором, забота об их чистоте. В описании цели закона подчеркнуты четыре основных аспекта водопользования, а именно: обеспечение требуемого количества и удовлетворительного качества воды; защита от неблагоприятных воздействий вод (главным образом от паводков); забота о жизненной среде.

При обращении с поверхностными и подземными водами необходимо обеспечивать их экономичное и целесообразное (в народнохозяйственном отношении) использование, следить за их охраной, не допускать нарушения водохозяйственных интересов общества.

Организации, имеющие дело с поверхностными и грунтовыми водами, обязаны обеспечить эффективную технологию использования их с тем, чтобы было достигнуто наиболее рациональное использование воды, возобновление, а также улучшение ее качества.

При строительстве и реконструкциях жилых массивов, заводов и других объектов необходимо предусмотреть их водоснабжение и отвод, очистку и обезвреживание использованной воды таким образом, чтобы избежать ухудшения качества поверхностных и грунтовых вод. Эти требования должны учитываться на самых ранних стадиях планирования строительства. Без выполнения указанных требований строительство или реконструкция не могут быть разрешены и осуществлены.

Указаны основные обязанности каждого предприятия, которое в той или иной степени является водопользователем. Установлена всеобщая обязанность заботиться об охране вод, их экономичном

и в водохозяйственном отношении целесообразном использовании, включая профилактические мероприятия.

Задачей водного хозяйства является не только обеспечение потребности в воде, но и защита водных ресурсов в количественном и качественном отношении.

В законе имеются два раздела об охране естественного накопления вод и водных ресурсов и охране поверхностных и подземных вод от загрязнения сточными водами и другими вредными веществами. В первом разделе рассматриваются вопросы: улучшения водохозяйственных условий; защиты областей естественного накопления вод; создания водоохраных зон; предохранения водотоков, обслуживающих водоснабжение, и их водосборных площадей. Во втором разделе говорится о сточных водах, сбросе сточных и специальных вод в поверхностные и подземные воды, сбросе сточных вод в канализацию, об охране поверхностных и подземных вод от вредного воздействия на них других (кроме сточных вод) веществ, а также об аварийном ухудшении качества природных вод. Содержатся положения о полномочиях водохозяйственного органа по внедрению мероприятий для улучшения состояния вод.

Организация или предприятие, нарушающее установленные требования по охране поверхностных и подземных вод, обязано провести мероприятия по устранению аварийного положения, которое возникло в результате несоблюдения указанных требований.

Помимо водного закона № 138/1973 Св. правовые предписания в связи с охраной вод содержатся в постановлении министерства лесного и водного хозяйства ЧССР № 6/1977 от 18 января 1977 г. «О защите качества поверхностных и подземных вод».

В этом постановлении приведен перечень веществ, представляющих угрозу качеству и санитарному состоянию вод, изложены условия обращения с вредными веществами и меры по ликвидации аварийного ухудшения качества вод. Так, веществами, опасными для качества или санитарного состояния вод, являются: 1) нефтяные соединения — углеводороды и их смеси; 2) яды и другие вещества, вредные для здоровья; 3) радиоактивные вещества-отходы; 4) силосные соки; 5) удобрения и их жидкие составляющие; 6) препараты для защиты растений; 7) твердые и жидкие отходы промышленности; 8) концентрированные жидкости гальванических ванн; 9) илы или твердые загрязняющие вещества, возникающие в домашнем хозяйстве, больницах и т. д., а также при очистке резервуаров, манипуляционных площадок и дорожных покрытий, загрязненных нефтяными веществами; 10) прочие растворимые и свободно хранимые вещества, в частности посыпные соли.

При возникновении аварии необходимо срочно принять меры как непосредственно для ее ликвидации, так и защитные для устранения вредных последствий. Указанные предписания представляют в ЧССР основной комплекс правовых норм по охране вод.

Пресные подземные воды, являющиеся ценнейшим полезным ископаемым, играют все возрастающую роль в жизни современного общества. Поэтому охрана их от загрязнения в условиях интенсивного техногенного воздействия на природную среду приобретает важное народнохозяйственное значение.

С учетом современного состояния разработок по этой проблеме могут быть намечены некоторые вопросы дальнейших исследований.

