ОХРАНА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ РАДИОАКТИВНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

А. С. БЕЛИЦКИЙ
Е. И. ОРЛОВА



Издательство „Медицина"
Москва—1969

УДК 614.445.614.73

РЕФЕРАТ

Вопросы охраны подземных вод от радиоактивных загрязнений в настоящее время приобретают большое санитарное значение.

В работе рассматриваются возможные пути радиоактивного загрязнения водоносных горизонтов и основные факторы, определяющие движение радиоактивных веществ в загрязненных подземных водах. Этими факторами являются: специфические физико-химические свойства радиоактивных веществ, пути загрязнения подземных вод и местные гидрогеологические условия.

Нежелательные последствия, обусловленные радиоактивным загрязнением подземных вод, могут быть устранены, если при проведении подземного удаления радиоактивных отходов будут соблюдены необходимые санитарные условия, обоснованию которых посвящена настоящая работа.

При разработке этих условий всегда возникает необходимость прогнозирования миграции радиоактивных веществ в подземных водах. На основании освещенных в литературе гидродинамических представлений и достижений хроматографии, а также собственных исследований авторов в работе даны приближенные способы для предварительного определения и оценки распространения радиоактивных веществ в загрязненных подземных водах. Однако при обосновании санитарных требований охраны подземных вод от радиоактивных загрязнений нельзя ориентироваться только на результаты расчетов, основанных на схематизированных условиях и содержащих ряд допущений. Указанные требования должны определяться также исходя из данных изучения общей гидрогеологической и санитарной обстановки территории.

В работе приводятся материалы для оценки надежности подземных источников водоснабжения в случае загрязнения территории радиоактивными осадками.

Работа рассчитана на санитарных врачей, гидрогеологов, инженеров и других специалистов, работающих в области использования и охраны подземных вод.

В книге имеется 46 рисунков, 48 таблиц и библиография.

5-2-1
292-68

ПРЕДИСЛОВИЕ

В связи с использованием атомной энергии и применением радиоактивных веществ в различных отраслях народного хозяйства, в научных и лечебных учреждениях в последние два десятилетия появился новый источник загрязнения внешней среды, в том числе и подземных вод, в виде различных отходов, возникающих при работе с радиоактивными веществами, а также радиоактивных продуктов, образующихся в результате проведения ядерных взрывов. В связи с этим вопросы охраны подземных вод от радиоактивных загрязнений в настоящее время приобретают большое санитарное значение.

Для составления настоящей работы были использованы имеющиеся отечественные и зарубежные литературные материалы, опыт отечественных организаций по проектированию и эксплуатации пунктов захоронения радиоактивных отходов и данные лабораторных исследований и полевых наблюдений авторов, а также опыт подготовки изданных в СССР официальных санитарных правил, норм и инструкций, в составлении которых авторы принимали участие.

Следует отметить, что подобного рода работа в отечественной литературе является первой. Поэтому авторы не имеют оснований считать, что все в этой работе освещено с достаточной полнотой, не исключают также спорность некоторых рассмотренных положений и наличие других недостатков.

Предисловие, введение, главы I, IV, V, VI, VII и заключение написаны А. С. Белицким, глава II—Е. И. Орловой и глава III —обоими авторами совместно.

Кроме авторов, в лабораторных экспериментальных и полевых исследованиях, а также в подготовке настоящей работы принимали участие Т. П. Горбатенкова, К. Д. Пронина, В. И. Прохорова и В. А. Смиренная. Всем указанным товарищам авторы приносят большую благодарность. Авторы также очень признательны и благодарны Ф. Г. Кроткову, А. Н. Марею и редакторам А. Ф. Зайцевой и Ф. П. Юдину за их весьма ценные указания.

ВВЕДЕНИЕ

По сравнению с атмосферой и открытыми водоемами миграция радиоактивных веществ в недрах Земли более ограничена, что является большим преимуществом этих формаций. Поэтому недра в настоящее время рассматриваются, как одно из наиболее перспективных мест удаления радиоактивных отходов. Кроме того, возможность локализации в недрах радиоактивных продуктов деления позволяет использовать подземные ядерные взрывы при разработке полезных ископаемых и строительстве гидротехнических и других сооружений (Б. И. Нифонтов и др., 1965). Однако захоронение радиоактивных отходов и проведение подземных ядерных взрывов являются очень ответственными мероприятиями, так как при неблагоприятных условиях их осуществления могут возникнуть нежелательные санитарные последствия, обусловленные загрязнением подземных вод радиоактивными веществами. Загрязнение подземных вод радиоактивными веществами возможно также на территориях учреждений, использующих указанные вещества для своих производственных целей, вследствие утечек радиоактивных растворов из различных сооружений и коммуникаций, случайных разливов и т. д. С потоками подземных вод радиоактивные загрязнения могут быть перенесены на значительные расстояния и в местах их разгрузки вызвать загрязнение открытых водоемов (рек, озер и т. д.), поверхности прибрежных зон и подземных вод, используемых для водоснабжения.

Нежелательные последствия, обусловленные радиоактивным загрязнением подземных вод, могут быть устранены, если при проведении указанных выше мероприятий будут соблюдены необходимые санитарные условия, обоснованию которых посвящена настоящая работа. При разработке этих условий всегда возникает необходимость прогнозирования миграции радиоактивных веществ в подземных водах. Но указанный прогноз является очень сложным и слабо разработанным вопросом.

Решение его осложняется большим разнообразием встречающихся природных условий, детальное изучение которых требует больших средств и времени, а также еще тем, что в настоящее время имеется сравнительно мало данных о распространении радиоактивных веществ в этих водах в природных условиях. Кроме того, движение радиоактивных веществ в подземных водах зависит от многих факторов, что затрудняет составление точных расчетных схем, особенно в тех случаях, когда радиоактивные вещества частично сорбируются горными породами, а движение подземных вод происходит в сложных геолого-гидрогеологических условиях.

В настоящей работе не ставится цель глубокой теоретической разработки прогноза данного явления, сделана лишь попытка на основе освещенных в литературе гидродинамических представлений и достижений хроматографии, а также собственных исследований дать приближенные способы для предварительного определения и оценки распространения радиоактивных веществ в загрязненных подземных водах в наиболее часто встречающихся гидрогеологических условиях. Приведенные расчетные уравнения, по возможности, даны в упрощенной форме, удовлетворяющей решению практических задач. Однако следует отметить, что при обосновании санитарных требований охраны подземных вод от радиоактивных загрязнений нельзя ориентироваться только на результаты математических расчетов, основанных на схематизированных условиях, содержащих ряд допущений. Указанные требования должны определяться также исходя из данных изучения общей гидрогеологической и санитарной обстановки территории. Только на основании совокупности всех этих данных можно объективно и правильно определить санитарные требования в каждом отдельном случае.

При радиоактивном загрязнении подземных вод, кроме миграции радиоактивных веществ, могут наблюдаться и другие явления, обусловливающие возможность появления нежелательных санитарных последствий. К таким явлениям относятся: разогрев подземных вод и горных пород вблизи очагов загрязнения под действием энергии распада радиоактивных веществ; образование газов под влиянием химического взаимодействия удаляемых отходов с пластовыми водами и горными породами или вследствие радиолиза воды и химических веществ, находящихся в ней; повышение пластового давления в поглощающем горизонте,

вследствие которого может возникнуть движение загрязненных вод из этого горизонта в другие водоносные горизонты или прорыв загрязненных вод на поверхность земли и ряд других явлений. Некоторые сведения об этих явлениях и приближенные методы прогноза их также освещаются в настоящей работе.

В последующем изложении материала и в приведенных уравнениях приняты следующие условные обозначения:

$K_ф$ — коэффициент фильтрации породы, м/сут;
p — общая пористость породы;
μ — активная пористость породы (или водоотдача);
$\gamma_п$ — плотность породы, г/см^3;
$\gamma_в$ — плотность подземной воды, г/мл;
$\gamma_р$ — плотность радиоактивного раствора, г/мл;
δ — объемный вес породы, г/см^3;
H — мощность водоносного горизонта грунтовых вод, м;
m — мощность артезианского (напорного) водоносного горизонта, м;
J — гидравлический уклон поверхности грунтовых вод или пьезометрического уровня воды в напорном водоносном горизонте;
$v_{инф}$ — скорость инфильтрации воды, м/сут;
$v_ф$ — скорость фильтрации воды, м/сут;
u — действительная скорость движения подземной воды, м/сут;
T — период полураспада радиоактивного изотопа, лет;
φ — относительное содержание радиоактивного изотопа в загрязненной воде от исходной его концентрации в удаляемых растворах;
$K_р$ — коэффициент распределения радиоактивного изотопа между породой и водой;
h — распределительное отношение радиоактивного изотопа между водой и породой;
β — константа скорости сорбции радиоактивного изотопа, сут$^{-1}$;
$\mu_э$ — эффективная активная пористость, характеризующая водные и сорбционные свойства породы.

I ГЛАВА

ОСНОВНЫЕ ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ МИГРАЦИЮ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

1. Общие положения

При рассмотрении вопросов миграции радиоактивных веществ в подземных водах необходимо учитывать следующее:

1) присутствие радиоактивных веществ во внешней среде даже в очень небольшом количестве может оказывать вредное влияние на здоровье людей и животных. Находясь в воде открытых водоемов или подземных водах, они способны попадать в организм людей при непосредственном употреблении этих вод или по пищевым цепям с продуктами растительного и животного происхождения, рыбой и т. д. (Радиационная гигиена, т. II, 1962).

В санитарном отношении уже опасно присутствие в подземных водах, имеющих хозяйственное значение, радиоактивных веществ искусственного происхождения, даже меньше предельно допустимых концентраций. Это обусловлено тем, что вследствие процессов сорбции и десорбции содержание радиоактивных веществ в воде водоносного горизонта при ее загрязнении первоначально может быть в том или ином пункте небольшим, но по прошествии некоторого, иногда продолжительного времени, даже после ликвидации источника загрязнения, оно может возрасти;

2) в отличие от вод открытых водоемов движение подземных вод происходит весьма медленно. Поэтому при загрязнении их практическое значение в преобладающем большинстве случаев имеют только долгоживущие радиоактивные вещества, так как изотопы, периоды полураспада которых равны дням и даже нескольким месяцам, могут распространяться в подземных водах на небольшие расстояния от места их поступления;

3) миграция в подземных водах радиоактивных веществ, попавших в водоносный горизонт, в большинстве случаев зависит от физико-химического и гидродинамического состояния данного водоносного горизонта. Это обусловлено очень большой емкостью физико-химических свойств горных пород и подземных вод, которые большей частью локализуют внесенные загрязнения на сравнительно небольших расстояниях. Так, например: при удалении в водоносный горизонт даже значительного количества жидких отходов pH их сравнительно быстро уравнивается с pH пластовых вод. Не малую роль в этом имеет разбавление удаленных отходов природными пластовыми водами.

Основными факторами, определяющими интенсивность распространения радиоактивных веществ в подземных водах, являются: специфические физико-химические свойства этих веществ, пути загрязнения подземных вод и местные гидрогеологические условия, включающие геолого-литологическое строение участка и окружающего района, условия питания, движения и дренирования подземных вод, их химический состав и гидродинамическую обстановку в водоносном горизонте. Далее рассматривается влияние указанных факторов на движение радиоактивных веществ в загрязненных подземных потоках.

2. Некоторые специфические свойства радиоактивных веществ

Распространение радиоактивных веществ в подземных водах ограничивается способностью этих веществ к естественному распаду. Под влиянием указанного распада концентрация радиоактивных веществ в отходах и в загрязненных подземных водах постепенно уменьшается согласно известному уравнению радиоактивного распада (1-3):

$$C_t = C_0 e^{-\frac{0{,}693t}{T}}, \qquad (1\text{-}1)$$

где: C_0 — начальная концентрация радиоактивного элемента в отходах или в загрязненной подземной воде;

C_t — концентрация радиоактивного элемента по прошествии времени t;

T — период полураспада радиоактивного элемента;

e — основание натуральных логарифмов (e=2,718).

Уравнение (1-1) может быть представлено в другом виде:

$$t = 3{,}32T \lg \frac{C_0}{C_t}. \qquad (1\text{-}2)$$

Из уравнения (1-1) видно, что концентрация радиоактивного изотопа в воде загрязненного подземного потока зависит от периода полураспада этого изотопа. Для разных радиоактивных изотопов периоды полураспада колеблются в очень больших пределах (см. табл. 1).

Таблица 1

Радиоактивные элементы, которые могут иметь практическое значение при загрязнении подземных вод

Наименование изотопа	Обозначение изотопа	Период полураспада T	Предельно допустимая концентрация в воде открытых водоемов, кюри/л[1]
Тритий	H^3	12,46 года	$3 \cdot 10^{-7}$
Углерод-14	C^{14}	5568 лет	$2 \cdot 10^{-7}$
Натрий-24	Na^{24}	15 часов	$5 \cdot 10^{-9}$
Фосфор-32	P^{32}	14,3 дня	$5 \cdot 10^{-9}$
Сера-35	S^{35}	87,1 »	$7 \cdot 10^{-9}$
Кальций-45	Ca^{45}	152 »	$3 \cdot 10^{-9}$
Железо-59	Fe^{59}	45,1 »	$1 \cdot 10^{-8}$
Кобальт-60	Co^{60}	5,3 года	$1 \cdot 10^{-8}$
Цинк-65	Zn^{65}	290 дней	$1 \cdot 10^{-8}$
Стронций-89	Sr^{89}	54,5 дня	$3 \cdot 10^{-9}$
Стронций-90	Sr^{90}	28 лет	$1 \cdot 10^{-10}$
Иттрий-90	Y^{90}	2,54 дня	$9 \cdot 10^{-9}$
Цирконий-95	Zr^{95}	65 дней	$2 \cdot 10^{-8}$
Ниобий-95	Nb^{95}	38,7 дня	$3 \cdot 10^{-8}$
Рутений-106	Ru^{106}	360 дней	$3 \cdot 10^{-9}$
Йод-131	J^{131}	8,1 дня	$6 \cdot 10^{-10}$
Цезий-137	Cs^{137}	33 года	$1 \cdot 10^{-9}$
Церий-144	Ce^{144}	282 дня	$3 \cdot 10^{-9}$
Полоний-210	Po^{210}	138,3 »	$2 \cdot 10^{-11}$
Радий-226	Ra^{226}	1590 лет	$5 \cdot 10^{-11}$
Уран-238	U^{238}	$4{,}49 \cdot 10^9$ лет	0,6 мг/л
Плутоний-239	Pu^{239}	$2{,}24 \cdot 10^4$ лет	$5 \cdot 10^{-11}$

[1] Предельно допустимые концентрации радиоизотопов в воде открытых водоемов указаны согласно действующим в СССР санитарным правилам.

Весовое количество радиоактивных веществ, присутствующих в загрязненных подземных водах, весьма незначительное. Даже в сильно загрязненных водах это количество измеряется сотыми и тысячными долями миллиграмма в 1 л. Связь между весом радиоактивного вещества P в граммах и активностью C в единицах кюри выражается следующим уравнением (Н. Г. Гусев, 1956):

$$P = 2{,}8 \cdot 10^{-6}\ \text{АТС}, \qquad (1\text{-}3)$$

где: A — атомный вес радиоизотопа,
T — период полураспада в годах.

Единственным исключением является содержание в подземных водах естественного урана, концентрация которого даже в природных незагрязненных водах в отдельных случаях может достигать десятков миллиграммов в 1 л (А. Н. Токарев и А. В. Щербаков, 1956).

Присутствие радиоактивных веществ в микроколичествах определяет характер поведения их в подземных водах и в реакциях взаимодействия этих вод с водовмещающими породами. Они ведут себя как метки соответствующих стабильных макрокомпонентов (см. главу II).

В зависимости от физико-химических свойств элементов радиоактивные изотопы сорбируются или не сорбируются горными породами. Такие радиоизотопы, как сера-35 и йод-131, движутся в подземных потоках, почти не задерживаясь породами. Но большинство продуктов деления в различной степени поглощается породами.

Из всех продуктов деления наибольшее практическое значение при решении санитарных вопросов охраны подземных вод представляет миграция в них рутения-106, цезия-137 и особенно стронция-90. Рутений-106 плохо сорбируется горными породами, а цезий-137 и стронций-90 являются долгоживущими радиоизотопами. Кроме того, стронций-90 имеет относительно повышенную миграционную способность в подземных водах.

Специфический характер поведения в подземных водах имеет уран. В восстановительной среде уран находится в четырехвалентной, в очень плохо растворимой форме и практически не мигрирует в подземных водах. Наоборот, в окислительной среде он присутствует в хорошо растворимой шестивалентной форме и распространяется в подземных потоках, большей частью не задерживаясь водовмещающими породами.

3. Источники радиоактивного загрязнения и пути возможного поступления радиоактивных веществ в подземные воды

Загрязнение подземных вод радиоактивными веществами может быть обусловлено различными причинами: выпадением радиоактивных осадков, образующихся в результате проведения ядерных взрывов; возникновением продуктов распада и наведенной активности в участках подземных ядерных взрывов; случайными разливами радиоактивных растворов; фильтрацией поверхностных вод из открытых естественных водоемов или из искусственных бассейнов, загрязненных радиоактивными осадками или радиоактивными стоками; утечками растворов или сточных вод из подземных коммуникаций учреждений, использующих радиоактивные вещества; могильниками твердых или жидких радиоактивных отходов и спуском радиоактивных стоков в поглощающие колодцы, траншеи, скважины или другие горные выработки.

В результате ядерных взрывов образуется большое количество радиоактивных изотопов, состав которых меняется в зависимости от способа осуществления ядерной реакции и возраста радиоактивных осадков.

При воздушных и наземных взрывах в радиоактивное облако поступает с поверхности земли значительное количество твердых частиц почвы и горных пород, которые сорбируют радиоактивные вещества. Как указывается Р. В. Петровым, В. Н. Правецким, Ю. С. Степановым и др. (1963), большая часть радиоактивных веществ, до 80% продуктов деления, образующихся при ядерном взрыве, выпадает на поверхность земли в течение 10—20 часов после взрыва с местными осадками, которые представляют собой твердые оплавленные частицы диаметром более 5 мк. Затем в течение 2—3 недель выпадают полуглобальные осадки в виде радиоактивных частиц диаметром от 1 до 5 мк. Радиоактивные частицы диаметром меньше 1 мк составляют глобальные осадки, они уносятся в стратосферу и попадают на поверхность земли за период от полугода до 5—7 лет с момента взрыва.

Обычно в местных выпадениях растворимая часть радиоизотопов составляет небольшую величину, всего несколько процентов (в среднем 5%); в глобальных же выпадениях растворимая часть может достигать 50% и более.

На основании исследований, произведенных в участках проведения подземных ядерных взрывов в штате Невада в США (Johnson, Higgens and Violet, 1962), от 60 до 80% всех радиоактивных продуктов ядерного распада сосредоточены в остекленной, весьма плохо растворимой массе, образовавшейся после остывания расплавленных пород в центре взрыва. Остальная часть радиоизотопов поступает в зоны обрушения и раздробления пород, находящихся выше гипоцентра взрыва. В большинстве продукты, попавшие в зону раздробления, имеют небольшие периоды полураспада, но в результате ряда превращений из них образуется ряд долгоживущих изотопов; например, из криптона-90 → стронций 90, из йода-137 → цезий-137 и др. Вследствие высоких температур в полости летучими становятся и некоторые другие продукты распада, проникающие из остекленной массы в зону раздробления.

Более подробные сведения о распределении радиоактивных загрязнений на участках проведения подземных ядерных взрывов в США освещены в работе Б. И. Нифонтова и др. (1965), составленной на основании опубликованных данных американских исследователей.

Радиохимический состав жидких отходов учреждений, использующих радиоактивные вещества, зависит от радиоактивных изотопов, применяемых ими. Уровень радиоактивности этих отходов колеблется в больших пределах, но редко превышает уровень среднеактивных стоков (табл. 2). По химическому составу указанные отходы могут быть близки к природным пресным водам или содержать значительное количество неорганических и органических соединений.

Таблица 2

Классификация жидких радиоактивных отходов по уровню общей радиоактивности
(рекомендация Международного агентства по использованию атомной энергии МАГАТЭ)

№ п/п	Наименование жидких отходов	Удельная бета-активность, кюри/л
1	Низкоактивные	Не превышает $1 \cdot 10^{-6}$
2	Среднеактивные	От $1 \cdot 10^{-6}$ до 1,0
3	Высокоактивные	Более 1,0

Твердые радиоактивные отходы в большинстве случаев представляют собой загрязненное оборудование, инструменты, отработанные материалы, трупы экспериментальных животных, грязную спецодежду, строительный мусор и т. д. Степень фиксации радиоактивных веществ на твердых отходах неодинаковая, но большей частью значительная, так как эти отходы во многом составляют все то, что нельзя или очень трудно дезактивировать.

Радиоактивные загрязнения могут попадать в подземные воды следующими путями.

1. С ненарушенной загрязненной поверхности земли с инфильтрирующимися атмосферными осадками. Этот процесс в преобладающем большинстве случаев является периодическим и наблюдается во время дождей и таяния снега.

2. Проникновением в водоносные горизонты загрязненных вод из открытых водоемов. Здесь может наблюдаться несколько случаев:

а) в районах развития закарстованных пород часто отмечается непосредственное поглощение речных вод в пустоты и трещины указанных пород;

б) загрязненные речные воды могут проникать в водоносные горизонты во время паводков; когда берега реки крутые, то эти воды обычно недалеко проникают в глубь берега, но в случае наличия низких затопляемых террас они могут загрязнять подземные воды на больших территориях. В этом отношении наиболее уязвимыми являются воды аллювиальных отложений пойменных террас;

в) при организованном хранении радиоактивных растворов в искусственных или естественных бассейнах может происходить загрязнение подземных вод вследствие фильтрации этих растворов.

3. Непосредственное введение в водоносные горизонты радиоактивных растворов через поглощающие скважины или другие поглощающие горные выработки, а также при захоронении твердых радиоактивных отходов ниже уровня этих вод и при проведении подземных ядерных взрывов.

4. Основные типы потоков подземных вод

По условиям формирования и динамики, что во многом определяет характер возможного поступления радиоактивных веществ, а также миграцию их в подземных водах,

водоносные горизонты разделяются на два основных типа: ненапорные (грунтовые) и напорные (артезианские).

Основной особенностью грунтовых вод является то, что они имеют непосредственное питание атмосферными осадками и поверхностными водами, вследствие чего сравнительно легко уязвимы для поверхностных загрязнений. В свою очередь грунтовые воды по условиям возможного питания подразделяются на воды, приуроченные к участкам, удаленным от рек и других открытых водоемов, и на воды, находящиеся в участках, расположенных вблизи рек или других водоемов.

Грунтовые воды первых участков преимущественно встречаются на междуречных возвышенных пространствах. В основном питание их происходит путем местной инфильтрации атмосферных осадков. Местное питание обусловливает то, что одним из возможных источников поступления радиоактивных веществ в грунтовые воды может быть поверхность земли, загрязненная этими веществами.

Кроме того, радиоактивные загрязнения могут попадать в грунтовые воды непосредственно при случайных утечках радиоактивных растворов из подземных коммуникаций, при удалении в землю твердых радиоактивных отходов или при устройстве поглощающих колодцев, траншей и т. д.

Грунтовые воды участков, находящихся вблизи рек и других открытых водоемов, большей частью приурочены к аллювиальным, озерным и морским пескам или к трещиноватым скальным породам. Кроме инфильтрации атмосферных осадков, питание грунтовых вод, находящихся в указанных участках, может происходить за счет притока речных вод. Поэтому источниками загрязнения грунтовых вод радиоактивными веществами в рассматриваемых участках, кроме тех, которые были отмечены ранее, для участков, расположенных на водораздельных пространствах, могут быть загрязненные речные воды или загрязненные воды других открытых водоемов.

Напорные (артезианские) воды не имеют непосредственного питания атмосферными осадками и поверхностными водами, а пополняются из других водоносных горизонтов путем медленной нисходящей или восходящей фильтрации подземных вод через толщи относительно водоупорных пород или из отдаленных областей питания. В зависимости от рельефа поверхности земли, развития гидрографической сети и геологического строения выделяются области питания и районы дренирования артезианских вод.

В областях питания, приуроченных к возвышенным формам рельефа, наряду с перемещением вод по водоносному пласту имеет место нисходящая фильтрация их из одного водоносного горизонта в другой. Поэтому в областях питания всегда имеется потенциальная возможность загрязнения артезианского горизонта с поверхности земли. Однако, прежде чем попасть в артезианский горизонт, поверхностные загрязнения должны проникнуть и в вышележащие водоносные горизонты. Вследствие этого проникновение в артезианский горизонт поверхностных радиоактивных загрязнений затруднено и практически возможно лишь при очень сильном загрязнении грунтовых вод и вод вышележащих напорных водоносных горизонтов на больших территориях. Более реально непосредственное загрязнение артезианских вод через поглощающие скважины.

Районы дренирования артезианских (напорных) вод приурочены к пониженным участкам долин основных рек, а также к озерным впадинам и к морским побережьям. В отличие от областей питания в районах дренирования артезианские воды имеют восходящее движение из одного водоносного горизонта в другой. Поэтому здесь условия для проникновения поверхностных радиоактивных загрязнений в артезианские водоносные горизонты весьма затруднены. Только в тех случаях, когда пьезометрические уровни воды в артезианских водоносных горизонтах в районах дренирования снижены откачкой ниже уровня поверхностных и грунтовых вод или когда радиоактивные растворы через специальные скважины закачиваются под большим давлением, может отмечаться местное загрязнение напорных вод.

В зависимости от типа подземных вод и характера движения их в водоносном горизонте решаются гидродинамические задачи, позволяющие установить количественные взаимосвязи между различными параметрами подземных потоков. Во многих случаях эти количественные взаимосвязи можно использовать при решении санитарно-гидрогеологических вопросов.

Для прогнозирования содержания радиоактивных веществ в загрязненных подземных водах необходимо знать время, в течение которого вода пройдет путь от очага загрязнения до выбранных точек или сечения потока, а также в отдельных случаях степень разбавления воды, содержащей радиоактивные вещества, не загрязненной водой естественных потоков. Зависимость времени движения воды от других параметров выражается уравнениями, которые

для различных типов подземных потоков неодинаковые. Далее для некоторых основных типов указанных потоков приводятся уравнения, выражающие эту зависимость. Ряд уравнений заимствован из имеющихся литературных работ (Г. Н. Каменский, 1943; В. Н. Щелкачев и Б. Б. Лапук, 1949; И. А. Чарный, 1956, и др.); другие же являются преобразованными уравнениями известных формул подземной гидродинамики.

Плоский равномерный подземный поток постоянной мощности. В этом потоке частицы воды движутся с постоянной скоростью по прямым, параллельным друг другу траекториям. Примерами таких потоков являются плоское движение воды в артезианском пласте постоянной мощности (рис. 1) или движение грунтовой воды по наклонной поверхности водоупорных пород от совершенной поглощающей прямолинейной галереи бесконечной длины, заложенной параллельно берегу открытого водоема (рис. 2). В этих условиях время движения воды от первого до второго сечения может быть определено по следующему уравнению:

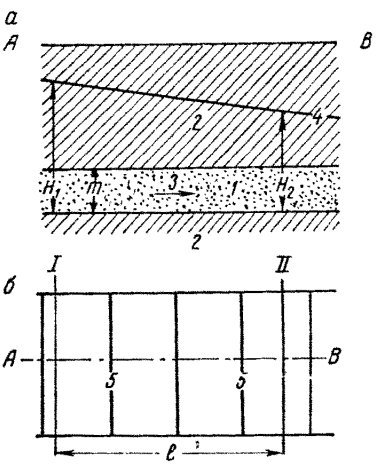


Рис. 1. Схема движения воды в плоском равномерном артезианском потоке.

а — вертикальный разрез по линии *АВ*; *б* — план участка потока; *1* — водоносные породы; *2* — водоупорные породы; *3* — направление движения воды; *4* — пьезометрический уровень воды; *5* — изопьезы (линии, соединяющие точки с одинаковыми пьезометрическими уровнями воды); *I* — первое поперечное сечение потока; *II* — второе поперечное сечение потока.

$$t = \frac{\mu l^2}{K_\Phi (H_1 - H_2)} \qquad (1\text{-}4)$$

или

$$l = \sqrt{\frac{K_\Phi (H_1 - H_2)\, t}{\mu}} \qquad (1\text{-}5)$$

Уклон зеркала поверхности воды в подземном потоке $J = \frac{H_1 - H_2}{l}$; подставляя эту величину в уравнение 1-4, получаем:

$$t = \frac{\mu l}{K_\Phi J} \qquad (1\text{-}6)$$

Как будет видно далее, уравнения (1-4, 1-5 и 1-6) могут использоваться для ориентировочных расчетов и в других более сложных случаях движения подземных вод.

Плоский неравномерный подземный поток непостоянной мощности (рис. 3). В естественных условиях потоки подобного типа встречаются очень часто.

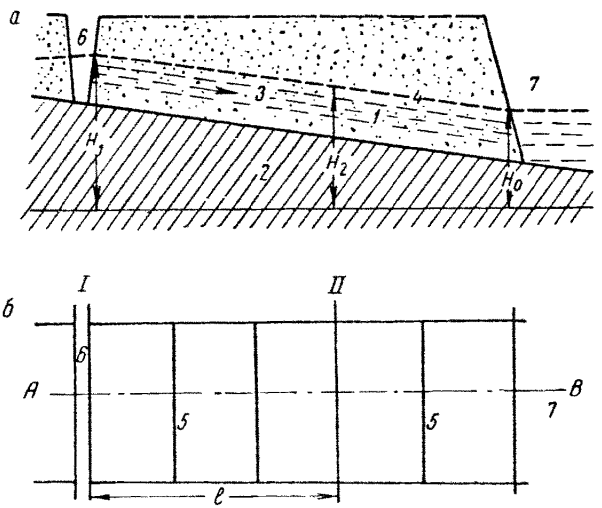


Рис. 2. Схема движения воды в плоском равномерном грунтовом потоке.

а — вертикальный разрез по линии *АВ*; *б* — план участка потока; *1* — водоносные породы; *2* — водоупорные породы; *3* — направление движения воды; *4* — статический уровень воды; *5* — гидроизогипсы; *6* — поглощающая галерея; *7* — открытый водоем; *I* — первое поперечное сечение потока; *II* — второе поперечное сечение потока.

Для ориентировочного определения времени движения грунтовой воды от одного поперечного сечения до другого можно использовать уравнения (1-4, 1-5 и 1-6), так как обычно падение уровня воды ($\Delta H = H_1 - H_2$) составляет очень небольшую часть мощности этого горизонта.

Грунтовые воды имеют облегченные условия местного питания за счет инфильтрации атмосферных осадков, а иногда и поверхностных вод. При значительной инфильтрации атмосферных осадков расход плоского потока грунтовых вод по мере их движения постепенно увеличивается.

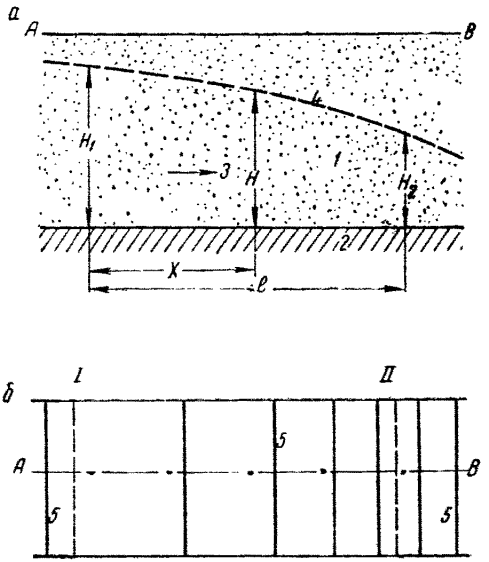


Рис. 3. Схема движения воды в плоском неравномерном грунтовом потоке.

а — вертикальный разрез по линии *АВ*; *б* — план участка потока; *1* — водоносные породы; *2* — водоупорные породы; *3* — направление движения воды; *4* — статический уровень воды; *5* — гидроизогипсы; *I* — первое поперечное сечение потока; *II* — второе поперечное сечение потока.

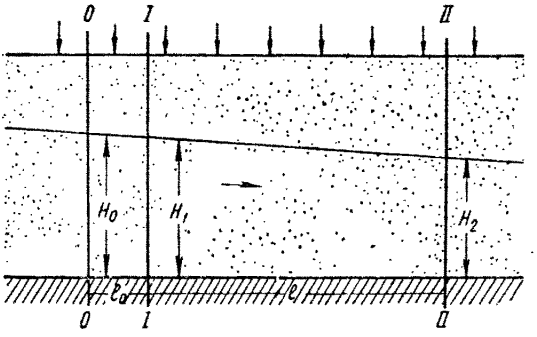


Рис. 4. Схема движения воды в плоском грунтовом потоке с инфильтрацией атмосферных осадков.

Если необходимо учитывать это, то время движения воды от I до II сечения (рис. 4) можно определить по следующему уравнению:

$$t = \frac{1{,}15\mu\,(H_1 + H_2)}{v_{инф}} \lg\left(1 + \frac{v_{инф} l}{q_1}\right), \qquad (1\text{-}7)$$

где: $V_{инф}$ — средняя скорость инфильтрации атмосферных осадков;
q_1 — расход воды через начальное сечение потока (сечение 1).

В неограниченном плоском грунтовом потоке, питающемся за счет инфильтрации атмосферных осадков, могут возникнуть затруднения в определении величины q_1. Эту величину приближенно можно определить, если на небольшом расстоянии выше по потоку от сечения I известен уровень грунтовых вод H_0 (рис. 4), тогда:

$$q_1 = \frac{K_\Phi (H_0^2 - H_1^2)}{2l_0} \qquad (1\text{-}8)$$

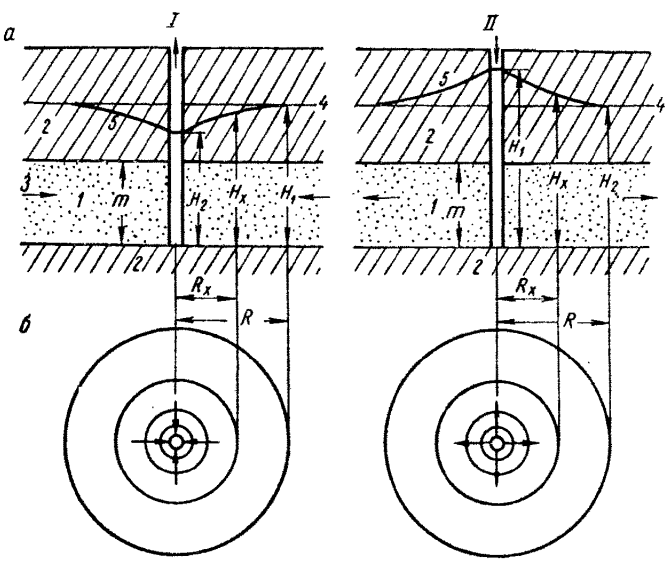


Рис. 5. Схема движения воды в радиальном подземном потоке постоянной мощности.

I — схема движения воды при работе водозаборной скважины; *II* — схема движения воды при работе поглощающей скважины; *а* — вертикальные разрезы потоков; *б* — планы участков потоков; *1* — водоносные породы; *2* — водоупорные породы; *3* — направление движения воды; *4* — ненарушенный пьезометрический уровень воды; *5* — динамический уровень воды.

Вопросы разбавления загрязненных грунтовых вод чистыми инфильтрующимися атмосферными осадками или наоборот рассматриваются в главе VI.

Радиальный подземный поток постоянной мощности характеризуется тем, что частицы воды в горизонтальной плоскости движутся в нем не параллельно друг другу, а по радиусам, идущим от одного центра; следовательно, поперечные сечения этого потока представляют собой поверхности цилиндров. По мере движения воды площадь этих поверхностей изменяется. Радиальный поток является неравномерным: чем дальше от его центра, тем меньше скорость движения воды в нем.

Радиальный поток воды постоянной мощности возникает в напорном (артезианском) водоносном горизонте в окружении работающих артезианских водозаборных или поглощающих скважин и является очень распространенным случаем движения подземных вод. При работе водозаборной скважины вокруг них пьезометрический уровень воды понижается и поверхность этого уровня образует так называемую депрессионную воронку, имеющую форму конуса с вершиной, направленной вниз (рис. 5, *I*). В окружении поглощающих скважин пьезометрический уровень подземных вод повышается (рис. 5, *II*). Поверхность уровня у погло-

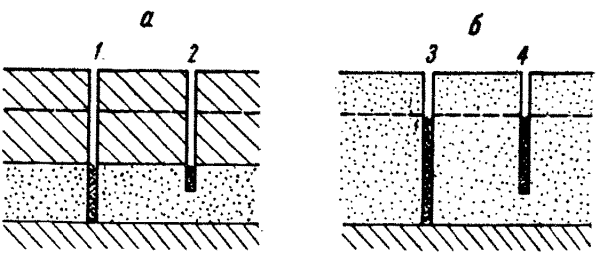


Рис. 6. Схема расположения рабочей части скважины в водоносном горизонте.

а — артезианский водоносный горизонт; *б* — водоносный горизонт грунтовых вод; *1* и *3* — совершенные скважины; *2* и *4* — несовершенные скважины.

щающей скважины образует повышение, по форме и размеру тот же конус, как у водозаборных, но повернутый в другую сторону.

Так как настоящая работа посвящена вопросам миграции радиоактивных веществ в подземных водах при их за-

грязнении, то далее скважины рассматриваются как поглощающие, через которые в водоносный горизонт вводятся радиоактивные растворы.

Движение подземных вод и распространение в них радиоактивных веществ в окружении поглощающих скважин зависит не только от природных гидрогеологических условий, но и в значительной мере от типа, количества, расположения, конструкции и производительности поглощающего устройства. По расположению рабочей части поглощающего устройства в водоносном горизонте различают (рис. 6):

а) совершенные скважины или колодцы, забой (дно) которых доведен до подошвы водоносного горизонта;

б) несовершенные скважины или колодцы, у которых забой находится выше подошвы водоносного горизонта.

В рассматриваемом радиальном потоке время движения воды t от поглощающей совершенной скважины до любого поперечного сечения потока может быть определено по уравнению (1-9):

$$t = \frac{\pi m \mu}{Q}(R_x^2 - r_0^2) \qquad (1\text{-}9)$$

или

$$R_x = \sqrt{\frac{Qt}{\pi m \mu} + r_0^2}\,, \qquad (1\text{-}10)$$

где: Q — расход водозаборной или поглощающей скважины;
R_x — расстояние (радиус) выбранного сечения от поглощающей скважины;
r_0 — радиус скважины;
m — мощность водоносного горизонта.

При решении многих задач радиусом r_o можно пренебречь, так как его величина несоизмеримо меньше расстояния R_x.

Уравнение (1-9) получено из допущения, что ненарушенная поверхность естественного пьезометрического уровня представляет собой горизонтальную плоскость, т. е. до работы поглощающей или водозаборной скважины движение воды в водоносном горизонте отсутствует. В природной обстановке такие условия встречаются редко, так как почти всегда в водоносном горизонте происходит перемещение подземных вод, и пьезометрическая поверхность уровня понижается по естественному их потоку. Однако величина падения поверхности естественного пьезометрического уровня обычно является небольшой, поэтому и при наличии

естественного движения подземных вод во многих случаях можно использовать уравнения (1-9 и 1-10) для получения достаточно надежных результатов.

Если пьезометрический уровень ненарушенного плоского естественного потока имеет значительное падение, то траектории, по которым движутся частицы воды от поглощающей или к водозаборной скважине, не представляют

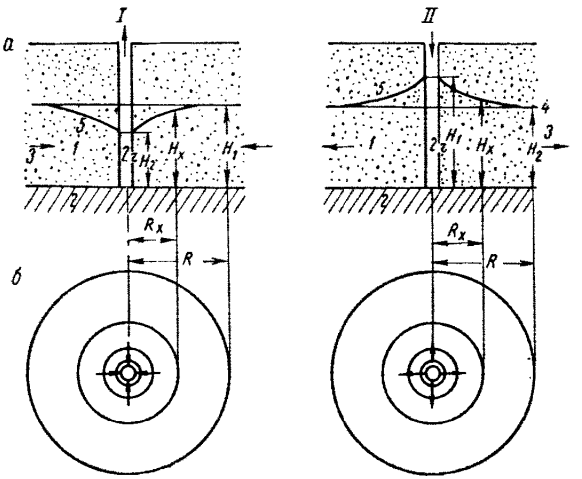


Рис. 7. Схема движения воды в радиальном подземном потоке непостоянной мощности.

I — схема движения воды при работе водозабориой скважины; *II* — схема движения воды при работе поглощающей скважины; *а* — вертикальные разрезы потоков; *б* — планы участков потоков; *1* — водоносные породы; *2* — водоупорные породы; *3* — направление движения воды; *4* — ненарушеный статический уровень воды; *5* — динамический уровень воды.

собой прямые линии (см. рис. 32). В этих случаях можно установить границы расстекания воды от поглощающей скважины или границы области питания водозаборной скважины (см. главу VI). За пределами этих границ не будет наблюдаться влияние поглощающей скважины на состав подземных вод, а источники загрязнения, расположенные за их пределами, не могут влиять на состав воды в водозаборной скважине.

Радиальный подземный поток непостоянной мощности образуется при работе поглощающей или водозаборной скважины, заложенной на водоносный горизонт грунтовых вод. В отличие от потока артезианских вод мощность

потока грунтовых вод меняется в различных сечениях (рис. 7). Когда водоупорная подошва водоносного горизонта грунтовых вод представляет собой горизонтальную поверхность, то изменение мощности этого горизонта в различных сечениях Δm равно падению уровня воды в этих же сечениях потока ΔH.

Время движения воды между выбранной точкой радиального потока грунтовых вод и скважиной не может быть точно определено уравнениями гидродинамики, так как эти уравнения не поддаются решению. Однако для приближенного определения указанного времени можно использовать уравнения (1-9 и 1-10), подставляя вместо величины m среднюю мощность водоносного горизонта $H_{ср}$. Если величина падения уровня воды ΔH и изменения мощности в радиальном потоке является небольшой по сравнению с мощностью водоносного горизонта $H_{ср}$, то использование этих уравнений не приводит к большим ошибкам. Когда же имеет место значительное падение уровня воды и уменьшение мощности, радиальный поток разбивается на отдельные интервалы. По каждому интервалу, используя уравнение (1-9), производится расчет времени движения вод Δt между двумя сечениями, ограничивающими этот интервал:

$$\Delta t = \frac{\pi H_i \mu}{Q} (r_2^2 - r_1^2), \qquad (1\text{-}11)$$

где: H_i — средняя мощность водоносного горизонта в пределах одного интервала: $H_i = \frac{H_1 + H_2}{2}$;

r_1, r_2, H_1, H_2 — расстояние сечений от скважины, ограничивающих выбранный интервал, и мощность водоносного горизонта в этих сечениях.

Общее время движения воды в изучаемом потоке будет равно:

$$t = \Delta t_1 + \Delta t_2 \ldots\ldots\ldots + \Delta tn,$$

где:

1, 2 ..., n—порядковый номер интервала.

Чем больше количество интервалов, на которые разбивается радиальный поток, тем точнее определяется общее время движения воды.

Почти во всех гидрогеологических расчетах необходимо знать величины коэффициента фильтрации $K_ф$ и активной пористости, которая равна водоотдаче μ пород. Точные значения этих величин определяются на основании данных полевых и лабораторных исследований в каждом отдельном

случае. Но для ориентировочных расчетов в табл. 3 указаны приближенные значения этих величин. Однако необходимо отметить, что для условий движения загрязненных вод в скальных трещиноватых породах данными этой таблицы следует пользоваться очень осторожно.

Приведенные в настоящем параграфе уравнения для определения времени движения воды получены из рассмотрения простых схем подземных потоков в условиях установившегося движения подземных вод. В действительности природные гидрогеологические условия более сложны. Наряду с задачами, которые можно решать уравнениями, отражающими установившееся движение подземных вод,

Таблица 3

Приближенные значения коэффициентов фильтрации и водоотдачи горных пород [1]

Порода	Коэффициент фильтрации $K_ф$, м/сутки	Водоотдача, μ
Рыхлые осадочные породы		
Галька и гравий	100—1 000	0,25—0,35
Песок крупнозернистый	10—100	0,25—0,35
» среднезернистый	1—10	0,20—0,25
» мелкозернистый	0,1—1	0,15—0 20
Торфянистые породы	0,1—1	—
Супесь	0,01—0,1	0,10—0,15
Суглинок	0,0001—0,01	—
Глины	Меньше 0,0001	—
Скальные трещиноватые породы		
Известняки трещиноватые	Больше 10	0,008—0,10
Гнейсы	Меньше 10	0,003—0,024
Граниты	» 10	0,0002—0,019
Порфириты	» 10	0,0038—0,067
Песчаники на глинистом цементе	0,001—0,01	0,02—0,03

[1] По данным Справочного руководства гидрогеолога. Гостоптехиздат, 1959.

могут возникнуть условия неустановившегося движения этих вод, когда расход и другие параметры меняются во времени, как, например, при инфильтрации атмосферных

осадков во время дождей или при непостоянном количестве загрязненных растворов, удаляемых в поглощающие скважины, или в случае изменения уровня загрязненной поверхностной воды, подсасываемой водозаборной скважиной, и т. д. Кроме того, для точных решений необходимо учитывать не только естественные гидрогеологические условия, но и характер и расположение поглощающих или водозаборных сооружений. В этих случаях должны применяться специальные гидродинамические методы решения. Однако приведенные здесь уравнения могут служить основой для приближенного определения времени движения воды и во многих сложных случаях движения подземных вод (см. главы V и VI).

II ГЛАВА

ПОГЛОЩЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ ГОРНЫМИ ПОРОДАМИ

1. Общие положения

Подземные воды при движении взаимодействуют с горными породами. Это взаимодействие сводится к процессам выщелачивания и растворения пород и к процессам сорбции породами веществ, находящихся в воде. Сорбция химических веществ почвами и породами определяется их механической, физической, физико-химической (обменной), химической и биологической поглотительной способностью (К. К. Гедройц, 1955).

Механическая поглотительная способность состоит в задерживании почвой веществ, находящихся в воде в мелкодисперсном и коллоидном состоянии. При этом чем мельче частицы, слагающие горную породу, тем больше ее механическая поглотительная способность.

Физическая поглотительная способность— адсорбция, которая особенно сильно проявляется в породах, состоящих из глин.

Физико-химическая или обменная поглотительная способность заключается в том, что породы способны обменивать некоторую часть катионов, находящихся в твердой фазе, на эквивалентное количество катионов, присутствующих в природной воде.

Химическая поглотительная способность состоит в том, что вещества, находящиеся в подземных водах, могут давать нерастворимые соединения при взаимодействии с веществами, содержащимися в горных породах. При этом виде поглощения вещества хорошо закрепляются породой и плохо десорбируются.

Биологическая поглотительная способность обусловлена поглощением элементов микроорганизмами, которые могут содержаться в подземных водах.

2. Химическое состояние радиоизотопов в растворах и влияние физических факторов на сорбционные процессы

Радиоактивные изотопы продуктов деления, подобно макрокомпонентам природной воды, поглощаются горными породами, но при этом процессы поглощения их отличаются некоторыми особенностями. Эти особенности определяются чрезвычайно малой концентрацией радиоактивных элементов. Например, раствор стронция-90 с удельной радиоактивностью 1 кюри/л содержит $1{,}12 \cdot 10^{-1}$ мг-экв/л стронция, а такая же радиоактивность стронция-89 соответствует $2{,}04 \cdot 10^{-4}$ мг-экв/л стронция.

Следует отметить, что возможное содержание этих радиоизотопов в загрязненных подземных водах практически не достигает указанных величин.