1. Необходимы научно-методические основы комплексного изучения загрязнения подземных вод и прогноз изменения их качества в связи с загрязнением атмосферы и атмосферных осадков, поверхностных вод и почвенного слоя. Следует организовать комплексный мониторинг загрязнения подземных вод и природной среды. Наблюдения целесообразно проводить на специальных опорных станциях, расположенных на участках интенсивного техногенного воздействия на подземные воды, и в районах с естественным природным фоном. Стационары следует создавать в типовых по природным и техногенным условиям районах.

2. Необходимо развитие теоретических представлений о миграции загрязняющих веществ в подземных водах с учетом неоднородности пород, слоистости разреза, взаимодействия в системе вода—порода и видов загрязняющих веществ. Значительный интерес представляют изучение очагов загрязнения и динамики их развития. Целесообразно проведение широких исследований с использованием искусственных и природных индикаторов. Натурные исследования имеют важнейшее значение для изучения механизма миграции вещества в подземных водах, для опробования, выявления недостатков и возможностей практического использования различных теоретических моделей. Следует также провести исследования по определению миграционных параметров.

3. Важное значение имеют анализ, обобщение опыта эксплуатации водозаборов в сложных гидрохимических условиях и данных наблюдений за режимом подземных вод для изучения изменений гидрохимической обстановки в результате водоотбора и подтягивания некондиционных вод. Существенный интерес представляет исследование интрузии морских вод в горизонты пресных подземных вод.

4. Особое место занимает изучение особенностей миграции загрязняющих веществ с учетом их взаимодействия с породами. Представляет интерес изучение форм миграции веществ в подземных водах, процессов сорбции и десорбции их при движении по пласту, распада и детоксикации в условиях водоносных горизонтов. Мало изучен вопрос о влиянии взаимодействия загрязненных вод с поро-

дой и пластовыми водами на структуру порового пространства и фильтрационные свойства пород. Целесообразно развитие экспериментальных лабораторных исследований.

5. Имеющиеся данные свидетельствуют о том, что процессы сорбции в динамических условиях протекают гораздо менее интенсивно, чем в статических условиях. В этой связи остается открытым вопрос о степени учета сорбции при наличии мощных и длительно действующих источников загрязнения в долгосрочных прогнозах распространения загрязняющих веществ по водоносному горизонту. Поэтому необходимы исследования для обоснования возможности учета процесса сорбции при миграции загрязняющих веществ в подземных водах.

6. Для целей охраны подземных вод и уменьшения масштабов их загрязнения актуальны изучение защищенности подземных вод и проведение систематических наблюдений за их режимом. При контроле за состоянием подземных вод необходимо изучение их естественного гидрохимического фона. Следует уделить внимание развитию химико-аналитических методов определения типовых загрязняющих веществ в подземных водах.

7. Необходимо совершенствование методики составления специальных карт (условий защищенности подземных вод, водоупоров, источников загрязнения, состояния подземных вод и окружающей среды, качества подземных вод на водозаборах и др.), характеризующих санитарное состояние, факторы загрязнения и условия защищенности подземных вод.

Охрана подземных вод от загрязнения должна быть направлена прежде всего на предупреждение и раннее выявление загрязнения подземных вод. Необходимо свести до минимума процесс загрязнения подземных вод, сделать его контролируемым и регулируемым.