Сорбционная емкость горных пород в среднем составляет десятки мг-экв на 100 г природного сорбента. Следовательно, поглотительная емкость горных пород намного превосходит содержание продуктов деления урана в удаляемых растворах. Поэтому взаимодействующие с горными породами радиоактивные продукты деления не конкурируют между собой за места на поверхности сорбента.

Несколько другая картина может наблюдаться при поглощении горными породами естественных радиоактивных элементов, в частности урана, так как последний может присутствовать в воде в макроколичествах.

Механизм поглощения радиоактивных веществ горными породами сильно зависит от химического состояния, в котором находится тот или иной радиоактивный изотоп.

Вопросу химического состояния изотопов в растворах посвящены работы ряда авторов. Особенно много занимался этим вопросом И. Е. Старик с сотрудниками. Так, ими было изучено состояние микроколичеств циркония, ниобия и рутения в водном растворе.

При отсутствии посторонних комплексообразователей цирконий может существовать в растворе в зависимости от pH в форме простых и комплексных ионов, в виде нейтральных молекул, адсорбционных и истинных отрицательно заряженных коллоидов (И. Е. Старик и др., 1957, 1959, 1960 и 1964).

В азотнокислых растворах ниобий при $pH<2$ находится в виде существующих одновременно положительных и отрицательных ионов. При $pH>2$ ниобий образует истинные кол-

лоиды. Кроме того, ниобий частично может существовать в водном растворе в молекулярной форме. В присутствии фтор-, оксалат- и сульфат-ионов микроколичества ниобия образуют устойчивые комплексы (И. Е. Старик и др., 1959, 1960).

Микроколичества четырехвалентного рутения в растворах соляной и хлорной кислот с общей концентрацией кислоты, равной 1 М, может существовать в зависимости от содержания соляной кислоты в растворе в виде нейтральных, анионных и катионных комплексов (В. И. Парамонова и др., 1959). При уменьшении общей кислотности раствора рутений может переходить в коллоидную форму (И. Е. Старик и др., 1957, 1960).

Редкоземельные элементы склонны к образованию комплексных соединений со многими анионами. Так, например, церий образует комплексные соединения с нитрат- и оксалат-ионами (В. В. Фомин и др., 1958; К. Б. Заборенко и др., 1959). Этилендиаминтетрауксусная кислота образует с катионами редких земель клешневидные комплексы (В. П. Шведов и А. В. Степанов, 1959).

Химическое состояние четырехвалентного плутония зависит до некоторой степени от его концентрации в растворе. При концентрации 10^{-8} М плутоний существует в разбавленных азотнокислых растворах с pH $\leqslant$ 2,8 в ионной форме. В пределах pH 2,8—7,5 он находится в растворе в виде адсорбционных коллоидов. При более высоких pH раствора плутоний образует истинные коллоиды, которые заряжены отрицательно.

С увеличением концентрации плутония до $2 \cdot 10^{-5}$ М он существует в ионной форме только до pH 1,4. В пределах pH 1,4÷12,0 плутоний переходит в коллоидную форму, при этом до pH 7,5÷8 коллоиды заряжены положительно, а при pH $>$ 8 — отрицательно (В. И. Гребенщикова и др., 1961, 1965).

На основании приведенных работ можно заключить, что радиоактивные изотопы таких элементов, как цирконий, ниобий, рутений, редкоземельные элементы, плутоний, могут находиться в растворе в зависимости от его состава и pH в виде простых и комплексных ионов, истинных и адсорбционных коллоидов и нейтральных молекул.

Исходя из возможных химических состояний этих элементов, можно видеть, что механизм сорбции горными породами таких элементов очень сложен. Так, можно предположить, что радиоактивные элементы в коллоидном состоянии

сорбируются породой в виде простого механического поглощения. Но те же элементы, присутствуя в растворе в виде ионов, поглощаются горной породой по химическому или физико-химическому виду сорбции.

Радиоактивные изотопы цезия и стронция почти всегда находятся в растворе в виде ионов, поэтому в зависимости от условий (от pH горной породы, а также pH катионного и анионного состава раствора) сорбируются по механизму физико-химического или химического поглощения.

pH раствора при фильтрации через горные породы может изменяться, соответственно изменяется состояние радиоизотопов. Кроме того, на химическое состояние радиоэлементов могут оказывать влияние макрокомпоненты раствора и горной породы.

Сорбция некоторых радиоактивных элементов горными породами зависит также от валентного состояния, в котором находятся эти элементы в воде. Например, плутоний наиболее сильно сорбируется в трехвалентном состоянии, за ним идет Pu^{4+} и наименее энергично поглощается PuO_2^{2+} (Jacobson и др., 1948).

Уран, подобно плутонию, обладает переменной валентностью. Валентное состояние урана определяется средой. В восстановительной среде уран находится в четырехвалентной плохо растворимой форме и практически не мигрирует в подземных водах. В растворимой форме U^{4+} существует только в сильнокислых растворах, в виде UCl_4 и $U(SO_4)_2$. Сильнокислые хлоридные и сульфатные подземные воды в природе почти не встречаются. Но даже в этих водах U^{4+} не может мигрировать на большие расстояния из-за его окисления до U^{6+}. В окислительной среде уран находится в шестивалентном состоянии в виде UO_2^{2+} (уранил-иона), который со многими анионами воды образует хорошо растворимые соединения, что обусловливает повышенную миграцию его с подземными водами. Поэтому при изучении миграции урана в подземных водах основное внимание необходимо уделять U^{6+}.

Поглощение радиоактивных веществ из солевых растворов горными породами зависит от температуры. Reagce и др. (1960) установили, что степень поглощения почвой стронция из раствора, содержащего 1 г/л магния, уменьшается с увеличением температуры.

Аналогичные данные были получены В. И. Спицыным с сотрудниками (1959). Изучая сорбцию стронция в присутствии ионов кальция глинистыми минералами при темпера-

туре опыта 22°, 40° и 58°, они показали, что с повышением температуры стронций поглощается минералами группы монтмориллонита хуже, а кальций — лучше.

Это явление авторы объясняют тем, что с ростом температуры происходит изменение степени гидратации ионов в растворе, при этом ионные радиусы магния и кальция становятся, вероятно, меньше ионного радиуса стронция, что приводит к увеличению сорбции ионов магния и кальция и уменьшению поглощения стронция горной породой.

Поглощающая способность горных пород по отношению к радиоактивным изотопам характеризуется степенью сорбции радиоактивного элемента или его коэффициентом распределения (K_p), определяющимся отношением концентрации радиоактивного элемента в твердой фазе (горная порода) к равновесной концентрации этого элемента в растворе, находящемся в соприкосновении с данным природным сорбентом. Определение степени сорбции радиоактивных элементов горной породой или их коэффициентов распределения проводится чаще всего в статических условиях. При этом методика определения сводится в основном к перемешиванию или встряхиванию навески сорбента (исследуемой горной породы) с определенными порциями раствора, содержащего исследуемый радиоактивный изотоп или смесь продуктов деления урана до наступления равновесия. После встряхивания определяется остаточная радиоактивность раствора. Зная радиоактивность исходного раствора и равновесную радиоактивность его, можно определить коэффициент распределения по формуле:

$$K_p = \frac{C_0 - C}{C} \cdot \frac{v}{m}, \qquad \text{(II-1)}$$

где:

C_0 — удельная радиоактивность исходного раствора;
C — удельная радиоактивность равновесного раствора;
m — навеска сорбента в граммах;
v — объем исследуемого раствора в миллилитрах.

При определении коэффициента распределения в статических условиях необходимо учитывать, что равновесное распределение радиоактивного элемента между раствором и сорбентом наступает в разное время для различных элементов. Примером могут служить данные (табл. 4), полученные в опыте, где в качестве сорбента был использован аллювиальный среднезернистый песок; исходный раствор состоял из природной воды гидрокарбонатнокальциевого состава и исследуемого радионизотопа. Механический состав

Таблица 4

Влияние продолжительности перемешивания на поглощение радиоизотопов песком

Продолжительность перемешивания	Поглощение радиоизотопов в % от исходного количества						
	Ca^{45}	$Sr^{90}+Y^{90}$	$Ba^{140}+La^{140}$	Cs^{137}	$Ce^{144}+Pr^{144}$	$Ru^{106}+Rh^{106}$	$Zr^{95}+Nb^{95}$
15 минут	40,2	42,3	80,3	94,2	94,5	11,1	81,3
1 час	38,4	40,0	82,6	97,9	97,5	22,4	88,3
3 часа	36,8	42,0	84,9	99,1	98,3	83,8	86,1
24 »	41,3	36,0	84,3	98,9	98,9	92,3	92,2
72 »	41,4	42,2	84,6	99,2	98,4	93,2	92,3

песка (образец 3) и солевой состав воды представлены соответственно в табл. 5 и 6. Песок в количестве 10 г помещали в банку, в которую добавляли 100 мл исследуемого раствора, и перемешивали содержимое в разное время. После того, определив остаточную радиоактивность воды, рассчитывали процент сорбции данного радиоактивного элемента песком. Опыты были проведены со стронцием-90, кальцием-45, барием-140, рутением-106, цезием-137, церием-144 и цирконием-95.

Из данных табл. 4 видно, что скорость сорбции радиоизотопов стронция и кальция песком очень большая. Основное количество других радиоактивных элементов сорбируется в течение 1—3 часов, при дальнейшем увеличении времени перемешивания поглощение увеличивается незначительно.

Если в опытах по определению коэффициента распределения радиоактивных изотопов стронция применяется стронций-90, то необходимо учитывать имеющее место нарушение радиоактивного равновесия между стронцием-90 и иттрием-90. Иттрий, относясь к редкоземельным элементам, обладает большей сорбционной способностью, чем стронций. Поэтому во избежание ошибок при определении коэффициента распределения стронция пробы, предназначенные для измерения радиоактивности, необходимо выдерживать 15 дней, до наступления равновесия между иттрием-90 и стронцием-90.

При определении степени поглощения продуктов деления необходимо учитывать соотношение между твердой

Таблица 5

Распределение стронция-90 между природной водой и различными разностями песка

№ п/п	Наименование породы	Место отбора образца	Глубина взятия образца в м	Механический состав песка в % (фракции в мм)				Катионообменная емкость песка (мг-экв/100 г)	Коэффициент распределения K_p
				гравий 10—2	песок 2,0—0,05	пыль 0,05—0,005	глина <0,005		
1	Песок кварцевый, мелкозернистый (верхнеюрский)	г. Люберцы, Московской области	20—25	0,1	99,9	—	—	—	0,90±0,14
2	Песок среднезернистый (аллювий р. Оки)	г. Кашира, Московской области	15—16	2,2	96,8	0,9	0,1	0,6	2,6±0,2
3	Песок среднезернистый (аллювий II надпойменной террасы р. Москвы)	Щукино, Москва	6—7	1,3	96,2	2,2	0,3	1,0	5,8±0,4
4	Песок среднезернистый, слабо глинистый (аллювий II надпойменной террасы р. Москвы)	То же	6—7	0,3	95,6	2,4	1,7	1,9	11,3±2,1
5	Песок крупнозернистый (аллювий)	г. Тисменица, Станиславской области	8,4	12,5	83,0	3,0	1,5	1,5	7,2±0,4
6	Песок среднезернистый глинистый (четвертичный)	г. Пинск	5,6÷÷8,8	3,2	89,8	3,7	3,3	2,1	11,6±2,0
7	Песок среднезернистый (четвертичный)	То же	7,0	7,7	88,4	2,4	1,6	1,7	10,6±0,8

Таблица 6

Основной химический состав воды

Состав воды	Содержание в мг/л
Кальций	64,0
Магний	16,0
Натрий + калий	0,1
Железо	0,3
Азот аммонийный	0,1
Гидрокарбонаты	207,4
Сульфаты	41,5
Хлориды	6,0
Азот нитратов	0,25
» нитритов	0,005
Сухой остаток	232,0
pH	6,5

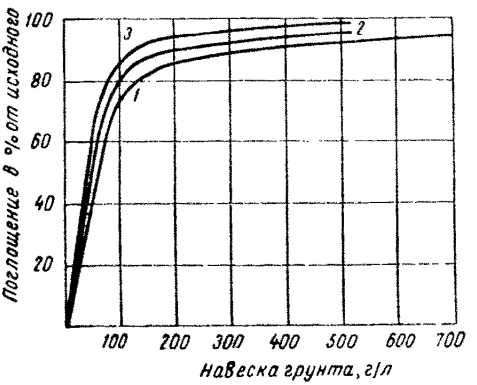


Рис. 8. Зависимость поглощения суммы осколочных элементов от величины навесок грунта (В. И. Спицын, 1959).

1 — тяжелый карбонатный суглинок; *2* — легкая карбонатная глина; *3* — средний карбонатный суглинок.

и жидкой фазами, т. е. принимать во внимание величину навески сорбента. На рис. 8 представлена зависимость величины сорбции радиоактивных изотопов от навески для различных горных пород. Поглощение продуктов деления велось из щелочного раствора. Ход кривых рис. 8 показыва-

ст, что увеличение навески сорбента до 100 г/л приводит к значительному росту поглощения радиоактивных продуктов деления. При увеличении навески до 400—500 г/л степень сорбции радиоизотопов некоторыми породами достигает 94—98%. Следовательно, поглощение радиоактивных веществ зависит от соотношения между твердой фазой и раствором.

3. Влияние химического состава воды

На величину сорбции радиоизотопов горными породами большое влияние оказывает состав и активная реакция растворов.

Данные, полученные рядом исследователей (Lacy, 1955; Brown и др., 1958; Rhodes, 1957; В. И. Спицын и др., 1959; и др.), говорят о том, что степень сорбции большинства продуктов деления из кислого раствора низкая и колеблется от 28 до 50% в зависимости от изотопного состава раствора и природного сорбента. В основном из сильнокислой среды поглощаются радиоактивные изотопы циркония, ниобия и, до некоторой степени, цезия. Микроколичества циркония и ниобия даже из сильнокислого раствора (pH<2) могут извлекаться на 80—90%. Цезий при этом значении pH среды поглощается некоторыми горными породами на 50—70%. Особенно сильное влияние pH среды оказывает на поглощение микроколичества церия. Так, из щелочного и нейтрального растворов радиоактивный церий независимо от начальной концентрации его и от количества и типа горной породы поглощается на 98—100%. В кислой же среде (pH<3,0) величина сорбции церия очень низкая и составляет 5—10%. Степень сорбции радиоактивного стронция из щелочного раствора достигает 60—100% в зависимости от природы сорбента. В кислой среде поглощается 5—10% от начального количества стронция в растворе. Amphlett (1958), изучая поглощение радиостронция на почвах Хенфорда при различных pH, установил, что стронций начинает сорбироваться в значительных количествах на почвах при pH>7,0, т. е. в основном из щелочных растворов (рис. 9).

Зависимость степени поглощения стронция-90 различными почвами, а также каолинитом и бентонитом, от pH растворов была получена Ю. А. Кокотовым и др. (1961). Максимальные значения коэффициента распределения для большей части исследованных ими почв были равны при pH 10,0, 11,0. При меньших значениях pH коэффициент рас-

пределения уменьшался и становился очень малой величиной при pH 2,0. При pH более высоких, чем 11,0, также происходит уменьшение поглощения стронция-90 исследованными сорбентами. Для подзолистой почвы максимальное значение коэффициента распределения было получено при pH 7,0. Для бентонита и каштановой почвы наибольшая степень поглощения стронция-90 была получена при двух значениях pH: при pH 9,0, 10,0 и pH 12,5; при pH, близком к 11,0, коэффициент распределения стронция-90 уменьшался. Для выщелоченного чернозема максимальное значение коэффициента распределения было получено в области pH, равной 8,5—9,0.

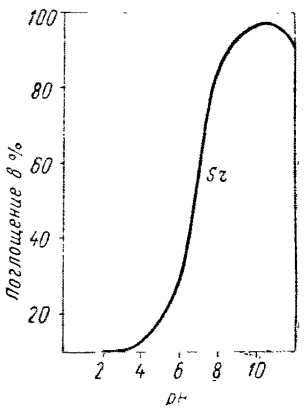


Рис. 9. Поглощение стронция почвами в зависимости от pH (по данным Amphlett, 1958).

Ю. А. Кокотов и др. (1962), изучая влияние pH на поглощение церия-144 черноземом и дерново-подзолистой почвой, установили, что степень сорбции снижается в сильнокислом и щелочном растворах. Снижение сорбции церия почвами при низких pH растворов авторы объясняют вытеснением его ионами водорода, а при высоких pH — образованием малосорбируемых и несорбируемых форм из-за гидролиза ионов церия. И. В. Молчанов и А. А. Титлянова (1965) при исследовании зависимости величины сорбции церия-144 и иттрия-91 дерново-луговой почвой от pH раствора показали, что сорбция микроколичеств этих изотопов почвой в отсутствие ионов железа и алюминия достигает 90% и не изменяется в пределах pH 3,0—10,0. При наличии в растворе гидролизующихся элементов величина сорбции иттрия почвой уменьшается в слабокислой и нейтральной области pH, а поглощение церия почвой падает в щелочной среде, что, вероятно, связано с образованием отрицательно заряженных абсорбционных коллоидов.

Сорбция радиоизотопов рутения зависит от химической формы, в которой они находятся. Опыты, проведенные с растворами рутения-106, в которых рутений находился в виде катиона, показали, что из щелочной и нейтральной среды рутений сорбируется хорошо. Однако, когда в эксперименте

использовались растворы, содержащие рутений в других химических формах, последний практически не сорбировался на горных породах. Из кислой среды рутений практически не поглощается.

Влияние pH среды на величину сорбции продуктов деления урана глиной представлено на рис. 10. При изменении pH раствора от 2,0 до 4,0 степень сорбции небольшая и почти не изменяется, при pH от 4,0 до 5,0 происходит увеличение поглощения радиоактивных изотопов глиной, дальнейшее увеличение pH среды приводит к незначительному росту величины сорбции.

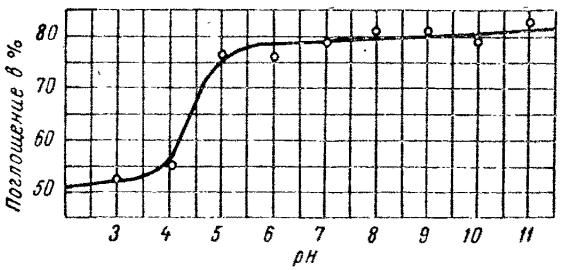


Рис. 10. Влияние pH на поглощение радиоактивных веществ глиной (Lacy, 1955).

По данным Rhodes (1957) и Nace (1959), плутоний хорошо сорбируется почвой в интервале pH от 2,0 до 8,5. При pH 8,5—12,5 поглощение плутония почвой несколько снижается вследствие гидролиза соединений плутония при высоких значениях pH.

Е. В. Рожкова и др. (1959), изучая сорбцию урана торфом и бурым углем, установила, что он хорошо поглощается этими природными сорбентами при pH 5,6÷6,0, т. е. в условиях слабокислой среды торфяника. При увеличении pH до 7,0÷8,0 степень сорбции урана природными сорбентами уменьшается.

По данным Nuss, Wey (1956), монтмориллонит при обработке раствором $UO_2(NO_3)_2$ при pH 2,0÷3,0 способен поглощать до 82,5 мг-экв UO_2^{2+} на 100 г сухого веса.

В работах ряда авторов (В. М. Клечковский и Г. Н. Целищева, 1956; Amphlett и др., 1956; Orcutt, 1957; В. И. Спицын и др., 1959) отмечается, что повышение солевого состава раствора приводит к уменьшению поглощения радиоак-

тивных веществ сорбентами. Рост концентрации в воде отдельных химических элементов различно действует на сорбцию радиоактивных веществ. Так, например, с увеличением содержания ионов натрия и калия в растворе уменьшается поглощение радиоактивных изотопов цезия и стронция. При этом ионы натрия и калия оказывают большее

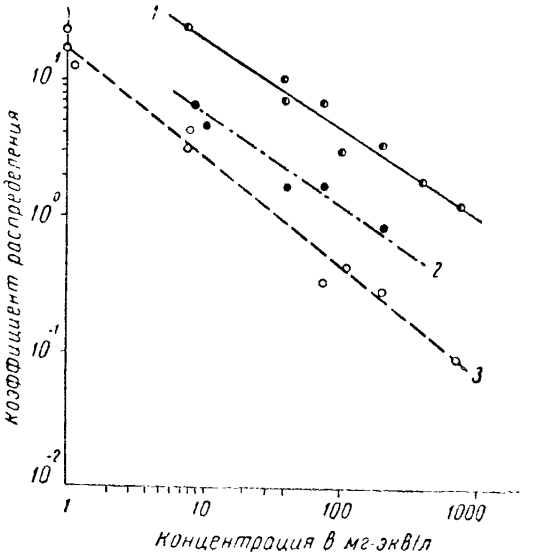


Рис. 11. Влияние содержания в растворе натрия, магния и кальция на коэффициент распределения радиоизотопов стронция.
1 — натрий; *2* — магний; *3* — кальций.

влияние на сорбцию микроколичеств цезия, чем стронция. Чем больше в растворе содержание ионов кальция, тем меньше сорбция радиоактивных цезия, церия и стронция. Так, было установлено, что при увеличении в 5 раз содержания ионов кальция в природной пресной воде гидрокарбонатнокальциевого состава поглощение микроколичеств цезия аллювиальным среднезернистым песком уменьшается в 5,4 раза. Увеличение концентрации ионов кальция воды в 3 раза уменьшает поглощение радиоактивных изотопов церия в 2,4 раза. На сорбцию стронция большое влияние оказывает содержание в природной воде, кроме кальция,

и ионов магния. Оба эти макрокомпонента по химическим свойствам близки к стронцию.

В природе наряду с водами кальций-магниевого состава встречаются воды, содержащие большие количества натрия, который также уменьшает сорбционную способность стронция. Данные по влиянию различных концентраций в растворе ионов кальция, магния и натрия на величину коэффициента распределения стронция-90 между среднезернистым песком и растворами хлористых солей этих катионов представлены на рис. 11. Из хода кривых этого рисунка видно, что с ростом содержания в растворе ионов кальция, магния и натрия уменьшается коэффициент распределения стронция-90. При этом ионы кальция наиболее сильно уменьшают поглощение радиостронция песком, затем ионы магния и наиболее слабо действуют на степень сорбции стронция-90 ионы натрия.

Подобная картина была получена В. И. Спицыным с сотрудниками (1959) при изучении поглощения стронция-90 монтмориллонитовыми глинами из растворов, содержащих различные концентрации ионов. Ионная сила раствора в ходе выполнения опытов оставалась постоянной, значение pH равнялось 7,0—8,0. При изучении поведения микроколичеств стронция в системе сорбент — раствор в зависимости от состава раствора определялся коэффициент η.

$$\eta = \frac{v \cdot C \cdot 100}{v \cdot C + q}, \qquad \text{(II-2)}$$

где:
v — объем раствора;
C — равновесная концентрация иона в растворе;
q — количество поглощенного иона навеской сорбента.

Данные зависимости коэффициента η от концентрации различных катионов представлены на рис. 12. Пользуясь представленными на нем кривыми, можно для монтмориллонита расположить катионы по их способности уменьшать поглощение радиоактивного стронция в следующий ряд: $Ba^{2+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > H^{+} > NH_4^{+} > K^{+} > Na^{+}$. Аналогичный ряд сродства катионов монтмориллонитам был получен Gacinovic и Micic (1961). На основании полученных данных можно заключить, что чем выше валентность катиона, а при одинаковой валентности чем меньше радиус гидратированного иона, тем сильнее он уменьшает степень сорбции микроколичеств стронция монтмориллонитом.

Сорбция радия некоторыми горными породами при различном катионном составе воды близка к сорбции стронция

при тех же условиях. По силе воздействия на уменьшение поглощения радия некоторыми горными породами катионы можно расположить в следующий ряд: $Ba^{2+}>Pb^{2+}>Sr^{2+}>$ $>Ca^{2+}>K^{+}>Na^{+}$.

Влияние катионов на сорбцию урана горными породами определяется химическим составом природных вод, из которых происходит поглощение урана породой. Так, напри-

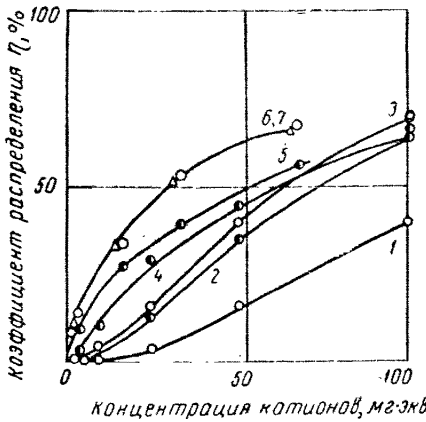


Рис. 12. Кривые распределения микроколичеств стронция между раствором и сорбентом в присутствии различных катионов (В. И. Спицын и др., 1959).

1 — Na^{+}; *2* — K^{+}; *3* — NH_4^{+}; *4* — H^{+}; *5* — Mg^{2+}; *6* — Ca^{2+}; *7* — Ba^{2+}

мер, ионы натрия, кальция и магния, присутствующие в сульфатных кислых водах, не оказывают никакого влияния на сорбцию урана горными породами.

Поглощение урана горными породами из вод гидрокарбонатного состава в значительной степени зависит от катионов, присутствующих в воде. При этом по степени воздействия на сорбцию урана породами катионы можно расположить в ряд: $Mg^{2+}>Ca^{2+}>Na^{+}$ (А. Н. Токарев и др., 1956).

Поглощение плутония некоторыми породами также мало зависит от катионного состава воды (Rhodes, 1957).

Влияние макроколичеств катионов на поглощение радиоизотопов горными породами в некоторых случаях определяется не только концентрацией и природой присутствующего

катиона, но и природой горных пород и самих радиоизотопов. Так, например, при поглощении цезия сланцами из растворов с большим содержанием солей сорбция радиоцезия уменьшается с увеличением валентности конкурирующих катионов, таких, как Na^+, Ca^{2+} и Al^{3+}. Однако при поглощении цезия сланцами из разбавленных растворов валентность дополнительного катиона оказывает небольшое влияние на сорбцию цезия. В этом случае специфическое поглощение цезия сланцами преобладает над конкурирующей способностью многовалентных ионов. При этом наиболее эффективно конкурирующими катионами становятся те, которые имеют ионный радиус, близкий к ионному радиусу цезия (Jacobs, 1960). Аналогичные данные были получены Ю. А. Кокотовым и др. (1961) при изучении поглощения цезия-137 различными почвами в присутствии посторонних катионов. Авторами установлено, что двухвалентные катионы оказывают меньшее влияние на поглощение цезия-137 почвами, чем одновалентные катионы. При этом одновалентные катионы по их способности уменьшать коэффициент распределения цезия-137 между почвами и растворами можно расположить в ряд: $Cs^+ > Rb^+ > NH_4^+ > K^+ > H^+$.

На степень сорбции продуктов деления тяжелых ядер могут оказывать влияние наряду с катионами также анионы, присутствующие в растворе. Изучение влияния анионов на сорбцию стронция-90 аллювиальным среднезернистым песком было проведено с различными растворами солей натрия. Концентрация солей в растворе во всех опытах равнялась 3 мг-экв/л. Результаты исследования представлены в табл. 7.

Таблица 7

Влияние анионов раствора на коэффициент распределения стронция-90

Анион	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	F^-	HCO_3^-	CO_3^{2-}	PO_4^{3-}
Коэффициент распределения (K_p)	16,4 ±0,6	16,8 ±0,7	17,2 ±0,6	24,0 ±3,0	45,3 ±2,9	67,2 ±19,5	52,5 ±8,7

Данные табл. 7 показывают, что те анионы (Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, F^-), с которыми стронций и кальций образуют растворимые соединения, практически не влияют на распределе-

ние стронция-90 между песком и раствором. В этом случае поглощение стронция-90 определяется содержанием в растворе катионов. Присутствие в растворе анионов (CO_3^{2-}, PO_4^{3-}), которые образуют со стронцием и кальцием труднорастворимые соединения, значительно увеличивает коэффициент распределения. Такой повышенный захват стронция-90 песком, вероятно, можно объяснить тем, что ионы натрия, присутствующие в растворе, вытесняют из поглощающего комплекса песка ионы кальция, которые образуют с анионами раствора нерастворимые соединения. С выпадающим осадком карбоната или фосфата кальция соосаждаются радиоактивные изотопы стронция.

Гидрокарбонатные ионы так же, как карбонатные ионы, увеличивают степень поглощения стронция-90 песком, но в меньшей степени. Это явление, вероятно, объясняется тем, что бикарбонат при взаимодействии с песком частично переходит в карбонат, который способствует поглощению стронция песком.

С другой же стороны, В. И. Спицын и В. В. Громов (1958), изучая влияние анионов на поглощение радиоактивных изотопов стронция монтмориллонитом, поглощающий комплекс которого не содержал катионов второй группы периодической системы Д. И. Менделеева, установили, что присутствие в растворе анионов, с которыми стронций образует нерастворимые соединения, уменьшает степень сорбции радиостронция монтмориллонитом. Это явление авторы объясняют тем, что анионы $C_2O_4^{2-}$, CO_3^{2-} образуют в растворах с микроколичествами стронция радиоколлоиды, которые препятствуют поглощению стронция сорбентом.

Следовательно, на основании приведенных данных можно заключить, что влияние присутствующих в воде анионов на поглощение радиоизотопов стронция горной породой определяется природой катионов поглощающего комплекса породы.

Практически в поглощающем комплексе большинства природных сорбентов находятся кальций и магний, поэтому присутствие в растворе анионов, образующих труднорастворимые соединения с кальцием и стронцием, будет увеличивать поглощение радиоизотопов стронция горными породами.

Поглощение плутония породой не зависит от присутствия в воде таких анионов, как NO_3^-, HPO_4^{2-}. Присутствие же комплексообразователей, например ацетат-ионов, уменьшает сорбцию плутония горной породы (Rhodes, 1957).

При миграции урана в подземных водах наибольшее значение имеют гидрокарбонат-ионы, так как их присутствие в воде обусловливает образование хорошо растворимых и устойчивых соединений урана типа $Na_4UO_2(HCO_3)_2$. Имеющиеся данные показывают, что содержание гидрокарбонат-ионов выше 100 мг/л достаточно для устойчивого существования в воде даже повышенных содержаний урана.

4. Влияние состава и сложения горных пород

Степень поглощения продуктов деления зависит от типа горных пород, т. е. от их минералогического, химического и механического состава, а также от структуры и сложения породы. Так, например, найдено, что из одного и того же объема растворов с концентрацией $1{,}2 \cdot 10^{-3}$ мг-экв/л цезия при использовании навески грунта 30 г/л сорбируется песками 50%, суглинками и глинами 90% исходного количества (В. И. Спицын с сотрудниками, 1959). Плутоний, почти независимо от состава раствора, поглощается почвой на 99,9%, а туфом — только до 96% (Р. М. Алексахин, 1963; Christenson и др., 1958).

В табл. 8 и 9 приведены коэффициенты распределения для некоторых радиоизотопов. Коэффициенты, приведенные в табл. 8, были получены при поглощении радиоизотопов различными природными сорбентами из разбавленных растворов (0,001 М). Коэффициенты табл. 9 характеризуют распределение некоторых радиоизотопов между природными сорбентами и водой гидрокарбонатнокальциевого состава.

Таблица 8

Коэффициенты распределения для радиоизотопов некоторых элементов (по данным Higgens, 1959)

Сорбент	Cs	Sr	Y	Ce	Ru
Каолинит	100 000	576	8 270	50 000	505
Иллит	4 490	416	2 890	12 500	97
Глина	3 530	221	16 600	12 500	166
Песчаный суглинок	4 490	35	408	545	92
Каолинит с монтмориллонитом	4 110	505	12 500	12 500	120
Монтмориллонит с каолинитом	100 000	666	7 100	50 000	273
Грунт, богатый перегноем	7 590	2 470	33 200	49 900	1 560

Таблица 9

Распределение некоторых радиоизотопов между природными сорбентами и водой

№ п/п	Наименование породы	Место взятия образца	Глубина взятия образца в м	Катионообменная емкость породы (мг-экв/100 г)	Коэффициент распределения			
					стронций-89	цезий-137	рутений-106	церий-144
1	Супесь пролювиальная	Камчатка	0,5—0,6	4,3	45,6±3,7	443±116	—	3 975±982
2	Глина пролювиальная	»	110—120	10	409±49	1 470±250	29,8±2,6	10 323±1 779
3	Суглинок, моренный	Лихоборы, Московская область	5—6	18,7	207±43	4 800	1 920±123	574
4	Глина, верхнеюрская, черная	Московская область	40—45	16,9	199	6 100	390	6 000
5	Песок среднезернистый, четвертичный, древнеаллювиальный	Щемилово, Москва	1,5—3,5	1,5	9,5±1,0	639±150	18,9±6,3	875±160
6	Песок мелкозернистый, флювиогляциальный	То же	14—17	1,6	7,7±0,5	549±77	15,6±4,4	770±97
7	Песок мелкозернистый, слюдистый, глауконитовый, верхнеюрский	» »	19,6±21,5	1,9	12,6±1,0	1 157±214	20,7±7,6	1 107±230
8	Песок среднезернистый, аллювиальный	Щукино, Московская область	2,0±3,0	1,7	8,4±0,6	760	460±22	480
9	Песчаник черный, мелкозернистый, верхнеюрский с фосфоритами	Щемилово, Москва	25—26	1,0	5,9±1,2	1 954±550	33,6±16,6	66±30

Из данных, приведенных в табл. 8 и 9, видно, что различные природные сорбенты в разной степени поглощают один и тот же радиоизотоп. Поглощение радиоизотопов рыхлой горной породой в значительной степени определяется механическим составом последней, что можно видеть из данных табл. 5, где приведены величины коэффициента распределения стронция-90 между различными разностями песка и природной гидрокарбонатной водой, имеющей минерализацию 200—300 мг/л.

Данные табл. 5 показывают, что с увеличением содержания глинистых и пылеватых частиц увеличивается сорбционная способность песков. При этом особенно большое влияние на поглощающую способность песков оказывает присутствие глинистых частиц.

Наглядным примером влияний содержания глинистых частиц на коэффициент распределения стронция-90 между сорбентом и раствором могут служить результаты, приведенные в табл. 10.

Таблица 10

Влияние содержания глинистых частиц в сорбенте на поглощение стронция-90

Содержание кварцевого песка, грамм	20	19,8	19,6	19,0	18,0	16,0	10,0	—
Содержание глины, грамм	—	0,2	0,4	1,0	2,0	4,0	10,0	20,0
Коэффициент распределения	0,9 ± 0,14	1,8 ± 0,14	2,7 ± 0,15	5,54 ± 0,55	10,1 ± 1,6	21,7 ± 3,9	86,2 ± 20,2	207 ± 43

В опыте в качестве сорбента был использован кварцевый мелкозернистый песок и измельченная выше 125 меш моренная глина. Раствором служила вода гидрокарбонатно-кальциевого состава, содержащая стронций-90 в количестве $1{,}5 \cdot 10^{-8}$ кюри/мл.

Из данных табл. 10 видно, что с ростом содержания глины в сорбенте увеличивается коэффициент распределения стронция-90.

Степень сорбции радиоизотопов, которые поглощаются по физико-химическому механизму, определяется не только механическим составом породы, она зависит и от катионообменной емкости породы. Наглядным примером этого мо-

гут служить величины коэффициентов распределения стронция-90 между различными глинами и природной гидрокарбонатной водой, приведенные в табл. 11.

Таблица 11

Распределение стронция-90 между глинистыми породами и водой

№п/п	Наименование породы	Место отбора образца	Глубина взятия образца в м	Суммарный гранулометрический состав в % (фракции в мм)				Катионообменная емкость глины (мг-экв/100 г)	Коэффициент распределения
				гравий 10—2	песок 2,0—0,005	пыль 0,05—0,005	глина <0,005		
1	Супесь четвертичная	г. Пинск	2,3	—	60,0	32,2	6,8	5,1	19,8±1,7
2	Глина четвертичная	г. Пинск	9,5	0,2	35,8	40,5	23,5	12,0	58,3±13,9
3	Суглинок четвертичный	г. Тисменица Станиславской области	8,3	—	25,6	46,5	27,9	7,1	18,1±0,6
4	Глина четвертичная	То же	7,5	—	32,4	50,5	17,1	11,5	42,7±1,8

При сравнении этих данных можно видеть, что чем выше катионообменная емкость сорбента, тем больше коэффициент распределения стронция-90. Катионообменная емкость природного сорбента зависит также от того, какие минералы слагают данную горную породу.

Изучение сорбции радиоизотопов стронция на различных минералах было проведено с природной водой гидрокарбонатнокальциевого состава, содержащей стронций-90 в количестве $1{,}5 \cdot 10^{-8}$ кюри/мл. При этом были использованы основные породообразующие минералы. Степень измельчения минералов была выше 0,25 мм. Отношение количества природного сорбента к объему раствора, исключая группу глинистых минералов, равнялось 1 : 1,5. Отношение твердой фазы к жидкой для глинистых минералов было равно 1 : 5. Исследуемые минералы перемешивались с раствором до наступления равновесного распределения стронция-90 между сорбентом и раствором.

Результаты исследования приведены в табл. 12. Наряду с определением коэффициента распределения стронция-90 между минералом и природной водой была установлена

Таблица 12

Поглощение стронция-90 природными сорбентами

Наименование минералов	Коэффициент распределения стронция-90	Катионообменная емкость поглощения в мг-экв/100 г
Группа окислов		
Кварц	0,33±0,02	0,22
Гематит	1,65±0,13	0,30
Магнетит	3,58±0,09	0,84
Лимонит	24,7±2,6	2,6
Хальцедон	45,7±5,6	3,4
Группа алюмосиликатов без добавочных анионов		
Микроклин	0,97±0,13	0,4
Альбит	0,98±0,15	0,3
Оливин	1,41±0,01	0,35
Жедрит	1,57±0,16	0,28
Роговая обманка	1,46±0,02	0,34
Сподумен	3,1±0,4	0,42
Лабрадор	3,8±0,5	0,88
Нефелин	7,5±0,3	1,34
Диопсид	7,15±0,47	1,8
Альмандин	4,00±0,19	0,8
Группа слюд, хлорита и талька		
Биотит	54,3±2,0	5,2
Мусковит	32,7±4,0	—
Дамурит	4,56±0,19	0,82
Хлорит	2,58±0,15	0,54
Тальк	2,46±0,44	0,61
Змеевик	39,2±9,4	3,6
Вермикулит	73,9±7,4	5,0
Группа глинистых минералов		
Каолин	15,2±0,5	4,6
Бентонит	430±123	45,2
Кил	367±55,6	76,3
Группа фосфатов		
Апатит	2,0±0,3	0,62
Фосфорит	87,3±12,3	5,6

Группа карбонатов		
Кальцит	3,82±0,29	2,0
Магнезит	0,93±0,03	0,3
Доломит	6,7±0,4	1,32
Группа сульфатов		
Гипс	1,11±0,02	2,3
Целестин	2,98±0,19	0,4

катионообменная емкость поглощения для каждого исследованного минерала.

Величины коэффициентов распределения стронция-90, приведенные в табл. 12, показывают, что из всех наиболее распространенных минералов, которые слагают различные горные породы, большей поглощающей способностью обладают глинистые минералы. Относительно повышенной сорбционной способностью характеризуются фосфорит, халцедон, лимонит, змеевик, мусковит, т. е. те минералы, которые имеют сравнительно большую катионообменную емкость поглощения. Наибольшее количество стронция-90 сорбируется глинистыми минералами группы монтмориллонита. Следовательно, глинистые породы, состоящие из кила или бетонита, будут обладать большей сорбционной способностью по отношению к радиоизотопам, сорбирующимся по физико-химическому механизму поглощения, чем породы, которые состоят из каолина.

Степень поглощения микроколичеств цезия различными минералами подобно стронцию в основном определяется их катионообменной емкостью. Но наряду с этим поглощение зависит от способности цезия сорбироваться специфически на некоторых минералах. Tamura и Jacobs (1960), изучая поглощение цезия монтмориллонитом, вермикулитом, иллитом и каолином, установили, что наибольшее количество цезия сорбируется иллитом, несмотря на то что он обладает катионообменной емкостью, в 7 и 4 раза меньшей по сравнению с монтмориллонитом и вермикулитом соответственно. Кроме того, цезий хорошо сорбируется каолином, который имеет относительно низкую емкость поглощения (0,087 мг-экв/г).

Такое специфическое поглощение цезия объясняется тем, что величина его радиуса близка к расстоянию между

плоскостями кристаллов иллита и каолина, благодаря чему он внедряется в межплоскостные пустоты этих материалов.

В литературе имеются материалы по влиянию различных горных пород на сорбцию урана. Так, по данным Davey и др. (1956), уран поглощается до 2 мг-экв/100 г смеси, состоящей из глины, песка и уранового минерала, содержащего 0,1—0,2% окиси урана. Goldstaub и др. (1955) нашли, что 50—60 мг-экв урана могут быть поглощены 100 г воздушно-сухого монтмориллонита в Н-форме из уранилнитратных и ацетатных растворов.

Е. В. Рожкова и др. (1958), изучая сорбцию урана в осадочных породах, установили, что при поглощении урана из растворов сернокислого уранила и уранилкарбоната аммония и натрия с концентрацией 10^{-3} г/л наибольшей сорбционной емкостью обладает бурый слабо метаморфизированный уголь. Он может поглощать до 87,4 мг/экв UO_2^{2+} на 100 г сорбента. Бурый уголь и гуминовая кислота обладают сорбционной емкостью по отношению к UO_2^{2+}, равной 19,2 мг-экв/100 г и 12,4 мг-экв/100 г соответственно. Шунгит сорбирует до 4,1 мг-экв UO_2^{2+} на 100 г. Сорбционная емкость коксового угля почти в 50 раз меньше, чем гуминовой кислоты. Фосфориты сорбируют 24,4 мг-экв UO_2^{2+} на 100 г. Апатит поглощает уран в меньшем количестве (2,9 мг-экв/100 г).

5. Десорбция радиоактивных изотопов

При прогнозировании дальности распространения радиоактивных продуктов деления тяжелых ядер необходимо учитывать не только сорбционную способность радиоизотопов, но и их десорбцию. Особенно большое значение для прогнозирования приобретает десорбция при периодическом загрязнении водоносного горизонта радиоактивными веществами.

Степень десорбции радиоактивных изотопов зависит в значительной степени от механизма поглощения отдельных радиоэлементов горной породой. Так, хорошо будут десорбировать радиоактивные изотопы тех элементов, которые сорбируются породой по физико-химическому механизму поглощения. Кроме того, степень извлечения радиоактивных изотопов зависит от солевого состава раствора, а также природы катионов, присутствующих в десорбирующем растворе. McHenry (1956) установлена следующая после-

довательность вытеснения радиостронция с почвы некоторыми катионами:

$$Cs^+ > NH_4^+ = K^+ > Na^+ > Li^+.$$

В. И. Спицын и В. В. Громов (1958), изучая вопросы десорбции радиостронция, установили, что катионы по их способности вытеснять стронций с монтмориллонита можно расположить в следующий ряд:

$$Ba^{2+} \geqslant Ca^{2+} > Mg^{2+} \geqslant H^+ > NH_4^+ > K^+ > Na^+.$$

Christenson и др. (1958), исследуя поглощение плутония-239, цезия-137 и стронция-90 туфом и последующую десорбцию их растворами солей кальция и магния, показали, что плутоний-239 и цезий-137 прочно удерживаются туфом, в то время как стронций-90 легко десорбируется этими растворами.

Наряду с этими данными в литературе имеется несколько работ (Roberts и др., 1961; Shulz и др., 1958; Squire, 1960), в которых отмечается, что при длительном загрязнении горных пород радиоактивными веществами стронций-90 может частично переходить из обменной формы в необменную благодаря включению его в кристаллическую решетку присутствующих в породах глинистых минералов, фосфатов, сульфатов, карбонатов и других малорастворимых соединений. Необменный стронций не извлекается из породы даже при обработке 6 N HCl, его можно обнаружить только при сплавлении породы с содой при 900° и последующем радиохимическом выделении его.

Amphlett и др. (1956) установили, что радиоцезий, поглощенный почвой, может быть извлечен из нее только 3—6 N HCl. Этот факт говорит о том, что цезий в микроконцентрациях прочно фиксируется почвой. Таким же путем радиоизотопы цезия поглощаются вермикулитом и иллитом, но на монтмориллоните цезий сорбируется ионообменно.

Некоторые данные по десорбции радиоизотопов получены В. И. Спицыным и др. (1958). Ими было найдено, что с суглинка, поглотившего около 4 мг-экв цезия на 100 г грунта, было смыто только 11% от этого количества. На супеси было сорбировано 1,25 мг-экв цезия на 100 г породы. При последующей обработке супеси водой десорбировалось около 30% цезия.

При обработке грунтов, поглотивших радиоизотопы стронция, цезия, рутения, редкоземельных элементов, цир-

кония и ниобия, щелочным раствором, содержащим 200 г/л азотнокислого натрия и 4—8 г/л гидроокиси натрия, часть радиоизотопов переходит в раствор, при этом с грунтов десорбируются в основном радиоизотопы стронция и рутения.

Vlamis и др. (1950) и В. М. Клечковский (1956) показали, что цирконий и ниобий очень хорошо удерживаются глиной и почвой и не выщелачиваются нейтральными солями и даже некоторыми активными реагентами, такими, как разбавленные соляная, серная и уксусная кислоты. Цирконий и ниобий хорошо выщелачиваются щавелевой и лимонной кислотами.

А. А. Титлянова (1962), изучая поведение цезия и рубидия в почвах, установила, что процент десорбции цезия и рубидия зависит от поглощенного почвой количества этих элементов. Макроколичества цезия и рубидия (10 мг-экв/л) поглощались почвой ионообменно, поэтому десорбировались хорошо. С уменьшением концентрации приблизительно на один порядок процент десорбции падал и оставался постоянным (для дерново-луговой почвы), у цезия до концентрации $n \cdot 10^{-2}$ мг-экв/л на 100 г, а у рубидия до $3 \cdot 10^{-4}$ мг-экв/100 г почвы. При этих концентрациях цезий и рубидий поглощаются почвой не только ионообменно, но и химически. При дальнейшем уменьшении концентрации до $n \cdot 10^{-3}$ мг-экв/100 г почвы процент десорбции цезия опять резко снижался и оставался постоянным до концентрации его в почве 10^{-5} мг-экв/100 г. При этих концентрациях цезий сорбировался специфически. При этом отмечалась связь между количеством «фиксированного» цезия и содержанием гумуса в почве. В прокаленной, лишенной гумуса, почве процент десорбции оставался постоянным начиная с концентрации цезия, равной 10^{-1} мг-экв/100 г почвы. Ю. А. Кокотов и др. (1962) исследовали влияние ряда солей, азотной кислоты и комплексообразователей на десорбцию церия-144 с почв. Было установлено, что наилучшими десорбентами являются трилон Б, азотная кислота и лимоннокислый натрий.

Приведенные выше материалы по сорбции и по десорбции радиоизотопов показывают, что механизм поглощения горной породой радиоизотопов большей части исследованных элементов зависит от концентрации и химического состояния радиоизотопов в растворе, от химического состава растворов, от минералогического состава и сложения горных пород, от содержания органических веществ в горных породах и ряда других факторов.

III ГЛАВА

ДВИЖЕНИЕ РАДИОИЗОТОПОВ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

1. Общие положения

Миграция радиоизотопов в горных породах и подземных водах может быть обусловлена явлениями диффузии этих изотопов и перемещением их с потоком воды.

На основании имеющихся литературных материалов по скорости диффузии радиоактивных веществ в почвах и горных породах можно полагать, что роль диффузионных явлений в перемещении указанных веществ с загрязненными подземными водами невелика. Так, по экспериментальным лабораторным данным В. М. Прохорова и Чай Дянь-ин (1963), среднее смещение диффундирующих ионов цезия-137 и стронция-90 в дерново-подзолистой почве через 6 месяцев составляло 2,4 см, а церия-144—0,32 см. При этом на указанную глубину проникло только 5% от внесенного количества изотопа.

На скорость диффузии большое влияние оказывают влажность почв и пород, содержание в них гумусовых веществ, сорбционная способность мигрирующих радиоизотопов, химический состав почвенных и подземных вод и др. Коэффициент диффузии в зависимости от отмеченных факторов изменяется в пределах от 10^{-8} до 10^{-6} см^2/сек (В. М. Прохоров и др., 1963, 1965 и 1966; Shofield и др., 1960).

Используя результаты исследований В. М. Прохорова и А. С. Фрид (1965), можно рассчитать, что радиоактивный стронций через 100 лет при наиболее высоких значениях коэффициента диффузии $D = 1 \cdot 10^{-6}$ см^2/сек продвинется на расстояние:

$$\bar{5x} = 10\sqrt{\frac{Dt}{\pi}} = 10 \cdot \sqrt{\frac{10^{-6} \cdot 100 \cdot 360 \cdot 8{,}6 \cdot 10^4}{3{,}14}} = 297 \text{ см}.$$

При этом до расстояния $\bar{5x}$ достигнет только $6{,}7 \cdot 10^{-3}$% от исходного содержания радиоактивного стронция в участок загрязнения.

Из приведенных данных видно, что по сравнению с наблюдаемыми действительными скоростями движения подземных вод такие величины коэффициентов диффузии дают очень небольшие значения перемещения радиоизотопов в этих водах.

Таким образом, распространение радиоактивных веществ в водоносных горизонтах в основном определяется скоростью движения подземных вод и сорбционной способностью водовмещающих пород.

На рис. 13 показан общий характер распространения сорбируемого радиоизотопа в плоском подземном потоке, моделированном в фильтрационной колонне.

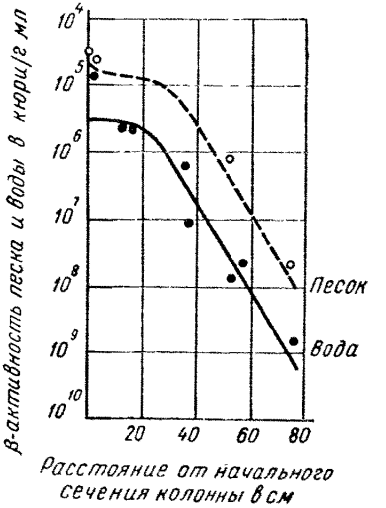


Рис. 13. Распределение стронция-90 в среднезернистом аллювиальном песке и в воде фильтрационной колонны (через песок пропущено 6 л воды).

Количественная оценка влияния сорбции на распространение радиоактивных веществ с подземными водами является весьма сложным вопросом, слабо изученным в настоящее время. Рядом исследователей предложены приближенные уравнения для определения положения фронта распространения сорбируемых радиоэлементов в загрязненных подземных водах (Orcutt и др., 1957; Kaufman, 1960; В. М. Шестаков, 1961; Kaufman и др., 1962). Для получения этих уравнений используются данные исследований в области ионообменной хроматографии. Следует отметить, что хроматографические колонки по своему принципу действия подобны фильтрационным колонкам, в которых в лабораторных условиях моделируют плоский равномерный поток подземных вод. Основным затруднением использования предложенных уравнений для практических целей является то, что в них входит величина (коэффициент дисперсии или константа скорости сорбции), обусловливающая размазывание фронта распространения радиоизотопа

вследствие неравномерности движения подземных вод и процессов сорбции, которую в природных условиях определить очень трудно.

2. Использование исследований в области ионообменной хроматографии для прогнозирования миграции радиоактивных веществ с подземными водами

Вопросам теории динамики сорбции посвящено много работ. Из всех этих работ наиболее приемлемыми для практического использования, по нашему мнению, являются работы В. В. Рачинского и О. М. Тодеса (1955, 1956, 1964). Для анализа динамики сорбции В. В. Рачинский и О. М. Тодес используют приближенные методы решения дифференциальных уравнений баланса (III-1), эквивалентности (III-2) и кинетики ионного обмена (III-3):

$$\frac{\partial n_i}{\partial t} + u\frac{\partial n_i}{\partial x} + \frac{\partial N_i}{\partial t} = 0 \qquad \text{(III-1)}$$

$$\sum_{i=1}^{j} n_i = n_0 \text{ и } \sum_{i=1}^{j} N_i = N_0 \qquad \text{(III-2)}$$

$$\frac{\partial N_i}{\partial t} = f(n_1 n_2 \ldots n_j;\ N_1 N_2 \ldots N_j) \qquad \text{(III-3)}$$

при $1 \leqslant i \leqslant j$,

где:

j — число ионов, участвующих в обмене;

n_i — содержание i-го иона в растворе в единице длины колонны в мг-экв/см;

n_0 — содержание всех обменивающихся ионов в растворе в тех же единицах;

N_i — количество i-го иона в сорбенте в тех же единицах;

N_0 — количество всех обменивающихся ионов в сорбенте в тех же единицах;

x — расстояние от начального сечения колонны в сантиметрах;

t — время от начала поступления в колонну раствора;

u — действительная скорость движения раствора.

Характер формирования и перемещения фронта на различных стадиях процесса динамической сорбции в значительной степени зависит от вида изотермы сорбции. Различают три вида изотермы сорбции: выпуклую, линейную и вогнутую.

Вследствие того что радиоизотопы находятся в загрязненных водах в микроколичествах, коэффициент распределения их между водой и породой практически не меняется при изменении концентрации этих радиоизотопов, если сохраняются постоянными химический состав воды и водонос-

ной породы. Поэтому в указанных условиях поглощение их из раствора или из загрязненной воды происходит по линейной изотерме ионного обмена, при этом константа ионного обмена равна единице ($K_{1,2}=1$). Уравнение изотермы для ионов с одинаковой валентностью при линейной сорбции имеет следующий вид:

$$N_2 = \frac{N_0}{n_0} n_2 . \qquad \text{(III-4)}$$

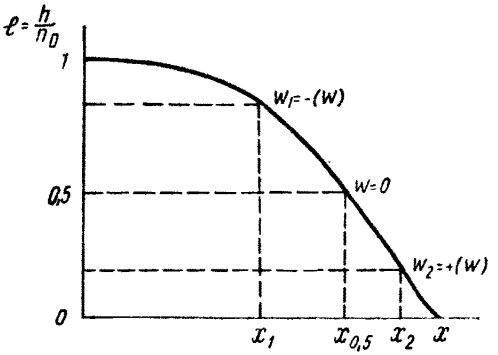


Рис. 14. Кривая относительного содержания радиоактивного вещества в загрязненной воде при линейной изотерме сорбции.

В этом случае на всех стадиях динамики сорбции происходит постоянное расширение фронта. На асимптотической стадии расширение фронта происходит примерно пропорционально $\sqrt{t}$, причем средняя точка фронта (точка половинной концентрации) $\varphi = \frac{n}{n_0} = 0{,}5$ движется с постоянной скоростью (рис. 14):

$$u_{0,5} = \frac{x_{0,5}}{t} = \frac{hu}{1+h} \qquad \text{(III-5)}$$

или

$$x_{0,5} = \frac{hu}{1+h} t, \qquad \text{(III-6)}$$

где:

$x_{0,5}$ — расстояние точки с концентрацией сорбируемого радиоактивного вещества в воде $\varphi = 0{,}5$ от начального сечения колонны;
t — время от начала движения загрязненной воды;
u — действительная скорость движения воды;
h — распределительное отношение.

Распределительное отношение h является обратной величиной коэффициента распределения K_p. При поглощении радиоактивного вещества по линейной изотерме сорбции величина h равна отношению равновесного содержания этого вещества в жидкости n к содержанию его в сорбенте N:

$$h = \frac{n}{N}. \qquad \text{(III-7)}$$

n и N выражаются в объемных, а для плоского потока — в линейных величинах.

Равновесное содержание сорбируемого вещества в жидкости (воде) наступает после полного завершения ионообменных реакций, что достигается в опытах в статистических условиях. Поэтому данные отмеченных опытов по определению коэффициента распределения K_p могут быть использованы для получения величины распределительного отношения h. Указанные величины связаны между собой следующей зависимостью:

$$h = \frac{\gamma_в p}{\delta K_p}. \qquad \text{(III-8)}$$

Величина $\gamma_в$ является плотностью жидкости, содержащей радиоактивное вещество, δ — объемным весом и p — общей пористостью сорбента (водовмещающей породы).

В данном случае общая пористость p берется потому, что равновесие ионообменных реакций наступает после завершения сорбционных процессов на поверхности всех твердых частиц, соприкасающейся с исследуемой жидкостью.

Значения распределительного отношения h могут быть также получены из данных динамических исследований в фильтрационных колоннах по уравнениям (III-5 и III-6), когда известны $x_{0,5}$ и другие величины, входящие в эти уравнения.

Если в уравнении (III-6) вместо действительной скорости движения загрязненной воды подставить скорость фильтрации $u = \frac{v_ф}{\mu}$ (μ — активная пористость породы), то оно принимает следующий вид:

$$x_{0,5} = \frac{h v_ф t}{(1+h)\mu} \qquad \text{(III-9)}$$

или

$$u_{0,5} = \frac{x_{0,5}}{t} = \frac{v_ф}{\left(1+\frac{1}{h}\right)\mu}. \qquad \text{(III-10)}$$

По структуре уравнение (III-10) является аналогичным уравнению действительной скорости движения подземной воды, только в знаменатель вместо величины μ входит выражение $\left(1+\frac{1}{h}\right)\mu$. По предложению В. М. Шестакова (1961), это выражение названо эффективной активной пористостью породы:

$$\mu_э = \left(1+\frac{1}{h}\right)\mu. \qquad \text{(III-11)}$$

В дальнейшем эффективную активную пористость удобно использовать при определении распространения сорбируемого радиоактивного вещества в различных схемах движения подземных вод, подставляя ее вместо величины μ:

$$x_{0,5} = \frac{v_ф}{\mu_э}\, t. \qquad \text{(III-12)}$$

Принимается, что точка с относительным содержанием сорбируемого катиона в воде $\varphi=0{,}5$ является условной границей участка насыщения, далее которой идет участок спада.

Положение точек от начального сечения колонны, лежащих позади и впереди средней точки фронта, согласно В. В. Рачинскому и О. М. Тодес, определяется уравнением (III-13):

$$x = \frac{hu}{1+h}\, t - \frac{2huw^2}{\beta(1+h)^2} \pm \sqrt{\frac{4h^2u^2w^4}{\beta^2(1+h)^4} + \frac{4hu^2w^2}{\beta(1+h)^3}}\, t. \qquad \text{(III-13)}$$

Величина w, входящая в это уравнение, является параметром, зависящим от относительной концентрации сорбируемого катиона в растворе φ. Приближенно этот параметр может быть получен из уравнения (III-14)

$$\Phi(w\sqrt{2}) \approx 1 - 2\varphi, \qquad \text{(III-14)}$$

где $\Phi(w\sqrt{2})$ — интеграл вероятности, определяемый по таблице математических справочников:

$$\Phi(w\sqrt{2}) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^w e^{-z^2}\, dz. \qquad \text{(III-15)}$$

При величине $\varphi<0{,}5$ интеграл вероятности и величина w принимают положительное значение. В этом случае перед корнем уравнения (III-13) берется плюс. Наоборот, когда $\varphi>0{,}5$, величина w имеет отрицательное значение и перед

корнем ставится минус. Для средней точки ($\varphi=0{,}5$) интеграл вероятности и w равны нулю.

Величина β, имеющая размерность времени в степени минус единица — t^{-1}, в условиях движения растворов в идеальных однородных сорбентах является константой скорости сорбции. Но при движении загрязненных вод в породах, кроме времени, затрачиваемого на сорбцию, ею также учитываются и другие факторы, стремящиеся размазать фронт движения в воде сорбируемого катиона, т. е. неоднородность водных и сорбционных свойств водоносных пород, обусловленную различной величиной пор в породах, неодинаковым обменом воды между порами, различной сорбционной способности частиц, слагающих породы, и т. д. Для приближенного определения величины β могут быть использованы кривые содержания сорбируемого катиона в воде, полученные по данным экспериментальных лабораторных исследований в фильтрационных колоннах (рис. 14). На этих кривых устанавливается точка, имеющая относительное содержание $\varphi=0{,}5$, а также две точки, находящиеся влево x_1 и вправо x_2 от нее с одинаковой разницей φ, например $\varphi_1=0{,}8$ и $\varphi_2=0{,}2$. Исходя из уравнения (III-14) в указанных двух точках значения w имеют одинаковую абсолютную величину, но различны по знакам—в первом случае минус, а во втором плюс. Из этих данных величину β можно определить по уравнению (III-13):

$$\beta=\frac{4uhw^2}{(1+h)^2\left(\sqrt{ut}-x_1-\sqrt{ut}-x_2\right)^2}. \qquad \text{(III-16)}$$

Если при проведении экспериментальных исследований или при прогнозировании распространения радиоактивных веществ в подземных водах имеет место следующее неравенство:

$$t\gg\frac{h}{3(1+h)}w^2, \qquad \text{(III-17)}$$

то уравнение (III-13) значительно упрощается, так как вторым членом перед корнем и первым членом под корнем можно пренебречь вследствие того, что они становятся намного меньше двух других членов этого уравнения. Тогда уравнение (III-13) для точек, имеющих относительную концентрацию $\varphi<0{,}5$, принимает следующий приближенный вид:

$$x_2=\frac{hu}{1+h}t+\frac{2wu}{1+h}\sqrt{\frac{ht}{3(1+h)}}. \qquad \text{(III-18)}$$

Или, подставляя вместо действительной скорости u значения скорости фильтрации $v_ф$ и эффективной активной пористости $\mu_э$, получаем:

$$x_2 = \frac{v_ф}{\mu_э}\left(t + \frac{2\omega}{h}\sqrt{\frac{\mu t}{\beta\mu_э}}\right). \qquad \text{(III-19)}$$

Преобразуя уравнение (III-18), можно определить значение величины β:

$$\beta = \frac{4\omega^2 h u^2 t}{(1+h)^3 (x_2 - x_{0,5})^2}. \qquad \text{(III-20)}$$

Следует отметить, что в случаях, рассматриваемых в настоящей работе, неравенство (III-17) сохраняется всегда. Как будет видно из дальнейшего изложения, правая часть неравенства большей частью меньше 1, а время t обычно измеряется большими числами.

Уравнения (III-6, III-14, III-18, III-19 и III-20) являются основными при обработке экспериментальных исследований в фильтрационных колоннах и при прогнозировании распространения в подземных водах радиоактивных веществ, поглощение которых происходит по физико-химическому механизму сорбции.

Наряду с попытками решения дифференциальных уравнений ионообменных реакций для определения распространения сорбируемых ионов в хроматографических колонках используется также метод конечных разностей. Впервые этот метод для решения указанной задачи был предложен Е. Н. Гапон и Т. Б. Гапон (1948), а в дальнейшем развит В. В. Рачинским (1953, 1957). Сущность метода состоит в том, что колонка, заполненная сорбентом, разбивается на отдельные участки длиной Δx каждый. Объем раствора, содержащего сорбируемый ион, в каждом участке — $\Delta v = p\Delta x$ (считая на единицу площади поперечного сечения колонки). Распространение сорбируемого иона в растворе условно рассматривается прерывистым процессом, состоящим из отдельных этапов. В каждом этапе в верхнее сечение колонки вводится исходный раствор в объеме Δv. Этот объем раствора занимает первый участок сорбента, вытесняя из него раствор, находящийся в нем до этого, во второй участок, который в свою очередь вытесняет раствор в третьем участке, и т. д. В каждом этапе по всем участкам производится расчет ионообменной реакции с определением равновесного содержания сорбируемого иона в растворе с учетом содержания этого иона в растворе и в сорбенте в

предыдущем участке предшествующего этапа. Содержание сорбируемого иона в растворе и сорбенте выражается в относительных величинах от концентрации в исходном растворе и равновесной ей концентрации в сорбенте. Основным параметром для расчета является коэффициент распределения K_p.

Рядом исследователей сделаны попытки использовать метод конечных разностей для определения радиоактивных веществ в подземных водах. Так, Higgens (1959) предлагает пользоваться им для прогнозирования миграции указанных веществ в подземных водах из очагов, образованных подземными ядерными взрывами.

Метод конечных разностей использовался также для исследования вертикального перемещения стронция-90 в почвах, загрязненных выпадениями радиоактивных осадков (Thornthwaite, Mather, Nakamura, 1960). На основании полученного уравнения были проведены расчеты указанным методом, результаты которых хорошо совпали с данными радиохимических определений стронция-90 в различных слоях загрязненной почвы.

В общем случае расчет содержания сорбируемого радиоактивного вещества в воде выделенного участка C_j^i методом конечных разностей может производиться по следующему уравнению:

$$C_j^i = \frac{1}{(1+\bar{K}_p)^i} \sum_{z=0}^{z=i-j} \frac{i!}{z!\,(i-z)!} \bar{K}_p^z, \qquad \text{(III-21)}$$

где: i — порядковый номер этапа; j — порядковый номер выделенного участка: $\bar{K}_p$ — коэффициент распределения, выраженный в линейных величинах,— $\bar{K}_p = \frac{\delta K_p}{\gamma_в p}$.

Согласно расчету по этому уравнению, в табл. 13 приведены численные значения относительной концентрации сорбируемого радиоактивного вещества в воде для ряда этапов движения воды при линейном коэффициенте распределения $\bar{K}_p = 1$.

Из данных, приведенных в табл. 13, следует, что точка с относительной концентрацией радиоактивного вещества $\varphi = 0{,}5$ движется с постоянной скоростью, которая для данного случая составляет 0,5 от действительной скорости перемещения воды. Это находится в полном соответствии с уравнением (III-5), полученным для условий, в которых ионообменные реакции являются неравновесными.

Таблица 13

Численные значения относительной концентрации сорбируемого радиоактивного вещества в воде при линейном коэффициенте распределения $\overline{K}_p = 1$

№ участка j	Номер этапа i										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	$5{,}0\cdot10^{-1}$	$7{,}5\cdot10^{-1}$	$8{,}75\cdot10^{-1}$	$9{,}38\cdot10^{-1}$	$9{,}69\cdot10^{-1}$	$9{,}85\cdot10^{-1}$	$9{,}93\cdot10^{-1}$	$9{,}97\cdot10^{-1}$	$9{,}99\cdot10^{-1}$	1	1
2		$2{,}5\cdot10^{-1}$	$5{,}0\cdot10^{-1}$	$6{,}87\cdot10^{-1}$	$8{,}12\cdot10^{-1}$	$8{,}9\cdot10^{-1}$	$9{,}4\cdot10^{-1}$	$9{,}65\cdot10^{-1}$	$9{,}81\cdot10^{-1}$	$9{,}9\cdot10^{-1}$	$9{,}95\cdot10^{-1}$
3			$1{,}25\cdot10^{-1}$	$3{,}13\cdot10^{-1}$	$5{,}0\cdot10^{-1}$	$6{,}56\cdot10^{-1}$	$7{,}73\cdot10^{-1}$	$8{,}55\ 10^{-1}$	$9{,}1\cdot10^{-1}$	$9{,}45\cdot10^{-1}$	$9{,}68\cdot10^{-1}$
4				$6{,}2\cdot10^{-2}$	$1{,}88\cdot10^{-1}$	$3{,}44\cdot10^{-1}$	$5{,}0\cdot10^{-1}$	$6{,}36\cdot10^{-1}$	$7{,}46\cdot10^{-1}$	$8{,}28\cdot10^{-1}$	$8{,}86\cdot10^{-1}$
5					$3{,}1\cdot10^{-2}$	$1{,}1\cdot10^{-1}$	$2{,}27\cdot10^{-1}$	$3{,}64\cdot10^{-1}$	$5{,}0\cdot10^{-1}$	$6{,}23\cdot10^{-1}$	$7{,}25\cdot10^{-1}$
6						$1{,}5\cdot10^{-2}$	$6{,}25\cdot10^{-2}$	$1{,}44\cdot10^{-1}$	$2{,}54\cdot10^{-1}$	$3{,}77\cdot10^{-1}$	$5{,}0\cdot10^{-1}$
7							$7{,}5\ \cdot10^{-3}$	$3{,}5\cdot10^{-2}$	$8{,}95\cdot10^{-2}$	$1{,}71\cdot10^{-1}$	$2{,}74\cdot10^{-1}$
8								$3{,}75\cdot10^{-3}$	$1{,}94\cdot10^{-2}$	$5{,}45\cdot10^{-2}$	$1{,}13\cdot10^{-1}$
9									$1{,}88\cdot10^{-3}$	$1{,}06\cdot10^{-2}$	$3{,}25\cdot10^{-2}$
10										$9{,}4\cdot10^{-4}$	$5{,}75\cdot10^{-3}$
11											$4{,}7\cdot10^{-4}$

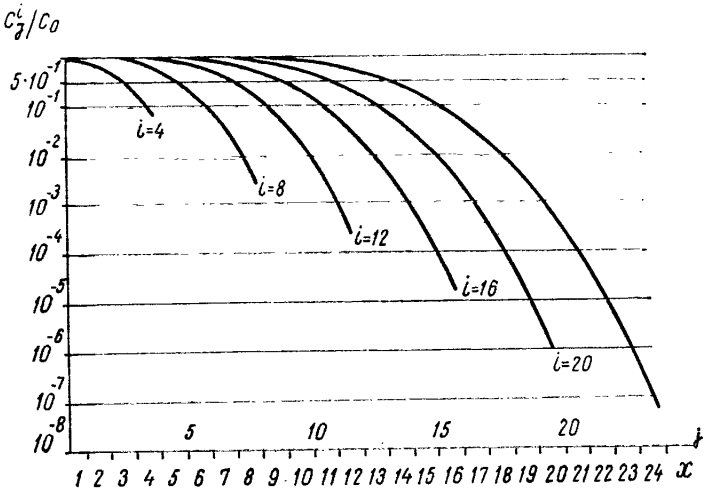


Рис. 15. Распространение сорбируемого радиоактивного вещества в загрязненной воде в различных этапах движения этой воды при $\overline{K} = 1$.

На рис. 15 показано распространение сорбируемого радиоактивного вещества в воде на различных этапах движения этой воды при том же линейном коэффициенте распределения $\overline{K}_p = 1$. На основании кривых этого рисунка определены расстояния от начального сечения колонны точек с относительными концентрациями φ 0,5, φ 0,01 и φ 0,001 ($x_{0,5}$, $x_{0,01}$ и $x_{0,001}$), а также величины отношений $\frac{x_{0,01} - x_{0,5}}{x_{0,5}}$ и $\frac{x_{0,001} - x_{0,5}}{x_{0,5}}$ (табл. 14).

Таблица 14

Численные значения $x_{0,5}$, $x_{0,01}$ и $x_{0,001}$ при $\overline{K}_p = 1$

Номер этапа	Расстояние от начального сечения точек с концентрациями			$\frac{x_{0,01} - x_{0,5}}{x_{0,5}}$	$\frac{x_{0,001} - x_{0,5}}{x_{0,5}}$
	$x_{0,5}$	$x_{0,01}$	$x_{0,001}$		
8	4,5	7,3	—	0,62	—
12	6,7	9,9	11,0	0,48	0,64
16	8,8	12,4	13,9	0,41	0,58
20	10,9	15,0	16,7	0,38	0,53
24	13,1	17,6	19,2	0,35	0,47

Из данных табл. 14 видно, что при расчете методом конечных разностей так же, как и для условий неравновесной сорбции при движении загрязненной воды, расстояние между точками с одинаковыми концентрациями сорбируемого радиоактивного вещества в воде увеличивается, а отношение этого расстояния к расстоянию $X_{0,5}$ уменьшается.

Расчеты методом конечных разностей являются трудоемкими. Но для двух участков потока концентрация сорбируемого радиоактивного вещества в воде может быть определена сравнительно просто. Такими участками являются первый и последний.

В первом участке концентрация равна:

$$C_1^i = 1 - \left(\frac{\overline{K}_p}{1 + \overline{K}_p}\right)^i = 1 - \left(\frac{1}{1 + h}\right)^i, \qquad \text{(III-22)}$$

а в последнем, находящемся на фронте движения загрязненной воды:

$$C_j^i = \frac{1}{(1 + \overline{K}_p)^i} = \left(\frac{h}{1 + h}\right)^i. \qquad \text{(III-23)}$$

В природных условиях, кроме процессов сорбции радиоактивных веществ, может происходить и обратный процесс — десорбция этих веществ — вследствие уменьшения содержания радиоактивного вещества в подземной воде или благодаря изменению химического состава этой воды. В опытах со стронцием-90, проведенных в статических условиях, было установлено, что в первом случае величины коэффициента распределения и распределительного отношения остаются теми же, что и во время сорбции, во втором же, при возникновении десорбции, коэффициент распределения уменьшается, а распределительное отношение увеличивается.

Если после насыщения водоносной породы обменным радиоактивным изотопом (стронцием-90) через начальное ее сечение будет поступать та же вода, но не содержащая этот изотоп, то в ближайших к этому сечению участках загрязненной породы будет наблюдаться десорбция изотопа. По мере поступления чистой воды область десорбции расширяется, а далее от нее продвижение радиоактивного изотопа остается таким же, как и во время сорбции

(рис. 16). Следовательно, при десорбции кривая содержания в воде радиоактивного вещества принимает форму волны, ширина которой постепенно увеличивается во времени. При сохранении действительной скорости подземного потока и других параметров при десорбции скорость движения радиоактивного вещества на фронте его распространения соответствует той же величине, что и во время процесса сорбции. Но по мере движения воды постепенно

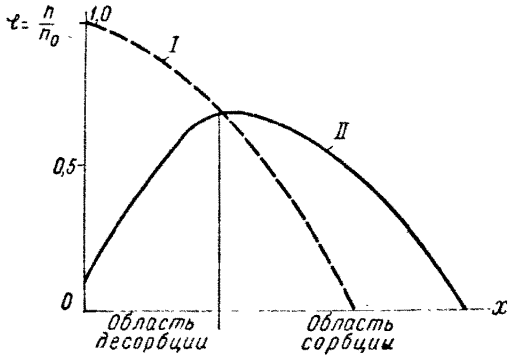


Рис. 16. Схема распространения радиоактивного изотопа при десорбции.

I — содержание изотопа в воде подземного потока до начала процесса десорбции; *II* — то же во время десорбции.

уменьшается максимальная концентрация этого изотопа в воде в загрязненной области, а ширина указанной области увеличивается.

Как видно из приведенного выше материала, использование уравнений динамики неравновесной ионообменной сорбции, при наличии данных экспериментальных исследований в фильтрационных колоннах, позволяет ориентировочно определить содержание стронция-90 в воде плоского равномерного подземного потока в любой момент времени t. Этот подземный поток является наиболее простым случаем движения подземных вод, но решение указанной задачи в условиях данного потока может служить основой для ориентировочного прогнозирования миграции стронция-90 в других более сложных случаях движения подземных вод.

3. Определение параметров движения стронция-90 в потоке загрязненной подземной воды по данным лабораторных экспериментальных исследований

Лабораторные исследования, проведенные в статических условиях, дают возможность получить величину коэффициента распределения стронция-90 в загрязненной воде и породе, по которому из уравнения (III-8) определяется распределительное отношение h. Но для решения уравнений ионообменной сорбции необходимо знать еще величину константы скорости сорбции β, а также другие параметры, характеризующие поток подземной воды: действительную скорость потока, общую пористость, активную пористость и объемный вес водоносной породы.

Из всех указанных параметров наиболее сложно определить константу скорости сорбции, так как остальные величины можно получить при проведении обычных гидрогеологических исследований.

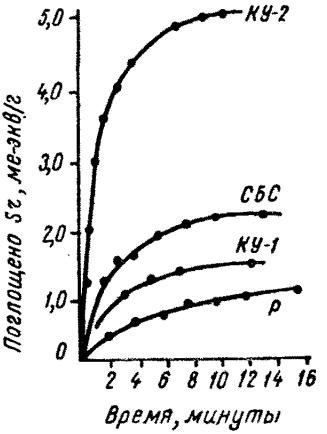


Рис. 17. Кинетика самодиффузии стронция-89 на различных катионитах (К. М. Салдадзе, А. Б. Пашков, В. С. Титов, 1960).

Константа скорости сорбции зависит от скорости диффузии иона из раствора в сорбент. Из литературных данных (К. М. Салдадзе, А. Б. Пашков и В. С. Титов, 1960) известно, что на сорбцию радиоактивного стронция из воды искусственными сорбентами (катионитовыми смолами) затрачивается время, измеряемое минутами (рис. 17). Указанное время было получено в опытах в статических условиях. Но, как было отмечено в предыдущем параграфе, константа скорости сорбции, кроме скорости диффузии ионов, учитывает еще и неоднородность водных и сорбционных свойств водовмещающей породы и может быть определена по кривым, получаемым при проведении экспериментальных исследований в фильтрационных колоннах.

Для экспериментальных исследований использовались разборные стеклянные фильтрационные колонны внутренним диаметром 6 см, высотой 2 м со штуцерами. Длина

каждой секции колонны равна 40 см, а расстояние между штуцерами 20 см. Колонны устанавливаются вертикально и заполняются песком, который для этих целей является наиболее удобной породой, так как имеет лучшую однородность фильтрационных и сорбционных свойств. В нижней части каждой колонны имеется сужение с краном, которым регулируется скорость фильтрации воды.

Перед началом опыта через колонну пропускается чистая вода, а затем в верхнюю часть колонны небольшими порциями с одинаковым уровнем постоянно подливается вода или раствор, загрязненные стронцием-90. Концентрация стронция-90 в исходной воде или растворе и скорость фильтрации их через песок, заполняющий колонну, в течение одного опыта постоянные. После прохождения необходимого количества загрязненной воды или раствора закрывается кран и из колонны через штуцера отбираются пробы воды; затем колонна разбирается и на определенных уровнях берется песок. Измерение бета-активности проб воды и песка проводили на установке типа Б с применением торцового счетчика МСТ-17.

Общий характер распределения стронция-90 в воде и песке в фильтрационной колонне после окончания опыта показан на рис. 13. В этом опыте использовались среднезернистый аллювиальный песок и пресная гидрокарбонатная вода с начальным содержанием стронция-90 $3 \cdot 10^{-6}$ кюри/мл. Через колонну было пропущено 6 л загрязненной воды.

Из рис. 13 видно, что кривые содержания стронция-90 в воде и песке идут параллельно. В каждой кривой соответственно друг другу устанавливаются два участка: участок насыщения и участок резкого спада. В первом участке, прилегающем к начальному сечению колонны, кривые приближаются к горизонтальному положению. Второй участок, находящийся дальше от начального сечения колонны, характеризуется большим наклоном кривых, что показывает на быстрый спад содержания стронция-90 в воде и песке. Переход от участка насыщения к участку спада постепенный.

Необходимо отметить, что, кроме указанных двух участков, во всех опытах в динамических условиях непосредственно у начала сечения фильтрационной колонны на небольшой длине отмечается повышенная концентрация стронция-90 в песке. Это связано с тем, что вблизи верхней поверхности при подливании воды или раствора происходит

взмучивание песка и обогащение самого верхнего слоя глинистыми частицами, что увеличивает его сорбционную способность. В дальнейшем при анализе данных динамических опытов этот участок кривых не учитывается.

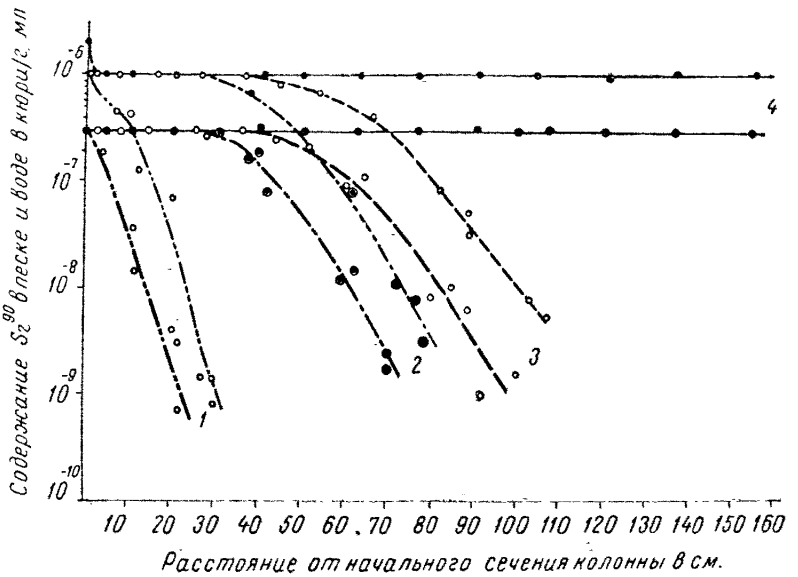


Рис. 18. Распространение стронция-90 в песке и воде в фильтрационной колонне в зависимости от объема профильтрованной воды.

1 — опыт 1 (профильтрован 1 л воды); *2* — опыт 2 (профильтровано 3 л воды); *3* — опыт 3 (профильтровано 7 л воды); *4* — опыт 4 (профильтровано 24 л воды).

На рис. 18 изображены кривые распределения стронция-90 в воде и в мелкозернистом песке по четырем опытам, в которых через фильтрационные колонны пропускался различный объем загрязненной воды (1, 3, 7 и 24 л). Кривые построены в полулогарифмическом масштабе. На оси ординат показано абсолютное содержание стронция-90 в песке и воде. Во всех четырех опытах колонны заполнялись аллювиальным мелкозернистым песком (образец I, табл. 15). Исходная концентрация стронция-90 в водопроводной пресной гидрокарбонатной воде была равна $3 \cdot 10^{-7}$ кюри/мл; кроме того, в воду была добавлена азотнокислая соль стронция в концентрации 3,2 мг-экв/л стабильного стронция.

Таблица 15

Физико-механические свойства исследованных песков

Разновидности песка	Размер фракций в мм								Удельный вес
	2—1	1—0,5	0,5—0,25	0,25—0,10	0,10—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	<0,005	
Мелкозернистый	1,1	7,4	27,3	46,0	14,1	2,4	—	1,7	2,65
Среднезернистый	5,3	6,6	52,3	26,9	6,4	1,9	0,3	0,3	2,66

Специально поставленные опыты в этих же фильтрационных колоннах показали, что общая пористость песков в колоннах колеблется от 0,42 до 0,45 (в среднем $p=0{,}44$), а водоотдача (активная пористость) от 0,32 до 0,36 (в среднем $\mu=0{,}34$). Общий расход воды через полное сечение колонны во всех четырех опытах был равен 1 л/час, а действительная скорость движения воды $u=104$ см/час.

В первом опыте, в котором объем воды, прошедший через верхнее сечение колонны, равен 1 л, не был достигнут участок насыщения. Во втором и третьем опытах (объем пропущенной воды 3 и 7 л) отмечаются оба участка — насыщения и спада. В четвертом опыте (объем пропущенной воды 24 л) участок насыщения распространился на всю длину колонны, равную 160 см.

Из сопоставления кривых различных опытов видно, что по мере увеличения объема пропущенной воды увеличивается длина участка насыщения, а на участке резкого спада уменьшается наклон кривых (опыты № 1—3), т. е. уменьшается интенсивность падения концентрации стронция-90 в песке и в воде. Это находится в полном согласии с теорией ионного обмена, изложенной ранее.

Для определения параметров движения стронция-90 в потоке загрязненной подземной воды содержание стронция-90 выражается в относительных величинах, а кривые зависимости этих величин от расстояния представляются в нормальном масштабе.

На рис. 19 даны кривые опытов № 5 и № 6. В опыте № 5 использовался мелкозернистый песок, а в опыте № 6 — среднезернистый песок (см. табл. 15). В обоих опытах было пропущено по 6 л водопроводной пресной гидрокарбонатной воды, содержащей стронций-90. Как и в опытах № 1—4, средняя общая пористость песков $p=0{,}44$, а средняя величина водоотдачи $\mu=0{,}34$. В опыте № 5 воду пропускали в течение 24 часов со средней действительной ско-

ростью $u=26$ см/час, а в опыте № 6 — в течение 6 часов со средней действительной скоростью $u=104$ см/час. По кривым указанных рисунков первоначально определяются координаты $x_{0,5}$, соответствующие относительной концентрации стронция-90 в воде $\varphi=0,5$, а также координаты x_2 одной из точек с относительной концентрацией $\varphi<0,5$; было принято $\varphi=0,2$. Из этих условий по уравнению (III-14) получаем величину $w=0,59$. Далее по средней точке $\varphi=0,5$ можно определить величину распределительного отношения h, использовав для этого уравнение (III-24), полученное из уравнения (III-6):

$$h=\frac{x_{0,5}}{ut-x_{0,5}}, \quad \text{(III-24)}$$

для опыта № 5 (мелкозернистый песок) $h_5=0,0163$, для опыта № 6 (среднезернистый песок) $h_6=0,052$.

Полученные данные позволяют по уравнению (III-20) определить константу скорости сорбции β:
для опыта № 5 (мелкозернистый песок) $\beta_5=3,5$ час$^{-1}$, для опыта № 6 (среднезернистый песок) $\beta_6=17,9$ час$^{-1}$.

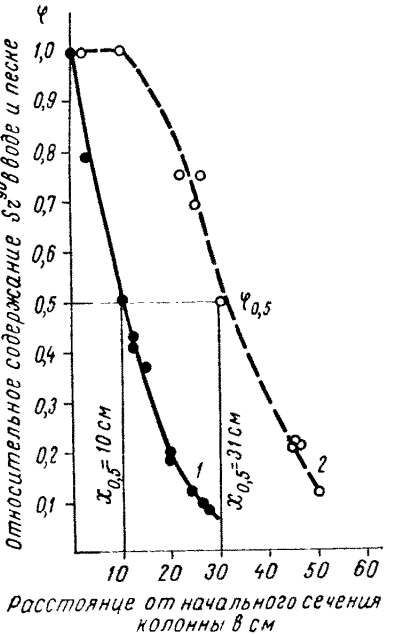


Рис. 19. Влияние механического состава песка на распространение стронция-90 в песке и воде в фильтрационной колонне.
1—опыт № 5, песок аллювиальный мелкозернистый глинистый; *2* — опыт № 6, песок аллювиальный среднезернистый.

Результаты этих двух опытов показывают, что величина константы скорости сорбции зависит от механического состава песка. При увеличении крупности частиц песка увеличиваются значения константы скорости сорбции.

Как показывают исследования в фильтрационных колоннах, при изменении содержания в загрязненной воде кальция и магния меняются не только значения распределительного отношения, но и величины константы скорости сорбции.

Таблица 16

Условия проведения и результаты опытов в фильтрационных колоннах по распространению стронция-90 в воде и песке

№ опыта	Разновидность песка	Условия проведения опытов							Полученные результаты		
		общее количество пропущенной воды, в л	продолжительность опыта, в часах	действительная скорость движения воды, в см/час	содержание стронция-90 в исходной воде, в кюри/л	содержание в воде стабильных катионов в мг-экв/л			распределительное отношение h	константы скорости и сорбции β	
						стронций	кальций	магний		час$^{-1}$	сут$^{-1}$
5	Аллювиальный мелкозернистый	6	24	26	$2{,}8 \cdot 10^{-4}$	0,03	3,2	1,3	0,0163	3,5	84,0
6	Аллювиальный среднезернистый	6	6	104	$2{,}8 \cdot 10^{-4}$	0,03	3,2	1,3	0,052	17,9	429,6
7	То же	6	6	104	$6{,}0 \cdot 10^{-5}$	0,015	5,0	1,3	0,072	31,2	748,8
8	» »	6	12	52	$6{,}0 \cdot 10^{-5}$	0,015	8,0	1,3	0,137	16,4	393,6
9	» »	6	6	104	$6{,}0 \cdot 10^{-5}$	0,015	15,0	1,3	0,200	8,1	194,4
10	» »	6	12	52	$1{,}0 \cdot 10^{-4}$	0,015	3,2	8,0	0,087	15,6	374,4
11	» »	6	12	52	$1{,}0 \cdot 10^{-4}$	0,015	3,2	32,0	0,097	2,2	52,8

На рис. 20 даны кривые относительного содержания стронция-90 по длине колонны в трех опытах № 7, № 8 и № 9, в которых использовались среднезернистый песок и пресная гидрокарбонатнокальциевая вода, загрязненная стронцием-90, но имеющая различное содержание кальция вследствие добавления в нее соли хлористого кальция.

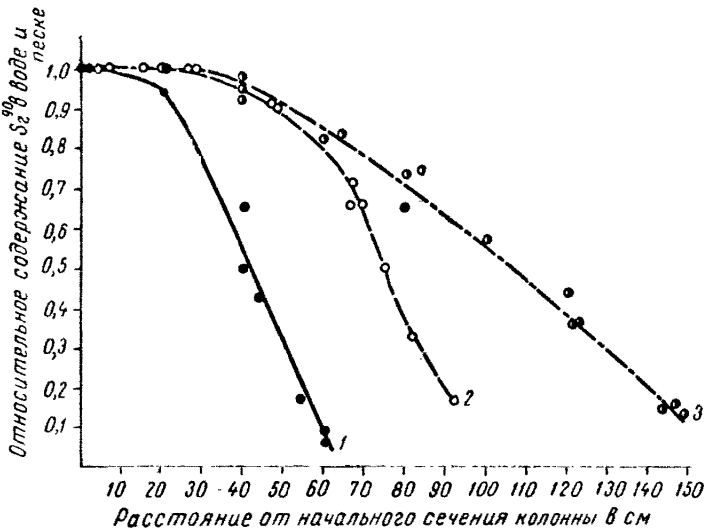


Рис. 20. Влияние содержания кальция в воде на распределение стронция-90 в песке и воде в фильтрационной колонне.

1 — опыт № 7 (содержание Ca^{2+} 5 мг-экв/л); *2* — опыт № 8 (содержание Ca^{2+} 8 мг-экв/л); *3*—опыт № 9 (содержание Ca^{2+} 15 мг-экв/л).

Изображенные на рис. 21 две кривые соответствуют двум опытам № 10 и № 11, проведенным в тех же условиях, что и опыты № 1, № 8 и № 9, но вместо хлористого кальция в воду вводилось различное количество хлористого магния. Условия проведения всех указанных выше опытов и результаты определения по их данным значений распределительного отношения h и величин константы скорости сорбции β представлены в табл. 16.

Из данных табл. 16 видно, что в одном и том же среднезернистом песке при увеличении содержания в воде кальция или магния увеличиваются значения распределительного отношения, а величины константы скорости сорбции уменьшаются. Увеличение h и уменьшение β влечет за собой уве-

личение длины участков насыщения и спада содержания стронция-90 в воде подземного потока.

Для исследованных образцов песков и воды, содержащей стабильные катионы и стронций-90 в количествах, указанных в табл. 16, проводилось определение коэффициентов распределения в статических условиях. Исходя из этих величин, по уравнению (III-8) получены значения распределительного отношения h, а по уравнению (III-6) длины участков насыщения $x_{0,5}$. В табл. 17 представлены значения распределительного отношения и длины участков насыщения, определенные в фильтрационных колоннах и по данным опытов в статических условиях.

Данные, представленные в табл. 17, показывают, что значения распределительного отношения и длины участков насыщения, полученные в фильтрационных колоннах и определенные по данным опытов в статических условиях, довольно близки между собой.

Наряду с описанными выше исследованиями были поставлены в фильтрационных колоннах опыты, в которых

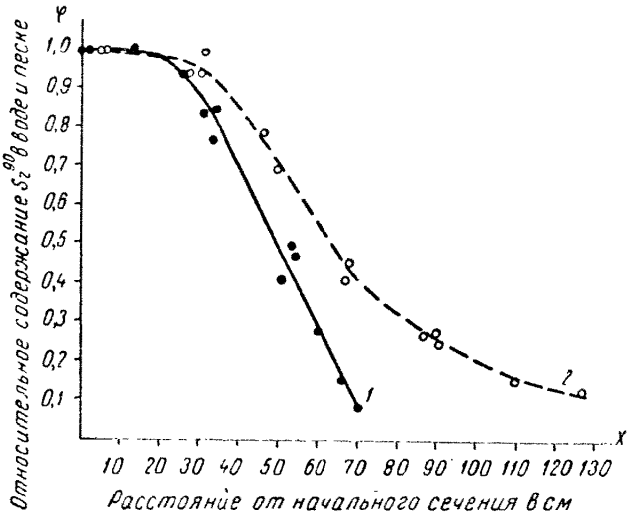


Рис. 21. Влияние содержания магния в воде на распределение стронция-90 в песке и воде в фильтрационной колонне.

1 — опыт № 10 (содержание Mg^{2+} 8 мг-экв/л); *2* — опыт № 11 (содержание Mg^{2+} 32 мг-экв/л).

Таблица 17

Сопоставление результатов, полученных в опытах в статических и динамических условиях

№ опыта	Разновидности песка	Значения распределительного отношения h		Длины участков насыщения $x_{0,5}$ в см	
		по данным опытов в статических условиях	по данным опытов в фильтрационных условиях	по данным опытов в статических условиях	по данным опытов в фильтрационных колоннах
5	Аллювиальный мелкозернистый	0,024	0,0163	14,8	10,0
6	Аллювиальный среднезернистый	0,046	0,052	28,0	31,0
7	То же	0,063	0,072	36,8	42,0
8	» »	0,105	0,137	69,3	75,0
9	» »	0,145	0,200	79,0	104,5
10	» »	0,064	0,087	37,5	50,0
11	» »	0,117	0,097	65,0	64,0

проводилась десорбция стронция-90 с загрязненных песков. Для этого первоначально через колонны, заполненные песком, пропускали загрязненную воду до получения участка насыщения на всей длине колонны, а затем через верхнее сечение ее вводили ту же пресную гидрокарбонатную воду, но не содержащую стронций-90.

На рис. 22 показано распределение стронция-90 в песке и воде по длине колонн после прохождения через верхнее сечение колонн 2, 9 и 18 л чистой воды. Из рис. 22 видно постепенное вымывание стронция-90 из песка, начиная с участков, примыкающих к начальному сечению колонн, и уменьшение содержания его в воде.

Для определения распространения сорбируемых радиоактивных веществ, в том числе и стронция-90, в водах, фильтрующихся через глинистые породы, могут быть также использованы уравнения ионообменной хроматографии, приведенные ранее. Однако для получения величины константы скорости сорбции необходимо проводить исследования не в фильтрационных колоннах, а в специальных фильтрационных приборах. Для этой цели удобно использовать несколько измененный фильтрационный прибор конструкции И. Ф. Федорова.

Общий вид и отдельные детали прибора изображены на рис. 23 и 24. Прибор загружается образцом глинистой породы с нарушенной или ненарушенной структурой. Перед на-

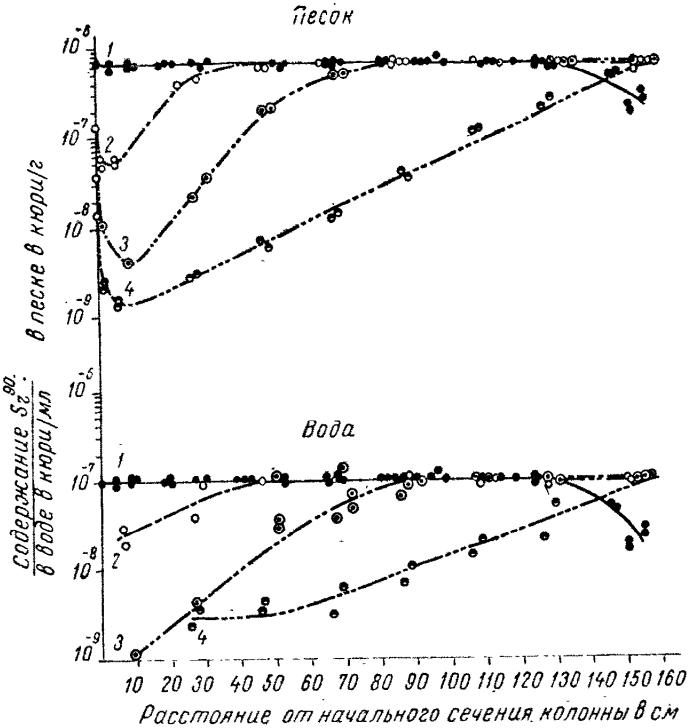


Рис. 22. Перераспределение стронция-90 в песке и воде в фильтрационной колонне после десорбции чистой водой.