1. Альтшулер Н. И., Ермаков Ю. Г. Планетарные, региональные и локальные аспекты загрязнения атмосферы.— В кн.: Актуальные проблемы изменения природной среды за рубежом. М., Изд-во МГУ, 1976, с. 19—43.
2. Бир Я., Заславски Д., Ирмей С. Физико-математические основы фильтрации воды. М., Мир, 1971. 451 с.
3. Бочеввер Ф. М., Лапшин Н. Н., Орадовская А. Е. Защита подземных вод от загрязнения. М., Недра, 1979. 254 с.
4. Брагинский А. П. Пестициды и жизнь водоемов. Киев, Наукова думка, 1972. 227 с.
5. Веригин Н. Н., Шержуков Б. С. Диффузия и массообмен при фильтрации жидкостей в пористых средах.— В кн.: Развитие исследований по теории фильтрации в СССР. М., 1969, с. 237—277.
6. Гольдберг В. М. Гидрогеологические прогнозы качества подземных вод на водозаборах. М., Недра, 1976.
7. Гусейн-заде М. А. Особенности движения жидкости в неоднородном пласте. М., Недра, 1965.
8. Защита р. Кривой Торец от загрязнения грунтовыми и атмосферными водами с территории Дзержинского фенольного завода/Н. И. Куликов, В. Е. Окрушко, Л. Ф. Скрябина, В. Ф. Тимофеева.— В кн.: Актуальные проблемы водохозяйственного строительства. Львов, Вища школа, 1975, с. 133—134.
9. Клементьев В. П. Особенности развития гидрогеохимических процессов под воздействием промышленных отходов солнгорских калийных комбинатов.— В кн.: Материалы III научной конференции молодых геологов Белоруссии. Минск, 1969.
10. Кондратас А. Г. Загрязнение пестицидами водоемов и источников водоснабжения Литвы.— В кн.: Материалы семинара по гидрохимии подземных вод Прибалтики и Белоруссии. Вильнюс, 1974, с. 50—56.
11. Костин П. П., Пименов М. К. Подземные хранилища жидких промышленных отходов и геолого-гидрогеологические материалы, необходимые для их проектирования.— В кн.: Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промышленных стоков. М., 1972, с. 130—140 (Тр. ВСЕГИНГЕО. Вып. 14).
12. Крашин И. И. Моделирование фильтрации и теплообмена в водонапорных системах. М., Недра, 1976. 158 с.
13. Мелькановицкая С. Г. Органические вещества подземных вод по данным газохроматографических исследований.— Геохимия, 1980, № 2, с. 272—285.
14. Минкин Е. Л. Гидрогеологические расчеты для выделения зон санитарной охраны водозаборов подземных вод. М., Недра, 1967. 123 с.
15. Мироненко В. А., Румынин В. Г., Учаев В. К. Охрана подземных вод в горнодобывающих районах (опыт гидрогеологических исследований). Л., Недра, 1980. 320 с.
16. Моделирование гидрогеологических условий охраны подземных вод/В. И. Лялько, Ю. С. Бут, Ю. Ф. Филиппов, Г. А. Шнейдерман. Киев, Наукова думка, 1980.
17. Прогноз качества подземных вод в связи с их охраной от загрязнения/Ф. И. Тютюнова, И. Я. Пантелеев, Т. И. Пантелеева и др. М., Наука, 1978.
18. Содержание пестицидов в водосточниках сельской местности/К. К. Врочинский, В. Д. Чмиль, В. И. Сенченко и др.— Гигиена и санитария, 1977, № 2, с. 97—98.
19. Техногенные ореолы ртути/А. П. Большаков, С. И. Кирикилица, Л. И. Птушка, А. М. Эдельман.— Гигиена и санитария, 1974, № 2, с. 111—112.
20. Товарные нефтепродукты. Свойства и применение: Справочник. М., Химия, 1971.