1 — содержание стронция-90 в песке и воде после прохождения 10 л загрязненной воды; *2* — то же после прохождения 2 л чистой воды; *3* — то же после прохождения 9 л чистой воды; *4* — то же после прохождения 18 л чистой воды.

чалом опыта образец с нарушенной структурой, увлажненный исследуемой водой, не содержащей радиоактивный изотоп, обжимают под постоянной нагрузкой в течение нескольких дней. Объем обжатого образца в дальнейшем сохраняют зажимными винтами, упирающимися в верхнюю металлическую пластинку с отверстиями. Затем прибор ставят на рабочее место и через него фильтруют под давлением исследуемую воду, содержащую радиоактивный изотоп. Продолжительность опыта зависит от скорости филь-

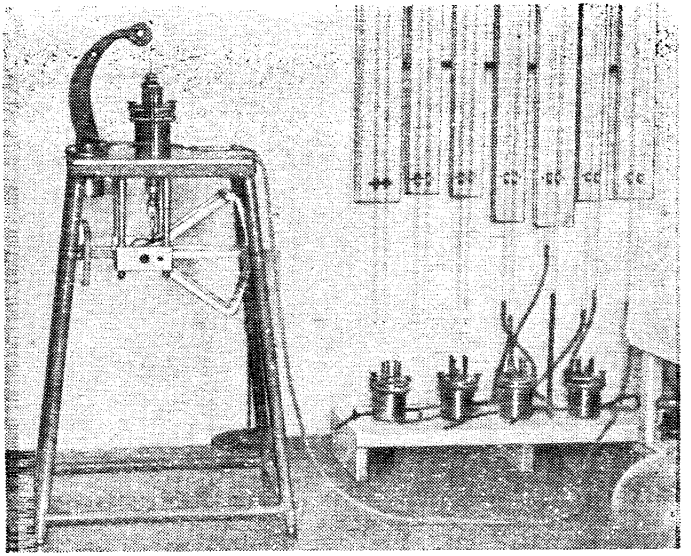


Рис. 23. Общий вид фильтрационного прибора.

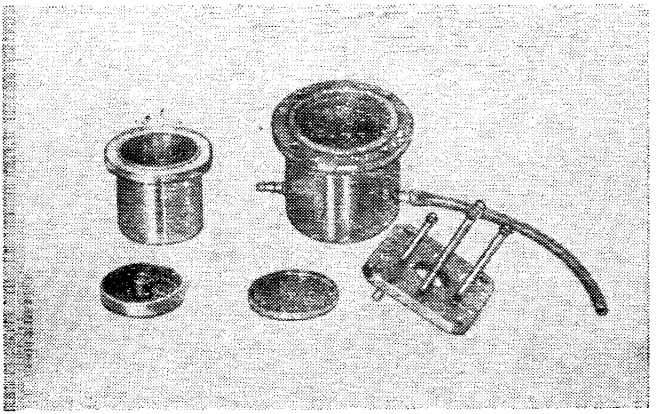


Рис. 24. Детали фильтрационного прибора.

трации и от сорбционной способности породы и обычно составляет от нескольких месяцев до 2—3 лет.

После окончания опыта образец из прибора извлекают и осторожно разрезают перпендикулярно оси на отдельные слои толщиной 3—5 мм. Породу каждого слоя высушивают и после тщательного перемешивания берут пробы, активность которых, указывающая на содержание радиоактивно-

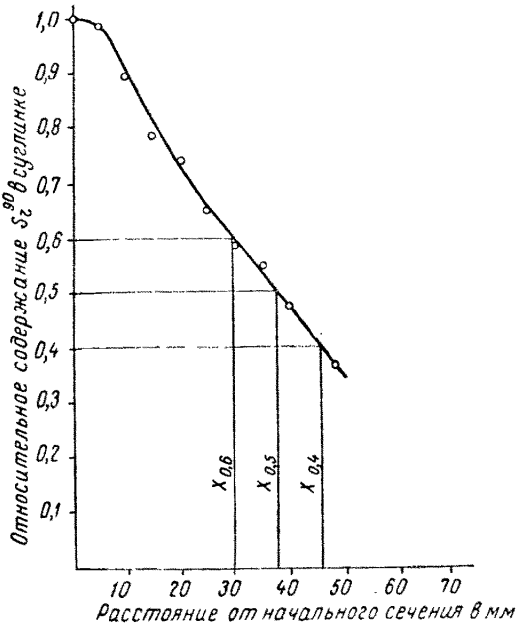


Рис. 25. Распространение стронция-90 в моренном суглинке (опыт № 12).

го вещества, измеряют на установке Б методом толстых образцов. По полученным данным строятся кривые в нормальном масштабе, выражающие изменение относительной концентрации радиоактивного вещества в разных участках исследованной породы. По этим кривым так же, как для фильтрационных колонн, определяется расстояние $x_{0,5}$, соответствующее $\varphi=0,5$, и расстояние для одной из точек с относительной концентрацией $\varphi<0,5$.

Ниже приводятся описание и результаты двух опытов по распространению стронция-90 в пресной гидрокарбонатной воде, фильтрующейся в глинистых породах. В опыте № 12 использовался моренный тяжелый суглинок, взятый из Подмосковья, а в опыте № 13 — делювиальная глина из Киргизии. Механический состав и катионообменная емкость этих пород приведены в табл. 18. Коэффициенты распределения стронция-90, указанные в табл. 18, определены в опытах в статических условиях. В приборы загружали образцы пород с нарушенной структурой. Предварительное обжатие пород производилось с нагрузкой 1,5 кг/см². Остальные условия проведения опытов указаны в табл. 19. На рис. 25 и 26 изображены кривые относительного распределения стронция-90 в породе по длине образца в указанных опытах.

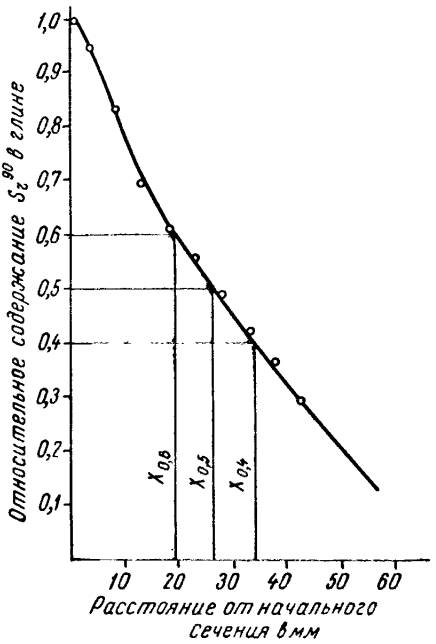


Рис. 26. Распространение стронция-90 в делювиальной глине (опыт № 13).

Вследствие того что для глинистых пород весьма трудно в лабораторных условиях определить активную пористость и действительную скорость движения воды в них, то практически нельзя получить величину распределительного отношения по уравнению (III-24) непосредственно из данных опытов в фильтрационных приборах. Поэтому величина распределительного отношения для исследованных глинистых пород принимается исходя из данных, полученных в статических условиях.

По известной величине распределительного отношения, определенной в опытах в статических условиях, из уравне-

Таблица 18

Физико-механические и сорбционные свойства глинистых пород

№ опыта	Разновидности породы	Механический состав в % (фракции в мм)							Удельный вес	Коэффициент распределения стронция-90 K_p
		1—0,5	0,5—0,25	0,25—0,1	0,1—0,05	0,05—0,01	0,01—0,005	<0,005		
12	Моренный тяжелый суглинок	0,6	1,0	4,2	6,7	44,5	13,8	29,3	2,77	102±25
13	Делювиальная глина	—	—	7	7	24	18	44	2,67	91±4

Таблица 19

Условия проведения опытов в фильтрационных приборах

№ п/п	Наименование	Моренный тяжелый суглинок (опыт № 12)	Делювиальная глина (опыт № 13)
1	Вес образца, в г	265,2	280
2	Высота обжатого образца, в см	4,9	4,3
3	Площадь поперечного сечения образца, в см^2	37,4	37,4
4	Объем образца, в см^3	183,5	161
5	Объемный вес образца, в г/см^3	1,37	1,42
6	Удельный вес породы, в г/см^3	2,77	2,65
7	Пористость образца	0,504	0,465
8	Разность между уровнем воды в трубке и уровнем поверхности образца в приборе, в см	269	270
9	Напорный градиент	55,0	62,8
10	Продолжнтельность опыта, в сутках	920	456
11	Общий объем воды, прошедший через образец, см^3	2 300	1 600
12	Средний расход воды через образец, в см^3/сутки	2,5	3,5
13	Скорость фильтрации воды, в см/сутки	0,067	0,094

ния (III-9) можно узнать величину активной пористости (водоотдачи) породы:

$$\mu = \frac{hv_\Phi t}{x_{0,5}(1+h)}. \qquad \text{(III-25)}$$

Далее определяются действительная скорость воды и по уравнению (III-20) константа скорости сорбции β.

Используя указанный порядок расчета, в табл. 20 приводятся вычисленные значения константы скорости сорбции для глинистых пород, исследованных в опытах, при этом расчетное значение x_2 принято с относительной концентрации стронция-90 $\varphi=0{,}4$.

Данные лабораторных опытов, проведенных в динамических условиях, показывают, что при сорбции стронция-90 глинистыми породами константы скорости сорбции имеют значительно меньшую величину, чем при сорбции его песками (см. табл. 16 и 20). Это обусловлено тем, что в глинистых породах вследствие их плотности и небольшого размера пор процессы обмена воды между порами и диффузия веществ происходят очень медленно.

Небольшие значения распределительного отношения и константы скорости сорбции в глинистых породах по сравнению с песками указывают на то, что при прочих равных условиях участки насыщения при движении вод, загрязненных стронцием-90, в глинистых породах будут меньше, а отношение длины участка спада к длине участка насыщения больше, чем в песках.

4. Зависимость характера распространения стронция-90 в подземном потоке от состава водовмещающих пород

Как отмечают В. В. Рачинский и О. М. Тодес (1956), предложенные ими уравнения дают хорошие результаты в пределах относительных концентраций сорбируемого вещества φ от 0,9 до 0,1. Но для решения вопросов, рассматриваемых в настоящей работе, участки с относительной концентрацией $\varphi<0{,}1$ являются очень важными. Поэтому была проверена возможность применения указанных приближенных уравнений для расчета распространения низких относительных концентраций стронция-90. Необходимо было определить, остается ли постоянной величина константы скорости сорбции при любых значениях относительных концентраций стронция-90 или, если используются значения константы скорости сорбции, определенные в пределах φ от 0,9 до 0,1, в расчетах с низкой величиной φ, получается хорошее совпадение расчетных и экспериментальных данных. Был использован второй путь установления возможности применения приближенных дифференциальных уравнений для прогнозирования миграции стронция-90 в потоке

Таблица 20

Результаты опытов в фильтрационных приборах

№ опыта	№ рисунка	Наименование породы	Исходная концентрация стронция-90 в воде, в кюри/л	Содержание стронция в воде, в мг-экв/л	Распределительное отношение, определенное в опытах в статических условиях, h	Величины x по данным опытов		Активная пористость (водоотдача), μ	Действительная скорость движения воды u см/сутки	Константа скорости сорбции β	
						$x_{0,5}$, в см	$x_{0,4}$, в см			сут$^{-1}$	час$^{-1}$
12	25	Моренный тяжелый суглинок	$1,5 \cdot 10^{-5}$	0,011	0,0036	3,75	4,55	0,059	1,14	0,91	0,038
13	26	Делювиальная глина	$1,5 \cdot 10^{-5}$	0,011	0,0036	2,65	3,50	0,058	1,62	0,825	0,0344

подземных вод. На основании приведенных расчетов были построены теоретические кривые распространения стронция-90 в фильтрационных колоннах при различных условиях (рис. 27). На рис. 27 для сравнения представлены кривые, построенные по экспериментальным данным.

Ход приведенных кривых показывает хорошее совпадение теоретических и экспериментальных данных. Таким образом, даже при относительных концентрациях 10^{-3}—10^{-4} приближенные дифференциальные уравнения можно применять для расчета распространения стронция-90 в подземных потоках.

Используя приближенные уравнения ионообменной хроматографии и значения параметров, приведенных в предыдущих параграфах, далее рассматриваются три числовых примера расчета движения стронция-90 в загрязненной воде плоского равномерного подземного потока. Во всех этих примерах вода движется в песках, которые характеризуются следующими физическими свойствами:

удельный вес γ_n = 2,7;
объемный вес σ = 1,62;
общая пористость p = 0,4;
активная пористость (водоотдача) μ = 0,25.

Действительная скорость движения воды u во всех примерах принята 0,2 м/сутки.

Примеры отличаются друг от друга разными значениями коэффициентов распределения K_p (распределительного отношения h) стронция-90 между песком и загрязненной водой.

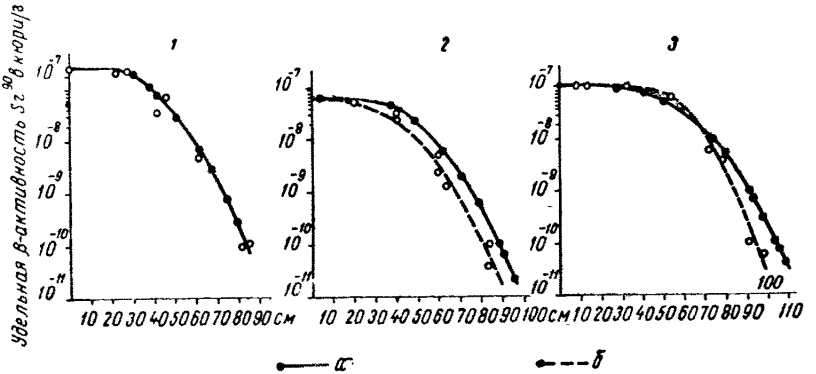


Рис. 27. Сопоставление расчетных и экспериментальных данных распространения стронция-90 в фильтрационных колоннах.

1 — при содержании в воде Ca^{2+} 3,2 мг-экв/л, Mg^{2+} 1,3 мг-экв/л; *2* — при содержании в воде Ca^{2+} 5 мг-экв/л, Mg^{2+} 1,3 мг-экв/л; *3* — при содержании в воде Ca^{2+} 3,2 мг-экв/л, Mg^{2+} 8,0 мг-экв/л. *а* — расчетные данные; *б* — экспериментальные данные.

Согласно опытам в статических и динамических условиях для песков, слагающих водоносные горизонты, при сорбции стронция-90 из пресной воды коэффициент распределения в среднем составляет от 1 до 12.

Исходя из этого, в первом примере коэффициент распределения принят $K_p=1$, во втором $K_p=5$ и в третьем $K_p=12$. В каждом примере расчет произведен для четырех моментов движения загрязненной воды (5, 10, 50, 100 лет) при различных значениях константы скорости сорбции β. Пределы колебаний величины этой константы приняты по данным опытов в фильтрационных колоннах и приборах (см. табл. 16).

На основании приведенных величин для каждого случая рассчитано отношение длины участка спада к длине условного участка насыщения:

$$\frac{x_2 - x_{0,5}}{x_{0,5}}.$$

Таблица 21

Относительная величина размазывания фронта распространения стронция-90 в песках

Величина константы скорости сорбции β сутки$^{-1}$	Распространение стронция-90 (в *м*) в различные периоды движения загрязненной воды			
	через 5 лет $l=ut=360$ м	через 10 лет $l=ut=720$ м	через 50 лет $l=ut=2\,880$ м	через 100 лет $l=ut=7\,200$ м
	$\frac{x_2-x_{0,5}}{x_{0,5}}$	$\frac{x_2-x_{0,5}}{x_{0,5}}$	$\frac{x_2-x_{0,5}}{x_{0,5}}$	$\frac{x_2-x_{0,5}}{x_{0,5}}$
Пример 1, при $K_p=1$, $h=0{,}25$				
50	0,0370	0,027	0,0117	0,008
200	0,0176	0,013	0,0058	0,004
1 000	0,0082	0,006	0,0026	0,002
Пример 2, при $K_p=5$, $h=0{,}05$				
50	0,086	0,064	0,0285	0,02
200	0,046	0,032	0,0144	0,01
1 000	0,020	0,0146	0,0064	0,004
Пример 3, при $K_p=12$, $h=0{,}0206$				
50	0,142	0,10	0,0450	0,0318
200	0,071	0,050	0,0225	0,0158
1 000	0,032	0,0222	0,0100	0,0071

При этом за точку x_2 принимается точка с относительной концентрацией стронция-90, равной $5\cdot10^{-6}$. По уравнению (III-14) для этой относительной концентрации параметр $w=3{,}12$. Результаты расчета содержания стронция-90 в воде по трем указанным примерам приведены в табл. 21. В произведенных расчетах не учитывается радиоактивный распад стронция-90.

Из данных табл. 21 следует, что в пределах принятых величин коэффициента распределения от 1 до 12 (распределительное отношение от 0,25 до 0,0206) и константы скорости сорбции от 50 до 1000 сутки$^{-1}$ отношение длины участка спада к длине условного участка насыщения составляет небольшую величину. Максимальное значение этого отношения около 0,15 получено для песков, имеющих относительно большую поглотительную способность ($K_p=12$, $h=0{,}0206$) и сорбирующих стронций-90 с небольшой скоростью ($\beta=50$ сутки$^{-1}$), через 5 лет после начала движения загрязненной воды.

С увеличением времени отношение длины участка спада к длине условного участка насыщения уменьшается; в рассматриваемом случае оно равно: через 10 лет — 10%, через 50 лет — около 4,5% и через 100 лет — около 3,2%. Для песков, имеющих меньшую поглотительную способность или сорбирующих стронций со скоростью $\beta > 50$ сутки$^{-1}$, величина указанного отношения становится еще меньше.

Когда стронций-90 сорбируется из минерализованных вод, содержащих повышенные количества кальция или магния, величина константы скорости сорбции β уменьшается, но в этих случаях увеличивается распределительное отношение h и, следовательно, отношение длины участка спада к длине условного участка насыщения равно также небольшим величинам.

Таким образом, расчеты по уравнениям теории ионообменной хроматографии и по данным лабораторных исследований показывают, что распространение стронция-90 в загрязненной воде, движущейся в водоносном горизонте, сложенном песками, в основном определяется длиной условного участка насыщения (уравнение III-6); длина же участка спада имеет относительно небольшую величину, которую можно практически не учитывать.

Другие соотношения длины участка спада к длине условного участка насыщения следует ожидать при движении загрязненной воды через глинистые породы. Как было указано в предыдущем разделе, распределительное отношение и константа скорости сорбции при поглощении стронция-90 этими породами имеют значительно меньшие величины, чем при поглощении его песками, поэтому относительная длина участка спада увеличивается. Сказанное можно подтвердить расчетом движения стронция-90 в загрязненной воде, проникающей через моренный суглинок и делювиальную глину, образцы которых были исследованы в фильтрационных приборах (табл. 18, 19, 20).

Из данных табл. 19 для обоих образцов можно определить коэффициент фильтрации $K_ф$, сжатый под нагрузкой 1,5 кг/см^2:

а) для моренного суглинка

$$K'_ф = \frac{v_ф}{J} = \frac{0{,}067}{269/4{,}9} = 0{,}0012 \text{ см/сутки;}$$

б) для делювиальной глины

$$K''_ф = \frac{v_ф}{J} = \frac{0{,}094}{270/4{,}3} = 0{,}0015 \text{ см/сутки.}$$

(J — напорный градиент)

Таблица 22

Относительная величина размазывания фронта распространения стронция-90 в глинистых породах

Наименование породы	Распределительное отношение h	Константа скорости сорбции β сутки$^{-1}$	Распространение стронция-90 (в см) в различные периоды движения загрязненной воды			
			через 5 лет $l'=u't=36$ см, $l''=u''t=46{,}8$ см $\frac{x_2-x_{0.5}}{x_{0.5}}$	через 10 лет $l'=u't=72$ см, $l''=u''t=93{,}6$ см $\frac{x_2-x_{0.5}}{x_{0.5}}$	через 50 лет $l'=u't=288$ см, $l''=u''t=374{,}4$ см $\frac{x_2-x_{0.5}}{x_{0.5}}$	через 100 лет $l'=u't=720$ см, $l''=u''t=936$ см $\frac{x_2-x_{0.5}}{x_{0.5}}$
Моренный суглинок	0,0036	0,91	2,56	1,83	0,82	0,58
Делювиальная глина	0,0036	0,825	3,52	2,48	1,11	0,79

l' — для моренных суглинков; *l''* — для делювиальных глин.

Далее для расчета принимается, что уклон потоков (напорный градиент) загрязненной воды равен единице, а активная пористость равна величинам, указанным в табл. 20. Тогда действительная скорость движения воды $\left(u=\frac{K_\phi}{\mu}\right)$ равна:

а) для моренного суглинка $u'=0{,}02$ см/сутки;

б) для делювиальной глины

$$u''=0{,}026 \text{ см/сутки.}$$

Из полученных данных, как и для песков, рассчитывается отношение длины участка спада к длине условного участка насыщения $\frac{x_2-x_{0.5}}{x_{0.5}}$, при этом принимается, что на фронте движения участка спада относительная концентрация стронция-90 в воде $\varphi=5\cdot10^{-6}$. Величины же распределительного отношения h и константы скорости сорбции β взяты по данным опытов в фильтрационных приборах (см. табл. 20). Естественный распад стронция-90 не учитывается.

Результаты расчета приведены в табл. 22.

Проведенные расчеты показывают, что при рассмотрении движения стронция-90 в загрязненной воде, фильтрующейся через глинистые породы, длина участка спада в первые периоды до 10 лет превышает длину условного участка насы-

щения в 2—3½ раза, а в последующие 50—100 лет — в 0,6—1,1 раза. Следовательно, при расчете распространения указанного изотопа в водах, проникающих через глинистые породы, уже нельзя пренебрегать участком спада, как это возможно в загрязненном потоке, приуроченном к пескам, галечникам и трещиноватым скальным породам.

Способность стронция-90 проникать через глинистые породы небольшая, но если действительные скорости движения воды в указанных породах повышены, то миграция его в этих породах может иметь практическое значение. Эти случаи могут быть при фильтрации радиоактивных растворов через глиняные экраны из бассейнов или при проникновении загрязненных вод через прослои глин из одного водоносного горизонта в другой, когда напорный (гидравлический) градиент потока достигает значительных величин или когда водопроницаемость глинистых пород (коэффициент фильтрации) имеет более высокие значения, чем у образцов, исследованных в фильтрационных приборах. Необходимо еще раз отметить, что в природных условиях вследствие структурного (агрегатного) строения глин водопроницаемость их часто более высокая, чем у образцов этих же глин, структура которых нарушена. Кроме того, агрегатное строение пород уменьшает константу скорости сорбции поглощаемого вещества, что приводит к увеличению длины участка спада.

5. О возможном движении радиоактивных веществ в виде комплексных соединений

Из приведенного ранее материала следует, что распространение в подземных потоках радиоактивных веществ, сорбируемых горными породами, значительно замедлено по сравнению с движением самих загрязненных вод. Кроме того, как показывают лабораторные экспериментальные исследования и теория динамики сорбции, при движении загрязненных подземных вод в более или менее однородных водопроницаемых породах фронт распространения сорбируемого радиоактивного вещества является довольно резким. Практически принимается, что в водопроницаемых водоносных породах происходит «поршневое» вытеснение природных чистых вод водами, содержащими сорбируемое радиоактивное вещество на уровне исходной концентрации его в источнике загрязнения.

Однако в настоящее время имеются данные полевых экспериментальных наблюдений, которые говорят о том, что долгоживущие сорбируемые радиоактивные вещества, как, например, стронций-90, могут отмечаться в подземных водах в относительно небольших концентрациях на больших расстояниях от пунктов загрязнения (А. С. Белицкий, Е. И. Орлова, 1960).

В пункте экспериментального загрязнения общая бета-активность грунтовых вод, приуроченных к трещиноватым скальным породам, колебалась от $5 \cdot 10^{-6}$ до $7 \cdot 10^{-5}$ кюри/л; содержание в них стронция-89 и стронция-90 составляло от 10 до 45%, цезия-137 — от 5 до 20%, редкоземельных элементов — от 10 до 60% и рутения-106 — от 2 до 20%. В 2—3 км от указанного пункта общая бета-активность грунтовых вод составляла 10^{-10} кюри/л, которая была обусловлена в основном присутствием рутения-106. Содержание же стронция-90 колебалось от 0,5—2,5% от общей бета-активности, при этом не наблюдалось повышения его содержания в воде в течение длительного времени.

Таким образом в природной обстановке имеются условия, которые обусловливают миграцию относительно небольших количеств сорбируемых радиоактивных веществ в подземных потоках впереди основного фронта распространения этих веществ.

Можно предположить, что указанное продвижение в подземных водах относительно небольших количеств сорбируемых радиоактивных веществ происходит вследствие переноса их комплексными соединениями.

Согласно литературным данным, значительная часть катионов в природных водах находится не только в форме ионов, но и в виде комплексных соединений. Так, по данным С. А. Брусиловского (1963), в морской воде $^1/_3$ кальция и магния присутствует в незаряженных сульфатных комплексах. Из основных анионов (хлориды, сульфиты и гидрокарбонаты) наибольшую способность к комплексообразованию имеют сульфаты.

Уран в морской воде может находиться в виде четырехзарядного комплекса при концентрации карбонат-иона $n \cdot 10^{-6}$ Н и выше, pH>7,5. При этом уран образует прочный карбонатный комплекс, который препятствует переходу урана в донные отложения (И. Е. Старик и др., 1957).

В природной озерной воде с большим содержанием карбонатов и бикарбонатов при pH 8,4÷8,7 уран также существует в форме карбонатного комплекса. Кроме того, он

может присутствовать в воде в виде органических комплексов (Б. Н. Ласкорин и др., 1959).

В подземных водах со степенью минерализации от 0,84 до 22,3 г/л и с большим содержанием карбонатов уран почти полностью (95—98%) находится в виде комплексного аниона (М. Б. Серебряков, 1964).

Кроме неорганических комплексов, в подземных водах содержатся органические вещества, в частности гумус, которые способны образовывать комплексные соединения с различными катионами (А. А. Роде, 1955).

В настоящее время имеются материалы лабораторных экспериментальных исследований отечественных и зарубежных авторов, которые показывают, что в почвенных водах, богатых органическими веществами, миграция продуктов деления повышена. В этом отношении интересные исследования проведены А. А. Титляновой, А. Н. Тюрюкановым и Г. И. Махониной (1959) по десорбции некоторых радиоизотопов с загрязненных почв экстрактами, представляющими собой настои природной пресной озерной воды на желтых листьях осины, черемухи и березы (рис. 28). На основании полученных данных авторы считают, что десорбция радиоизотопов с загрязненных почв этими настоями вызвана процессами комплексообразования.

Согласно данным, приведенным на рис. 28, цезий-137 весьма слабо десорбировался настоями, а также этилендиаминтетрауксусной кислотой (ЭДТА), являющейся сильным искусственным комплексом. Интересные данные получены при вымывании стронция-90: настоями на листьях он десорбировался намного лучше, чем комплексоном ЭДТА.

Настои на листьях осины и черемухи имели pH 4,0, поэтому повышенная десорбция ими частично могла быть связана с их кислой реакцией, но активная реакция настоя на березовых листьях была равна 8,0 и не могла значительно влиять на десорбцию стронция-90.

В подтверждение того, что десорбированные настоями радиоизотопы находятся в комплексной форме, А. А. Титляновой, А. Н. Тюрюкановым и Г. И. Махониной был проведен следующий опыт: настой, содержащий радиоактивный цинк-65, пропускался через катионитовую смолу «Эспатит-1». Оказалось, что около 50% цинка-65 не поглотилось смолой, а осталось в пропущенном настое.

М. Я. Волкова, Г. И. Махонина и А. А. Титлянова (1964) изучали влияние природных экстрактов на поглощение почвой радиоизотопов рубидия, рутения, серебра, кадмия, це-

рия, иттрия и стронция и десорбирующее действие экстрактов по отношению к этим же изотопам. Растворы экстрактов готовились таким же образом, как и в предыдущей работе. Для сравнения полученных данных проводились опыты с озерной водой и 0,01 М раствором Na-ЭДТА.

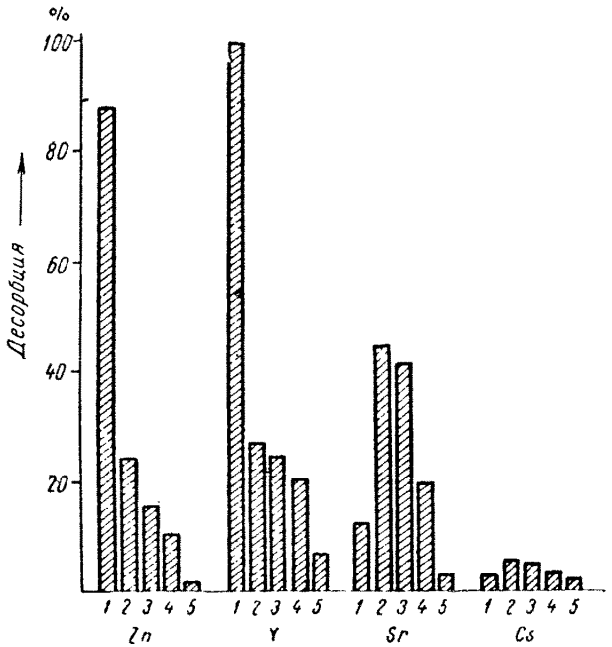


Рис. 28. Десорбция радиоактивных цинка, иттрия, стронция и цезия из луговой почвы раствором ЭДТА, природными экстрактами и водой (А. А. Титлянова, А. Н. Тюрюканов и Г. И. Махонина).

1 — 0,01 N раствор ЭДТА; *2* — экстракт желтых листьев осины; *3* — экстракт желтых листьев черемухи; *4* — экстракт желтых листьев березы; *5* — дистиллированная вода.

Полученные авторами результаты показывают, что природные экстракты десорбируют с почвы радиоизотопы всех изученных элементов в большем количестве, чем озерная вода, а в опытах с рубидием, стронцием и серебром экстракты действуют сильнее, чем Na-ЭДТА. На сорбцию и десорбцию иттрия, церия и кадмия в большей степени действует Na-ЭДТА по сравнению с растворами экстрактов. При десорбции рутения с почвы действие экстрактов сравнимо с действием Na-ЭДТА.

На основании данных опытов по сорбции и десорбции авторы заключают, что радиоизотопы иттрия, церия, кадмия, рутения и серебра частично сорбируются почвой необратимо. Реакции рубидия и стронция с почвой в изученных системах протекают обратимо.

На высокую способность гумусовых соединений удерживать в растворе церий-144 указывает Ю. А. Кокотов и др. (1962).

К тому же выводу пришли Э. А. Чувелева и др. (1962), исследуя удерживающую способность гуминовых кислот.

Хорошо комплексуются железо-59, кобальт-60, цинк-65, иттрий-90 и церий-144, меньшую способность к комплексообразованию имеет стронций-90 и весьма слабо образует комплексы цезий-137. Подвижность продуктов деления в гумусовом веществе почв исследована Winkler и Leibnitz (1960).

Природная нефть, согласно нашим лабораторным экспериментальным исследованиям, также обладает способностью хорошо удерживать церий-144. Так, например, при контакте в соотношении 1 : 1 чистой нефти, взятой из угленосного горизонта месторождения Куйбышевской области, с сильноминерализованной водой этого же горизонта [1], загрязненной церием-144, последний переходил в нефтяную фракцию на 86%. При последующем промывании нефти той же, но чистой водой церий-144 вымывался всего на 1,5—2,5%. При поглощении церия-144 среднезернистым песком из загрязненной нефти коэффициент распределения значительно ниже, чем из природных вод. Это говорит о том, что указанный радиоизотоп удерживается нефтью лучше, чем природной водой. По отношению к другим исследованным продуктам деления (стронций-90, цирконий-95, рутений-106 и цезий-137) нефть обладает низкой поглотительной способностью.

По существующим представлениям, основным источником органических веществ, присутствующих в подземных водах, являются продукты разложения наземной растительности. Последнее десятилетие, начиная с исследований Б. А. Скопинцева (1950), большие работы по изучению органического вещества в подземных водах были проведены под руководством М. А. Альтовского группой сотрудни-

[1] Вода содержит плотного остатка 222 г/л, хлоридов 135 г/л, сульфатов 1,3 г/л, гидрокарбонатов 0,18 г/л, натрия+калия 82 г/л, магния 0,001 г/л и кальция 4,1 г/л.

ков Всесоюзного научно-исследовательского института гидрогеологии и инженерной геологии (ВСЕГИНГЕО), а также сотрудниками Всесоюзного научно-исследовательского геологоразведочного нефтяного института (ВНИГНИ).

По данным М. Е. Альтовского (1962), органическое вещество в подземных водах находится в растворенном и

Таблица 23

Содержание органического углерода, азота и нафтеновых кислот в водах родников севера Европейской части СССР (по данным В. М. Швец)

Водоносный горизонт, питающий родник	Окисляемость, мг/л O_2	Содержание, мг/л		
		органического углерода	органического азота	нафтеновых кислот
Основная морена	1,6—2,2	2,4—4,0	0,7—0,26	0,2—0,3
Аллювиальные отложения	1,2—9,7	1,6—12,4	0,14—1,25	0,1—0,7
Речные воды	13,9—29,2	17,5—33,0	0,64—0,77	1,4—2,3

коллоидальном состояниях. В грунтовых водах и в артезианских водах зоны повышенного водообмена органические вещества в основном представлены гумусом. Кроме того, в относительно небольших количествах в них отмечаются нафтеновые кислоты.

Данные исследований В. М. Швец (1961) показывают, что во всех грунтовых водах севера Европейской части СССР отмечается довольно значительное содержание органического углерода (см. табл. 23).

В пресных артезианских водах каменноугольных отложений Московского артезианского бассейна, согласно исследованиям тех же авторов (М. Е. Альтовский, З. И. Кузнецова, В. М. Швец, 1958), среднее содержание органического углерода равно: в водах верхнего карбона — 2,24 мг/л, в водах среднего карбона — 1,98 мг/л и в водах нижнего карбона —2 ,22 мг/л. Однако, как отмечает В. Н. Сурков (1963), в глубоко залегающих водоносных горизонтах некоторых районов может отмечаться и большее количество гуминовых веществ — до 50 мг/л.

Количество органических веществ в подземных водах увеличивается от областей их питания к районам разгрузки примерно в 2 раза и от областей их питания к нефтяным

залежам — примерно в 6 раз. Среднее содержание органического углерода в подземных водах, по данным 299 анализов, равно 6,5 мг/л и обычно колеблется от 4 до 35,6 мг/л (М. Е. Альтовский, 1960, 1962).

Содержание органического углерода в природных водах, по данным исследований Б. А. Скопинцева (1950), примерно равно окисляемости этих вод, а количество гумуса в них составляет удвоенное содержание органического углерода.

В минерализованных подземных водах районов нефтяных месторождений основное количество органических веществ состоит из солей органических кислот, летучих с водяным паром (карбоновые кислоты). Меньшую часть составляют высокомолекулярные карбоновые кислоты, в число которых входят нафтеновые кислоты. Согласно материалам Н. Т. Шабаровой (1961), пластовые воды майкопской свиты Ходыженского нефтяного месторождения (Краснодарский край) содержат от 116 до 1468 мг/л органических кислот, а в пластовых водах нефтяного месторождения Бибы-Эйбат (Апшеронский полуостров) количество этих кислот равно от 123 до 449 мг/л.

Кроме гумуса и других органических соединений, в подземных водах, в том числе и в глубоко залегающих, отмечается микрофауна, состоящая из бактерий: гнилостных, сапрофитов, десульфирующих, денитрифицирующих, клетчатковых, тионовокислых, окисляющих водород, фенол, нафталин, гептан, метан и образующих метан. Иногда общее количество бактерий достигает больших величин, до нескольких миллионов в 1 мл (М. Е. Альтовский, 1960).

Присутствующие в воде бактерии могут воздействовать на некоторые горные породы. В этом отношении интересна работа И. Г. Цюрупа (1964), которая посвящена исследованию соединений, образующихся при разрушении альбита и мусковита под воздействием бактерий, выделенных из горизонта A_2 дерново-сильноподзолистой почвы Московской области. Эти бактерии автор называет «силикатными». Опыты проводились в лабораторных условиях. В течение 7 месяцев минералы подвергались воздействию «силикатных» бактерий.

В результате тщательного физико-химического анализа веществ, полученных в этом опыте, автор приходит к выводу, что при взаимодействии альбита и мусковина с продуктами жизнедеятельности почвенных «силикатных» бактерий и распада бактериальной массы образуются комплексные металлорганические соединения, устойчивые в широком

интервале pH. При этом способностью к комплексообразованию с продуктами, образующимися в опыте, обладают железо, алюминий, кремний, кальций и магний.

Таким образом, наличие в подземных водах соединений органического и неорганического происхождения, способных образовывать комплексы с радиоактивными продуктами деления, по-видимому, и обусловливает продвижение небольших количеств сорбируемых радиоизотопов в загрязненных подземных потоках впереди основного фронта распространения этих изотопов.

Концентрация радиоизотопов в комплексных соединениях загрязненных подземных вод зависит от многих условий: формы комплексного соединения, вида органического вещества и концентрации их в загрязненных водах, способности радиоизотопа к комплексообразованию, содержания его в водах в очаге загрязнения, химического состава подземных вод и т. д. Изучение влияния этих условий на содержание продуктов деления в комплексных соединениях загрязненных вод является важной задачей ближайшего времени. Однако вследствие того, что количество комплексных соединений органического и неорганического происхождения в подземных водах в преобладающем большинстве случаев небольшое, роль их в переносе указанных продуктов относительно невелика. Поэтому основное количество сорбируемых радиоактивных веществ в загрязненных подземных потоках находится в водоносных породах и водах в участках, длина которых определяется уравнениями динамики сорбционных процессов. Но когда необходимо иметь полную гарантию в определении границ распространения в подземных потоках даже небольших количеств радиоактивных веществ, то следует использовать уравнения положения фронта движения этого потока, идущего от источника загрязнения, без учета сорбционных процессов.

IV ГЛАВА

ВЛИЯНИЕ НЕОДНОРОДНОСТИ ГОРНЫХ ПОРОД НА ДВИЖЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

1. Общие положения

В настоящее время методы учета неоднородности свойств пород в гидрогеологии разработаны весьма слабо. Обычно используют средние характеристики отдельных петрографических (литологических) разностей пород, полученные по данным полевых и лабораторных исследований. По мнению Л. Д. Белого (1957), достаточно получить среднеарифметические значения показателей свойств пород с учетом среднеквадратичных отклонений. В некоторых случаях целесообразно получение средневзвешенных величин.

Однако следует отметить, что для получения достоверных средних величин необходимо в каждом отдельном случае проведение большого объема полевых и лабораторных исследований. Кроме того, при прогнозировании распространения радиоактивных веществ, загрязняющих подземные воды, важно знать не только средние значения величин, характеризующие свойства пород, но и возможные отклонения. Так, например, кроме средней действительной скорости подземных вод, представляет интерес определение максимальной действительной скорости движения этих вод, ибо последняя определяет момент появления радиоактивного вещества в точке подземного потока, находящейся на том или ином расстоянии от источника загрязнения. Величина же различия максимальной и средней действительных скоростей движения подземных вод в свою очередь зависит от неоднородности водопроницаемости и скважности водоносных пород. Важность учета неоднократности свойств пород при решении вопросов миграции радиоактивных веществ в подземных водах в последнее время отмечается в работах В. М. Шестакова (1961, 1963), американских исследователей (Honstead, Foster и Bierchenk, 1960; Kaufman, 1960),

а также в материалах совещания экспертов МАГАТЭ (Захоронение радиоактивных отходов в землю, 1966).

Неоднородность горных пород следует также рассматривать как одно из свойств этих пород, так как каждая порода имеет свой характер и степень неоднородности. Последняя, как и все другие свойства горных пород, зависит от происхождения этих пород и от условий, в которых они находились с момента образования до наших дней.

При схематическом рассмотрении можно принять, что движение радиоактивных веществ в подземных водах зависит от четырех следующих свойств горных пород: водопроницаемости (коэффициента фильтрации «$K_ф$»), активной пористости (водоотдачи «μ»), сорбционной способности (коэффициента распределения «K_p» и константы скорости сорбции «β») [1].

Эти свойства могут быть количественно оценены, что является весьма важным для прогнозирования процессов, освещаемых в настоящей работе. Исходя из сказанного, далее рассматривается неоднородность только этих свойств горных пород.

По водным свойствам, характеру и степени неоднородности горные породы можно разбить на три основные группы: рыхлые пористые породы, скальные трещиноватые породы и пористо-трещиноватые породы.

2. Рыхлые пористые породы

Наиболее характерными представителями этой группы являются пески и глинистые породы, широко представленные на больших территориях в верхних горизонтах земной коры.

Пески в зависимости от степени дифференциации характеризуются различной неоднородностью. Пески, образованные в континентальных условиях, менее однородны, чем морского происхождения. Наибольшая неоднородность песков отмечается в образованиях ледниковых потоков.

Наряду с песками морского происхождения высокую однородность имеют эоловые пески, часто слагающие значительные территории вдоль морских побережий, а также большие площади в пустынях.

[1] Здесь не рассматриваются некоторые гидрогеологические факторы, как, например, уклон поверхности подземных потоков, химический состав подземной воды и др., принимая их, при схематическом рассмотрении данного вопроса, постоянными.

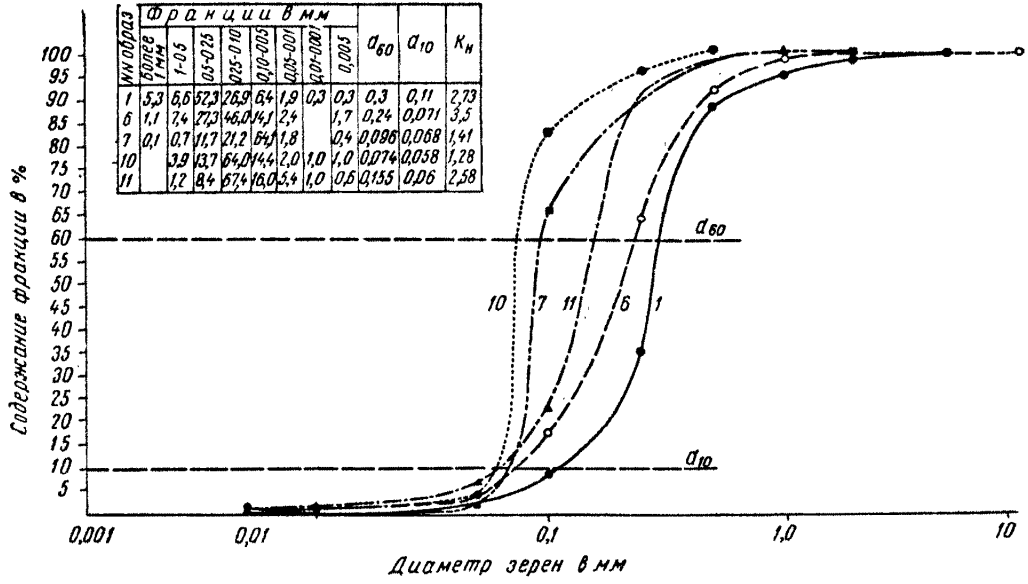


Рис. 29. Графики механического состава образцов Щукинского аллювиального песка.

Неоднородность песков выражается в неодинаковом их механическом составе и оценивается коэффициентом неоднородности, представляющим собой отношение диаметра отверстия сита, через которое проходит 60% частиц, к действующему диаметру, т. е. к диаметру отверстия сита, через которое проходит 10% частиц песка (по весу):

$$K_н = \frac{d_{60}}{d_{10}}, \qquad \text{(IV-1)}$$

Механический состав неоднородного песка меняется не только в пределах кажущегося однородного пласта, но даже в одной пробе. Для иллюстрации этого на рис. 29 приведены результаты анализов механического состава образцов, взятых из одной большой пробы аллювиального песка, отобранной из одного слоя.

Вследствие того что осадочные обломочные породы по условиям своего образования имеют слоистое строение, неоднородность их, как правило, более значительная в направлении, перпендикулярном к плоскостям слоистости. В песках часто наблюдается косослоистое сложение.

В зависимости от размера и формы зерен, а также от сложения песка изменяются величина и форма пор, по которым движется вода. В табл. 24 приведены значения общей пористости песков различного происхождения.

Таблица 24

Общая пористость генетических типов песков (по В. А. Приклонскому, 1955)

Тип породы	Общая пористость, в %		
	естественная	искусственно созданная в лаборатории	
		наибольшая	наименьшая
Онкофоровые пески (фракция мелеющего моря)	43,2	64,0	47,6
Солянские пески (морские террасовые отложения)	43,6	46,0	35,5
Ергенинские пески (древний аллювий)	41,7	42,2	34,9
Пойменный аллювий р. Москвы	40,0	46,0	34,5
Древний аллювий р. Москвы	38,6	45,0	33,8

Различный размер пор в песке обусловливает изменение его водопроницаемости. При прочих равных условиях в порах, имеющих большой размер, движение воды происходит быстрее, чем в порах меньшего размера. К этому следует добавить, что если движение воды в порах песка рассматривать как в капиллярных каналах, то, согласно исследованиям Н. Н. Павловского, происходит увеличение скорости продвижения воды от стенок пор к их середине (Г. Н. Каменский, 1943).

При изучении миграции радиоактивных веществ в подземных потоках, как и при решении многих других гидрогеологических задач, представляют интерес максимальная, средняя и минимальная скорости движения воды. По максимальной скорости движения воды можно рассчитать время появления радиоактивного вещества в точке или сечении подземного потока, находящихся на том или ином расстоянии от источника загрязнения. Средняя скорость дает возможность определить время наступления максимального содержания радиоактивного вещества в указанной точке или сечении потока в случае разового введения радиоактивного вещества в источнике загрязнения, а минимальная скорость позволяет установить это же время, но при постоянно действующем устойчивом источнике загрязнения.

Распределение действительных скоростей движения воды, фильтрующейся через горные породы, главным образом исследуется в полевых условиях при помощи различных индикаторов (флюоресцеин, хлористый натрий, хлористый аммоний и радиоактивные изотопы — тритий, сера-35, бром-82 и йод-131). Для проведения этих опытов сооружаются две или несколько скважин, находящихся на расстоянии 1—3 м друг от друга. В одну из скважин одномоментно вводят индикатор, по другим же скважинам ведут наблюдения за изменением его содержания в воде.

Некоторые исследователи (В. И. Аравин и С. Н. Нумеров, 1953; А. И. Силин-Бекчурин, 1951, и др.) считают, что средняя действительная скорость воды в подземном потоке соответствует времени появления максимального содержания в воде индикатора; другие же (Г. Н. Каменский, 1943; М. П. Воларович и Н. В. Чураев, 1960, и др.) полагают, что эта скорость имеет большее значение и должна определяться по точке, находящейся на кривой между появлением индикатора и максимальным содержанием его в воде. Экспериментальные исследования Н. Н. Биндемана (1959) показывают, что средняя скорость $u_{ср}$ связана со скоростью

продвижения максимума содержания индикатора в воде $u_{макс}$ коэффициентом α:

$$u_{(макс)} = \alpha u_{ср.}$$

Коэффициент $\alpha < 1$, но при больших расстояниях пути фильтрации воды он приближается к ней. Вследствие того что при оценке явлений, связанных с загрязнением подземных вод радиоактивными веществами, в преобладающем большинстве случаев рассматриваются значительные расстояния пути фильтрации воды (несколько десятков, сотен и даже тысяч метров), то можно принять, что средняя действительная скорость движения воды в подземном потоке равна скорости продвижения максимального содержания несорбируемого радиоактивного изотопа в подземной воде.

Таким образом, по данным полевых опытов можно определить среднюю и максимальную действительные скорости движения воды в подземном потоке.

Пески состоят из песчаных, пылевых и глинистых фракций. Песчаные фракции в преобладающем большинстве случаев состоят из кварца с подчиненным содержанием полевых шпатов, зерен кальцита, чешуек мусковита и небольшого количества тяжелых минералов (магнетит, ильменит, гранат, рутил, циркон, роговая обманка и др.).

В составе пылевых и глинистых частиц песков присутствуют истертые зерна кварца и полевого шпата, мелкие частицы мусковита, хлорита, серицита и гидрослюд, а также во многих случаях в небольшом количестве отмечаются глинистые минералы группы каолинита и группы монтмориллонита.

Согласно данным табл. 12, по сорбционной способности кварц и полевые шпаты (ортоклаз, микроклин и альбит), являющиеся основными минералами песчаных фракций песков, по отношению к радиоактивному стронцию сравнительно мало отличаются друг от друга. Иное соотношение наблюдается для радиоактивного цезия. Как показали лабораторные исследования, интенсивность сорбции указанного изотопа этими минералами различна. Большим различием в сорбционной способности по отношению к цезию, а также к стронцию характеризуются минералы, входящие в пылеватые и глинистые фракции песков.

В зависимости от состава материнских пород и от условий образования минералогический состав песков значительно изменяется. Но в пределах одной генетической фор-

мации колебания в минералогическом составе песков обычно незначительные (В. П. Батурин, 1937). Поэтому неоднородность сорбционных свойств песков в пределах одного слоя или одной толщи определяется главным образом количественным соотношением в них песчаных, пылеватых и глинистых фракций, а не их минералогическим составом.

В естественных условиях содержание пылеватых и глинистых частиц в песках одного слоя в преобладающем большинстве случаев непостоянно. Часто по распространению или по мощности слоя наблюдаются закономерные изменения содержания этих фракций, как, например, увеличение содержания пылеватых и глинистых частиц в песках от русла к коренным берегам и от подошвы к кровле слоев в пойменных отложениях равнинных рек или постепенное увеличение содержания этих частиц в озерных и морских отложениях от берегов в глубь водоемов.

Гравийные и галечниковые отложения по своему сложению аналогичны пескам, особенно в тех случаях, когда пустоты между галькой и частицами гравия заполнены песком. Отличие состоит лишь в том, что водопроницаемость гравийных и галечниковых отложений значительно выше, чем у песков, вследствие чего при прочих равных условиях вода движется в них значительно скорее. Вследствие того что гравийные и галечниковые отложения большей частью не содержат или содержат в очень небольших количествах пылеватые и глинистые фракции, сорбционная способность их значительно ниже, чем у песков. По-видимому, и неоднородность этого свойства у них также меньше выражена, чем у песков.

Глинистые породы по своему происхождению, сложению и минералогическому составу весьма разнообразны. Они образуются при континентальном выветривании материнских горных пород, а также в результате сноса и осаждения материала выветривания этих пород в континентальных и морских водоемах.

Как и пески, глинистые породы, образованные в континентальных условиях, обычно характеризуются большей неоднородностью по сравнению с глинами морского происхождения. Пористость глинистых пород в естественном их залегании колеблется в больших пределах — от 25 до 53%, в зависимости от их механического состава и уплотнения (табл. 25).

Из табл. 25 видно, что небольшой пористостью характеризуются четвертичные моренные глины (25—26%) и глины

в областях с интенсивным проявлением тектонических процессов, как, например, в пределах Кавказа (30—32%). Пористость большинства мезозойских, третичных и четвертичных глин составляет 40—50%.

Таблица 25

Пористость различных глинистых пород, по данным различных исследователей (по В. А. Приклонскому, 1955)

Возраст глинистых пород	Район	Пористость, в %
Нижнекаменноугольный (угленосная толща)	Подмосковный	34,0
Нижнекаменноугольный (тульская толща)	»	30,5
Верхнекаменноугольный	»	36,0
Пермский	Поволжье	27,0
Верхнеюрский (оксфорд-кимериджский)	»	52,0
То же	»	48,5
Верхнеюрский (келловей)	»	47,0
Нижнемеловой (готерив)	Среднее Поволжье	46,0
» (апт)	» »	44,0
Верхнемеловой (сантонский)	р. Дон	47,5
Палеогеновый (киевский)	Нижнее Поволжье	47,0
» (майкопский)	» »	53,0
Олигоценовый	Западный Кавказ	30,0
Неогеновый (нижнесарматский)	Крым	56,0
(верхнесарматский)	»	41,0
» (апшеронский)	Закавказье	32,0
Четвертичная верхняя морена	Поволжье	25,0
» нижняя »	»	26,0
» ленточная глина	Северо-запад Европейской части СССР	53,0
» » »	Северо-запад Европейской части СССР	47,0
Четвертичные лессовидные суглинки	Узбекская ССР	47,0
То же	» »	42,0
Четвертичный аллювий	Волга	50,0
» »	»	46,0

Вопрос о водопроницаемости глин является не совсем ясным. Если в отношении супесей и легких суглинков, т. е. пород, в основном состоящих из пылеватых частиц и содержащих песчаные фракции, установлено, что они являются в той или иной степени водопроницаемыми (коэффициент фильтрации супесей 0,1—0,01 м/сутки, суглинков — 0,01—0,0001 м/сутки), то в отношении водопроницаемости глин такого определенного ответа не имеется. Экспериментальные лабораторные исследования С. А. Роза (1950) показывают, что движение воды в глинах наступает только в том случае, когда действующий градиент давления воды превышает определенную величину, названную им начальным градиентом давления воды[1]. В лабораторных экспериментах, проведенных С. А. Роза, начальный градиент давления воды был равен 20—40, в зависимости от уплотнения образца глины. В природных условиях градиенты давлений воды не достигают таких величин. Это дает основание считать, что в указанных условиях глины являются совершенно непроницаемыми породами.

С другой же стороны, региональные гидрогеологические исследования ряда артезианских бассейнов показывают, что даже мощные, относительно однородные толщи глин, имеющие выдержанное распространение, являются проницаемыми, и вода, проходящая через них, при сравнительно небольших градиентах давления обеспечивает питание и дренирование артезианских водоносных горизонтов, залегающих под этими толщами (А. Н. Мятиев, 1947; А. С. Белицкий, 1958; С. А. Шагоянц, 1959). Но движение воды в глинах в этих условиях происходит весьма медленно.

Водопроницаемость глинистых пород зависит не только от их механического состава и уплотнения, но также от минералогического состава. При прочих равных условиях каолиновые глины имеют большую водопроницаемость, чем монтмориллонитовые глины.

Водопроницаемость глин иногда увеличивается за счет их агрегатного строения. Часто это отмечается в четвертичных глинах и глинах других формаций, залегающих близко к поверхности земли. Агрегатное строение также характерно для полуокаменелых глин (аргиллитов и алевролитов).

При агрегатном строении глинистых пород движение воды в них происходит неравномерно. Наряду с весьма мед-

[1] Градиент давления равен отношению разности давления воды в двух сечениях, расположенных перпендикулярно направлению движения воды, к расстоянию между этими сечениями.

ленным движением воды по мелким порам, находящимся внутри агрегатов, имеет место относительно повышенное движение воды по межагрегатным каналам.

В зоне выветривания глины агрегатного строения иногда имеют значительную водопроницаемость.

Водопроницаемость некоторых глинистых пород имеет неодинаковую величину в различных направлениях. Так, например, водопроницаемость ленточных глин в горизонтальном направлении намного больше, чем в вертикальном. Наоборот, у лессовидных пород в вертикальном направлении отмечается большая водопроницаемость (табл. 26).

Таблица 26

Водопроницаемость лессовидных пород
(по В. А. Приклонскому, 1955)

Наименование породы	Глубина отбора образца в м	Коэффициент фильтрации в м/сутки		Отношение $K_{фв}$ к $K_{фг}$
		в горизонтальном направлении $K_{фг}$	в вертикальном направлении $K_{фв}$	
Лессовидный суглинок	1,8—2,0	0,310	12,21	37,5
То же	2,6—2,8	0,378	1,72	4,5
» »	1,8—2,0	0,017	0,12	7,0
» »	2,65—2,8	0,011	0,11	10,0

По минералогическому составу глинистые породы разделяются на три основные группы (Л. Б. Рухин, 1953).

а) Гидрослюдистые глинистые породы, преимущественно состоящие из различных минералов группы гидрослюд и иногда содержащие в виде примесей хлорит, каолинит и монтмориллонит. Кроме того, в них почти всегда присутствуют пылеватые и песчаные фракции, состоящие из частиц кварца, полевого шпата и тяжелых минералов. Эти глинистые породы характерны для ледниковых и аллювиальных образований, но встречаются и в осадках морского происхождения.

б) Каолинитовые глины, в которых наряду с минералами каолинитовой группы содержится примесь гидрослюд, органических веществ, пирита, сидерита, зерен кварца и полевого шпата. Каолинитовые глины являются продуктами выветривания кислых кристаллических пород. Различают

первичные каолинитовые глины, залегающие в элювии этих пород, и вторичные каолинитовые глины, образуемые в континентальных водоемах за счет приноса и осаждения материала разрушения первичных каолинов.

в) Монтмориллонитовые глинистые породы, в основном состоящие из минералов группы монтмориллонита, в виде примесей содержат кварц, кальцит, гипс, органические вещества и др. Эти глины главным образом встречаются в морских отложениях, но также отмечаются в элювии основных коренных пород.

Минералогическое изучение глинистых пород показывает, что содержание отдельных минералов в разных механических фракциях, составляющих эти породы, различно (М. С. Швецов, 1948; Р. Е. Грим, 1956). Поэтому неоднородность сорбционных свойств глинистых пород определяется главным образом степенью постоянства соотношения в них отдельных механических фракций. Исходя из сказанного, наибольшую неоднородность в способности сорбировать радиоактивные вещества следует ожидать в глинистых породах ледниковых отложений и делювия. Глинистые же породы озерного и морского происхождения по этой способности являются более или менее однородными. В табл. 8, 9 и 11 приведены коэффициенты распределения радиоизотопов между водой и некоторыми разностями глинистых пород.

Почвы в преобладающем большинстве случаев имеют агрегатное строение, поэтому вода в них одновременно движется в мелких порах, находящихся внутри агрегатов, и по более крупным порам, образованным в межагрегатных пространствах.

Почвы характеризуются большой общей пористостью, в среднем равной от 40 до 55%. В верхнем горизонте A_1 общая пористость достигает 60—70%. Значительная часть воды, заполняющей поры почв, является малоподвижной. Это связанная, рыхло-связанная, стыковая и пленочная вода. Объем этой воды в различных почвах составляет от 25 до 37% от общего объема почвы. Таким образом, активная пористость почв, которая заполняется водой, свободно движущейся под влиянием силы тяжести, в среднем равна от 15 до 25%.

Водопроницаемость почв определяется главным образом размером и количеством межагрегатных пор; внутриагрегатная пористость при этом имеет подчиненное значение. На величину водопроницаемости почв большое влия-

ние оказывает наличие в них трещин, ходов червей, корневых ходов и т. д. Наблюдается, что водопроницаемость почв в вертикальном разрезе изменяется, в верхних горизонтах она большей частью более высокая, чем в нижних.

На рис. 30 (заимствовано из книги А. А. Роде, 1952) показано изменение водопроницаемости некоторых почв в

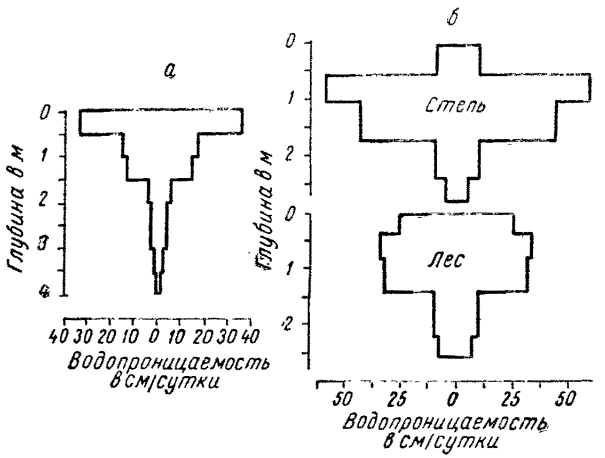


Рис. 30. Изменение водопроницаемости почв.

а — по профилю дерново-среднеподзолистой почвы, развитой на легком покровном суглинке, подстилаемом тяжелым песчанистым суглиником (по данным Васильева); *б* — по профилю мощного суглинистого чернозема под целинной степью и под лесом (по данным Долгополовой).

различных горизонтах. Из приведенных данных можно видеть, что вода в почве движется с различными скоростями.

Большой материал по водным свойствам почв приведен в книге А. А. Роде (1952).

Свойства почв сорбировать радиоактивные продукты деления урана освещены в работе В. М. Клечковского и И. В. Гулякина (1958). Различные почвы имеют неодинаковую способность поглощать эти продукты. В табл. 27 приведены данные определения коэффициента распределения стронция-90, церия-144 и цезия-137 между пресной гидрокарбонатной водой и различными почвами, полученные Е. И. Орловой в опытах в статических условиях.

В кислых почвах радиоактивные элементы сорбируются хуже, чем в нейтральных и щелочных. Внесение в почву различных удобрений изменяет их сорбционную способ-

Таблица 27

Поглощение продуктов деления урана почвами из пресной гидрокарбонатной воды

№ п/п	Наименование почвы и место взятия	Величина коэффициента распределения		
		стронций-90	церий-144	цезий-137
1	Почва тундры (Архангельская область, Амдерма, от 0 до 10 см)	29,5±2,8	63	1 433
2	Почва серая лесная (Орловская область, Новосельская опытная станция, от 0 до 10 см)	75,9±5,2	194±33	6 100±993
3	Почва серая лесная (район г. Томска, от 0 до 5 см)	93,5±8,4	190	5 800±1760
4	Почва среднеподзолистая (пахотная) (Московская область, совхоз «Коммунарка», от 0 до 23 см)	50±2,6	100	2 237±127
5	Почва среднеподзолистая (Московская область, Можайский район, от 0 до 10 см)	60,5±1,7	186	В растворе не обнаружено
6	Чернозем (Воронежская область, Институт земледелия им. Докучаева, от 0 до 23 см)	291±25	177	То же
7	Почва каштановая (Саратовская область, Красный Кут, от 0 до 23 см)	124±37	264±54	» »

ность. Так, калийные удобрения сильно понижают поглощение почвами цезия-137. Способность сорбировать радиоактивные продукты деления значительно повышается в почвах, богатых перегноем, поэтому в вертикальном разрезе обычно отмечается уменьшение сорбционной способности почв сверху вниз.

3. Скальные трещиноватые породы

Движение воды в скальных трещиноватых породах происходит по открытым трещинам, тогда как монолитные участки самих пород, находящихся между трещинами, являются непроницаемыми.

Ширина трещин в скальных породах колеблется в очень больших пределах. Даже в одной породе, залегающей в одном массиве, наряду с трещинами, ширина которых измеря-

ется сантиметрами (а иногда и более), встречаются трещины волосяного типа. По мнению Г. М. Ломизе (1951), трещины шириной более 0,2—5 мк уже могут пропускать свободную воду и передавать гидростатическое давление. Свои соображения автор основывает на данных опытов Б. В. Дерягина (1937) по исследованию свойств связанной воды, образующей пленки на поверхности стекла толщиной всего 0,075 мк.

Процессы образования трещин в скальных породах многообразны и находятся в сложных сочетаниях друг с другом. Поэтому трещины имеют сильно изменчивую интенсивность развития, взаиморасположение и ширину. Однако, несмотря на большое разнообразие процессов, обусловливающих развитие трещин, различные скальные породы в зависимости от условий их залегания и других факторов имеют свои характерные черты в проявлении неоднородности развития трещин и водопроницаемой способности. Далее для некоторых типов распространенных скальных пород приводится характеристика неоднородности указанных свойств.

Магматические глубинные кристаллические породы (граниты, сиениты, диориты, габбро и др.), не раздробленные последующими тектоническими процессами, обычно имеют относительно правильно развитые трещины отдельности. Выделяются три основные системы трещин отдельности: трещины так называемой пластовой отдельности, большей частью имеющие горизонтальное залегание, и две системы вертикальных трещин, расположенные в двух взаимно перпендикулярных направлениях. Таким образом, указанными трещинами отдельности породы разбиваются на правильные, более или менее одинаковые по размеру, параллелепипеды. Кроме того, в магматических глубинных породах встречаются диагональные трещины, идущие под углом к трещинам основной отдельности (М. А. Усов, 1940).

Когда глубинные магматические породы не затронуты процессами выветривания, то трещины основной отдельности и диагональные трещины являются закрытыми и не доступны для движения свободной воды. Открытие трещин в указанных породах происходит в верхних горизонтах. В зависимости от климатических условий, состава и строения пород глубина интенсивного проявления процессов выветривания, по данным различных исследователей, обычно не превышает 30—50 м, но иногда достигает 100—110 м (Ф. А. Руденко, 1958).

Степень трещиноватости магматических массивно-кристаллических пород может быть охарактеризована величиной их пористости. По данным, приведенным Л. В. Пустоваловым (1940), Н. И. Плотниковым (1957), в Справочном руководстве гидрогеолога (1959) и др., средняя пористость этих пород равна около 1% с колебаниями от 0,02 до 3%.

Водопроницаемость указанных пород, как правило, небольшая и, по данным Л. Д. Белого (1957), не превышает 2—3 м/сутки.

Приведенные величины пористости и водопроницаемости относятся к породам, залегающим относительно не глубоко от поверхности земли в зоне проявления процессов выветривания. В более глубоких горизонтах величины пористости и водопроницаемости этих пород значительно меньше.

Неоднородность трещиноватости и водопроницаемости глубинных магматических пород в большой степени зависит от положения массива в современном рельефе поверхности земли. Но даже в пределах ограниченных участков неоднородность указанных свойств этих пород по сравнению с рыхлыми осадочными водопроницаемыми породами (песками) более значительная. Особенно увеличение неоднородности водных свойств магматических глубинных пород наблюдается в участках, приуроченных к локальным зонам тектонического раздробления этих пород.

Данные о сорбционных свойствах описываемых пород в их естественном залегании почти отсутствуют. Но в преобладающем большинстве случаев сорбционные процессы в магматических глубинных породах, как и в других скальных трещиноватых породах, ограничиваются только поверхностью трещин, по которым движется загрязненная вода, и не распространяются в массивную часть этих пород. Подтверждением сказанного являются данные, полученные М. Ф. Плотниковым («Радиационная гигиена», т. II), на одном участке экспериментального загрязнения подземных вод. Образцы кристаллических пород были взяты из разведочных скважин (табл. 28).

Из табл. 28 видно, что бета-радиоактивность поверхности трещин пород в десятки раз превышает удельную активность воды, взятой из этих же скважин, а пробы, отобранные со свежих изломов образцов пород, бета-излучателей не содержат.

Сорбционная способность поверхности трещин скальных пород зависит от характера покрывающих их образований.

Таблица 28

Бета-активность образцов керна, взятого при бурении разведочных скважин

№ скважины	Глубина взятия образца керна, в м	Наименование породы	Минеральные образования, покрывающие поверхность трещины	Место взятия пробы	Бета-активность породы, в кюри/кг	Бета-активность воды в скважине, в кюри/л
1	13	Порфирит	Железисто-марганцовый налет	С поверхности трещины	$1{,}1 \cdot 10^{-6}$	$1{,}7 \cdot 10^{-7}$
				С поверхности свежего излома	Не обнаружено	
2	57	Порфирит	Талько-хлоритовая корка	С поверхности трещины	$7 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-7}$
				С поверхности свежего излома	Не обнаружено	
3	61	Порфирит	Серицито-хлоритовый налет	С поверхности трещины	$2{,}3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7}$
				С поверхности свежего излома	Не обнаружено	
4	5	Порфирит	Поверхность трещины без минерального налета	С поверхности трещины	$1{,}4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$
				С поверхности свежего излома	Не обнаружено	

Излившиеся магматические породы (порфиры, андезиты, базальты, диабазы и др.) в зависимости от возраста и условий залегания имеют различный характер и интенсивность трещиноватости. Древние излившиеся породы, залегающие среди толщ других пород, обычно характеризуются относительно слабо развитой мелкой трещиноватостью. По данным Н. И. Плотникова (1957) и Справочного руководства гидрогеолога (1959), средняя пористость (трещиноватость) излившихся пород равна примерно 2%, с колебаниями от 0,38 до 6,7%. Вблизи поверхности земли и по линиям тектонических разломов трещины обычно расширены. Поэтому в толщах указанных пород отмечаются зоны относительно повышенной трещиноватости и водопроницаемости, к которым приурочены локальные потоки интенсивного движения подземных вод. В указанных зонах коэффициенты фильтрации пород достигают десятков метров в сутки. Но в преобладающем большинстве случаев вне зон тектонического раздробления водопроницаемость этих пород небольшая.

Кроме трещин отдельности, некоторые разности описываемых пород характеризуются наличием мелких пор, как, например, пемзы, туфы и др. Движение воды в этих разностях пород имеет сложный и очень неоднородный характер (см. ниже).

Метаморфические породы (гнейсы, кристаллические сланцы, роговики, кварциты, мрамор, брекчии, милониты и др.) по своим свойствам и по неоднородности этих свойств весьма разнообразны, что в основном зависит от характера исходной породы и от характера и степени проявления метаморфизма. Однако опыт многочисленных петрографических и геологических исследований показывает, что породы, подвергшиеся региональному метаморфизму [1], по своим свойствам более однообразны, чем породы, измененные под влиянием контактового метаморфизма [2].

Регионально-метаморфические породы, образованные в условиях одностороннего давления, обычно имеют сланцеватость, а во многих случаях и отчетливую слоистость (гнейсы, кристаллические сланцы). При выветривании пород по плоскостям сланцеватости и слоистости развиваются трещины, поэтому по водопроницаемым свойствам эти породы приобретают анизотропность: большую проницаемость параллельно и значительно меньшую проницаемость в направлении, перпендикулярном к указанным плоскостям.

Наряду с относительным однообразием регионально-метаморфических пород местами в них отмечаются зоны дробления. Эти зоны большей частью неширокие, вытянутые в одном направлении на большие расстояния и идут на значительную глубину. Если зоны дробления связаны со сбросовыми дислокациями, то водопроницаемость пород, залегающих в этих зонах, более значительная, чем в окружающих породах. К указанным зонам дробления часто приурочены локальные потоки подземных вод, которые иногда являются своего рода дренами для вод окружающих пород.

Кроме зон сбросовых дислокаций повышенная водопроницаемость метаморфических пород отмечается у контактов различных разностей этих пород, как, например, на

---

[1] Метаморфические процессы, проявляющиеся на больших территориях при погружении пород на значительную глубину, где отмечается высокая температура и высокое давление.

[2] Метаморфические процессы, вызванные соприкосновением пород с внедрившимися более молодыми магматическими образованиями.

контактах мраморов и сланцев или кварцитов и диабазов и т. д.

Описанное проявление водопроницаемости региональнометаморфических пород обусловливает то, что движение воды в них имеет сложный характер. Скорость воды в подземных потоках, приуроченных к ним, во многом зависит от ориентировки направления этих потоков к простиранию сланцеватости и слоистости этих пород, а также к простиранию зон дислокаций.

Контактово-метаморфические породы по сравнению с регионально-метаморфическими породами имеют более ограниченное распространение. Они встречаются сравнительно неширокими полосами вдоль контактов вмещающих и относительно молодых магматических пород. Ширина этих полос обычно измеряется от нескольких десятков, сотен метров до нескольких километров. Процессы контактового метаморфизма, а в связи с этим и образование в этих породах трещин очень сложные. Разнообразие пород и процессов метаморфизма обусловливает то, что пористость (степень трещиноватости) в этих породах меняется в больших пределах.

Таблица 29

Пористость (трещиноватость) некоторых метаморфических пород

Наименование пород	Пористость (трещиноватость)			Число определений
	максимальная	минимальная	средняя	
Сланцы глинистые	10,0	0,49	4,0	Более 14
» кровельные	10,28	1,16	4,0	» 59
» кремнистые	0,91	0,85	Около 1	» 2
Мрамор	6,0	0,11	1,0	» 7
Кварциты	—	—	1,0	» 5
Гнейсы	2,4	0,3	1,0	» 2
Амфиболиты	1,1	0,9	1,0	» 2

В табл. 29 приведены данные о пористости некоторых метаморфических пород. Эти данные заимствованы из Справочного руководства гидрогеолога (1959).

В большинстве метаморфические породы имеют слабую водопроницаемость с коэффициентами фильтрации 1—3 м/сутки и меньше. Но среди них отдельные породы, как, например, скарны и мрамор, местами характеризуются

большой водопроницаемостью; коэффициенты фильтрации их достигают десятков и даже сотен метров в сутки.

Как и в глубинных магматических породах, расширение трещин в метаморфических породах в основном происходит в верхних горизонтах под влиянием разнообразных процессов выветривания. Поэтому на глубине уже десятков метров от поверхности земли открытая трещиноватость в этих породах затухает и они становятся практически водоупорными. Исключением из этого являются зоны сбросовых дислокаций и некоторые полосы, приуроченные к контактам различных пород.

По характеру проявления сорбционных свойств метаморфические породы также мало отличаются от глубинных магматических пород. Сорбция ими радиоактивных веществ тоже в основном происходит на поверхностях трещин, по которым движется загрязненная вода и не идет в глубь массивных частей этих пород.

Трещиноватые осадочные породы являются широко распространенными геологическими образованиями. Среди них большой интерес представляют карбонатные породы — известняки и доломиты. Хотя последние и составляют около 5% от общего количества осадочных пород, но часто они слагают большие территории, и мощность их достигает сотен метров.

По сравнению с другими карбонатные породы относительно легко растворимы природной водой, что обусловливает специфический характер открытия в них трещин первичной и тектонической отдельности.

Более интенсивно расширение трещин и образование карстовых пустот происходит в зонах усиленной циркуляции и облегченного питания подземных вод. С увеличением глубины растворение карбонатных пород затухает. Однако и на глубинах сотен метров часто встречаются известняки и доломиты, имеющие открытые трещины, в которых движется вода, например в толщах известняков каменноугольного возраста в нефтеносных районах Заволжья. Но эти открытые трещины, по-видимому, в большинстве случаев унаследованы еще с ранних времен существования указанных пород, когда последние залегали близко к поверхности земли.

Неоднородность пористости и водопроницаемости известняков и доломитов проявляется в пределах одного пласта или массива даже на очень небольших расстояниях. Н. И. Плотников (1959), обобщив большой мате-

риал гидрогеологических исследований, приводит следующие предельные величины пористости (водоотдачи) известняков для различных районов СССР (табл. 30).

Таблица 30

Пористость (трещиноватость) известняков в процентах

Известняки	Урал	Казахстан	Средняя Азия	Рудный Алтай	Русская платформа
Интенсивно закарстованные:					
выше базиса эрозии	6—15	5—8	3—6	—	—
ниже » »	1—5	1—3	0,8—3	1—5	1—2
Среднезакарстованные	1,5—15	0,8—7	0,5—0,8	0,6—1	—
Слабозакарстованные	0,5—1	0,1—0,8	—	0,2—0,5	—

Подобно пористости, водопроницаемость известняков и доломитов колеблется в больших пределах. Встречаются толщи этих пород, особенно залегающие на значительной глубине и включающие в себя глинистые разности (мергели), коэффициенты фильтрации которых равны долям метров в сутки. С другой стороны, часто отмечается, что коэффициенты фильтрации известняков и доломитов равны десяткам и сотням метров в сутки. В закарстованных породах имеются случаи сосредоточенного движения воды по открытым карстовым каналам.

Сорбционные свойства карбонатных пород по отношению к радиоактивным веществам не изучены. Но можно предполагать, что к стронцию-90 они имеют несколько большую поглотительную способность по сравнению с другими трещиноватыми скальными породами (за исключением глинистых сланцев).

4. Пористо-трещиноватые породы

В эту группу могут быть отнесены горные породы различного происхождения. Характерной особенностью их является то, что движение воды в них происходит одновременно по мелким порам и по более открытым трещинам. Кроме указанных ранее некоторых излившихся магматических пород (пемза, туфы) и пористых кавернозных известняков и доломитов, к этой группе следует отнести песчаники, меловые породы, трепела и опоки.

Вследствие различной водопроницаемости пор и трещин движение воды в указанных породах имеет очень неравномерный характер, поэтому диапазоны колебаний максимальных и минимальных действительных скоростей движения воды в них намного больше, чем в рыхлых песчаных породах.

По общей пористости (включая трещиноватость) пористо-трещиноватые породы занимают промежуточное положение между песками и скальными трещиноватыми породами.

В табл. 31 приведены значения общей пористости описываемых пород. Коэффициенты фильтрации пористо-трещиноватых пород различны: у пористых кавернозных известняков они достигают сотен метров в сутки; у неглинистых трепелов и опок составляют десятки метров в сутки, а у песчаников обычно не превышают 10 метров в сутки.

Таблица 31

Общая пористость пористо-трещиноватых пород

Наименование породы	Пористость, в %			По материалам
	минимальная	максимальная	средняя	
Известняки оолитовые	3,28	12,44	7,18	Л. В. Пустовалов, 1940
Мел твердый (Франция)	7,7	8,3	8,0	Л. В. Пустовалов, 1940
Мел (Франция)	22,2	37,2	29,2	Л. В. Пустовалов, 1940
Туф известковый	20,2	32,2	—	Л. В. Пустовалов, 1940
Песчаники	4,8	28,3	15,9	Л. В. Пустовалов, 1940
Песчаник (нефтяных районов СССР)	3,1	10,6	—	И. М. Губкин, 1932
Песчаники (Средняя Азия, Казахстан, Кавказ)	3,5	26,0	—	Н. И. Плотников, 1957
Песчаники полускальные	5,0	28,0	—	В. Лингрен, 1934

По данным изучения коллекторских свойств пористо-трещиноватых пород, на нефтяных месторождениях объем трещин в них составляет не более 10% от общей их пористости (Е. С. Ромм, 1958). Но благодаря тому, что разме-

ры межзернистых пор малы, движение воды происходит главным образом по трещинам, которые практически определяют величину водопроницаемости пород.

Свойства пористо-трещиноватых пород сорбировать радиоактивные вещества не изучены. Но основное количество радиоактивных изотопов должно сорбироваться в межзернистых порах, имеющих значительную водную емкость и большую удельную поверхность. Трещины же, а также межагрегатные пространства обладают относительно небольшой сорбционной емкостью. Вследствие того что обмен воды, находящейся в межзернистых порах и в трещинах, происходит медленно, следует также ожидать замедление процесса сорбции радиоактивных веществ этими порами. Это должно приводить к значительному размазыванию содержания радиоактивных веществ в движущихся загрязненных подземных водах.

5. Распространение радиоактивных веществ с водами, движущимися в неоднородных условиях

Неоднородность водных и сорбционных свойств водоносных пород может обусловливать неравномерное перемещение загрязненных подземных вод в различных направлениях, изменчивость скорости движения этих вод и размазывания фронта распространения радиоактивных веществ.

В одном водоносном слое ширина зоны размазывания фронта распространения радиоактивных веществ, не сорбируемых горными породами, определяется соотношением величин максимальной, средней и минимальной действительных скоростей движения загрязненных подземных вод.

Распространение радиоактивных веществ, сорбируемых горными породами, зависит еще и от неоднородности сорбционных свойств этих пород. Как было указано в главе III, фильтрационная неоднородность некоторых свойств горных пород (различная величина пор, неодинаковый обмен воды между порами, различная сорбционная способность частиц, слагающих породу, и т. д.) учитывается величиной константы скорости сорбции β, определенной в фильтрационных колоннах или приборах. Однако, когда загрязненные подземные воды движутся в хорошо водопроницаемых породах (пески, галечники и трещиноватые скальные), величины константы скорости сорбции β при поглощении породами стронция-90 имеют относительно

большие значения, вследствие чего в подобных загрязненных подземных потоках длина участка спада содержания в воде этого изотопа имеет небольшую величину по сравнению с длиной условного участка насыщения. Это дает возможность распространения стронция-90 в указанных потоках рассчитывать только по длине условного участка насыщения, пренебрегая длиной участка спада. Но в природной обстановке неравномерность движения подземной воды и неоднородность водных и сорбционных свойств пород выражена более резко, чем в образцах, исследуемых в лабораторных условиях, поэтому возникает необходимость оценки влияния указанной природной неоднородности условий движения загрязненных вод на распространение в них стронция-90 или другого сорбируемого радиоизотопа. Некоторые соображения по этому вопросу имеются в работе В. М. Шестакова (1961 и 1963). Предложенные им уравнения, по нашему мнению, могут быть использованы во всех общих случаях для каждого неоднородного водоносного слоя, например:

для определения относительной длины зоны размазывания:

$$\frac{l_p}{l_{ср}} = \frac{\left(\frac{hu}{1+h}\right)_{max} - \left(\frac{hu}{1+h}\right)_{min}}{\left(\frac{hu}{1+h}\right)_{ср}}; \qquad \text{(IV-3)}$$

положения середины зоны размазывания:

$$l_{ср} = \left(\frac{hu}{1+h}\right)_{ср} t; \qquad \text{(IV-4)}$$

положения границы максимального распространения радиоактивного вещества:

$$l_{max} = \left(\frac{hu}{1+h}\right)_{max} t, \qquad \text{(IV-5)}$$

где: l_p — длина зоны размазывания;
$l_{ср}$ — средняя длина зоны размазывания.

При слоистом строении песчаных толщ средние, минимальные и максимальные величины должны быть определены для каждого слоя песка, а затем, учитывая мощность слоев, можно получить эти величины для всей толщи.

---

[1] В уравнениях (IV-3, IV-4 и IV-5) символы, принятые В. М. Шестаковым, заменены символами, используемыми в настоящей работе.

Таким образом, для количественной оценки влияния неоднородности водных и сорбционных свойств песков в их естественном залегании на распространение стронция-90 в загрязненных подземных водах, удовлетворяющей практическим целям, необходимо иметь большое количество данных определений величин распределительного отношения и фильтрационных свойств песков. В случае кажущейся беспорядочной неоднородности эти данные, полученные при проведении полевых и лабораторных гидрогеологических и физико-химических исследований, должны быть обработаны статистическими методами для получения средних, минимальных и максимальных величин. В целях исключения случайных значений минимальные и максимальные величины указанных параметров следует принимать:

$$M \pm 2\sigma,$$

где: M — среднее значение, а σ — среднее квадратичное отклонение. Тогда, согласно теории ошибок, в пределы принятых значений будет входить 95,5% всех полученных определений.

Исходя из рассчитанных средних, минимальных и максимальных величин по уравнениям (IV-3, IV-4 и IV-5), можно определить распространение стронция-90 в загрязненной воде природного подземного потока.

Для прогнозирования распространения стронция-90 в загрязненных водах, проникающих через глинистые породы, как уже указывалось, нельзя пренебрегать длиной участка спада. Поэтому для оценки влияния природной неоднородности этих пород расчет движения стронция-90 в загрязненных водах должен производиться не только по уравнению (III-6), но и по уравнениям (III-18 или III-19). При этом могут быть использованы данные лабораторных определений величин распределительного отношения h и константы скорости сорбции β, обработанные статистическими методами. Расчет распространения стронция-90 следует проводить по двум вариантам: при средних и максимальных значениях указанных параметров. Однако необходимо отметить, что если величины распределительного отношения для рыхлых глинистых пород в их естественном залегании (с пересчетом им плотности), по-видимому, близки данным лабораторных определений, то значения константы скорости сорбции для этих пород в природной обстановке должны иметь меньшие величины

по сравнению с величинами, определенными в лабораторных условиях. Последнее обусловлено тем, что глинистые породы в природной обстановке обычно имеют агрегатное строение и обмен воды между межагрегатными и межзерновыми порами происходит очень медленно. В качестве примера ниже приводятся данные полевого опыта по определению движения растворимого стронция-90 в почве и подстилающих породах на одном экспериментальном участке, находящемся на междуречной ровной сухой местности лесной зоны. На этом участке было произведено равномерное загрязнение поверхности земли растворимым соединением стронция-90 с иттрием-90, находящимся в равновесии со стронцием-90.

Почвенный разрез участка следующий:

от 0 до 20 см — горизонт A_1 — глинистая среднеподзолистая лесная почва с большим количеством гумуса и неразложившихся корней растений, сухая;

от 20 до 40 см — горизонт A_2 — суглинок желтый, средний, с редкой галькой, слабо влажный;

от 40 до 80 см — горизонт В — суглинок темно-желтый плотный, структурный слабо влажный;

от 80 до 110 см — горизонт C_1 — суглинок темно-желтый, неструктурный, плотный, более влажный.

По трем образцам, взятым из шурфов, были произведены определения катионообменной емкости поглощения и коэффициента распределения стронция-90 между исследованными образцами и пресной гидрокарбонатной водой в статических условиях. Результаты этих определений приведены в табл. 32.

Таблица 32

Емкость поглощения и коэффициенты распределения стронция-90 в образцах пород, вскрытых шурфами

Глубина взятия образца, в см	Емкость поглощения, в мг-экв/100 г породы	Коэффициент распределения стронция-90
10	12,0	85,4
30	10,4	90,5
110	34,2	297,0

Средняя сумма годовых осадков в указанной местности составляет 300—400 мм в год. Через один год и через 5 лет на этом участке были сделаны два шурфа, находя-

щиеся в расстоянии 5 м друг от друга, со стенок которых на разной глубине были взяты образцы почвы и подстилающих пород для определения в них стронция-90 (табл. 33 и рис. 31).

Таблица 33

Содержание стронция-90 в почве и в подстилающих породах на различной глубине от поверхности земли

Шурф № 1. Через 1 год после загрязнения поверхности земли			Шурф № 2. Через 5 лет после загрязнения поверхности земли		
горизонт почвы	глубина взятия образца, в см	содержание стронция-90, кюри/г (без иттрия-90)	горизонт почвы	глубина взятия образца, в см	содержание стронция-90, кюри/г (без иттрия-90)
A_0	Поверхность земли	$2{,}4 \cdot 10^{-7}$		Поверхность земли	$7{,}5 \cdot 10^{-8}$
A_1	5	$5{,}5 \cdot 10^{-10}$	A_1	7,5	$1{,}8 \cdot 10^{-9}$
	10	$1{,}8 \cdot 10^{-10}$		15	$1{,}1 \cdot 10^{-9}$
	20	$4{,}0 \cdot 10^{-11}$	A_2	25	$8{,}0\ 10^{-10}$
A_2	30	$1{,}6 \cdot 10^{-11}$		35	$7{,}5 \cdot 10^{-11}$
			B	50	$1{,}2 \cdot 10^{-11}$
				70	$4{,}4 \cdot 10^{-12}$
				90	$1{,}5 \cdot 10^{-12}$
			C	110	$1{,}1 \cdot 10^{-12}$

Полученные в полевом опыте данные были использованы для ориентировочного определения величины константы скорости сорбции при поглощении стронция-90 из почвенных вод исследованными среднеподзолистыми лесными почвами в природных условиях.

Коэффициент распределения для слоя до глубины 40 см, определенный в статических условиях:

$$K_p = \frac{85{,}4 + 90{,}5}{2} \approx 88.$$

По литературным данным, природная средняя общая пористость данной почвы в горизонтах A_1 и A_2 принимается $p = 55$, а средняя активная пористость (водоотдача) $\mu = 0{,}22$ (А. А. Роде, 1952). При удельном весе почвы $\gamma_n = 2{,}7$ ее объемный вес

$$\sigma = \gamma_n (1 - p) \approx 1{,}2.$$

Из этих данных по уравнению (III-8) распределительное отношение равно:

$$h = \frac{0{,}55}{1{,}2 \cdot 88} = 0{,}0052.$$

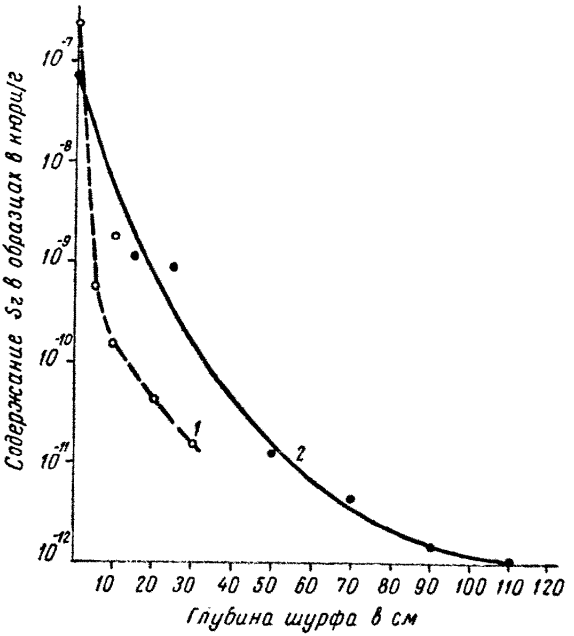


Рис. 31. Миграция стронция-90 в почвах и подстилающих породах.

1 — через 1 год после начала загрязнения поверхности земли; *2* — то же через 5 лет.

Принималось, что из общего количества выпавших атмосферных осадков треть идет на инфильтрацию. Таким образом, средняя скорость инфильтрации ($v_{инф}$) равна:

$$v_{инф} = \frac{350}{10 \cdot 3 \cdot 365} = 0{,}032 \text{ см/сутки},$$

а средняя действительная скорость движения воды:

$$u_{ср} = \frac{0{,}032}{0{,}22} = 0{,}145 \text{ см/сутки}.$$

Содержание стронция-90 на поверхности земли было принято равным единице.

Используя уравнение (III-6), определили, что расстояние $x_{0,5}$, соответствующее относительной концентрации стронция-90 $\varphi = 0{,}5$, равно:

а) в шурфе № 1 (через 1 год после начала загрязнения):

$$x_{0,5} = \frac{0{,}0052 \cdot 0{,}145}{1 + 0{,}0052} \cdot 360 = 0{,}28 \text{ см};$$

б) в шурфе № 2 (через 5 лет после начала загрязнения):

$$x_{0,5} = \frac{0{,}0052 \cdot 0{,}145}{1 + 0{,}0052} \cdot 1800 = 1{,}4 \text{ см}.$$

На кривой содержания стронция-90 через 1 год после загрязнения поверхности земли выбирается точка на глубине 20 см, в которой относительная концентрация $\varphi = 1{,}7 \cdot 10^{-4}$ (см. табл. 33, рис. 31).

По уравнению (III-14) для этой концентрации соответствует параметр $w = 2{,}68$. Для случая через 5 лет после загрязнения берется точка, находящаяся на глубине 35 см с относительной концентрацией стронция-90 $\varphi = 1 \cdot 10^{-3}$; ей соответствует параметр $w = 2{,}2$.

Определенные выше величины позволили по уравнению (III-20) определить значения константы скорости сорбции β для обоих рассмотренных случаев:

а) по данным шурфа № 1 (через 1 год после загрязнения):

$$\beta = \frac{4\,(2{,}68)^2 \cdot 0{,}0052 \cdot (0{,}145)^2 \cdot 365}{(1 + 0{,}0052)^3 \cdot (20 - 0{,}28)^2} = 0{,}003 \text{ сутки}^{-1};$$

б) по данным шурфа № 2 (через 5 лет после загрязнения):

$$\beta = \frac{4\,(2{,}2)^2 \cdot 0{,}0052 \cdot (0{,}145)^2 \cdot 1825}{(1 + 0{,}0052)^3 \cdot (35 - 1{,}4)^2} = 0{,}0034 \text{ сутки}^{-1}.$$

Полученные по данным двух шурфов значения константы скорости сорбции мало отличаются друг от друга и находятся на уровне $n \cdot 10^{-3}$, что примерно на два порядка ниже величин, определенных в лабораторных условиях для глинистых пород (см. табл. 20).

В настоящее время данные определения параметров сорбционной способности пород в их естественном залегании весьма ограничены, но это не исключает, что прогноз распространения радиоактивных веществ в загрязненных подземных водах не может быть сделан на основании лабораторных анализов.

Исходя из приведенного выше сопоставления величин, мы считаем возможным при расчетах распространения стронция-90 в загрязненных водах, проникающих через рыхлые глинистые породы в их естественном залегании, использование значений констант скорости сорбции, полученных по данным лабораторных исследований, при условии уменьшения их в 10—100 раз в зависимости от степени естественной неоднородности этих пород. Понимание общих гидрогеологических условий и местной природной обстановки позволяет внести в лабораторные данные те или иные коррективы и с той или иной точностью определить ожидаемое распространение радиоактивных веществ в загрязненных подземных водах в каждом отдельном случае. Вполне понятно, что такие определения являются сугубо ориентировочными, но и это является весьма необходимым при решении различных практических задач.

V ГЛАВА

ПРОНИКНОВЕНИЕ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ ЧЕРЕЗ ПОЧВЫ И ПОКРОВНЫЕ ОБРАЗОВАНИЯ

1. Общие положения

Большое разнообразие возможных случаев загрязнения поверхности земли (радиоактивные осадки, твердые или жидкие радиоактивные отходы и пр.) обусловливает то, что при одинаковых гидрогеологических условиях проникновение этих веществ в почвы и покровные образования различно. При выпадении глобальных радиоактивных осадков вследствие проведения испытаний ядерного оружия основная часть радиоактивных веществ концентрируется в верхней части почвенного слоя. Об этом свидетельствуют многочисленные работы отечественных и зарубежных исследователей (В. П. Шведов и В. К. Виноградова, 1962; Walton, 1963, и др.). По данным П. М. Чулкова, на территории Московской области 95% стронция-90, преимущественно находящегося в соединениях, растворимых водой, сосредоточено в верхнем почвенном слое толщиной 8 см.

Интересные данные о проникновении в почвы продуктов деления урана, выпадающих с глобальными осадками, приведены в статье Walton (1963). В штате Нью-Джерси в США в 1960 г. в 11 пунктах были взяты с различных глубин образцы почв и подстилающих пород, в которых определялось содержание стронция-90, цезия-137, церия-144 и рутения-106. Почвенный покров в этом районе представлен серыми подзолистыми почвами, а подстилающими породами являются пески и суглинки. Исследованиями было установлено, что по сравнению с предыдущими годами наблюдается увеличение глубины проникновения радиоактивных изотопов. Так, до 1959 г. для определения общего содержания в почве стронция-90 и цезия-137 пробы отбирались до глубины 15 см, в 1959 г. эта глубина

была увеличена до 22,5 см, а на основании данных исследований 1960 г. в среднем 5% стронция-90 находятся на глубине от 22,5 до 30 см.

В статье указывается, что церий-144 и рутений-106 обнаруживаются в почвах до глубины 15 см, но вследствие того, что на этой глубине они находятся в малых количествах, определение их неточное.

Таким образом, исследованиями в Нью-Джерси установлено, что при загрязнении поверхности земли глобальными радиоактивными осадками стронций-90 и цезий-137 медленно проникают через почвы в подстилающие горные породы.

Когда поверхность земли загрязняют твердые радиоактивные отходы, то проникновение радиоактивных веществ в почвы и покровные породы зависит от степени фиксации указанных веществ в твердых отходах.