21. *Формирование* и строение ореолов рассеяния вещества в подземных водах/В. А. Грабовников, Б. Г. Самсонов, Л. М. Самсонова, В. З. Рубейкин. М., Недра, 1977.
22. *Химический состав* атмосферных осадков на европейской территории СССР/В. М. Дроздова, О. П. Петренчук, Е. С. Селезнева, П. В. Свистов. Гидрометеондздат, 1964. 210 с.
23. *Шестаков В. М.* Основы гидрогеологических расчетов при фильтрации из хранилищ промышленных стоков. М., ВОДГЕО, 1961.
24. *Шелкачев В. Н., Лапук Б. Б.* Подземная гидравлика. М., Гостоптехиздат, 1949.
25. *Якубова Р. А.* Природные воды Узбекистана и их охрана от загрязнения пестицидами. Ташкент, Фаи, 1977. 112 с.
26. *Banský V., Kovářik K.* Použitie metódy konečných prvkov pri výpočte využitelných zásob podzemných vôd v náplavoch Laborca Geologický průzkum XVII. 1975, č. 12, S. 356—358.
27. *Bartz J., Käss K.* Heitzölversickerungsversuche in der Oberheinebene. Freiburg im Breisgau, Abhandl. Geol. Landesamt Baden—Württemberg 7, 1972, S. 1—65.
28. *Bruch J. C., Street R. L.* Two-dimensional dispersion. J. of the Sanitary Engineering Division Proceedings of the American Soc. Civil Engin. N SA6, 1967, vol. 93.
29. *Croll B. T.* The impact of organic pesticides and herbicides upon groundwater pollution. "Groundwater Pollut. Eur. Proc. Conf., Reading, 1972", Port Washington, N. Y., 1974, p. 350—363.
30. *Exler J.* Ausbreitung und Reichweite von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom einer Mülldeponie. Gas- und Wasserfach (GWF), 113, S. 101—113.
31. *Fried I. I.* Groundwater pollution: theory, methodology, modelling and practical rules. Oxford — New York, 1975, p. 330.
32. *Gazda S., Pospíšil P.* Problematika ochrany podzemnej vody Zitného ostrova z hľadiska súčasnej hydrogeologických a hydrochemických poznatkov. Mineralia Slovaca, 1974, 6, S. 255—271.
33. *Grob K., Zurcher P.* Stripping of trace organic substances from water equipment and procedure. J. Chromatogr., 1976, v. 117, N 2, p. 285—294.
34. *Hálek V., Svec J.* Hydraulika podzemní vody. Academia Praha 1973.
35. *Houzin V.* Alterations of the petroleum substance in rockwater-air and rockwater systems. In: International Symposium of Ground Water Pollution by Oil Hydrocarbons. Prague, 1978, p. 279—288.
36. *Jacko R.* Poznatky zo znečisťovania podzemných vôd ropnými uhlovodíkmi v oblasti Bratislavy. Zborník konferencie "Ochrana životného prostredia", Praha, 13—16, 11, 1972.
37. *Lamathe J., Maire G., Magurno Ch.* Méthodes de contrôle de la pollution des eaux. Les pesticides et leur détermination dans les eaux de surface. Rapport de recherche LPC N 88, Paris, S. n., 1979, 56 p.
38. *Lehocký J.* Nove analytické metódy na stanovenie ropných uhlíkovodíkov vo vode. Bratislava, 1976. 90 p.
39. *Lippok W.* Modelversuche über das Verhalten von Heizöl EL im porösen Medium. Koblenz, Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen, 1966, 10, 5, S. 145—157.
40. *Matthess G.* Die Beeinträchtigung der Grundwasserbeschaffenheit durch Müllablagerungen. Gewässerschutz—Wasser—Abwasser (GWA), 10, S. 511—521, 1973.
41. *Mucha Y.* Fyzikálne analógové modelovanie podzemných vôd na číslcových počítačoch. Vodohospodársky časopis, 25, 1977, č. 3, S. 267—296.
42. *Ogata A.* Two-dimensional steady-state dispersion in a saturated porous medium.—J. Research U. S. Geol. Survey, 1976, vol. 4, N 3, May—June, p. 277—284.
43. *Olbrück.* Der Umweltverschmutzer-Öl "Wetterlotse", 1975, 27, N 347—348, S. 165—168.
44. *Pelíkán V.* Funkce hydraulické clony při ochraně podzemních vod. "Geol. průzk.", 1977, 19, N 8, S. 233—236, 255—256.
45. *Remson I., Hornberger G. M., Molz F. J.* Numerical Methods in Subsurface Hydrology. J. Wiley and sons, 1970.

46. Sandhu S. S., Warren W. J., Nelson P. Pesticidal residue in rural potable water. J. Amer. Water Works Assoc., 1978, v. 70, N 1, p. 41—45.
47. Svoma Jan. Zkušenosti z průzkumně asanačních prací při ropných haváriích. Sborník konference Ochrana vod před znečištěním ropnými látkami. Praha 1977.
48. Zilliox L. Pollution des nappes d'eau souterraine par infiltration de pétrole brut. Paris, Bulletin du BRGM 3, p. 8—44.
49. Zobell C. E. Microbial degradation of oil: present status, problems and perspectives. Louisiana St. Univ. Publ. No LSU-SG-73-01, 1973, S. 3—16.