Наиболее опасным случаем для загрязнения подземных вод следует считать проникновение в почвы и покровные образования жидких радиоактивных отходов, но эти случаи будут рассмотрены в следующей главе. Настоящая глава посвящена оценке проникающей способности радиоактивных веществ через почвы и покровные образования с инфильтрирующимися атмосферными осадками. Необходимо отметить, что проникновение через почвы и покровные образования радиоактивных веществ с инфильтрирующими осадками является сложным и слабо изученным процессом. Интенсивность этого проникновения зависит от многих факторов (состава и сложения почв и покровных образований, климатических условий, рельефа местности, растительного покрова и т. д.), которые должны учитываться в каждом отдельном случае. В целях приближенной оценки рассматриваемого явления ниже приводятся расчеты, исходя из средних многолетних условий подземного стока и некоторых других допущений.

2. Определение проникающей способности стронция-90 и шестивалентного урана через породы, залегающие выше уровня подземных вод

Используя материалы, приведенные ранее, а также имеющиеся в литературе сведения о водных свойствах горных пород и данные о количестве выпадаемых атмосферных осадков, можно ориентировочно оценить проникновение растворимого стронция-90 через указанные породы с

инфильтрирующимися атмосферными осадками. По состоянию уровня современных данных нижеприводимые расчеты могут быть сделаны весьма схематично, приняв следующие условия.

1. Для определения среднего количества воды, которое в зоне аэрации проникает вертикально через глинистые покровные породы, используются данные по среднегодовому модулю грунтового стока (модуль питания грунтовых вод) на Европейской территории СССР (Н. П. Лобанская, 1959). Для северной части этой территории указанный модуль в среднем равен 3,5 л/сек · км^2, что определяет среднюю скорость инфильтрации воды $v_{инф} = 0{,}03$ см/сутки при равномерном движении ее в течение всего года (табл. 34). В Европейской части СССР среднегодовой модуль грунтового стока только в Карелии, в отдельных районах Прибалтики и на западном склоне Урала выше принятой средней величины и максимально достигает 7 л/сек · км^2.

Таблица 34

Данные, определяющие возможные пределы средней скорости инфильтрации воды в песчаных породах на территории СССР

Наименование районов	Среднегодовой модуль грунтового стока на Европейской части СССР (по Н. П. Лобанской, 1959)		Среднегодовое количество атмосферных осадков на территории СССР		Принятая для расчетов средняя скорость инфильтрации воды в песках $v_{инф}$, см/сутки
	л/сек с 1 км^2	см/сутки	мм/год	мм/сутки	
Юго-восток Европейской части СССР	0,2	0,0017	—	—	—
Центральная часть Европейской части СССР	3,5	0,03	—	—	0,03
Средняя Азия и крайний северо-восток Сибири	—	—	150	0,042	—
Некоторые районы Прибалтики	7,0	0,06	—	—	—
	—	—	—	—	0,1
Среднее для Европейской территории СССР	—	—	600	0,17	—
	—	—	—	—	0,2
Приморье и горные районы Кавказа и Алтая	—	—	1 000	0,28	—

В южных областях Европейской части СССР, а также в Казахстане, Средней Азии, Сибири и на Дальнем Востоке (за исключением Приморья) среднегодовой модуль грунтового стока обычно меньше 3,5 л/сек · км^2.

2. Движение загрязненных вод рассматривается для случаев: проникновение их через моренные суглинки и делювиальные глины. Для моренных суглинков общая пористость принимается $p=0{,}25$ (см. табл. 24), объемный вес $\sigma=2{,}01$; для делювиальной глины $p=0{,}46$, $\sigma=1{,}5$. Водоотдача для обеих пород принята $\mu=0{,}1$ (см. табл. 3). Коэффициенты распределения приняты согласно лабораторным определениям (см. табл. 18), а величины константы скорости сорбции — по данным опытов в фильтрационных приборах (см. табл. 20), но уменьшенных в 100 раз.

3. Принимается, что исходная концентрация в воде растворимого стронция-90 в начальном сечении пород остается постоянной и равна единице.

4. При расчете миграции стронция-90 в рассматриваемых породах не учитывается задержка его почвенным покровом.

Исходя из приведенных выше условий, по уравнениям (III-6 или III-9) рассчитывается положение условной границы участка насыщения ($x_{0,5}$), а по уравнениям (III-14 и III-18) — концентрация стронция-90 в инфильтрующихся водах на глубинах 1, 2 и 3 м через 5, 10, 40 и 100 лет после начала загрязнения.

Из уравнений (III-6 и III-18) определяется параметр w:

$$w=\frac{x_2-x_{0,5}}{2u}\cdot\sqrt{\frac{\beta(1+h)^3}{ht}}. \qquad \text{(V-1)}$$

Величину $(1+h)$ можно принять за единицу, так как h для глинистых пород составляет тысячные доли единицы. Тогда уравнение (IV-1) принимает следующий вид:

$$w=\frac{x_2-x_{0,5}}{2u}\cdot\sqrt{\frac{\beta}{ht}}. \qquad \text{(V-2)}$$

Зная параметр w, из уравнения (III-14) определяем относительную концентрацию сорбируемого радиоактивного вещества в воде на принятой глубине. Результаты расчета приведены в табл. 35.

Результаты расчетов показывают, что через 40 лет после загрязнения поверхности земли на глубине 1 м относительное содержание стронция-90 в воде, проникающей

Таблица 35

Результаты расчетв движения стронция-90 в загрязненных водах при инфильтрации их через покровные породы

Через 5 лет		Через 10 лет		Через 40 лет			Через 100 лет			
длина участка насыщения $\bar{x}_{0,5}$ см	относительное содержание стронция-90 на глубине 1 м	длина участка насыщения $\bar{x}_{0,5}$ см	относительное содержание стронция-90 на глубине 1 м	длина участка насыщения $\bar{x}_{0,5}$ см	относительное содержание стронция-90 на глубине 1 м	относительное содержание стронция-90 на глубине 2 м	длина участка насыщения $\bar{x}_{0,5}$ см	отиосительное содержание стронция-90 на глубине 1 м	относительное содержание стронция-90 на глубине 2 м	отиосительное содержание стронция-90 на глубине 3 м
Моренный суглинок										
0,7	$<1\cdot10^{-7}$	1,3	$<1\cdot10^{-7}$	5,2	$1,5\cdot10^{-6}$	$<1\cdot10^{-7}$	13,0	$2\cdot10^{-3}$	$<1\cdot10^{-7}$	$<1\cdot10^{-7}$
Делювиальный суглинок										
1,8	$<1\cdot10^{-7}$	3,7	$<1\cdot10^{-7}$	14,7	$4,3\cdot10^{-3}$	$<1\cdot10^{-7}$	36,7	0,1	$8\cdot10^{-4}$	$2\cdot10^{-6}$

через делювиальные глины, составляет около $4 \cdot 10^{-3}$, а через 100 лет на глубинах 1, 2 и 3 м относительное содержание его в воде устанавливается соответственно 0,1; $8 \cdot 10^{-4}$ и $2 \cdot 10^{-6}$ от начальной концентрации. В водах, проникающих через моренный суглинок, стронций-90 движется с меньшей скоростью.

Здесь не учитывается естественный радиоактивный распад стронция-90, так как при принятых условиях время движения воды даже до глубины 3 м не превышает 1500 суток, что значительно меньше периода его полураспада. При разовом же загрязнении поверхности земли влияние естественного радиоактивного распада стронция-90 обусловливает падение исходной концентрации его на поверхности земли и соответственно в инфильтрирующихся водах.

Из приведенных выше данных видно, что исследованные покровные глинистые породы сильно задерживают продвижение стронция-90 в инфильтрирующихся водах. Но при большом радиоактивном загрязнении поверхности земли на значительной территории в сильно увлажненных районах, сложенных неоднородными супесями и легкими суглинками, имеющих повышенные фильтрационные свойства и относительно пониженную сорбционную способность, не исключено попадание растворимого стронция-90 с инфильтрирующимися атмосферными осадками через десятки лет после этого загрязнения в неглубоко залегающие грунтовые воды (на глубине 2—3 м от поверхности земли) в количествах, имеющих санитарное значение.

Рассмотренные случаи движения растворимого стронция-90 в воде, проникающей через почвы и покровные породы, относятся к средним природным условиям. Поэтому в местах, где наблюдается повышенная инфильтрация атмосферных осадков, как, например, в пониженных участках рельефа поверхности земли, а также при увеличении водопроницаемости или уменьшении сорбционной способности почв и пород вследствие изменения их состава или повышения минерализации воды миграция растворимого стронция-90 в водах, движущихся в них, может быть более высокая, чем это определено произведенными ранее расчетами. Особенно это относится к случаям, когда покровными породами являются пески.

Для определения распространения стронция-90 в водах, инфильтрирующихся в песках с поверхности земли, величины средних скоростей инфильтрации их принимаются в

возможных пределах, определенных по карте среднегодового количества атмосферных осадков на территории СССР и по карте среднегодовых модулей грунтового стока на Европейской части СССР (см. табл. 34).

Сорбционная способность обычных песков колеблется в относительно небольших пределах. Как отмечалось в главе II (см. табл. 5), коэффициент распределения при поглощении стронция-90 песками обычно составляет от 1,0 до 20. Исходя из этих данных, можно для различных периодов рассчитать по уравнениям (III-6 или III-9) положение условной границы участка насыщения ($x_{0,5}$). Результаты расчета для трех принятых величин средней скорости инфильтрации воды в песках, характеризующих возможные значения их в различных климатических условиях территории СССР, представлены в табл. 36. Средняя

Таблица 36

Данные расчета длины условного участка насыщения стронция-90 в воде, проникающей через пески

Разности песков	Коэффициент распределения K_p	Распределительное отношение h	Длина участка насыщения ($x_{0,5}$) через различные периоды после загрязнения поверхности земли, в м			
			5 лет	10 лет	40 лет	100 лет
Средняя скорость инфильтрации воды $v_{инф}$ = 0,03 см/сутки ($u_{ср}$ = 0,12 см/сутки)						
Гравелистые крупнозернистые	1	0,25	0,43	0,86	3,44	8,64
Среднезернистые	5	0,05	0,10	0,20	0,80	2,05
Мелкозернистые	10	0,025	0,05	0,10	0,40	1,04
Средняя скорость инфильтрации воды $v_{инф}$ = 0,1 см/сутки ($u_{ср}$ = 0,4 см/сутки)						
Гравелистые крупнозернистые	1	0,25	1,44	2,88	11,42	28,80
Среднезернистые	5	0,05	0,34	0,68	2,74	6,84
Мелкозернистые	10	0,025	0,17	0,34	1,37	3,42
Средняя скорость инфильтрации воды $v_{инф}$ = 0,2 см/сутки ($u_{ср}$ = 0,8 см/сутки)						
Гравелистые крупнозернистые	1	0,25	2,88	5,76	22,84	59,60
Среднезернистые	5	0,05	0,68	1,36	5,48	13,64
Крупнозернистые	10	0,025	0,34	0,68	2,74	6,84

активная пористость песков принята равной $\mu=0{,}25$, общая пористость $p=0{,}4$ и объемный вес $\sigma=1{,}6$.

Влияние естественного радиоактивного распада стронция-90 в рассматриваемых случаях, как и для условий движения воды через почвы и покровные глинистые породы, выражается в уменьшении исходной концентрации его в начальной стадии инфильтрации воды.

Рассматривая данные, приведенные в табл. 36, необходимо отметить, что коэффициенты распределения, близкие к 1,0, характерны для гравелистых крупнозернистых или чистых кварцевых песков, а также при большом содержании катионов, особенно кальция, в загрязненных водах (плотный остаток вод составляет десятки граммов на 1 л); значения же коэффициента распределения больше 10,0 свойственны пылеватым мелкозернистым пескам. У обычных разнозернистых песков с небольшим содержанием пылеватых и глинистых частиц величины коэффициентов распределения обычно равны от 5,0 до 10,0 (при сорбции стронция-90 из пресных вод).

Из табл. 34 видно, что в природных условиях средние скорости инфильтрации воды в песках при проникновении в них атмосферных осадков в преобладающем большинстве случаев не должны превышать 0,1 см/сутки. Большие величины скорости инфильтрации, вероятно, могут наблюдаться лишь в отдельных ограниченных районах, в которых имеется совпадение ряда условий, благоприятствующих этому (большое количество выпадающих атмосферных осадков, ровный рельеф поверхности земли, отсутствие почвенного покрова и т. д.), или в пределах понижений поверхности земли, собирающих поверхностный сток с окружающей территории.

Таким образом, в наиболее часто встречаемых природных условиях СССР зона аэрации, сложенная обычными разнозернистыми песками, мощностью 4—6 м является существенной защитой от проникновения с инфильтрирующимися атмосферными осадками растворимого стронция-90 в грунтовые воды с загрязненной поверхности земли.

Однако когда породы представлены хорошо фильтрующими крупнозернистыми кварцевыми песками или чистым гравием, а также галечником, обладающими низкими сорбционными свойствами, и имеются условия, благоприятствующие усиленной инфильтрации атмосферных осадков, то заметное проникновение растворимого строн-

ция-90 в грунтовые воды через десятки лет после разового загрязнения поверхности земли можно ожидать и при мощности зоны аэрации, равной первым десяткам метров.

Иная картина будет наблюдаться при затоплении поверхности земли загрязненными поверхностными водами. Так, значительное проникновение растворимого стронция-90 с инфильтрирующимися водами возможно в пойменных участках, периодически заливаемых загрязненными речными водами. В качестве примера можно привести данные А. Н. Марея (Радиационная гигиена, т. II, 1962) по удельной активности песка, залегающего на берегу экспериментального прудика (табл. 37). Этот берег непродолжительное время был затоплен загрязненной водой.

Таблица 37

Распределение продуктов деления урана в песках на периодически затопляемом берегу

Глубина, в см	Наименование породы	Удельная активность, в кюри/г
0—1	Ил с песком с трещинами усыхания	$1{,}7 \cdot 10^{-7}$
3—18	Песок желтый сухой	$5 \cdot 10^{-8}$
25—30	То же	$8 \cdot 10^{-8}$
50—52	» »	$5 \cdot 10^{-8}$
75—78	Песок желтый влажный	$1 \cdot 10^{-7}$
100—102	» серый »	$6 \cdot 10^{-8}$
135—138	» » насыщенный водой	$6 \cdot 10^{-8}$

Из табл. 37 видно, что радиоактивные вещества (в основном растворимый стронций-90) за небольшой период проникли в значительных концентрациях на глубину более 1,4 м. Вопросы вертикальной миграции стронция-90 при полном заполнении пор пород более подробно рассматриваются в следующей главе.

Материал, изложенный выше, был посвящен определению движения стронция-90 с водами, инфильтрующимися с поверхности земли. Из сорбируемых радиоактивных веществ этот элемент имеет лучшую миграционную способность и поэтому при решении санитарных вопросов распространение его может быть принято максимальным

пределом возможного движения других сорбируемых радиоактивных продуктов деления. Однако загрязнение поверхности земли может быть обусловлено и радиоактивными элементами, которые не поглощаются горными породами, как, например, радиоактивные изотопы серы, молибдена, рутения и йода, а также ураном.

Из радиоактивных веществ, плохо сорбируемых почвами и породами, практический интерес для загрязнения подземных вод представляет уран. Как и в естественных условиях, уран в источниках загрязнения может находиться в двух формах: четырехвалентной и шестивалентной.

В настоящее время вопросу миграции естественного урана в подземных водах посвящена большая литература, связанная с изучением урановых оруденений в горных породах и с разработкой методов, поисков и разведки его месторождений (А. Й. Германов и А. А. Сауков, 1955; А. И. Германов, С. Г. Батулин и др., 1959; А. Н. Токарев, А. В. Щербаков, 1956; Е. В. Рожкова, Е. Г. Разумная, 1959; Л. С. Евсеева, А. И. Перельман, 1962, и др.). Из материалов, приведенных в указанной литературе, видно, что в водах, движущихся в почвах и покровных породах, имеются все условия для сохранения подвижной шестивалентной формы урана, так как эти воды богаты растворенными кислородом и углекислотой, вследствие чего среда в них является окислительной. В этой среде уран очень хорошо мигрирует в карбонатных и сульфатных водах. Таким образом, на распространение шестивалентного урана в водах зоны аэрации, сложенной песчаными породами, влияют только гидрогеологические факторы (скорость инфильтрации, активная пористость пород, разбавление незагрязненными водами и т. д.).

Когда воды, загрязненные шестивалентным ураном, проникают через глинистые почвы и породы, то некоторое количество его может осаждаться в них. Осадителями урана в этих случаях могут быть органические вещества, силикагель, гидроокись марганца, двухвалентное железо, особенно сульфиды железа и сами глинистые минералы (монтмориллонит и каолинит). Поэтому при проникновении загрязненных вод через указанные породы может происходить некоторое уменьшение в этих водах урана, который лучше сорбируется из сульфатных вод, чем из гидрокарбонатных. Как правило, интенсивное осаждение урана из подземных вод происходит в зоне перехода окислительной обстановки в восстановительную.

3. Оценка надежности подземных источников водоснабжения при загрязнении поверхности земли продуктами ядерных взрывов

Из радиоактивных веществ, образующихся при проведении воздушных и наземных ядерных взрывов, наиболее опасными для загрязнения подземных источников водоснабжения являются: стронций-90, йод-131, рутений-106. Первые два элемента почти не поглощаются горными породами, поэтому хорошо проникают с фильтрующимися водами. Стронций-90, являясь биологически очень опасным продуктом деления, характеризуется большим периодом полураспада и сравнительно повышенной миграционной способностью в подземных водах.

Для загрязнения радиоактивными продуктами ядерных взрывов более уязвимы подземные источники водоснабжения грунтового типа, особенно в тех участках, в которых возможно непосредственное подсасывание поверхностных вод подземными водозаборами. Когда грунтовые воды в указанных участках находятся в трещиноватых или закарстованных скальных породах, то по уровню современных знаний нет возможности дать общую оценку надежности находящимся здесь подземным водозаборам. Надежность каждого такого водозабора должна рассматриваться индивидуально на основании изучения местных гидрогеологических и санитарных условий. Но если водоносный горизонт приурочен к рыхлым осадочным породам (пескам, гравийно-галечниковым отложениям), то время дохождения воды от открытого водоема или загрязняющих ее радиоизотопов до водозаборной скважины может быть ориентировочно определено по уравнениям, приведенным в разделе 4 главы VI. Однако очень многие водозаборы грунтовых вод расположены в условиях, в которых исключается непосредственное подсасывание поверхностных вод. В этих случаях защитой источников водоснабжения от проникновения в них продуктов воздушных и наземных ядерных взрывов являются породы, залегающие в зоне аэрации.

Наибольшее загрязнение поверхности земли радиоактивными продуктами ядерных взрывов происходит при выпадении местных осадков в первые часы после взрыва. Исходя из мощности дозы 3000 р/час на следе радиоактивного облака (по истечению 1 часа после взрыва) в ближайшем районе к эпицентру взрыва содержание йода-131 на поверхности земли будет составлять $3 \cdot 10^{-4}$ кюри/дм^2,

содержание рутения-106 — $3 \cdot 10^{-6}$ кюри/дм^2 и содержание стронция-90 — $6{,}9 \cdot 10^{-7}$ кюри/дм^2 (М. П. Гречушкина, 1964; Р. В. Петров, В. Н. Правецкий, Ю. С. Степанов и др., 1963) [1].

Если принять, что в наиболее опасных местных осадках количество растворимых радиоизотопов, составляющих 5% (см. раздел 3 главы I), в течение 1 суток после взрыва попадает в водоносный горизонт мощностью 2 м, сложенный песками с общей пористостью $p=0{,}4$, то среднее содержание этих радиоизотопов в грунтовой воде будет составлять:

а) йода-131

$$C = \frac{3 \cdot 10^{-4} \cdot 0{,}05}{20 \cdot 0{,}4} = 1{,}9 \cdot 10^{-6} \text{ кюри/л};$$

б) рутения-106

$$C = \frac{3 \cdot 10^{-6} \cdot 0{,}05}{20 \cdot 0{,}4} = 1{,}9 \cdot 10^{-8} \text{ кюри/л};$$

в) стронция-90

$$C = \frac{6{,}9 \cdot 10^{-7} \cdot 0{,}05}{20 \cdot 0{,}4} = 4{,}3 \cdot 10^{-9} \text{ кюри/л}.$$

Предельно допустимая концентрация йода-131 в питьевых водах в военное время принимается $2 \cdot 10^{-6}$ кюри/л (Р. В. Петров, В. Н. Правецкий, Ю. С. Степанов и др., 1963). Следовательно, полученное содержание этого изотопа в грунтовых водах уже в первые сутки после взрыва находится на уровне указанной предельно допустимой концентрации, а через 100 суток снизится до предельно допустимого уровня в мирных условиях — $6 \cdot 10^{-10}$ кюри/л.

Полученное расчетным путем содержание рутения-106 в грунтовых водах примерно в 6 раз больше допустимой концентрации его в питьевых водах для мирных условий — $3 \cdot 10^{-9}$ кюри/л.

В приведенных ориентировочных расчетах взяты наиболее опасные условия, так как принят район, непосредственно примыкающий к месту взрыва, где по уровню внешнего гамма-излучения продолжительное время не могут находиться люди. Таким образом, при отсутствии непосредственного подсасывания подземными водозаборами поверх-

[1] Расчеты приведенных данных содержания радиоизотопов на поверхности земли выполнены Р. М. Бархударовым.

ностных вод йод-131, а также рутений-106 не могут представлять опасность для загрязнения грунтовых вод, залегающих даже неглубоко от поверхности земли, под толщей рыхлых осадочных пород мощностью всего 1—2 м. Зона аэрации, сложенная этими породами, мощностью 1—2 м является достаточной преградой, препятствующей проникновению твердых частиц местных радиоактивных осадков в грунтовые воды с загрязненной поверхности земли.

Предельно допустимая концентрация стронция-90 в питьевых водах в мирных условиях равна $1 \cdot 10^{-10}$ кюри/л. Следовательно, приняв сделанное допущение о мгновенном проникновении этого изотопа в водоносный горизонт песков мощностью 2 м, содержание его в грунтовых водах будет примерно в 40 раз превосходить указанную предельно допустимую концентрацию. Но, как известно, такое допущение для этого изотопа является неоправданным, так как движение его через породы зоны аэрации задерживается процессами сорбции. Поэтому для оценки опасности проникновения стронция-90 в грунтовые воды следует использовать расчеты, приведенные в предыдущем параграфе.

Результаты этих расчетов, указанные в табл. 34 и 36, показывают, что зона аэрации, сложенная рыхлыми породами мощностью 1—2 м, также достаточно защищает грунтовые воды от проникновения в них заметного количества стронция-90 с загрязненной поверхности земли в течение 5 лет, а в большинстве случаев даже и 10 лет после проведения ядерного взрыва. Для более удаленных периодов с момента загрязнения поверхности земли радиоактивными веществами по тем же расчетам можно принять следующие ориентировочные значения мощности пород зоны аэрации, обеспечивающие полную защиту грунтовых вод от проникновения в них стронция-90 с этой поверхности:

Глинистые породы (глины, суглинки, супеси)	2—5 м
Пески мелкозернистые	5—8 »
» среднезернистые	8—12 »
» крупнозернистые	12—20 »
Гравийно-галечниковые отложения	20—28 »

Указанные мощности пород зоны аэрации получены исходя из данных расчета проникновения стронция-90 в течение 100 лет для территории с относительно равномерной по площади инфильтрацией атмосферных осадков. Кроме того, принято, что интенсивность загрязнения поверхности земли стронцием-90 является очень высокой.

Незащищенными от проникновения радиоактивных продуктов ядерных взрывов следует считать грунтовые воды, имеющие зону аэрации, сложенную скальными и полускальными трещиноватыми или закарстованными породами, а также галечниковыми и валунными скоплениями, не покрытыми глинистыми или песчаными породами или почвенным слоем. В этих случаях возможен замыв твердых радиоактивных частиц через зону аэрации в грунтовые воды.

Определяя роль зоны аэрации в защите грунтовых вод от проникновения в них продуктов подземных и надземных ядерных взрывов, выше мы рассматривали природные условия за пределами городов, крупных поселков, промышленных предприятий и т. д. В указанных же пунктах естественные гидрогеологические условия обычно нарушены, имеются строительные и горные выработки, а также подземные коммуникации, нарушающие изолирующую способность покровных пород, и ряд других факторов, увеличивающих инфильтрацию атмосферных осадков. В городах и крупных населенных и промышленных пунктах большей частью существует сложившаяся система водоснабжения, в которой не исключается подсасывание подземными водозаборами поверхностных вод. Изложенное говорит о том, что оценка надежности подземных источников водоснабжения на территориях этих пунктов должна быть основана на проведении в каждом отдельном случае гидрогеологического, технического и санитарного обследования территории и всей водопроводной системы рассматриваемого пункта.

Артезианские водоносные горизонты практически не уязвимы для попадания в них продуктов ядерных взрывов с загрязненной поверхности земли. Но при несоблюдении санитарно-технических требований при выполнении конструкции и оборудования водозаборных скважин не исключается проникновение поверхностных загрязнений через оголовки или межтрубные или затрубные пространства этих скважин. Кроме того, при установке в водозаборных скважинах воздушных водоподъемников (эрлифтов) может происходить подсос с атмосферным воздухом радиоактивных аэрозолей. Надежными водоподъемниками в отношении устранения возможности радиоактивного загрязнения воды в водозаборных скважинах являются погружные центробежные насосы.

При получении грунтовых вод шахтными колодцами чистота воды в них также зависит от их оборудования. Шахтные колодцы следует устраивать закрытыми и водоподъем

из них осуществлять насосами даже простейшего типа. Применение заборных ведер не исключает занесение в колодцы радиоактивных загрязнений.

Из приведенного материала видно, что при соблюдении общих санитарных требований к сооружению и эксплуатации подземных водозаборов артезианские горизонты являются абсолютно надежными источниками водоснабжения в условиях загрязнения поверхности земли продуктами ядерных взрывов. Попадание радиоактивных продуктов воздушных и наземных взрывов в грунтовые воды в преобладающем большинстве случаев тоже не может привести к ограничению использования этих вод для водоснабжения. Но в более редких случаях при отсутствии в зоне аэрации рыхлых осадочных образований и при небольшой ее мощности или тогда, когда происходит подсасывание загрязненных поверхностных вод, нельзя исключить возможность заметного повышения содержания радиоактивных веществ в воде подземных водозаборов. Однако в любых условиях радиоактивного загрязнения поверхности земли подземные воды, в том числе и грунтовые, являются более надежными источниками водоснабжения, чем воды открытых водоемов.

VI ГЛАВА

ОРИЕНТИРОВОЧНОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

1. Общие положения

Независимо от характера источника загрязнения радиоактивные вещества, попав в водоносный горизонт, движутся с потоком подземных вод. Для упрощения проводимых далее ориентировочных расчетов принимается, что в источнике загрязнения эти вещества равномерно распределяются в подземных водах по всей мощности водоносного горизонта. Однако в практике могут встречаться другие, более сложные случаи, когда попавшие в водоносный горизонт радиоактивные растворы, почти не смешиваясь с незагрязненными подземными водами, долгое время движутся самостоятельно. Это наблюдается при большой разнице минерализации (плотности) удаляемых растворов и незагрязненных подземных вод. Если удельный вес раствора меньше удельного веса незагрязненных подземных вод, то движение раствора происходит преимущественно в верхней части водоносного горизонта; когда же соотношение удельных весов обратное, раствор погружается к подошве горизонта. Но указанные случаи являются особыми, они требуют специальной гидродинамической разработки и должны решаться исходя из конкретных условий.

Движение подземных вод и распространение в них радиоактивных веществ зависит не только от естественных гидрогеологических условий, но также от характера, количества и расположения поглощающих сооружений, через которые радиоактивные растворы поступают в подземные воды. В практике могут быть встречены различные схемы движения радиоактивных веществ в грунтовых водах. Однако далее рассматриваются только основные, относительно простые, но наиболее часто встречающиеся случаи. Не-

обходимо также отметить, что результаты, полученные по приведенным уравнениям, ближе отражают действительные условия тогда, когда водоносные горизонты приурочены к сравнительно однородным рыхлым осадочным образованиям (пескам и гравийно-галечниковым отложениям). Они могут дать также более или менее удовлетворительные результаты при движении загрязненных вод в скальных породах, открытая трещиноватость которых имеет постоянное и равномерное развитие. В водоносных породах с неравномерно развитой открытой трещиноватостью и в закарстованных породах приведенными уравнениями следует пользоваться весьма осторожно, внося в них существенные коррективы в зависимости от местных гидрогеологических условий.

В настоящей работе не рассматриваются расчеты утечек радиоактивных растворов из искусственно созданных промышленных бассейнов и водохранилищ. Эти расчеты освещены в книгах В. М. Шестакова (1961) и Г. М. Кузовлева (1966).

2. Распространение радиоактивных веществ в плоском потоке грунтовых вод

Движение грунтовых вод в плоском потоке в природной обстановке встречается очень часто там, где естественный режим этих вод существенно не нарушен работой водозаборных или поглощающих сооружений. Преимущественно этот тип потока отмечается на междуречных пространствах, а также вблизи участков рек, имеющих прямолинейное течение.

В параграфе 4 главы I рассматривались две схемы движения грунтовых вод в плоском потоке: без учета инфильтрации атмосферных осадков (см. рис. 3) и с учетом инфильтрации их (см. рис. 4).

Первая схема может быть использована в тех случаях, когда инфильтрация атмосферных осадков составляет очень небольшую часть расхода потока грунтовых вод или практически отсутствует совсем. Такие условия отмечаются в участках, в которых в зоне аэрации (выше уровня грунтовых вод) залегают водоупорные породы — глины. В этих случаях время движения воды от одного поперечного сечения потока до другого можно ориентировочно определить по уравнениям (I-4 или I-6).

Указанные уравнения позволяют определить время движения в воде плоского грунтового потока радиоактивного вещества, несорбируемого горными породами. При прогнозировании же движения в воде сорбируемого радиоактивного элемента (стронция-90) необходимо знать еще продвижение условий границы участка насыщения, что может быть сделано постановкой в уравнении (I-4, I-5 или I-6) величины эффективной активной пористости $\mu_э$ вместо значения μ:

$$t = \frac{\mu_э l_{0,5}^2}{K_ф (H_1 - H_2)} \text{ и } t = \frac{\mu_э l_{0,5}}{K_ф J} \qquad \text{(VII-1)}$$

или

$$l_{0,5} = \sqrt{\frac{K_ф (H_1 - H_2) t}{\mu_э}} \text{ и } l_{0,5} = \frac{K_ф}{\mu_э} Jt. \qquad \text{(VII-2)}$$

Величина $\frac{K_ф}{\mu_э}$ зависит от водных и сорбционных свойств водоносных пород. Средние значения этой величины можно определить для различных рыхлых пород, исходя из имеющихся гидрогеологических данных и материалов, ранее приведенных в настоящей работе (табл. 38).

Таблица 38

Средние значения величин, характеризующих основные водные и сорбционные свойства различных рыхлых водопроницаемых пород

Наименование пород	Коэффициент фильтрации $K_ф$, м/сутки	Объемный вес, σ	Общая пористость, p	Активная пористость, μ	При сорбции стронция-90 из пресной гидрокарбонатной воды: коэффициент распределения K_p	При сорбции стронция-90 из пресной гидрокарбонатной воды: распределительное отношение, h	Эффективная активная пористость $\mu_э = \mu\left(1 + \frac{1}{h}\right)$	$\frac{K_ф}{\mu_э}$
Гравийно-галечниковые отложения	500	1,75	0,35	0,30	1	0,2	1,8	278
Песок крупнозернистый	100	1,62	0,40	0,25	3	0,082	3,3	30
» среднезернистый	10	1,57	0,42	0,20	6	0,045	4,6	2,2
» мелкозернистый	1	1,51	0,44	0,15	12	0,024	6,4	0,16
Супесь	0,1	1,35	0,50	0,12	25	0,015	8,1	0,012

В естественных условиях величина уклона поверхности уровня воды в грунтовых потоках изменяется в больших пределах. Как правило, чем больше водопроницаемость пород, тем меньше уклон этой поверхности потока.

Большей частью в хорошо водопроницаемых гравийно-галечниковых породах и крупнозернистых песках уклоны поверхности уровня грунтовых вод в плоском естественном потоке не превышают 0,01, в среднезернистых песках иногда достигают 0,05, в мелкозернистых песках в исключительных случаях могут встретиться уклоны до 0,1 и в супесях до 0,5. Принимая уклоны в пределах указанных выше величин, а также вычисленные значения $\frac{K_ф}{\mu_э}$ для различных пород (см. табл. 38) по уравнению (VI-2) проводится расчет длины условного участка насыщения $l_{0,5}$ для различных периодов движения загрязненной воды (табл. 39).

На границе участка насыщения относительное содержание стронция-90 в загрязненной воде принимается $\varphi = 0,5$. Естественный радиоактивный распад этого элемента в рассмотренных случаях не оказывает существенного влияния на снижение указанного содержания. Так, из условий разбираемой задачи принято, что концентрация стронция-90 в очаге загрязнения остается постоянной, поэтому снижение содержания его в воде за счет радиоактивного распада определяется только временем движения воды от очага загрязнения до границы участка насыщения. Это время можно определить по уравнению (I-6), в котором значение l принимается равным длине условного участка насыщения.

Из данных табл. 39 следует, что в пресных гидрокарбонатных грунтовых водах, движущихся плоским потоком в гравийно-галечниковых породах или в крупнозернистых песках, растворимый стронций-90 может распространяться на большие расстояния, особенно в тех случаях, когда уклон поверхности этих вод значительный.

В сделанных расчетах распространение стронция-90 в плоском потоке грунтовых вод определялось только по продвижению точки с относительным содержанием $\varphi = 0,5$. В водопроницаемых породах после дохождения этой точки в выбранном сечении потока относительное содержание указанного изотопа быстро достигает исходной концентрации ($\varphi = 1$). В тех случаях, когда водоносные водопрони-

Таблица 39

Положение условной границы участка насыщения стронция-90 в воде грунтового плоского потока, приуроченного к различным рыхлым водоносным породам

Наименование водоносных пород	$\frac{K_\phi}{\mu_э}$	Величина, уклона, J	Длина условного участка насыщения $l_{0,5}$ в м в различные периоды движения загрязненной воды			
			через 5 лет	через 10 лет	через 50 лет	через 100 лет
Гравийно-галечниковые отложения	278	0,001	500	1 000	5 000	[1]
		0,01	5 000	[1]	[1]	[1]
Песок крупнозернистый	30	0,001	54	108	540	1 080
		0,01	540	1 080	[1]	[1]
Песок среднезернистый	2,2	0,001	4	8	40	79
		0,01	40	79	396	792
		0,05	198	396	1 980	3 960
» мелкозернистый	0,16	0,001	0,3	0,6	2,9	6
		0,01	2,9	5,8	29	58
		0,1	29	57,	290	570
Супесь	0,012	0,001	0,02	0,04	0,2	0,4
		0,01	0,2	0,4	2,2	4,3
		0,1	2,2	4,3	21,6	43
		0,5	11	22	111	220

[1] Длина участка насыщения не рассчитывается, так как для этих случаев горизонт грунтовых вод должен быть выдержан на очень большие расстояния, которые в природных условиях маловероятны.

цаемые породы являются неоднородными, как, например, аллювиальные и флювиогляциальные отложения, и имеется достаточное количество данных, длину размазывания фронта движения стронция-90 в потоке грунтовой воды можно учесть по минимальным, средним и максимальным значениям величин, входящих в расчет (см. параграф 5 главы IV).

Если толща водоносных пород состоит из отдельных слоев, значительно отличающихся друг от друга по водным и сорбционным свойствам, то расчет движения стронция-90 в водах следует проводить отдельно по каждому слою. При рассмотрении движения радиоактивных веществ в воде грунтового потока с инфильтрацией атмосферных

осадков время движения воды в нем определяется по уравнениям (I-7 и I-8). В этом случае может представлять интерес определение величины разбавления основного потока водами, поступающими за счет инфильтрации или наоборот.

Если в сечении I имеется источник, равномерно загрязняющий воду грунтового потока несорбируемым химическим или радиоактивным веществом, а инфильтрующиеся осадки являются чистыми, то по мере движения воды происходит снижение в ней содержания этого вещества. Указанное снижение в сечении, находящемся на расстоянии l от источника загрязнения, равно:

$$\frac{C'}{C} = \frac{q_1}{q_1 + v_{\text{инф}} l}, \qquad \text{(VII-3)}$$

где:

C — содержание радиоактивного вещества в воде выбранного сечения без разбавления грунтового потока инфильтрирующимися атмосферными осадками; C' — то же, но с учетом разбавления чистыми инфильтрирующимися атмосферными осадками (среднее для всей мощности водоносного горизонта). Остальные обозначения см. параграф 4 главы I.

Когда же, наоборот, воды основного грунтового потока являются чистыми, а инфильтрирующиеся атмосферные осадки загрязнены несорбируемым веществом, то среднее для всей мощности водоносного горизонта содержание его в воде C'' в выбранном сечении потока определяется из следующего выражения:

$$\frac{C''}{C_{\text{инф}}} = \frac{v_{\text{инф}} l}{q_1 + v_{\text{инф}} l}, \qquad \text{(VII-4)}$$

где: $C_{инф}$ — содержание радиоактивного вещества в инфильтрирующихся осадках.

При расчете содержания сорбируемого радиоактивного вещества в грунтовой воде по уравнению (VI-4) следует учитывать, что вследствие нарастания процесса загрязнения грунтовых вод по пути потока в более удаленных поперечных сечениях этого потока концентрация стронция-90 в воде и породе может быть бо́льшая, чем в сечениях, находящихся выше по потоку, поэтому наряду с сорбцией возможно возникновение в загрязненном водоносном горизонте явлений десорбции.

3. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через одиночную совершенную поглощающую скважину

Наиболее простой схемой движения грунтовых вод от поглощающей совершенной скважины является та, у которой ненарушенный уровень этих вод (при отсутствии работы поглощающей скважины) образует горизонтальную поверхность. Схема движения воды от совершенной поглощающей скважины в таком грунтовом потоке изображена на рис. 7. В этом радиальном потоке время движения воды t от поглощающей скважины до выбранного сечения данного радиального потока может быть ориентировочно определено уравнениями (I-9 или I-10).

Подставляя в уравнения (I-9 или I-10) эффективную активную пористость $\mu_э$ вместо величины μ и среднюю мощность водоносного горизонта $H_{ср}$ вместо величины m, получаем время движения условной границы участка насыщения, в которой содержание в воде сорбируемого радиоактивного вещества $\varphi=0{,}5$ от исходной концентрации его в растворе в поглощающей скважине:

$$t = \frac{\pi\mu_э H_{ср}}{Q}(R_{0,5}^2 - r_0^2) \qquad \text{(VI-5)}$$

или

$$R_{0,5} = \sqrt{\frac{Qt}{\pi\mu_э H_{ср}} + r_0^2}. \qquad \text{(VI-6)}$$

Как указывалось выше, при решении многих задач радиусом r_0 можно пренебречь, так как его величина несоизмеримо меньше величины R_x.

Приведенные уравнения (VI-5, VI-6) в том виде, как они представлены, использовать для определения величин t или $R_{0,5}$ не представляется возможным, так как в них входит еще одна зависимая величина $H_{ср}$. Для того чтобы указанные уравнения использовались для расчетов, считаем возможным вместо средней мощности радиального потока принять мощность водоносного горизонта при нарушенном режиме H. Указанное допущение приводит к занижению величины t или к завышению величины $R_{0,5}$, что дает более высокую степень безопасности при санитарной оценке процесса миграции радиоактивных веществ от поглощающих скважин.

Подставив в уравнение (VI-6) величину H вместо $H_{ср}$, можно для различных периодов движения загрязненной воды ориентировочно определить продвижение поверхности поперечного сечения радиального потока с относительным содержанием в воде сорбируемого радиоактивного вещества $\varphi=0{,}5$.

В качестве примера в табл. 40 приведены данные расчета положения условной границы участка насыщения воды

Таблица 40

Результаты расчета положения поперечного сечения радиального потока, в котором относительное содержание в воде стронция-90 $\varphi = 0{,}5$

Наименование водоносной породы	Эффективная пористость $\mu_э$	Мощность водоносного горизонта H	Производительность поглощающей скважины Q, м³/сутки	Расстояние $R_{0,5}$ в м, в котором относительное содержание в воде стронция-90 $\varphi = 0{,}5$			
				через 5 лет	через 10 лет	через 50 лет	через 100 лет
Песок среднезернистый	4,6	50	2 000	71	100	223	316
			1 000	50	71	158	223
			500	36	50	114	158
			200	22	32	71	100
		20	1 000	79	112	250	353
			500	56	79	176	295
			200	35	50	112	158
		10	500	79	112	250	353
			200	50	71	158	223
			100	35	50	112	158

стронцием-90 от поглощающей скважины при разном расходе удаляемого раствора и при разной мощности водоносного горизонта, сложенного среднезернистыми песками (эффективная активная пористость среднезернистых песков принята по данным табл. 38).

Когда радиоактивные растворы удаляются в водоносный горизонт, в котором грунтовые воды образуют естественный плоский поток со значительным уклоном поверхности их уровня, то от работы поглощающей скважины возникает сложный радиальный поток. В горизонтальном сечении симметричную форму он имеет только в направлении, перпендикулярном к естественному движению воды.

Вверх этого потока граница его значительно ограничена (точкой A), а вниз загрязненные воды от поглощающей

скважины могут распространяться на большие расстояния (рис. 32).

Положение границ распространения загрязненных вод, идущих от поглощающей скважины вверх и в сторону по направлению естественного плоского грунтового потока, в рассматриваемом случае определяется следующими уравнениями:

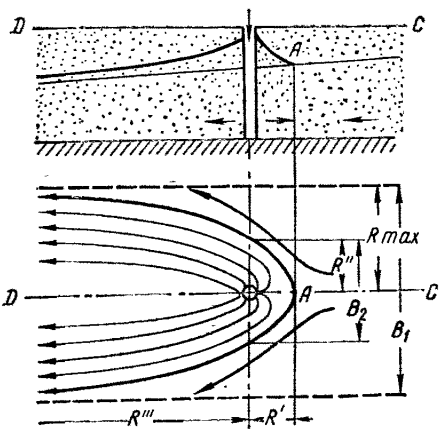


Рис. 32. Схема сложного радиального потока от одиночной поглощающей совершенной скважины.

а) вверх от поглощающей скважины по естественному грунтовому потоку:

$$R' = \frac{Q}{2\pi K_\Phi HJ}; \qquad \text{(VI-7)}$$

б) в сторону от поглощающей скважины перпендикулярно направлению естественного потока:

$$R'' = \frac{Q}{4K_\Phi HJ}, \qquad \text{(VI-8)}$$

где:

J — уклон поверхности уровня воды в естественно плоском грунтовом потоке.

Вниз от поглощающей скважины по естественному грун-

товому потоку ширина зоны распространения загрязненных вод постепенно увеличивается и в пределе она равна:

$$B_1 = \frac{Q}{K_\Phi HJ}. \qquad \text{(VI-9)}$$

Следовательно, предельно максимальное положение боковой границы указанной зоны вниз по естественному грунтовому потоку находится от середины этой зоны (линии CD, см. рис. 32) на расстоянии:

$$R_{max} = \frac{Q}{2K_\Phi HJ}. \qquad \text{(VI-10)}$$

Используя уравнения (VI-7, VI-8 и VI-10) и исходные величины в примерах, разобранных ранее (см. табл. 38, 39, 40), для рассматриваемого сложного загрязненного потока рассчитываем R', R'', R''_{max} — предельные значения распространения воды от поглощающей скважины вверх и в стороны естественного плоского потока в водоносном горизонте, сложенном среднезернистыми песками (табл. 41).

Таблица 41

Предельные значения распространения воды от поглощающей скважины вверх и в стороны естественного плоского потока

Наименование породы	Коэффициент фильтрации K_Φ, м/сутки	Расход удаляемых растворов Q, м³/сутки	Средняя мощность водоносного горизонта $H_{ср}$	Уклон уровня воды естественного потока J	Предельные значения границ распространения загрязненного потока от поглощающей скважины		
					R'	R''	R''_{max}
Песок среднезернистый	10	2 000	50	0,001	640	1 005	2 010
				0,01	64	100	201
			20	0,001	1 640	2 575	5 150
				0,01	164	257	510
		1 000	50	0,001	320	500	1 000
				0,01	32	50	100
			20	0,001	820	1 285	2 570
				0,01	82	128	257
		200	50	0,001	64	100	200
				0,01	6,4	10	20
			20	0,001	164	257	515
				0,01	16	26	51

Вниз по поглощающей скважине по линии CD распространение загрязненных вод в неограниченном естественном потоке зависит от количества и продолжительности удаления в скважину растворов. Рассматривая движение воды по этой линии как слагаемое естественного плоского потока и радиального потока, идущего от поглощающей скважины, можно получить выражение (уравнение Тейса), определяющее зависимость распространения загрязненной воды по указанной линии R''' и времени движения этой воды t от поглощающей скважины:

$$t = \frac{\mu}{K_\Phi J}\left[R''' - \frac{Q}{2\pi HK_\Phi J}\ln\left(\frac{2\pi HK_\Phi JR'''}{Q} + 1\right)\right]. \quad \text{(VII-11)}$$

Если перейти к десятичным логарифмам и заменить π его численным значением, то уравнение (VI-11) принимает следующий вид:

$$t = \frac{\mu}{K_\Phi J}\left[R''' - \frac{0{,}366Q}{HK_\Phi J}\lg\left(\frac{6{,}28HK_\Phi JR'''}{Q} + 1\right)\right]. \quad \text{(VI-11а)}$$

Подставляя в выражение (VI-11а) вместо величины μ эффективную активную пористость $\mu_э$, получаем уравнение распространения условной границы участка (по линии CD), в которой относительное содержание в виде сорбируемого радиоактивного вещества (стронция-90) составляет $\varphi = 0{,}5$:

$$t = \frac{\mu_э}{K_\Phi J}\left[R'''_{0,5} - \frac{0{,}366Q}{HK_\Phi J}\lg\left(\frac{6{,}28HK_\Phi JR'''_{0.5}}{Q} + 1\right)\right] \quad \text{(VI-12)}$$

Определить величину $R'''_{0,5}$ по известному времени t непосредственно из уравнения (VI-12) весьма сложно, поэтому для каждого случая составляется график зависимости этих величин. Так, например, через поглощающую скважину радиоактивные растворы в количестве 1000 м³/сутки, содержащие стронций-90, удаляются в водоносный горизонт среднезернистых песков, имеющих коэффициент фильтрации $K_\Phi = 10$ м/сутки и эффективную пористость $\mu_э = 4{,}6$ (см. табл. 38); мощность водоносного горизонта $H = 20$ м, а естественный уклон подземного потока $J = 0{,}01$. По этим данным можно определить время движения условной границы участка насыщения воды стронцием-90, например, для следующих значений $R'''_{0,5}$: 500, 700, 1000 и 1500 м. По полученным данным составля-

ется график (табл. 42; рис. 33), по которому можно определить значение величины $R'''_{0,5}$ для интересуемого времени t после начала работы поглощающей скважины.

Таблица 42

Зависимость величины $R'''_{0,5}$ и t вниз от поглощающей скважины

Данные для построения кривой зависимости величин $R'''_{0,5}$ и t по уравнению (VI-12)		Величины, полученные из графика рис. 33	
$R'''_{0,5}$, м	t, лет	t, лет	$R'''_{0,5}$, м
		5	70
	43,2	10	150
500	50	560	
700	65		
1 000	100	100	1 000
1 500	159		

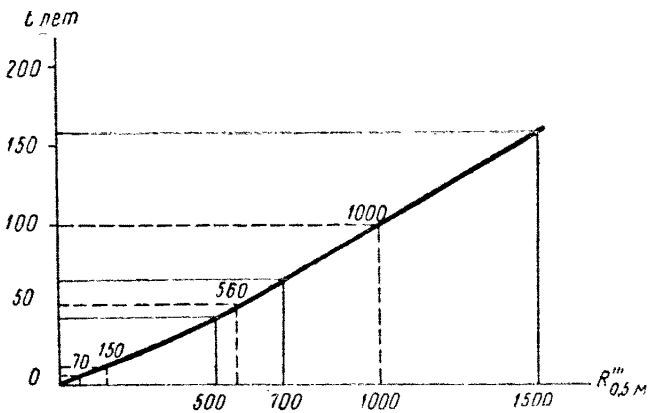


Рис. 33. График зависимости времени движения загрязненной воды t от расстояния $R'''_{0,5}$ вниз от поглощающей скважины в сложном радиальном потоке $K_ф = 10$ м/сутки; $\mu_э = 4{,}6$; $Q = 1000$ м³/сутки; $H_{ср} = 20$ м; $J = 0{,}01$.

Подобным же образом величина $R'''_{0,5}$ определяется и для других условий движения загрязненной воды.

По приведенным выше уравнениям можно ориентировочно определить положение границы распространения радиоактивных веществ в загрязненном потоке по основным направлениям. Если необходимо знать продвижение этих веществ в других направлениях от скважины, то следует использовать уравнения и графики, предложенные Е. Л. Минкиным (1965).

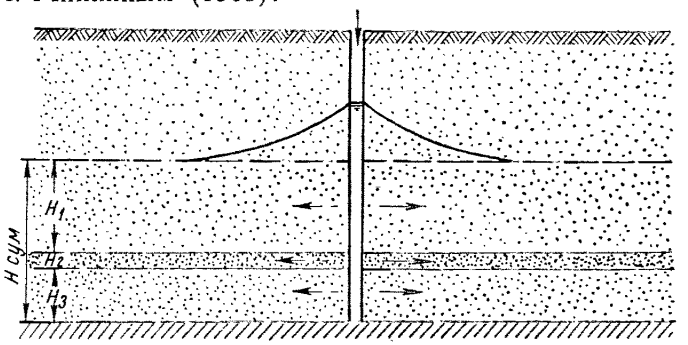


Рис. 34. Схема радиального потока в слоистой толще пород.

Рассмотренные расчеты распространения стронция-90 в радиальных потоках были сделаны для однородных условий движения загрязненных вод. Когда радиальный поток движется в слоистой толще водоносных пород, то для расчета продвижения фронта распространения загрязненных вод и условной границы насыщения необходимо знать расход загрязненной воды в каждом слое. Так, например, если водоносная толща, в основном состоящая из мелкозернистых песков, содержит слой крупнозернистых песков (рис. 34), то часть расхода, удаляемого в поглощающую скважину раствора, идущего в этом слое Q_2, можно определить из следующего уравнения:

$$Q_2 = \frac{\frac{K''_\Phi H_2}{\mu_2} Q_{сум}}{\frac{K'_\Phi H_1}{\mu_1} + \frac{K''_\Phi H_2}{\mu_2} + \frac{K'''_\Phi H_3}{\mu_3}}, \qquad \text{(VI-13)}$$

где:

$Q_{сум}$ — общий расход раствора, удаляемого в поглощающую скважину,
K'_Φ, K''_Φ и K'''_Φ — коэффициенты фильтрации пород каждого слоя,
μ_1, μ_2, μ_3 — активная пористость пород каждого слоя,
H_1, H_2, H_3 — мощность каждого слоя.

Если принять, что общая мощность толщи водоносных песков $H_{сум}=50$ м, мощность слоя крупнозернистого песка $H_2=5$ м, коэффициенты фильтрации и активная пористость песков согласно данным табл. 38, то при общем количестве удаляемого в поглощающую скважину раствора $Q_{сум}=500$ м³/час, расход его в слое крупнозернистого песка Q_2 будет равен:

$$Q_2 = \frac{\frac{100 \cdot 5}{0{,}25} \cdot 500}{\frac{1 \cdot 30}{0{,}15} + \frac{100 \cdot 5}{0{,}25} + \frac{1 \cdot 15}{0{,}15}} = 435 \text{ м}^3/\text{сутки},$$

а в мелкозернистых песках:

$$Q_1 + Q_3 = 500 - 435 = 65 \text{ м}^3/\text{сутки}.$$

По этим данным в табл. 43 приведены результаты расчета положения границы участка с относительным содержанием в воде стронция-90 $\varphi=0{,}5$, выполненного по уравнению (VI-6).

Таблица 43

Результаты расчета продвижения стронция-90 в радиальном потоке, приуроченном к слоистой толще

Наименование породы	Эффективная активная пористость $\mu_э$	Мощность водоносных слоев в м	Расход раствора в водоносном слое м³/сутки	Расстояние $R_{0,5}$ в м, в котором относительное содержание стронция-90 $\varphi = 0{,}5$			
				через 5 лет	через 10 лет	через 50 лет	через 100 лет
Песок крупнозернистый	3,3	5	435	124	176	393	556
Песок мелкозернистый	6,4	45	65	11,5	16	36	51

Этот пример расчета показывает, что в радиальном потоке, приуроченном к слоистой толще, в котором породы каждого слоя по своим водным и сорбционным свойствам значительно отличаются друг от друга, продвижение границы участка с относительным содержанием в воде стронция-90 $\varphi=0{,}5$ очень неравномерное.

4. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через одиночную совершенную поглощающую скважину, расположенную вблизи открытого водоема

В данном случае наибольший интерес представляет определение времени движения воды и времени продвижения радиоактивного вещества от поглощающей скважины до открытого водоема. Но в зависимости от траектории пути вода от скважины до открытого водоема движется с различной скоростью. Наибольшая скорость движения воды и наименьшее время прохождения ее совпадают с кратчайшей траекторией CD (рис. 35).

Используя метод отраженного колодца, предложенный Форхгеймером (Г. Н. Каменский, 1943), можно получить уравнение (VI-14) для определения времени движения воды от скважины до открытого водоема по указанной выше кратчайшей траектории:

$$t = \frac{\pi\mu (H + H_0) a^2}{3Q}, \quad \text{(VI-14)}$$

где: a — кратчайшее расстояние между поглощающей скважиной и берегом открытого водоема;

H — динамический уровень воды (раствора) в поглощающей скважине;

H_0 — уровень воды в открытом водоеме;

Q — расход воды (раствора) в поглощающей скважине.

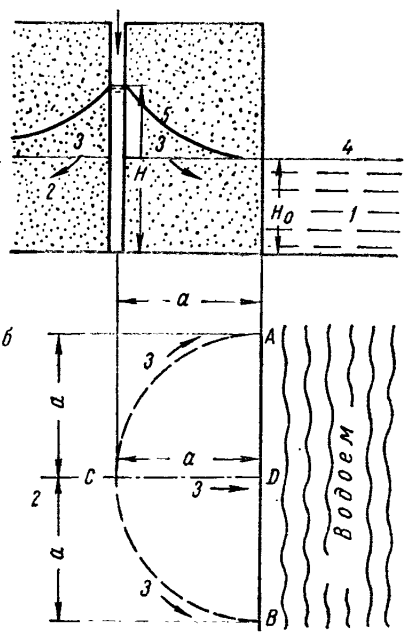


Рис. 35. Схема движения воды при работе поглощающей скважины, расположенной вблизи открытого водоема.

а — вертикальный разрез подземного потока; *б* — план участка потока; *1* — открытый водоем; *2* — суша; *3* — направленне движения воды; *4* — ненарушенный уровень воды; *5* — диннамческий уровень воды.

Основной поток от поглощающей скважины к открытому водоему ограничен траекториями CA и CB. Точки A и B, совпадающие с берегом водоема находятся от точки D на расстоянии, равном длине траектории CD, т. е. величине a.

Согласно исследованиям В. Н. Щелкачева и Б. Б. Лапук (1949), время движения воды от поглощающей скважины до открытого водоема по траекториям *CA* и *CB* в 3 раза больше, чем по траекториям *CD:*

$$t' = \frac{\pi\mu (H + H_0) a^2}{Q}. \qquad \text{(VI-15)}$$

Уравнения (VI-14 и VI-15) дают возможность определить пределы времени, за которое основное количество воды проходит от поглощающей скважины до берега открытого водоема. Подставляя же в эти уравнения вместо величины μ эффективную активную пористость $\mu_э$ получаем выражения для определения времени движения условной границы участка насыщения воды сорбируемым радиоактивным веществом (стронцием-90) по указанным выше траекториям:

а) по кратчайшей траектории движения воды *CD:*

$$t_{0.5} = \frac{\pi\mu_э (H + H_0) a^2}{3Q}; \qquad \text{(VI-16)}$$

б) по траекториям *CA* и *CB:*

$$t'_{0.5} = \frac{\pi\mu_э (H + H_0) a^2}{Q}. \qquad \text{(VI-17)}$$

Для определения времени t и $t_{0,5}$ по уравнениям (VI-14, VI-15, VI-16, VI-17) необходимо знать высоту динамического уровня радиоактивного раствора в поглощающей скважине. Это можно сделать по уравнению (VI-18) (Г. Н. Каменский, 1943):

$$H = \sqrt{H_0^2 + \frac{2{,}3Q}{\pi K_ф} \lg \frac{2a}{r_0}} \qquad \text{(VI-18)}$$

Определение распространения загрязненных вод в другие направления от поглощающей скважины (в стороны от открытого водоема) более сложное. Для этого можно использовать графики, предложенные Е. Л. Минкиным (1965).

Вследствие того что схема потока от поглощающей скважины отличается от схемы потока к водозаборной скважине лишь направлением движения подземных вод, то уравнения, приведенные в настоящем параграфе, могут быть использованы также при решении вопросов подсасывания водозаборной скважиной вод из открытого водоема в случае загрязнения их радиоактивными веществами. Только при определении высоты динамического уровня воды в водозаборной скважине по уравнению (VI-18) под квадратным корнем перед вторым членом ставят знак минус вместо плюса.

5. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через одиночную несовершенную поглощающую скважину

Схему распространения в грунтовых водах радиоактивных веществ, поступающих через одиночную несовершенную скважину, можно упростить, приняв одно из двух следующих допущений. Первое допущение, предложенное К. П. Добровольским (Г. Н. Каменский, 1943), заключается в том, что движение воды от поглощающей несовершенной скважины представляется в виде радиального потока, идущего не по всей мощности водоносного горизонта, а по активной зоне, толщина которой равна высоте столба раствора H_0 в

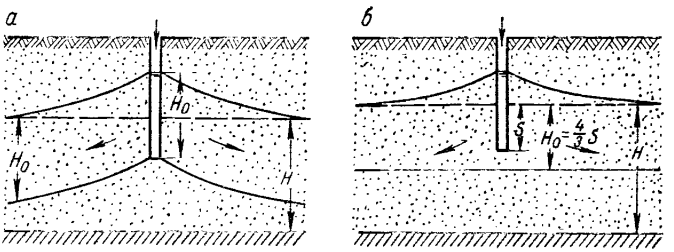


Рис. 36. Схема радиального грунтового потока от несовершенной поглощающей скважины.
а — по Добровольскому; *б* — по Паркеру.

скважине (рис. 36, *а*). Указанная зона сверху ограничивается поверхностью уровня воды в этом радиальном потоке, а снизу — поверхностью, идущей от забоя скважины или колодца параллельно первой.

Согласно второму допущению, рекомендованному Паркером, толщина активной зоны движения воды от поглощающей несовершенной скважины принимается равной $^4/_3$ глубины заглубления этой скважины, ниже статического уровня воды (рис. 36, *б*).

Указанные допущения позволяют для определения распространения в грунтовых водах радиоактивных веществ, поступающих через несовершенные поглощающие скважины, использовать уравнения, приведенные ранее для радиальных потоков, образованных работой поглощающих совершенных скважин. Только вместо мощности водоносного горизонта H следует принимать толщину активной зоны H_0.

6. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через поглощающий колодец

В зависимости от положения дна поглощающего колодца по отношению к уровню подземных вод возможны две схемы проникновения загрязненных растворов: дно поглощающего колодца находится выше или ниже уровня подземных вод.

Когда дно поглощающего колодца находится выше уровня подземных вод, то сначала происходит инфильтрация раствора в сухих породах, затем фронт движения раствора смыкается с уровнем подземных вод. После смыкания фронта движения раствора с уровнем подземных вод наступает практически установившийся вертикальный поток его из поглощающего устройства (рис. 37). В этом случае расход раствора из поглощающего колодца и другие параметры указанного вертикального потока связаны следующей зависимостью:

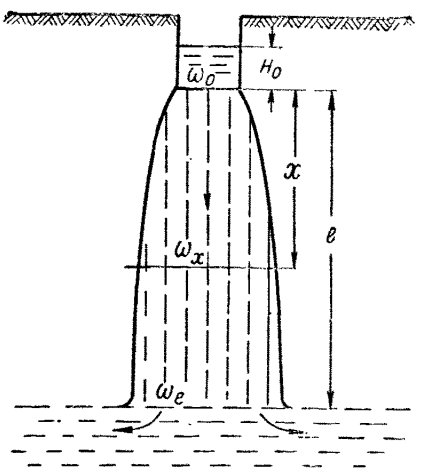


Рис. 37. Схема вертикального потока раствора из поглощающего колодца.

$$Q = K''_\phi \omega_x \left(1 + \frac{H_0}{x}\right), \quad \text{(VI-19)}$$

где: Q — расход раствора из поглощающего устройства;
ω_x — площадь поперечного сечения вертикального потока;
K''_ϕ — вертикальный коэффициент фильтрации пород;
H_0 — толщина слоя раствора в поглощающем колодце;
x — глубина проникновения фронта движения раствора.

Так как в установившемся вертикальном однородном потоке величины Q, K''_ϕ и H_0 являются постоянными, то из выражения (VI-19) видно, что при увеличении глубины x площадь поперечного сечения потока ω_x тоже увеличивается, т. е. происходит некоторое растекание раствора в стороны. Однако для ориентировочных расчетов расхода поглощающе-

го колодца вместо ω_x можно принимать площадь поперечного сечения этого колодца, а вместо величины x глубину залегания уровня грунтовых вод l.

При смыкании вертикального потока с поверхностью уровня грунтовых вод площадь поперечного сечения этого потока составляет:

$$\omega_l = \frac{Q}{K''_\phi}. \qquad \text{(VI-20)}$$

Представляя выражение (VI-19) в дифференциальном виде и интегрируя его, можно получить уравнение для определения времени движения раствора от дна колодца до уровня грунтовых вод:

$$t = \frac{\mu}{K''_\phi}\left[l - 2{,}3H_0 \lg\left(1 + \frac{l}{H_0}\right)\right]. \qquad \text{(VI-21)}$$

Когда уровень раствора в колодце находится на высоте его дна ($H_0=0$), то растекания раствора в стороны не происходит, если не принимать во внимание горизонтальное движение его под влиянием капиллярных сил и явлений диффузии. В этом случае время движения раствора от дна колодца до уровня подземных вод равно:

$$t = \frac{\mu l}{K''_\phi}. \qquad \text{(VI-22)}$$

Если заменить в уравнениях (VI-21 и VI-22) величину μ эффективной активной пористостью

$$\mu_э = \mu\left(1 + \frac{1}{h}\right),$$

то при движении растворов в водопроницаемых породах можно определить время движения условной границы участка насыщения от дна колодца до уровня подземных вод:

при $H_0>0$

$$t_{0,5} = \frac{\mu_э}{K''_\phi}\left[l - 2{,}3H_0 \lg\left(1 + \frac{l}{H_0}\right)\right] \qquad \text{(VI-23)}$$

и при $H_0=0$

$$t_{0,5} = \frac{\mu_э l}{K''_\phi} \qquad \text{(VI-24)}$$

7. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через поглощающие траншеи и галереи

Если дно траншеи или галереи находится выше поверхности грунтовых вод, то определение времени движения раствора от дна до указанной поверхности может быть

сделано так же, как и для поглощающего колодца, только расчет следует вести на единицу длины этих сооружений.

Когда радиоактивные растворы из совершенной траншеи или галереи (доведенных до подошвы водоносного горизонта) поступают в водоносный горизонт, в котором поверхность уровня воды горизонтальная или имеет небольшой уклон, то в обе стороны от этих поглощающих устройств образуются симметричные подземные потоки (рис. 38). При

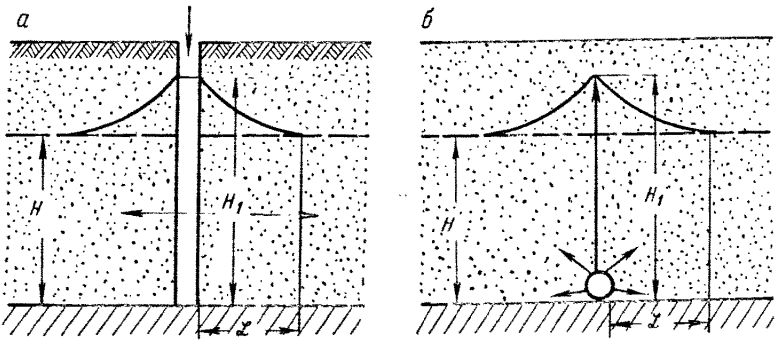


Рис. 38. Схема движения воды от поглощающих совершенных траншеи (*а*) и галереи (*б*).

большей длине указанных устройств эти потоки можно рассматривать как плоские, и расход воды в каждую сторону от них равен:

$$q = K_{ф} \frac{H_1^2 - H^2}{2L}, \qquad \text{(VI-25)}$$

где: q — удельный расход потока на единицу длины траншеи или галереи в каждую сторону от них;

H — мощность водоносного горизонта;

H_1 — высота уровня раствора в поглощающем устройстве во время его работы от подошвы водоупора водоносного горизонта;

L — ширина зоны влияния от работы поглощающего устройства.

При определении удельного расхода q по уравнению (VI-25) обычно известны высота уровня воды H_1 или общий расход удаляемых растворов Q, коэффициент фильтрации пород $K_ф$ и мощность водоносного горизонта H, но обычно отсутствуют данные о ширине зоны влияния L, для определения которой может быть использована эмпирическая формула И. П. Кусакина (С. К. Абрамов, 1952):

$$L = 2(H_1 - H)\sqrt{HK_ф}. \qquad \text{(VI-26)}$$

Определение времени движения фронта воды или условной границы участка насыщения воды сорбируемым радиоактивным веществом может быть сделано по уравнениям, приведенным ранее для плоского грунтового потока.

В более сложном случае, когда растворы из поглощающей траншеи или галереи поступают в водоносный горизонт, имеющий значительный уклон поверхности уровня воды, распространение загрязнений в подземных водах вниз и вверх от поглощающего устройства по направлению естественного подземного плоского потока неодинаковое. В грубом приближении можно считать, что вниз по естественному подземному потоку от поглощающего сооружения положение фронта движения загрязненной воды и условной границы участка насыщения воды сорбируемым радиоактивным веществом определяется следующими уравнениями:

$$l''' = \frac{1}{\mu}\left[\frac{q}{H_{ср}} + K_ф J_0\right] t, \qquad \text{(VI-27)}$$

$$l'''_{0,5} = \frac{1}{\mu_э}\left[\frac{q}{H_{ср}} + K_ф J_0\right] t, \qquad \text{(VI-28)}$$

а вверх по указанному потоку от поглощающего сооружения соответственно:

$$l' = \frac{1}{\mu}\left[\frac{q}{H_{ср}} - K_ф J_0\right] t, \qquad \text{(VI-29)}$$

$$l'_{0,5} = \frac{1}{\mu_э}\left[\frac{q}{H_{ср}} - K_ф J_0\right] t, \qquad \text{(VI-30)}$$

где:

J_0 — уклон поверхности уровня воды естественного плоского подземного потока до начала работы поглощающего устройства.

Однако вверх по естественному потоку распространение загрязненных подземных вод, идущих от поглощающей траншеи или галереи, имеет предел. Эти воды в указанном направлении не могут пройти дальше расстояния l'_{max}:

$$l'_{max} = \frac{H_1 - H}{J_0}. \qquad \text{(VI-31)}$$

Приведенные уравнения можно использовать не только при заложении поглощающей траншеи или галереи вкрест направления, но и в тех случаях, когда поглощающие сооружения ориентированы под углом к указанному направлению. В этих случаях при определении удельного расхода q общий расход раствора из траншеи или галереи делится не только

на их длину, но и на косинус угла, образованного между их осью и линией, идущими вкрест направления движения естественного подземного потока.

От поглощающих траншей и галерей происходит также растекание подземных вод, загрязненных удаляемыми растворами, в стороны. В условиях заложения этих сооружений в естественном плоском подземном потоке пределы растекания загрязненных подземных вод в стороны могут быть определены по уравнению (VI-10), в котором величина Q является общим расходом поглощающего устройства, а значение R_{max} откладывается от их конечных точек.

8. Распространение радиоактивных веществ, поступающих с участка расположения группы поглощающих скважин

Если на участке удаления радиоактивных растворов имеется не одна, а несколько поглощающих скважин, то схема расчета распространения загрязненных подземных вод принимается в зависимости от взаиморасположения этих скважин. В практике обычно встречаются два следующих случая:

а) участок расположения скважин, оконтуренный по периферическим скважинам, является кругом, прямоугольником или имеет неправильную форму;

б) поглощающие скважины расположены в ряд.

В первом случае расчет движения загрязненной подземной воды ведется методом большого колодца по уравнениям (I-9, I-10, VI-5 и VI-6). При этом величина Q является суммарным расходом раствора, удаляемого во все поглощающие скважины, находящиеся на данном участке, а r_0 или r_n действительный или приведенный радиусы этого участка.

Величина r_n принимается тогда, когда участок расположения скважин образует не круг, а имеет другую форму (квадрат, прямоугольник или неправильный многоугольник) (С. К. Абрамов, 1952):

а) при прямоугольной форме:

$$r_n = \alpha \frac{L+B}{4}; \qquad \text{(VI-32)}$$

б) при неправильной форме:

$$r_n = \sqrt{\frac{\omega}{\pi}}, \qquad \text{(VI-33)}$$

где: L — длина участка расположения поглощающих скважин;
B — то же, его ширина;
ω — то же, его площадь.

Значения коэффициента α приведены в табл. 44.

Таблица 44

Значения коэффициента для определения приведенного радиуса площади участка расположения поглощающих скважин

B/L	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
α	1,00	1,12	1,16	1,18	1,18	1,18

Когда в участке расположения поглощающих скважин, имеющем прямоугольную или неправильную форму, требуется установить положение условной границы участка насыщения сорбируемых радиоактивных веществ в подземных водах, то определяется разность величин $R_{0,5}$ и $r_{\text{п}}$ и эта разность откладывается от фактического контура этого участка.

При наличии в поглощающем водоносном горизонте мощного естественного плоского потока для расчета распространения загрязненной воды используются уравнения сложного радиального потока (VI-7—VI-12), но определенные величины R', R'', $R_{\max}$ и R''' следует откладывать также не от поглощающей скважины, а от границ участка расположения поглощающих скважин.

Если поглощающие скважины расположены в ряд, то для ориентировочного расчета загрязненный от них поток подземных вод можно рассматривать плоским, удельный расход которого на единицу его длины равен:

$$q = \frac{Q_{\text{сум}}}{B},$$

где: $Q_{сум}$ — суммарный расход раствора, удаляемого во все поглощающие скважины;
B — расстояние между крайними поглощающими скважинами.

Далее распространение загрязненных подземных вод и радиоактивных веществ от ряда поглощающих скважин рассчитывается так же, как и для поглощающих траншей и галерей (см. предыдущий параграф).

9. Распространение радиоактивных веществ в загрязненных артезианских (напорных) водах

По сравнению с грунтовыми водами проникновение загрязнений в артезианские воды в ненарушенных гидрогеологических условиях значительно затруднено. Это обусловлено тем, что глинистые породы, отделяющие воды артезианского горизонта от других водоносных горизонтов и от поверхностных вод, в преобладающем большинстве случаев имеют большую способность задерживать радиоактивные вещества, особенно те, которые сорбируются горными породами.

Последнее может быть показано на следующем примере.

Слой глины, разделяющий воды артезианского горизонта от грунтовых вод, загрязненных стронцием-90, имеет мощность 4 м. Уровень грунтовых вод находится на 3 м выше пьезометрического уровня артезианских вод. Глины характеризуются относительно большой водопроницаемостью для этих пород при залегании их на значительной глубине (коэффициент фильтрации $K_\Phi = 0{,}001$ м/сутки, активная пористость $\mu = 0{,}1$) и сравнительно низкой способностью сорбировать стронций-90 из пресной гидрокарбонатной воды (распределительное отношение $h = 0{,}005$).

Из этих данных действительная скорость нисходящего движения загрязненной воды через указанный слой глины будет равна:

$$u = \frac{K_\Phi}{\mu} J = \frac{0{,}001}{0{,}1} \cdot \frac{3}{4} = 0{,}0075 \text{ м/сутки.}$$

При условии постоянной нисходящей фильтрации загрязненной воды, имеющей постоянную исходную концентрацию стронция-90, можно рассчитать по уравнению (III-6) продвижение условной границы участка насыщения воды этим радиоизотопом от кровли глин. В результате расчета получены следующие данные:

Через	10 лет	после начала нисходящей фильтрации загрязненной грунтовой воды	0,13 м
	50 лет	» »	0,65 »
	100 »	» »	1,3 »
	200 »	» »	2,6 »

Для оценки способности глин задерживать стронций-90, кроме продвижения условной границы участка насыщения, представляет интерес содержание его в воде, просочившейся через весь слой глины в артезианский горизонт (на уровне

подошвы слоя глины). Расчет указанного содержания может быть сделан по уравнениям (V-2 и III-14).

В табл. 45 приведены результаты этого расчета в пределах возможных значений константы скорости сорбции в глинистых породах для разных периодов после начала нисходящей фильтрации загрязненных грунтовых вод через рассматриваемый слой глины.

Таблица 45

Относительное содержание стронция-90 в воде, просочившейся через слой глины мощностью 4 м в артезианский горизонт при коэффициенте фильтрации глин $K_ф = 0{,}001$ м/сутки, активной пористости $\mu = 0{,}1$, распределительном отношении $h = 0{,}005$ и гидравлическом градиенте $J = \frac{3}{4} = 0{,}75$

Величина константы скорости сорбции сутки$^{-1}$	Периоды после нисходящей фильтрации загрязненной грунтовой воды			
	через 10 лет	через 50 лет	через 100 лет	через 200 лет
0,001	$3{,}3 \cdot 10^{-3}$	0,15	0,27	0,41
0,01	$< 1 \cdot 10^{-7}$	$4{,}3 \cdot 10^{-4}$	0,03	0,25
0,1	$< 1 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-7}$	0,015
1,0	$< 1 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-7}$	$< 1 \cdot 10^{-7}$

Приведенный пример показывает, что выдержанный слой однородной глины с константой скорости сорбции $\beta = 0{,}1$ сут$^{-1}$, даже сравнительно небольшой мощностью, равной 4 м, очень хорошо задерживает стронций-90 при фильтрации через него загрязненных пресных гидрокарбонатных вод. Однако если константа скорости сорбции в глинах приближается к значениям 0,01 сут$^{-1}$ и ниже, что имеет место при повышенной неоднородности их водных и сорбционных свойств, задерживающая роль глин намного снижается. Поэтому в некоторых гидрогеологических условиях нельзя полностью исключить возможность проникновения стронция-90 из одного водоносного горизонта в другой, когда глины, разделяющие указанные горизонты, имеют большую неоднородность в строении и в составе, а мощность их является недостаточной для обеспечения падения содержания радиоизотопа в загрязненных водах до уровня, при котором эту воду можно считать чистой.

Имеются и другие условия, благоприятствующие миграции сорбируемых радиоактивных веществ в водоносных породах, в том числе и в глинах. Так, в горизонтах, залегающих глубоко от поверхности земли, повышению миграционной способности стронция-90, а также других сорбируемых радиоэлементов, как правило, способствует значительная минерализация подземных вод. Большое содержание в этих водах кальция, магния и натрия повышает величину распределительного отношения h и уменьшает значение константы скорости сорбции β, вследствие чего условная граница участка насыщения, при прочих равных условиях, продвигается скорее, а на участке спада содержание радиоизотопа уменьшается менее резко.

Но, несмотря на все сказанное, проникновение радиоактивных веществ через глинистые породы является процессом очень медленным. Приведенный выше пример расчета относится к случаям с облегченными условиями проникновения загрязненных вод через глинистые породы (для глин приняты высокие значения коэффициента фильтрации).

Минуя природные преграды в виде перекрывающих толщ глинистых пород, загрязнение артезианских горизонтов радиоактивными веществами может произойти при непосредственном удалении в эти горизонты радиоактивных отходов или при проведении глубоких подземных ядерных взрывов. Попав в артезианский горизонт, радиоактивные вещества движутся в них преимущественно в горизонтальном направлении, и уравнения, приведенные при рассмотрении движения радиоактивных веществ в загрязненных грунтовых водах, могут быть применены и для условий распространения этих веществ в артезианских водах.

Следует отметить, что когда рассматривалось распространение радиоактивных веществ в грунтовых водах, то было сделано допущение, согласно которому не учитывалось изменение мощности водоносного горизонта. Для артезианских горизонтов это более отвечает действительным условиям, так как движение воды в них сопровождается не изменением их мощности, а падением пьезометрического уровня.

При удалении жидких радиоактивных отходов в артезианские водоносные горизонты возможен случай совместной работы поглощающей скважины и находящейся от нее на некотором расстоянии водозаборной (разгрузочной) скважины. В этом случае представляет интерес определение времени, в течение которого загрязненная вода дойдет от поглощающей скважины до водозаборной скважины. При оди-

наковом дебите поглощающей и водозаборной скважин расчетная схема подземного потока между ними аналогична схеме потока воды от поглощающей скважины к открытому водоему, рассмотренной в параграфе 4 настоящей главы. Схема подземного потока между указанными двумя скважинами изображена на рис. 39. Линия *AB* на схеме этого рисунка совпадает с берегом открытого водоема схемы рис. 35.

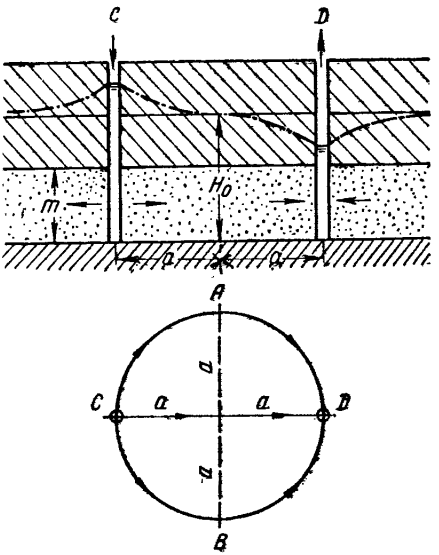


Рис. 39. Схема подземного потока между поглощающей и водозаборной скважинами.

C — поглощающая скважина; *D* — водозаборная скважина.

Исходя из сказанного, время движения воды от поглощающей скважины до водозаборной по кратчайшей траектории *CD* определяется следующим уравнением:

$$t = \frac{4\pi\mu m a^2}{3Q}, \qquad \text{(VI-34)}$$

а время движения воды по траекториям *CAD* и *CBD*, в которых точки *A* и *B* находятся на расстоянии *a* от линии, соединяющей обе скважины, равно:

$$t = \frac{4\pi\mu m a^2}{Q}, \qquad \text{(VI-35)}$$

где: m — мощность водоносного горизонта;

a — половина расстояния между поглощающей и водозаборной скважинами;

Q — дебит поглощающей или водозаборной скважины.

Траектории *CAD* и *CBD* ограничивают основной поток воды от поглощающей к водозаборной скважине.

Если раствор, удаляемый в поглощающую скважину, содержит радиоактивное вещество, сорбируемое горными породами (например, стронцием-90), то время продвижения условной границы участка насыщения воды этим радиоактивным элементом по кратчайшей траектории *CD* равно:

$$t_{0,5} = \frac{4\pi\mu_э m a^2}{3Q}, \qquad \text{(VI-36)}$$

время же прохождения этой условной границы по траекториям *CAD* и *CBD* в 3 раза больше.

Когда поглощающая артезианская скважина является несовершенной, т. е. забой ее не доходит до водоупорной подошвы водоносного горизонта, то используются допущения, предложенные К. П. Добровольским или Паркером.

Если принимается допущение К. П. Добровольского, то в отличие от грунтового потока в артезианском загрязненном потоке мощность его изменяется (рис. 40, *а*), поэтому в расчет необходимо вводить среднюю мощность активной зоны $m_{ср}$.

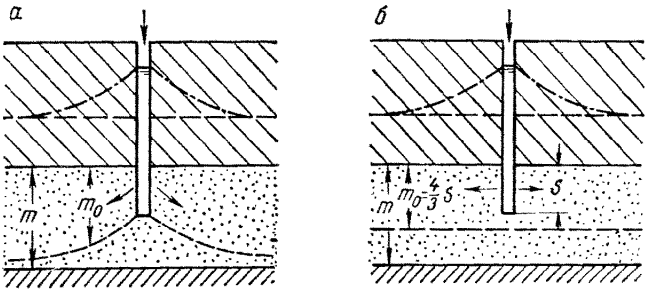


Рис. 40. Схема радиального потока от несовершенной артезианской поглощающей скважины.
а — по Добровольскому; *б* — по Паркеру.

При поправке Паркера на несовершенство артезианской поглощающей скважины мощность загрязненного потока (активной зоны) не изменяется (рис. 40, *б*), но она отсчитывается не от пьезометрической поверхности уровня воды водоносного горизонта, а от кровли этого горизонта $m=\frac{4}{3}S$, где S — величина заглубления несовершенной скважины в артезианский горизонт.

Не всегда удаление жидких радиоактивных отходов может производиться в одиночную поглощающую артезианскую скважину или одиночную поглощающую шахту. Возможны случаи, когда имеется группа поглощающих артезианских скважин. Тогда распространение загрязненных артезианских вод от них может определяться так же, как и от участка расположения группы поглощающих скважин, вскрывших грунтовые воды, методом колодца с большим диаметром или по уравнениям плоского потока, если поглощающие скважины расположены в один ряд (см. параграф 8 настоящей главы).

VII ГЛАВА

ОСНОВНЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ ПО ОХРАНЕ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ ПРИ ПОДЗЕМНОМ УДАЛЕНИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

1. Общие положения

В последнее десятилетие возникла очень важная и большая проблема обезвреживания радиоактивных отходов. Одним из способов изоляции указанных отходов является удаление их в недра земли. Однако при осуществлении этого способа может происходить загрязнение подземных вод, которые имеют большое народнохозяйственное значение и, кроме того, являются наиболее активным агентом переноса веществ в земной коре. Таким образом, подземное удаление радиоактивных отходов может проводиться только при строгом выполнении санитарно-охранных мероприятий. Последние определяются следующими опасными последствиями, которые могут возникнуть при использовании рассматриваемого метода обезвреживания радиоактивных отходов.

а) Выход подземных вод, загрязненных радиоактивными веществами, на поверхность земли в местах дренирования этих вод. Выходя на поверхность земли или непосредственно в водоемы, они могут загрязнять поверхностные воды, а также значительные по площади территории пойм, низких озерных террас и морских побережий.

б) Появление радиоактивных веществ в воде водозаборных скважин, расположенных в районе, окружающем участок удаления радиоактивных растворов.

в) Поток подземных вод, содержащих радиоактивные вещества, может захватить горные выработки горнодобывающих или других предприятий, а также разрабатываемые месторождения нефти и природного газа. Ущерб народному хозяйству будет нанесен не только при загрязнении разрабатываемых, но и перспективных месторождений полезных ископаемых.

г) Выход удаляемых радиоактивных растворов или загрязненных подземных вод через устья или через затрубные

или межтрубные пространства нагнетательных, наблюдательных и разведочных скважин на поверхность земли или в верхние водоносные горизонты, имеющие хозяйственное значение.

д) Значительный разогрев подземной воды и горных пород под влиянием радиоактивного распада в участках удаления больших количеств высокоактивных растворов. Под влиянием больших температур может повыситься пластовое давление в поглощающем горизонте и возможно возникновение подвижных газообразных веществ. Газообразные вещества могут образовываться также в результате радиолиза и химического взаимодействия удаленных радиоактивных растворов с подземными водами и горными породами, а кроме того, вследствие возникновения биологических процессов.

е) Прорыв радиоактивных растворов, подаваемых к поглощающим сооружениям, через неплотности соединений, каверны и деформированные участки насосов, трубопроводов, задвижек и других подводящих устройств.

В зависимости от характера отходов, их объема, степени загрязнения и т. д. санитарно-гидрогеологические требования для их захоронения различны. Ниже рассматриваются условия для захоронения твердых и жидких радиоактивных отходов.

2. Санитарно-гидрогеологические условия при удалении твердых и небольших количеств жидких радиоактивных отходов

В настоящее время радиоактивные вещества используются многими промышленными и сельскохозяйственными предприятиями, научными и лечебными учреждениями. В большинстве случаев на каждом объекте образуется небольшое количество, преимущественно твердых, радиоактивных отходов. Основное количество жидких отходов имеет относительно небольшую концентрацию радиоактивных веществ и удаляется в канализацию после предварительного разбавления неактивными водами.

Жидкие отходы, имеющие более высокий уровень активности, помещаются в могильники в закрытых герметичных сосудах или хранятся в специальных водонепроницаемых резервуарах.

Учитывая большую опасность для населения радиоактивных отходов, необходимо стремиться к тому, чтобы создавалось возможно меньшее количество мест загрязнения эти-

ми отходами. Как показывает опыт санитарной практической работы, при наличии большого количества рассеянных очагов загрязнения внешней среды очень трудно провести санитарные и технические мероприятия, обеспечивающие надлежащее их состояние, а также сложно осуществлять санитарный контроль за ними.

В действующих «Санитарных правилах» (1960) указывается, что захоронение радиоактивных отходов, образующихся на отмеченных выше объектах, должно производиться централизованно на специальных пунктах, обслуживающих такого рода объекты всей области, промышленного района или города. Как исключение допускается устройство своих могильников для предприятий, в которых получается относительно большое количество радиоактивных отходов, как, например, на атомных электростанциях.

Выбор места расположения пунктов захоронения, а также тип и конструкция могильников определяются не только гидрогеологическими условиями, но также санитарными и организационными соображениями. Этот пункт должен находиться в малозаселенном районе, где возможно создание санитарно-защитной зоны необходимых размеров. Учитывая, что радиоактивные отходы долгое время (десятки и даже сотни лет) являются опасными для здоровья населения и по условиям труда и затратам больших средств обезвредить места их захоронения весьма сложно, территории указанных пунктов должны быть расположены вдали от городов и промышленных пунктов, а также за пределами возможного освоения местности для городского и промышленного строительства и зон отдыха населения.

Радиационная безопасность удаленных в землю радиоактивных отходов в первую очередь должна обеспечиваться выбором участка, природные условия которого устраняют миграцию радиоактивных веществ из могильников во внешнюю среду: атмосферу, поверхностные и подземные воды.

По санитарным соображениям, а также в интересах удешевления строительства и эксплуатации пунктов захоронения благоприятным природным условиям участка их размещения следует отдавать предпочтение даже и в тех случаях, когда для этого требуется указанный участок удалить от объектов образования радиоактивных отходов.

При выборе участка для строительства пункта захоронения радиоактивных отходов большое внимание необходимо обращать на характер современного рельефа поверхности земли. Для их размещения неблагоприятными являются гор-

ные, сильно расчлененные местности, где наблюдается интенсивный подземный водообмен. Наиболее благоприятным является равнинный, но всхолмленный тип рельефа, в котором уровень грунтовых вод вследствие их дренирования в возвышенных частях находится на значительной глубине. Сама территория пункта захоронения должна быть возвышенной, ровной и сухой и желательно с небольшим уклоном, облегчающим сток с нее выпавших атмосферных осадков. Малопригодными для устройства пунктов захоронения отходов являются пониженные заболоченные площади, поймы рек, тальвеги оврагов и т. д. Часто эти формы рельефа заливаются во время паводков, таяния снега и обильных дождей, а кроме того, они большей частью характеризуются высоким стоянием уровня грунтовых вод.

Согласно существующим «Санитарным правилам» (1960), границы пункта захоронения должны находиться не ближе 500 м от открытых водоемов. В местностях со спокойным современным рельефом и с небольшими уклонами поверхности уровня грунтовых вод (меньше 0,01) условная граница участка насыщения воды радиоактивным стронцием-90 это расстояние пройдет за 100 лет и более (см. табл. 39), если воды движутся в среднезернистых песках. Когда территория сложена мелкозернистыми песками и особенно глинистыми породами, то миграция растворимого стронция-90 в подземных водах происходит еще медленнее. Но в водоносных горизонтах, сложенных крупнозернистыми песками и гравийно-галечниковыми отложениями, а также скальными трещиноватыми породами, расстояние 500 м от границ пункта захоронения до открытого водоема, даже при небольших уклонах уровня грунтовых вод, является недостаточным, так как в этих случаях условная граница участка насыщения подземной воды растворимым стронцием-90 может дойти до открытого водоема меньше чем за 1 год.

По сравнению со стронцием-90 продвижение других растворимых сорбируемых продуктов деления в подземных водах более ограничено.

Приведенные данные показывают, что независимо от конструкции могильников пункты захоронения радиоактивных отходов следует устраивать в участках, сложенных рыхлыми средне- и мелкозернистыми породами (среднезернистые и мелкозернистые пески, супеси, суглинки и глины). Использование для этих целей территорий, в которых до глубины 10—20 м вместо указанных пород залегают крупнообломочные или трещиноватые скальные породы, требует проведения

специальных дорогостоящих инженерных мероприятий по гидроизоляции захороненных радиоактивных отходов.

Очень важным условием, определяющим возможность размещения пункта захоронения на выбираемом участке, является положение уровня грунтовых вод. Могильники должны быть сооружены таким образом, чтобы они никогда не были затоплены грунтовыми водами. В «Санитарных правилах» (1960) указано, что дно могильников должно находиться на высоте не ближе 4 м от наивысшего уровня подземных вод. Однако это требование является минимальным, так как в преобладающем большинстве случаев практически можно определить только наивысшее положение сезонного уровня грунтовых вод, а не многолетнего. Сезонные колебания уровня грунтовых вод, приуроченных к обычным водопроницаемым рыхлым породам (пескам), в среднем равны 1,5—2 м, а в слабоводопроницаемых породах эти колебания имеют меньшие значения. Наоборот, многолетние колебания указанного уровня более значительны в слабоводопроницаемых породах и могут достигать 6 м. Величины колебания уровня грунтовых вод сильно зависят от положения местности в современном рельефе поверхности земли. На возвышенных междуречных пространствах они меньше, чем в пониженных территориях, особенно вблизи рек (А. А. Конопланцев, В. С. Ковалевский, С. М. Семенов, 1963).

Кроме сказанного, следует учитывать, что выше уровня грунтовых вод имеется зона капиллярного поднятия. Вода этой зоны непосредственно связана с грунтовыми водами, поэтому через нее радиоактивные вещества могут попадать в поток подземных вод и мигрировать с ними. Полные высоты капиллярного поднятия в различных рыхлых осадочных породах приведены в табл. 46.

Могильники на территории пункта захоронения следует устраивать подземными. Это условие вызвано тем, что они должны быть рассчитаны на вечное существование, в течение которого необходимо исключить оголение радиоактивных отходов вследствие проявления процессов эрозии защитного слоя земли. Кроме того, в подземных могильниках легче, чем в наземных, обеспечить соблюдение требований радиационной безопасности во время загрузки их радиоактивными отходами и консервации. Независимо от сказанного при правильном выборе природных условий участка для строительства пункта захоронения устройство подземных могильников проще и требует меньших средств по сравнению с наземными могильниками.

Таблица 46

Полная высота капиллярного поднятия для некоторых пород $H_к^0$

(из Справочного руководства гидрогеолога, 1959)

Наименование породы	Полная высота капиллярного поднятия, в м
Песок крупнозернистый	0,02—0,035
» среднезернистый	0,12—0,35
» мелкозернистый	0,35—1,20
Супесь	1,20—3,50
Суглинок	3,50—6,50
Глина легкая	6,50—12,00

Санитарная и технико-экономическая целесообразность сооружения подземных могильников по сравнению с наземными могильниками подтверждается опытом строительства и эксплуатации существующих централизованных пунктов захоронения радиоактивных отходов.

Если позволяют гидрогеологические условия, то могильники следует сооружать более глубокими, что дает у в е л и ч е н и е полезной емкости могильников на единицу площади территории пункта захоронения.

Для обеспечения большей надежности, а также лучших условий строительства и эксплуатации могильников в местах, где они сооружаются, должна отсутствовать верховодка.

В могильниках для удаления твердых радиоактивных отходов необязательно под дном и за стенами их устраивать искусственную гидроизоляцию, если соблюдены все указанные ранее условия выбора участка пункта захоронения. Независимо от гидрогеологических условий резервуары для хранения жидких радиоактивных растворов (отходов) должны быть непроницаемыми, сохраняя это свойство в течение многих лет. Однако для удешевления и обеспечения большей надежности захоронения радиоактивных растворов с удельной бета-активностью на уровне 10^{-6}—10^{-4} кюри/л И. А. Соболев и Л. М. Хомчик (1965) предлагают в эти растворы добавлять цемент и бетоном заполнять промежутки между твердыми отходами, находящимися в могильниках. По их данным, объем свободного пространства между твердыми отходами составляет в среднем 45—50% от общей емкости могильников.

По мере или после заполнения могильников твердыми радиоактивными отходами могильники засыпают землей или устраивают другое перекрытие — бетонное, для обеспечения изоляции удаленных радиоактивных отходов, а также для защиты персонала от облучения. Толщина слоя земли при этом должна быть не меньше 0,5 м, так как при меньшей толщине трудно обеспечить надежную изоляцию захоронения твердых отходов.

В процессе проектирования, строительства, эксплуатации и дальнейшего существования могильников необходимо предусматривать мероприятия, устраняющие проникновение в них выпадающих атмосферных осадков.

На территории расположения могильников во время эксплуатации, а также после заполнения их должен быть обеспечен хороший сток поверхностных вод. Для этого нельзя допускать образование замкнутых понижений, воронок, заброшенных котлованов и т. д., в которых может скапливаться застойная вода, так как все это благоприятствует возникновению верховодки.

Для исключения вредного влияния пунктов захоронения радиоактивных отходов на условия жизни населения в окружении этих пунктов создаются санитарно-защитные зоны. Согласно «Санитарным правилам» (1960), границы указанных зон должны находиться не ближе 1000 м от периметра участков расположения пунктов захоронения.

При размещении пункта захоронения радиоактивных отходов в природных условиях, отвечающих указанным ранее требованиям, ширина санитарно-защитной зоны 1000 м является достаточной, чтобы наиболее опасные долгоживущие продукты деления — стронций-90 и цезий-137, в случае попадания их в подземные воды не достигли в этих водах на внешней границе санитарно-защитной зоны концентраций, имеющих практическое санитарное значение.

Если место расположения пункта захоронения выбрано в неблагоприятных природных условиях, то ширина санитарно-защитной зоны должна быть увеличена до размеров, обоснованных данными санитарно-гидрогеологических исследований.

В пределах санитарно-защитной зоны не должны размещаться объекты, не имеющие непосредственное отношение к пункту захоронения, а также населенные пункты. На ее территории подземные воды не могут использоваться не только для централизованного, но и для индивидуального хозяйственно-питьевого водоснабжения. Следует также избегать

использования грунтовых вод и за пределами границ санитарно-защитной зоны, если при этом они будут подсасываться с территории этой зоны.

Для окончательного выбора места расположения пункты захоронения радиоактивных отходов, а также для проектирования его должны производиться топографические, инженерно-геологические, гидрогеологические и санитарные исследования.