Предисловие (В. М. Гольдберг)	3
1. Загрязнение подземных вод и окружающей среды (В. М. Гольдберг)	5
1.1. Показатели качества питьевых вод и понятие загрязнения подземных вод (В. М. Гольдберг)	5
1.2. Техногенные и природные факторы загрязнения подземных вод (В. М. Гольдберг)	8
1.3. Основные типы загрязнения подземных вод (В. М. Гольдберг)	13
1.4. Оценка масштабов загрязнения подземных вод (В. М. Гольдберг)	14
1.5. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и загрязнения окружающей природной среды (В. М. Гольдберг)	17
1.6. Геохимическая стабильность биосферы (С. Газда)	20
2. Теоретические представления о миграции загрязняющих веществ в подземных водах	24
2.1. Конвективный и диффузионный перенос вещества в подземных водах (Б. Бански, К. Коваржик)	24
2.2. Миграция и рассеяние вещества в подземных водах (Б. Г. Самсонов)	28
3. Использование моделирования при решении задач охраны подземных вод	38
3.1. Моделирование процессов переноса на цифровых вычислительных машинах (Б. Бански, К. Коваржик, И. Муха)	38
3.2. Моделирование фильтрационного тепло- и массопереноса в горных породах (И. И. Крашник)	45
3.3. Моделирование потоков подземных вод переменной плотности (И. И. Крашник)	50
4. Основные положения методики прогноза качества подземных вод на участках водозаборов (В. М. Гольдберг)	57
4.1. Условия загрязнения подземных вод на участке водозабора (В. М. Гольдберг)	57
4.2. Оценка возможности захвата загрязненных вод водозаборным сооружением (В. М. Гольдберг)	60
4.3. Оценка времени подтягивания загрязненных вод к водозаборному сооружению (В. М. Гольдберг)	64
4.4. Оценка изменения качества отбираемой воды (В. М. Гольдберг)	71
5. Загрязнение подземных вод промышленными и коммунальными отходами	78
5.1. Сведения о промышленных и коммунальных отходах (В. М. Гольдберг, С. Газда)	78
5.2. Загрязнение подземных вод на участках хранилищ жидких отходов (В. М. Гольдберг)	82
5.3. Загрязнение подземных вод хранилищами твердых отходов (С. Газда, Я. Шванда)	87
6. Загрязнение подземных вод нефтью и нефтепродуктами	91
6.1. Основные свойства нефти и нефтепродуктов (С. Г. Мельканович-кая, В. Пеликан, Я. Швома)	91

6.2. Условия нахождения и миграции нефтяных веществ в горных породах и подземных водах (<i>В. Пеликан</i>)	102
6.3. Возникновение загрязнения подземных вод нефтяными веществами (<i>М. А. Расновская, П. Гоппе</i>)	112
7. Загрязнение подземных вод в сельскохозяйственных районах	117
7.1. Загрязнение подземных вод удобрениями (<i>Р. А. Якубова, С. Газда</i>)	117
7.2. Загрязнение подземных вод пестицидами (<i>С. Г. Мелькановицкая, Р. А. Якубова, С. Газда</i>)	121
7.3. Загрязнение подземных вод отходами животноводства и стоками силоса (<i>С. Газда</i>)	134
7.4. Прогноз влияния орошения сточными водами на качество подземных вод (<i>В. М. Гольдберг</i>)	139
8. Ухудшение качества пресных подземных вод вследствие интрузии морских вод (<i>В. М. Гольдберг</i>)	144
8.1. Основные факторы, обуславливающие интрузию морских вод (<i>В. М. Гольдберг</i>)	144
8.2. Условия подтягивания морских вод к водозабору (<i>В. М. Гольдберг</i>)	145
9. Гидрогеологические исследования в связи с охраной подземных вод от загрязнения	153
9.1. Задачи гидрогеологических исследований и виды работ (<i>В. М. Гольдберг, П. Гоппе, К. Плесник</i>)	153
9.2. Выявление и изучение очагов загрязнения подземных вод (<i>В. М. Гольдберг, П. Гоппе</i>)	159
9.3. Микробиологическая индикация загрязнения подземных вод (<i>Б. Копришивик</i>)	163
9.4. Защищенность подземных вод (<i>В. М. Гольдберг</i>)	167
9.5. Размещение гидрохимической сети для наблюдения за загрязнением подземных вод (<i>В. М. Гольдберг</i>)	174
9.6. Конструкции гидрогеологических скважин в связи с исследованиями для охраны подземных вод от загрязнения (<i>П. Гоппе, К. Плесник</i>)	179
9.7. Специальные исследования гидрохимических условий и фильтрационных свойств аллювиальных отложений (<i>С. Газда, Т. Ренка</i>)	182
10. Гидрогеологическое обоснование охраны подземных вод от загрязнения	188
10.1. Понятие об охране подземных вод. Основные виды водоохраных мероприятий (<i>В. М. Гольдберг, Я. Швома</i>)	188
10.2. Зоны санитарной охраны водозаборного сооружения (<i>В. М. Гольдберг</i>)	191
10.3. Размещение промышленных и сельскохозяйственных объектов в связи с охраной подземных вод (<i>В. М. Гольдберг, Я. Швома</i>)	193
10.4. Защита методом спаренных откачек от подтягивания загрязненных вод по разрезу (<i>В. М. Гольдберг</i>)	195
10.5. Ликвидация области загрязнения откачкой загрязненных вод (<i>Я. Швома, П. Гоппе</i>)	198
10.6. Локализация области загрязнения путем создания гидравлической завесы (<i>В. Пеликан</i>)	202
10.7. Изоляция области загрязнения непроницаемыми подземными стенами (<i>В. Пеликан</i>)	208
10.8. Подземное захоронение сточных вод (<i>В. М. Гольдберг</i>)	210
11. Методы определения некоторых видов загрязняющих веществ в подземных водах	214
11.1. Определение нефти и нефтепродуктов в подземных водах (<i>С. Г. Мелькановицкая, З. Вайденоффер</i>)	214

11.2. Определение пестицидов в подземных водах (С. Г. Мелькановицкая, М. Навратил)	220
11.3. Отбор проб загрязненных подземных вод (В. Гоузум, С. Газда)	222
12. Примеры гидрогеологических исследований загрязнения подземных вод и обоснования их охраны	227
12.1. Комплексное изучение загрязнения подземных вод и окружающей среды в промышленном районе (В. М. Гольдберг, В. М. Мошкин)	227
12.2. Защита пресных подземных вод от подтягивания соленых вод методом спаренной откачки (Н. Г. Шевченко)	233
12.3. Загрязнение подземных вод на о-ве Житном (В. Пеликан)	239
12.4. Пример сельскохозяйственного загрязнения подземных вод (Ю. Стибрал)	244
12.5. Источники загрязнения и охрана карстовых вод (С. Газда)	246
13. Законодательные акты и нормативные документы в области охраны вод (В. М. Гольдберг, П. Гоппе)	251
Заключение	255
Список литературы	257

**Валентин Михайлович Гольдберг,
Станислав Газда**

**ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ
ОХРАНЫ ПОДЗЕМНЫХ ВОД
ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

Редактор издательства **О. Л. Виноградова**
Переплет художника **Б. К. Силаева**
Художественный редактор **Е. Л. Юрковская**
График-иллюстратор **Б. А. Руденко**
Технические редакторы **Н. В. Жидкова, Т. А. Герчикова**
Корректор **К. С. Торопцева**
ИБ № 3745

Сдано в набор 15.06.83. Подписано в печать 12.12.83. Т-22647.
Формат 60×90^{1/16}. Бумага типографская № 1. Гарнитура
«Литературная». Печать высокая. Усл.-печ. л. 16,5. Усл. кр.-отт.
16,75. Уч.-изд. л. 18,12. Тираж 4500 экз. Заказ № 289/8369-2.
Цена 1 р. 30 к.

Ордена «Знак Почета» издательство «Недра», 103633, Москва,
К-12, Третьяковский проезд, 1/19.

Ленинградская типография № 8 ордена Трудового Красного
Знамени Ленинградского объединения «Техническая книга»
им. Евгении Соколовой Союзполиграфпрома при Государствен-
ном комитете СССР по делам издательств, полиграфии и книж-
ной торговли.
194000, Ленинград, Прачечный переулок, 6.