3. Вопросы охраны подземных вод при удалении жидких радиоактивных отходов в поглощающие горизонты

Вследствие недостаточной разработанности методов очистки промышленных сточных вод и высокой стоимости их осуществления большое количество неочищенных сточных вод различных отраслей промышленности непосредственно сбрасывается в открытые водоемы. С целью некоторого оздоровления открытых водоемов в последнее десятилетие широко обсуждаются и частично проводятся работы по удалению промышленных стоков в недра земли. Главными условиями возможности проведения этого мероприятия является наличие гидрогеологической структуры, имеющей достаточную водопоглотительную способность, и уверенность в том, что захоронение стоков не нанесет ущерба интересам использования недр и другим отраслям народного хозяйства, включая интересы получения подземных вод для водоснабжения.

Некоторые соображения по оценке пригодности тех или иных гидрогеологических структур для захоронения промышленных стоков освещаются в ряде статей отечественных гидрогеологов (В. П. Новик-Кочан, 1965; Н. И. Плотников, 1963; П. М. Фролов, 1962). Интересные данные по оценке условий подземного удаления жидких радиоактивных отходов приведены в материалах совещания экспертов МАГАТЭ (Захоронение радиоактивных отходов в землю. Вена, 1966). Однако с общих принципиальных гигиенических и гидрогеологических позиций подземное удаление промышленных стоков следует рассматривать только как частное и во многих случаях вынужденное решение. Оно не снимает необходимости дальнейшей разработки и внедрения эффективных методов очистки промышленных сточных вод от вредных веществ, позволяющих безопасно сбрасывать эти очищенные воды в водоемы.

Среди веществ, загрязняющих подземные воды, встречаются устойчивые и неустойчивые. Скорость распространения в водоносных горизонтах устойчивых соединений (хлориды, сульфаты, нитраты, уранил-ион, некоторые органические соединения и др.) практически равна скорости движения загрязненных подземных вод.

Типичными неустойчивыми загрязнениями являются бактериальные, а также радиоактивные продукты деления. Способность к естественному распаду ограничивает распространение продуктов деления в загрязненных подземных потоках. Это, а также большая сложность очистки и отверждения жидких радиоактивных отходов делают весьма актуальным решение вопросов, связанных с удалением указанных отходов в недра земли.

Одним из примеров подземного удаления радиоактивных стоков является Хенфордский атомный завод в США, где указанные стоки направляются в водоносный горизонт через поглощающие траншеи и колодцы (Burns, Stedwell, 1957; Brown, Parker и Smith, 1958; Amphlett, 1958; Brown, Pearce и др., 1959; Honstead, Foster и Bierchenk, 1960; Pearce, Linderoth, Nelson и Amess, 1960, и др.). Следует отметить, что для захоронения указанных отходов в землю в районе этого завода имеются благоприятные гидрогеологические условия.

Территория Хенфордского завода, расположенная в излучине р. Колумбии, представляет собой платообразную местность, значительно приподнятую над уровнем этой реки. В основании изученного геологического разреза залегает мощная толща слабоводопроницаемых базальтов мощностью более 2000 м (рис. 41). На участках удаления радиоактивных отходов кровля этой толщи залегает на глубине 200—270 м. На базальтах лежит осадочная формация плейстоцена «Рингольд» мощностью 100—200 м, согласно смятая в складки с базальтами. Указанная формация состоит из гравия, песков и глин. Последние содержат монтмориллонит. Породы этой формации характеризуются средней водопроницаемостью, величины коэффициентов фильтрации гравия и песков колеблются в пределах от 4 до 24 м/сутки.

Породы формации «Рингольд» покрыты флювиогляциальными и аллювиальными отложениями, мощность которых в участках удаления радиоактивных отходов составляет 70—120 м. Указанные отложения представлены галькой, гравием, песком и илом. Коэффициенты фильтрации водопроницаемых пород этой толщи составляют сотни метров в сутки.

Уровень грунтовых вод залегает на глубине 70—100 м от поверхности земли. Грунтовые воды в основном движутся в породах формации «Рингольд», но в местах погружения кровли пород этой формации они отмечаются и в флювиогляциальных и аллювиальных отложениях.

Согласно данным Honstead, Foster и Bierschenk (1960), Pearce, Linderoth, Nelson и Amess (1960), с 1944 по 1960 г. в Хенфорде было удалено в землю более $1{,}4 \cdot 10^8$ м^3 жидких радиоактивных отходов. Жидкие отходы с удельной

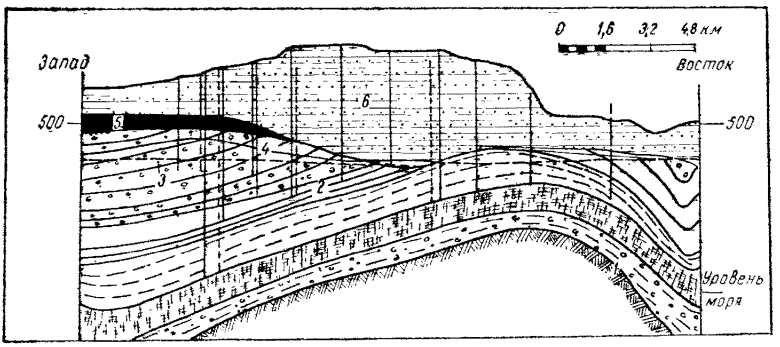


Рис. 41. Геологический разрез района Хенфордского завода в США.
1 — серия базальтов р. Колумбии; *2* — формация «Рингольд»; *3* — уровень грунтовых вод в 1944 г.; *4* — уровень грунтовых вод в 1960 г.; *5* — болотные отложения; *6* — аллювиальные отложения.

бета-активностью меньше $5 \cdot 10^{-8}$ кюри/л, составляющие большую часть всех радиоактивных отходов завода, удаляются в фильтрующие болота и пруды.

Жидкие отходы, содержащие большое количество солей и большое количество радиоактивных продуктов деления (до $6 \cdot 10^{-3}$ кюри/л), сбрасываются в землю через поглощающие траншеи и поглощающие колодцы (крибы). Поглощающие колодцы имеют небольшое поперечное сечение и глубину 3—6 м. Они открыты или облицованы деревянным срубом с открытым дном.

Большая водопроницаемость пород обусловливает хорошее поглощение растворов. При вертикальной фильтрации растворов в сухих породах до уровня грунтовых вод происходит значительное очищение стоков от радиоактивных веществ вследствие их сорбции породами. Как показывают лабораторные и полевые исследования и опыт эксплуатации поглощающих устройств, толща сухих пород мощностью

70—100 м имеет большую поглотительную емкость, позволяющую сбросить в один колодец или траншею большое количество растворов, не допуская существенного проникновения радиоактивных веществ в грунтовые воды выше принятых в США предельно допустимых концентраций.

После того как количество жидких отходов достигает расчетного, удаление их в данный колодец или траншею

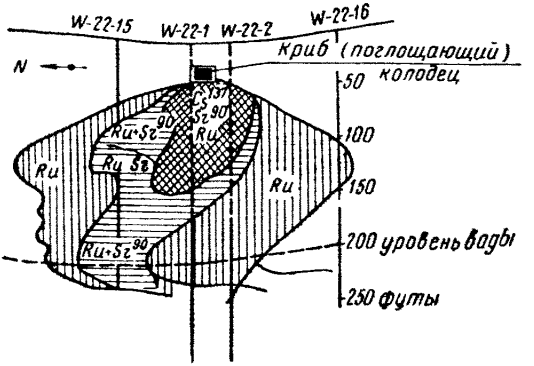


Рис. 42. Распространение продуктов деления в породах, залегающих на участке расположения крнба (поглощающего колодца) в Хенфорде (по данным Pearce и др., 1960).

прекращается. Новые колодцы или траншеи располагаются на расстоянии 30—50 м от отработанных поглощающих устройств.

За распространением радиоактивных загрязнений в породах и подземных водах на территории Хенфордского завода ведутся постоянные наблюдения, состоящие из бурения наблюдательных скважин и производства химических, радиометрических и радиохимических анализов проб пород и грунтовых вод, взятых из этих скважин. Анализами проб пород, взятых из наблюдательных скважин, было установлено, что поглощенные растворы движутся не только вертикально от дна колодца, но растекаются в стороны (рис. 42). Согласно данным Pearce, Linderoth, Nelson и Amess (1960) и материалам совещания экспертов МАГАТЭ (Захоронение радиоактивных отходов в землю. Вена, 1966) радиоактивные вещества с грунтовыми водами движутся в юго-восточном направлении от мест удаления жидких

радиоактивных отходов (рис. 43). Наиболее интенсивное движение этих веществ приурочено к древним долинам р. Колумбии, заполненным крупнообломочными аллювиальными отложениями. На большие расстояния до 13 км

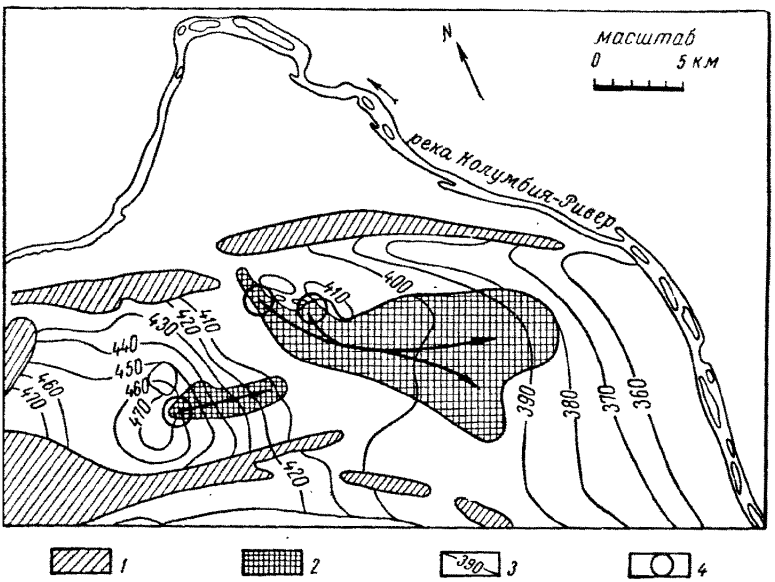


Рис. 43. Схема движения трития в грунтовых водах в районе Хенфорда (из материалов совещания экспертов МАГАТЭ — Захоронение радиоактивных отходов в землю, 1966).

1 — залегание базальтов выше уровня грунтовых вод; *2* — распространение трития в грунтовых водах на уровне $8 \cdot 10^{-11}$ кюри/л; *3* — гидроизогипсы; *4* — районы удаления жидких радиоактивных отходов.

продвигается только тритий, содержание которого в грунтовой воде на этом расстоянии равно всего $8 \cdot 10^{-11}$ кюри/л, т. е. примерно в 1000 раз меньше предельно допустимой концентрации его в воде открытых водоемов, принятой в СССР (см. табл. 1).

Общая бета-активность грунтовых вод в непосредственной близости к точкам расположения колодцев составляет от $1 \cdot 10^{-7}$ до $6 \cdot 10^{-5}$ кюри/л, а в несколько удаленных местах — $1{,}5 \cdot 10^{-10}$ кюри/л. Бета-активность грунтовых вод преимущественно составляет рутений-106, но иногда на расстоянии до 350 м от колодцев отмечаются небольшие коли-

чества кобальта-60, стронция-90 и цезия-137 — на уровне 10^{-9} кюри/л.

Грунтовые воды района расположения Хенфордского завода дренируются р. Колумбией, протекающей в 14—16 км от участков удаления жидких радиоактивных отходов.

Вторым примером подземного удаления радиоактивных стоков является Окриджская национальная лаборатория в США, где для этого сооружаются искусственные открытые бассейны. В геологическом строении территории Окриджской лаборатории принимают участие четыре формации, смятые в складки, усложненные тектоническими разрывами (рис. 44). Доломиты формации «Кнох» и известняки фор-

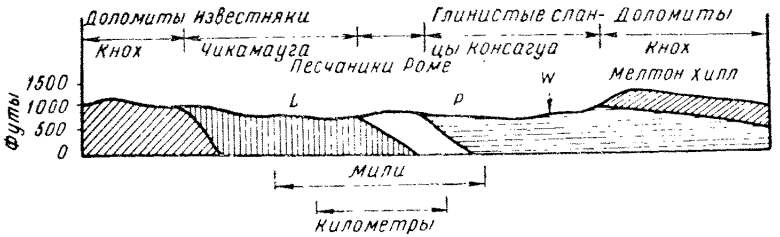


Рис. 44. Геологический разрез района Окридж в США.
L — главная лаборатория; *P* — резервуар в земле; *W* — р. Уайт Оак Крик.

мации «Чикамагуа» сильно трещиноватые и имеют большую водопроницаемость. Наоборот, песчаники формации «Роме» и глинистые сланцы формации «Консагуа» характеризуются незначительной водопроницаемостью и небольшой активной пористостью. Для устройства бассейнов наиболее благоприятными признаны участки, сложенные глинистыми сланцами «Консагуа». Но эти сланцы по составу неоднородны, в них встречаются прослои известняков. Кроме того, с поверхности они частично разрушены.

В 1951—1954 гг. в Окридже было сооружено три бассейна, в которые сбрасывались азотнокислые растворы с удельной бета-активностью от $7 \cdot 10^{-4}$ до $4 \cdot 10^{-2}$ кюри/л. До 31 мая 1956 г. общее количество сброшенных растворов составило 15 330 м^3. Эти растворы содержали 57 000 кюри продуктов деления. Радиохимический состав растворов изменялся, но в основном присутствовали церий-137, рутений-106 и стронций-90 в среднем соотношении 7 : 1 : 1 (Straub, 1966).

Согласно данным Struxness, Marton и Straub (1958), через 6 недель после начала удаления отходов в грунтовой во-

де вскрытой скважиной, находящейся в 26 м от борта одного бассейна, были обнаружены нитраты и рутений-106, а через 2 года после начала эксплуатации бассейнов нитраты и рутений-106 отмечались в грунтовых водах на расстоянии 144 м от них. Наличие других радиоактивных элементов в грунтовых водах в окружении бассейнов не установлено.

Открытые фильтрующие бассейны для удаления жидких радиоактивных отходов используются также в США на атомном предприятии Савана-Ривер, расположенном в прибрежной равнине Атлантического океана. Район расположения предприятия сложен песками с прослоями каолиновых глин, имеющих сравнительно низкую сорбционную способность. Уровень основного водоносного горизонта грунтовых вод находится на различной глубине, от 8 до 20 м. Однако выше его в некоторых местах на прослоях глин отмечаются локальные водонасыщенные породы, залегающие на глубине 1,5—8 м (верховодка). Грунтовые воды дренируются протоками, находящимися на расстоянии 570 м от бассейнов завода F и 140 м от бассейнов завода H (Brown, Reagce и др., 1959).

В сооруженные открытые фильтрующие бассейны удаляются жидкие отходы с низким содержанием радиоактивных веществ, получаемые от работы 5 реакторов, двух химических заводов и установки тяжелой воды.

Согласно исследованиям, проведенным в 1961 г. в верхнем водоносном слое (верховодке), распространяющемся в радиусе 30 м от бассейнов, были установлены все радиоизопоты, удаляемые в бассейны, за исключением плутония-239. Последний полностью сорбируется в придонном слое этих бассейнов. В основном водоносном горизонте бета-активность грунтовых вод не превышала $5 \cdot 10^{-10}$ кюри/л. Дальше всех в этих водах распространяется тритий. Другие радиоизотопы отмечаются на более ограниченной площади. Так, по данным на январь 1962 г., стронций-90 устанавливался на расстоянии не более 250 м от границ бассейнов (Reichert, 1962; Straub, 1966).

В Канаде жидкие радиоактивные отходы удаляются в грунтовые воды на атомном предприятии Чок-Ривер. Здесь залегают пески небольшой мощности. Уровень грунтовых вод находится неглубоко от поверхности земли. Эти воды дренируются непересыхающими болотами и небольшими прудами. С 1955 г. удаление жидких радиоактивных отходов производится в участке, находящемся между болотом и рекой. Пробы грунтовых вод, взятых из неглубоких скважин,

показывают, что радиоактивные продукты распространяются сравнительно недалеко от поглощающих устройств, на расстояние до 60 м (Mauson, 1958).

Из приведенного описания видно, что природная и санитарная обстановка, а также условия удаления радиоактивных отходов на каждом предприятии являются специфичными, поэтому характер и степень загрязнения подземных вод на разных предприятиях имеют свои особенности.

Как было указано ранее, возможность удаления жидких радиоактивных отходов в поглощающие горизонты определяется наличием благоприятной для этого гидрогеологической структуры, понимая под последней комплекс водоносных пород, залегающий в данном районе и характеризующийся свойственными ему условиями, определяющими водоприемную способность водоносных горизонтов, водные и сорбционные свойства пород, характер питания, движения и дренирования подземных вод и их химический состав, взаимосвязь вод между отдельными горизонтами и с поверхностными водами и т. д.

Гидрогеологические структуры и поглощающие горизонты с большой водоприемной способностью и со значительной изоляцией от поверхности земли, открытых водоемов и других водоносных горизонтов встречаются сравнительно редко, так как эти два условия зависят от факторов, которые в природной обстановке обычно исключают друг друга. Как правило, горизонт, обладающий большой водоприемной способностью, находится в зоне усиленного водообмена, имеет облегченные условия питания и дренирования и поэтому относительно хорошо связан с поверхностными и грунтовыми водами. Чем глубже залегает горизонт, тем он имеет более затрудненную связь с поверхностными и грунтовыми водами, но при прочих равных условиях обладает меньшей водоприемной способностью по сравнению с горизонтами, залегающими ближе к поверхности земли. Однако, чтобы поглощающий горизонт был достаточно изолирован, необязательно он должен залегать глубоко от поверхности земли, на глубине сотен и тысяч метров, под мощными толщами водонепроницаемых пород. Можно считать, что изоляция поглощающего горизонта является достаточной, если в местах естественного и искусственного его дренирования, а также в участках пород, имеющих хозяйственное значение (участки расположения месторождения полезных ископаемых), вода, поступающая от поглощающих устройств, практически не будет содержать радиоактивных веществ. Очист-

ка воды от радиоактивных веществ зависит от времени ее движения, а также от сорбционной способности водовмещающих пород, находящихся на пути движения этих вод.

Таким образом, изолированность поглощающего горизонта при удалении в него жидких радиоактивных отходов следует рассматривать не только с позиции геологических понятий (глубина его залегания, перекрытие толщами глин), но исходя и из гидродинамических условий этого горизонта и включающей его гидрогеологической структуры (характер и степень водообмена), а также в зависимости от состава горизонта, определяющего сорбционную способность водоносных пород и однородность движения в них подземных вод. Однако удаляемые жидкие радиоактивные отходы могут содержать и повышенное количество стабильных химических соединений, многие из которых имеют большую миграционную способность в подземных водах, как, например, сульфаты, хлориды, нитраты, некоторые органические вещества (фенолы) и др.

Указанные химические соединения практически не поглощаются горными породами, и уменьшение содержания их в загрязненных подземных водах происходит только при разбавлении последних водами естественных подземных потоков. Следовательно, когда удаляемые радиоактивные растворы содержат повышенное количество стабильных химических компонентов, условия питания, движения и дренирования поглощающего горизонта должны также обеспечить и устранение возможности загрязнения указанными стабильными веществами подземных и поверхностных вод, имеющих практическое значение.

При оценке гидродинамической изолированности того или иного поглощающего горизонта необходимо еще учитывать количество жидких отходов, которые намечено удалять в него, а также продолжительность работы поглощающих устройств. При удалении растворов в поглощающем горизонте и включающей его гидрогеологической структуре нарушается естественный режим подземных вод, причем интенсивность этого нарушения возрастает с увеличением количества закачиваемых растворов. Поэтому один и тот же поглощающий горизонт может быть достаточно изолирован при удалении в него небольших объемов растворов, а при закачке больших количеств будет оказываться уже ненадежным в санитарном отношении.

Таким образом, исходя из сказанного, следует, что для удаления жидких радиоактивных отходов могут быть ис-

пользованы различные горизонты горных пород, как залегающие неглубоко от поверхности земли, так и горизонты, находящиеся на большой глубине, если они удовлетворяют указанным выше основным санитарно-гидрогеологическим условиям. Далее рассматриваются достоинства и недостатки различных типов водоносных горизонтов при удалении в них указанных отходов.

Некоторыми преимуществами использования водоносных горизонтов грунтовых вод, приуроченных к мелкозернистым и среднезернистым песчаным породам, по сравнению с поглощающими горизонтами других типов являются следующие.

а) Значительная водоприемная способность этих горизонтов.

б) При движении загрязненные грунтовые воды разбавляются инфильтрирующимися атмосферными осадками, что является существенным дополнительным фактом уменьшения содержания радиоактивных и обычных химических веществ в этих водах.

в) Сравнительно небольшая стоимость и простота изысканий, сооружения поглощающих устройств и наблюдательных скважин, а также проведения наблюдений и контроля за движением радиоактивных веществ в грунтовых водах.

К недостаткам использования для удаления жидких радиоактивных отходов водоносных горизонтов грунтовых вод относятся следующие.

а) Загрязнение радиоактивными веществами, а в некоторых случаях и стабильными химическими соединениями пресных грунтовых вод, которые обычно имеют большое народнохозяйственное значение для использования их в качестве источников водоснабжения.

б) Интенсивный водообмен грунтовых вод и облегченная связь их с поверхностными водами и поверхностью земли вызывают необходимость отвода больших территорий для организации санитарно-защитных зон.

в) Возможность заболачивания и загрязнения больших территорий поверхности земли радиоактивными или химическими веществами вследствие подъема уровня грунтовых вод под влиянием удаления в них радиоактивных растворов.

Таким образом, водоносные горизонты грунтовых вод практически можно использовать только для удаления радиоактивных стоков, имеющих небольшую минерализацию и содержащих короткоживущие изотопы, при уверенности

в том, что полностью устраняется возможность возникновения указанных выше нежелательных последствий.

Совершенно недопустимо для удаления жидких радиоактивных отходов использование водоносных горизонтов грунтовых вод, приуроченных к крупнообломочным и скальным трещиноватым породам, залегающих неглубоко от поверхности земли в зоне интенсивного водообмена, даже в случае выбора поглощающего участка в большом удалении от мест дренирования подземных вод.

Крупнозернистые пески, гравийно-галечниковые отложения и скальные трещиноватые породы характеризуются небольшой сорбционной способностью, и воды в них в зоне интенсивного водообмена движутся с большими скоростями.

Необходимо еще отметить, что при изучении возможных путей движения загрязненных подземных вод в массивных трещиноватых скальных породах не всегда можно быть уверенным в том, что данные предварительных изысканий достаточно точно подтвердятся в дальнейшем в эксплуатационных условиях.

Гидрогеологические структуры, имеющие в своем составе артезианские горизонты, содержащие пресные или слабоминерализованные воды, часто способны принимать большие количества жидких отходов. По составу пород эти структуры могут быть весьма разнообразны. Однако в преобладающем большинстве случаев они представлены породами осадочного происхождения.

Поглощающие артезианские горизонты, приуроченные к осадочным образованиям, могут состоять из трещиноватых пород (известняки, доломиты и др.) или из рыхлых пород (пески и гравийно-галечниковые отложения), или из пород, в которых наряду с наличием сравнительно равномерно распределенных пор имеются открытые трещины (опоки, песчаники и др.).

Артезианские горизонты трещиноватых осадочных пород часто имеют очень большую водопоглотительную способность. Однако, учитывая неравномерное движение вод в трещиноватых породах и небольшую их активную пористость, а также низкие сорбционные свойства, использование поглощающих горизонтов этих пород для удаления жидких радиоактивных отходов должно быть ограничено следующими условиями.

а) Залегание кровли поглощающего горизонта должно быть ниже региональных базисов дренирования и глубоких

врезов древних погребенных долин, т. е. горизонт должен находиться в зоне относительно замедленного движения подземных вод.

б) Обязательное наличие в кровле горизонта выдержанных водоупорных толщ значительной мощности.

в) Отсутствие на значительных расстояниях от участка удаления радиоактивных растворов месторождений полезных ископаемых, добыча которых связана с откачкой воды или нефти из толщ пород, гидравлически связанных с поглощающим горизонтом. То же самое относится и к крупным водозаборам подземных вод.

Водопоглощающая способность артезианских горизонтов, сложенных рыхлыми осадочными породами, главным образом зависит от механического состава этих пород и мощности горизонта. Если гравийно-галечниковые и песчаные отложения не связаны цементом и мощность их значительная, то они могут иметь большую водопоглощающую способность.

К артезианскому горизонту, сложенному мелкозернистыми и среднезернистыми песками, выбранному для удаления в него жидких радиоактивных отходов, можно не предъявлять особых требований, если они залегают в гидрогеологической структуре, которая удовлетворяет указанным ранее основным санитарно-гидрогеологическим условиям.

Преимущества использования артезианских горизонтов, содержащих пресные или слабоминерализованные воды, следующие.

а) Часто большая водоприемная способность.

б) Из пресных и слабоминерализованных вод продукты деления относительно хорошо сорбируются горными породами.

в) При наличии у артезианских горизонтов выдержанной водоупорной кровли они имеют достаточно хорошую гидродинамическую изоляцию от верхних водоносных горизонтов, открытых водоемов и поверхности земли.

г) Возможность осуществления нагнетания радиоактивных растворов с сооружением и работой разгрузочных скважин без проведения мероприятий по обезвреживанию пресных природных вод, откачиваемых из разгрузочных скважин.

Основным недостатком осуществления нагнетания жидких радиоактивных отходов в рассматриваемые артезианские горизонты является загрязнение подземных вод, представляющих большую ценность для водоснабжения. Поэто-

му при решении вопросов об использовании указанных горизонтов для удаления в них радиоактивных отходов должна быть сделана в каждом отдельном случае сравнительная оценка выгоды осуществления этого мероприятия и ущерба, который будет нанесен водным ресурсам района.

Весьма надежную гидродинамическую изоляцию от верхних водоносных слоев, открытых водоемов и поверхности земли имеют горизонты, залегающие глубоко в недрах земли, обычно содержащие минерализованные воды. Указанные горизонты, лежащие на глубине сотен и тысяч метров, как правило, хорошо перекрыты мощными толщами водоупорных пород. Это обстоятельство является очень заманчивым для проведения закачки в них жидких радиоактивных отходов.

В настоящее время по водоприемной способности глубоких горизонтов имеются весьма интересные данные, полученные при закачке воды в нефтеносные пласты разрабатываемых нефтяных месторождений, с целью поддержания пластового давления, что дает возможность рациональнее использовать эти месторождения. Указанные работы широко ведутся с 40-х годов на нефтяных промыслах Азербайджана, Северного Кавказа, Второго Баку и в других районах. Имеется много опубликованных работ, освещающих теорию и практику заводнения нефтяных месторождений (Ф. С. Абдулин и В. А. Блажевич, 1959; М. А. Жданов и А. А. Карцев, 1958; Ю. П. Карапетов и Д. Е. Ольшванг, 1956; С. А. Лебедев и Ф. С. Абдулин, 1956; М. И. Максимов, 1955; В. Н. Щелкачев, 1959, и др.).

Изучение этих литературных материалов, а также данные, собранные в научно-исследовательских учреждениях и в нефтепромысловых управлениях, позволяют осветить ряд вопросов, имеющих важное значение для определения санитарных условий удаления жидких радиоактивных отходов в глубокие горизонты земли. Эти материалы показывают, что при благоприятных гидрогеологических условиях глубокие горизонты могут быть использованы для удаления жидких радиоактивных отходов. Однако при осуществлении закачки указанных отходов в эти горизонты может возникать ряд затруднений, из которых наиболее значительными являются следующие.

а) Вследствие того что глубокие горизонты имеют большей частью небольшую водоприемную способность, закачка в них нескольких сотен, а в некоторых случаях даже нескольких десятков кубических метров растворов в сутки

требует создания больших давлений. Необходимо учитывать, что на разрабатываемых нефтяных месторождениях в результате интенсивной откачки нефти и воды возникают глубокие и большие по площади депрессии пластового давления, что значительно повышает общую водопоглотительную способность рабочего горизонта. При удалении же жидких радиоактивных отходов создать такую обстановку значительно труднее по техническим и экономическим условиям. Так, например, работа разгрузочных скважин для снижения больших пластовых давлений в поглощающем горизонте осложняется тем, что откачиваемые природные воды из этих горизонтов обычно содержат десятки и даже сотни граммов в 1 л солей, что затрудняет обезвреживание этих вод, ибо непосредственное удаление их в открытые водоемы приведет к повышению минерализации вод указанных водоемов.

б) Из минерализованных вод радиоактивные вещества плохо сорбируются горными породами, что повышает миграционную способность этих веществ в указанных водах.

в) К глубоким горизонтам часто приурочены месторождения нефти, газа и подземных вод, содержащих полезные ископаемые (йод, бром и др.) или представляющих интерес для бальнеологических целей, поэтому закачка в эти горизонты радиоактивных растворов может привести к загрязнению этих объектов, имеющих большую ценность для народного хозяйства.

г) Большая сложность и высокая стоимость изучения и организации глубинного захоронения, сооружения и эксплуатации поглощающих устройств, а также проведения наблюдений за миграцией радиоактивных веществ в подземных водах во время и после закачки радиоактивных отходов.

Таким образом, глубокие горизонты горных пород большей частью могут рассматриваться лишь как приемники относительно небольших количеств радиоактивных жидких отходов.

Особым вопросом является использование для захоронения жидких радиоактивных отходов мощных соляных толщ. Указанному вопросу уделяется много внимания в США, где соляные отложения имеют большое распространение (Parker, Boegly и др., 1960).

Мощные соляные толщи, залегающие на глубине 100 м и более, являются практически абсолютно водоупорными породами. Находясь под большим гидростатическим давлением, каменная соль приобретает способность к пластической

текучести, поэтому в этих толщах обычно отсутствуют природные открытые трещины, по которым может продвигаться вода. Только в самой верхней части соляных толщ местами отмечаются трещины и пустоты, большей частью заполненные насыщенными рассолами, не способными растворять соль.

По сравнению с другими горными породами каменная соль имеет лучшую теплопроводность, что является благоприятным фактором для отвода тепла от участков захоронения высокоактивных отходов.

Для захоронения радиоактивных отходов могут использоваться старые отработанные соляные горные выработки, а также специально образованные полости.

Захоронение в выработки отработанных соляных шахт твердых радиоактивных отходов не представляет сложной проблемы, удаление же в эти выработки или в искусственно образованные полости жидких радиоактивных отходов связано с необходимостью решения ряда важных задач. В настоящее время в США проводятся большие исследовательские работы в лабораторных и полевых условиях по изучению механической устойчивости соляных полостей, влияния температуры и радиации на физико-химические свойства соли и т. д. Как отмечают Hemphill, Boegly и др. (1959), при температуре 200° пластичность соли становится уже значительной, что может нарушить устойчивость полости. Кроме того, при удалении радиоактивных растворов могут возникать явления растворения кровли соляных выработок и камер, что связано с образованием в этой кровле конденсационных вод вследствие испарения растворов, нагреваемых в результате распада радиоактивных веществ (Struxness и Blomeke, 1958). При удалении высокоактивных жидких радиоактивных отходов, содержащих в большом количестве нитраты, могут образовываться газы в результате взаимодействия нитратов с хлористым натрием (Захоронение радиоактивных отходов в землю. Вена, 1966).

Из приведенных выше материалов видно, что различные типы водоносных горизонтов имеют свои достоинства и недостатки при использовании их для удаления жидких радиоактивных отходов, которые необходимо учитывать всегда, когда выбирается гидрогеологическая структура для захоронения этих отходов, проектируются поглощающие устройства и разрабатываются санитарные охранные мероприятия по изоляции удаляемых отходов от внешней среды.

4. Требования к устройству пунктов захоронения жидких радиоактивных отходов и к режиму их эксплуатации

При оценке санитарной надежности захоронения жидких радиоактивных отходов в поглощающие горизонты, кроме определения распространения в подземных водах радиоактивных веществ, в ряде случаев может еще возникнуть необходимость прогнозирования еще следующих явлений:

а) Повышения уровня грунтовых вод или пластового давления в поглощающих напорных горизонтах, вызванного закачкой жидких отходов.

б) Разогрева горных пород и растворов вблизи поглощающих устройств под влиянием распада радиоактивных веществ.

в) Взаимодействия удаленных растворов с горными породами и природными подземными водами вследствие появления химических реакций и реакций радиолиза с образованием газообразных или других нежелательных веществ.

Вопросы прогнозирования повышения уровня подземных вод под влиянием работы водозаборных или поглощающих сооружений освещаются во многих гидрогеологических работах (Г. Н. Каменский, 1943; С. К. Абрамов, 1955; Н. В. Щелкачев, 1959; В. М. Шестаков, 1961; Н. Н. Биндеман, 1963, и др.), поэтому считаем возможным не останавливаться на них.

В зависимости от количества удаляемых растворов и водоприемной способности напорного (артезианского) горизонта закачка этих растворов может происходить без создания давлений выше поверхности земли (самотеком) или при нагнетании растворов под давлением, превышающим уровень поверхности земли. Однако большое повышение уровня подземных вод значительно осложняет процесс закачки жидких отходов в напорные горизонты. При ненадежной водоупорной кровле или подошве увеличивается опасность проникновения загрязненных вод из поглощающего горизонта в другие водоносные горизонты, а когда пластовое давление превышает уровень поверхности земли, то возникают условия для прорыва заканчиваемых растворов и загрязненных подземных вод на указанную поверхность через стволы, межтрубные и затрубные пространства поглощающих, наблюдательных и разведочных скважин. Это еще более усугубляется в том случае, если на участке удаления отходов имеется не одна, а несколько поглощающих скважин, рабо-

тающих в условиях взаимодействия. Следовательно, нагнетание радиоактивных растворов под давлением выше поверхности земли может только осуществляться в горизонты, надежно перекрытые водоупорными породами.

Создание пластового давления выше поверхности земли при закачке радиоактивных растворов в напорные водоносные горизонты затрудняет также производство ремонтных работ по восстановлению приемистости скважин, так как при открытии устья этих скважин может происходить самоизлив растворов и загрязненных вод. Указанный самоизлив будет продолжаться до тех пор, пока упругость воды и пород в поглощающем горизонте не снизится до уровня поверхности земли.

Когда поглощающие скважины работают с уровнем растворов ниже поверхности земли (самотеком), то условия работы этих скважин более простые и менее опасные. Поэтому такому водному режиму работы поглощающих скважин следует отдавать предпочтение.

Прогноз повышения температуры пород и удаленных радиоактивных растворов вследствие выделения энергии распада радиоактивных веществ является слабо разработанной и сложной задачей. Трудность решения ее обусловлена тем, что на повышение температуры пород и находящихся в них растворов оказывают влияние не только энергия радиоактивного излучения, но и другие явления: теплообмен внутри загрязненной зоны водоносного горизонта, интенсивность теплоотдачи в участки, окружающие эту зону, перенос тепла растворами, движущимися в породах от поглощающих устройств, и т. д. Для того чтобы количественно учесть влияние всех этих явлений, необходимы в каждом отдельном случае составление сложной расчетной схемы и разработка ее математического решения. Так, например, для условий постоянного удаления жидких радиоактивных отходов в поглощающую скважину Е. Д. Мальцевым, Ф. П. Юдиным, В. С. Шаминым и П. Ф. Долгих (1962) предложены методы определения температурного поля. Эта задача рассматривается авторами без учета концентрации радиоактивных веществ вследствие сорбции их на водовмещающих породах. Расчет числового примера, выполненный указанными авторами, показал, что повышение температуры в рабочем горизонте вблизи поглощающей скважины имеет выравненный характер по мощности горизонта с резким уменьшением температуры у его кровли и подошвы (рис. 45). Используя указанный характер распределения температур в рабочем

поглощающем горизонте, для получения ориентировочных данных повышения температуры в поглощающем горизонте можно предложить упрощенную расчетную схему. По этой схеме получаются заведомо завышенные данные, что обеспечивает более высокую степень безопасности при прогнозировании возможности возникновения нежелательных последствий.

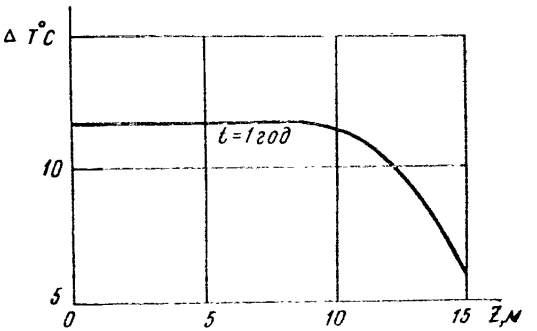


Рис. 45. Изменение температуры песчаного пласта мощностью 30 м у поглощающей скважины через 1 год после удаления в нее жидких радиоактивных отходов с содержанием стронция-90 1 кюри/л в количестве 300 м/сутки (по Е. Д. Мальцеву, Ф. П. Юдину, В. С. Шамину, П. Ф. Долгих, 1962).

Z — вертикальное расстояние от середины пласта.

В предлагаемой упрощенной схеме рассматривается изолированный объем водоносного горизонта, разогревающийся под влиянием энергии бета-распадов и гамма-квантов, излучаемых радиоактивными веществами, без рассеивания гамма-квантов и теплоотдачи в окружающие участки, а также без уноса тепла движущимися растворами и подземными водами. Значит, в этой схеме разогрев пород и удаленных в них растворов главным образом зависит от концентрации радиоизотопов, энергии бета-распадов и гамма-квантов.

В табл. 47 приведены данные о средней энергии бета-распадов и гамма-квантов продуктов деления, обычно содержащихся в жидких радиоактивных отходах.

Из табл. 47 видно, что наибольшую энергию бета-распада и гамма-квантов имеет родий-106, образующийся при распаде рутения-106, с которым он находится в равновесии. Но рутений-106 имеет относительно небольшой период по-

лураспада и очень плохо сорбируется горными породами. Поэтому он не может дать больших концентраций родия-106 вблизи поглощающих устройств, а следовательно, и заметно влиять на повышение температуры пород и удаленных растворов.

Таблица 47

Характеристика энергии бета-распадов и гамма-квантов основных продуктов деления (Н. Г. Гусев, 1956)

Радионзотоп	Период полураспада	Средняя энергия одного распада E_β, Мэв	Средняя энергия гамма-квантов E_γ, Мэв	Выход гамма-квантов на 1 распад n
Стронций-89	54 дня	0,57	—	—
Стронций-90	28 лет	0,20	—	—
Иттрий-90	2,54 дня	0,89	—	—
Цирконий-95	65 дней	0,16	0,719	0,99
Ниобий-95	39 »	0,046		
Рутений-106	360 »	0,011	—	—
Родий-106	30 секунд	1,42	0,607	0,34
Цезий-137	33 года	0,16	—	—
Цезий-137	33 »			
↓				
Барий-137	2,6 минуты	—	0,661	0,92
Церий-144	282 дня	—	—	—
↓				
Празеодим-144	17,5 минуты	1,35	0,078 1,29	0,51 0,04

Относительно значительная суммарная энергия бета-распада отмечается у стронция-90 и иттрия-90, находящихся в равновесии друг с другом, а также у церия-144 с празеодимом-144. На разогрев пород и удаленных растворов может также оказывать существенное влияние содержание цезия-137. Этот радиоизотоп хотя и имеет мягкое бета-излучение, но дочерний его продукт барий-137 характеризуется жесткой энергией гамма-квантов.

Остальные радиоизотопы, указанные в табл. 47, по энергии бета-распадов и гамма-квантов, а также по величине периода полураспада могут иметь лишь подчиненное значение.

При удалении жидких радиоактивных отходов в поглощающие горизонты следует рассматривать два периода разогрева пород и находящихся в них растворов.

Первый период охватывает время, в течение которого производятся работы по спуску жидких отходов в поглощаю-

щие устройства. В этом периоде в участках горизонта, примыкающих к указанным устройствам, содержание радиоактивных изотопов остается постоянным, так как новые порции отходов, все время насыщая породы этими изотопами, компенсируют в них радиоактивный распад ранее накопившихся изотопов.

Второй период наступает после прекращения спуска жидких радиоактивных отходов в поглощающий горизонт. Вследствие отсутствия постоянного поступления отходов содержание радиоизотов в породах и в удаленных растворах постепенно уменьшается благодаря их радиоактивному распаду.

По предлагаемой упрощенной расчетной схеме повышение температуры в рабочем горизонте вблизи поглощающей скважины при удалении в нее жидких радиоактивных отходов может быть определено следующими уравнениями:

а) в первом периоде:

$$\Delta T_1^0 = \frac{45 t_1}{\overline{C}_в + \frac{\delta}{p}\overline{C}_n} \Sigma C_{0i}\left(1 + \frac{1}{h_i}\right)(E_{\beta i} + n_i E_{\gamma i}); \qquad \text{(VII-1)}$$

б) во втором периоде:

$$\Delta T_2^0 = \frac{65}{\overline{C}_в + \frac{\delta}{p}\overline{C}_n} \cdot \Sigma T_i C_{0i}\left(1 + \frac{1}{h_i}\right)(E_{\beta i} + n_i E_{\gamma i})\left(1 - e^{-\frac{0{,}693 t_2}{T_i}}\right), \qquad \text{(VII-2)}$$

где:

ΔT_1^0 — повышение температуры в первом периоде;

ΔT_2^0 — то же во втором периоде;

t_1 — время от начала первого периода;

t_2 — то же от начала второго периода;

δ — объемный вес водовмещающей породы;

p — общая пористость водовмещающей породы;

$\overline{C}_в$ — теплоемкость воды в килокалориях на 1 л;

$\overline{C}_n$ — теплоемкость водовмещающей породы в килокалориях на 1 кг;

C_{0i} — исходная концентрация в удаляемом растворе каждого радиоизотопа в кюри/л;

h_i — распределительное отношение каждого радиоизотопа:

$E_{\beta i}$ — средняя энергия бета-распада у каждого радиоизотопа в Мэв;

$E_{\gamma i}$ — средняя энергия одного гамма-кванта у каждого радноизотопа в Мэв;

n_i — выход гамма-квантов на один распад у каждого радиоизотопа;

T_i — период полураспада каждого радиоизотопа.

Одним из главных условий устранения нежелательных реакций взаимодействия удаленных жидких радиоактивных отходов с породами и природными водами поглощающего горизонта является соблюдение их химической совместимости.

При выполнении этого условия можно избежать образования газообразных и других веществ, обусловливающих возникновение явлений, затрудняющих безопасную работу поглощающих устройств.

Подземные воды в преобладающем большинстве имеют активную реакцию, близкую к нейтральной, поэтому и удаляемые жидкие радиоактивные отходы должны быть перед спуском нейтрализованы. Если в поглощающий горизонт, сложенный породами, содержащими карбонаты, будут удаляться отходы с кислой реакцией, то это приведет к интенсивному образованию углекислого газа. Наоборот, удаление отходов с сильно щелочной реакцией может вызвать возникновение коллоидов, что тоже весьма нежелательно, так как коллоиды могут кальматировать рабочую часть поглощающего устройства и уменьшать ее поглотительную способность.

Большое количество сероводорода будет образовываться при удалении жидких отходов, содержащих органические соединения, в поглощающий горизонт, вода которого имеет повышенное содержание сульфатов. Газообразование в поглощающем горизонте может возникнуть и при удалении жидких отходов, содержащих повышенные количества нитратов, вследствие жизнедеятельности денитрифицирующих бактерий, присутствующих в природных подземных водах или в самих жидких отходах. В этом случае в поглощающем горизонте будет накапливаться азот. Как указывалось в главе III, в природных подземных водах обитают и другие бактерии (гнилостные, десульфурирующие, образующие метан, и др.), которые при поступлении с отходами соответствующих питательных химических веществ могут тоже образовывать различные газы.

Кроме бактерий, обитающих в природных подземных водах, не исключено попадание их в поглощающий горизонт с самими жидкими отходами. Для устранения этого жидкие отходы могут хлорироваться перед закачкой их в скважины (Straub, 1966) или подвергаться другой бактерицидной обработке.

Жидкие радиоактивные отходы с высоким уровнем радиоактивности могут обусловить в поглощающем горизонте

возникновение реакций радиолиза воды с образованием водорода и перекиси водорода. Количество этих продуктов радиолиза воды зависит от вида и энергии излучения (табл. 48).

Таблица 48

Разложение воды при радиоактивном облучении [1]

Вид излучения	Энергия излучения КЭВ	Начальный выход водорода молекул/100 эв
Электроны	1 000	0,2—0,5
Бета-частицы	5	0,1—0,4
Дейтроны	8 000	0,54
Альфа-частицы	5 000	2,0
Излучение ядерного реактора	—	1,0

[1] Радиохимия и химия ядерных процессов. М., 1960.

Радиоактивные излучения могут оказывать непосредственное действие и на соли, содержащиеся в воде, а также косвенное действие на них через первичные продукты радиолиза воды с образованием газообразных веществ.

Вопросы радиолиза воды и разложения содержащихся в ней солей освещаются в специальной литературе (А. И. Бах, 1955; Действие ионизирующих излучений на неорганические и органические системы, 1958; Радиохимия и химия ядерных процессов, 1960).

Независимо от водного режима, возникающего при удалении радиоактивных растворов, а также от типа и конструкции поглощающего устройства работа этих сооружений должна удовлетворять следующим общим санитарным условиям.

а) При работе поглощающих сооружений не должно происходить загрязнения радиоактивными веществами рабочих помещений, поверхности земли и водоносных горизонтов, залегающих выше и ниже горизонта, принимающего удаляемые растворы. Устранение загрязнения водоносных горизонтов, залегающих выше поглощающего горизонта, должно достигаться правильным выполнением конструкции поглощающих сооружений (рис. 46).

б) Все работы, связанные с удалением радиоактивных отходов, а также применяемое при этом оборудование, насосные станции, подводящие сети и т. д. должны удовлетворять действующим санитарным правилам работы с радиоактивными веществами.

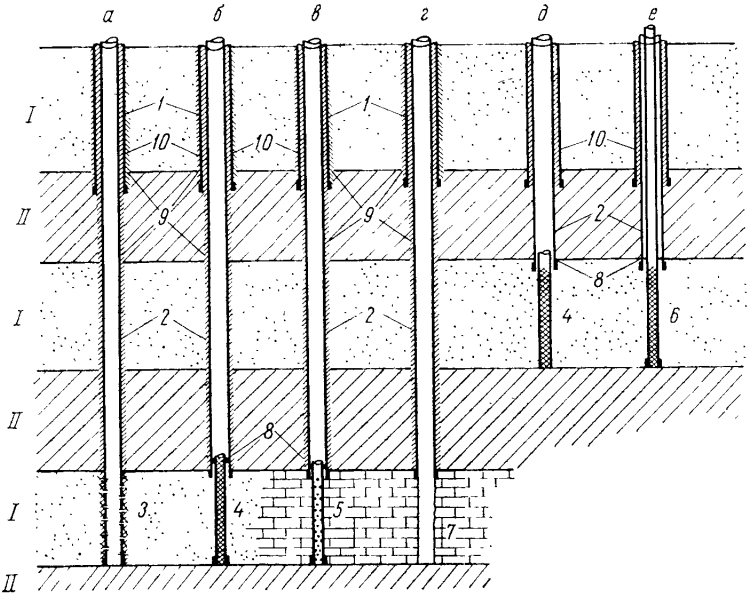


Рис. 46. Схема конструкции поглощающих скважин.

I — водоносные породы; *II* — водоупорные породы; *а, б, в, г* — скважины, пробуренные вращательным способом; *д, е* — скважины, пробуренные ударным способом; *1* — кондуктор; *2* — основная (эксплуатационная) колонна обсадных труб; *3* — прострелы обсадной колонны для вскрытия поглощающего горизонта; *4* — фильтровая колонна, опущенная «впотай»; *5* — перфорированная колонна, опущенная «впотай»; *6* — фильтровая колонна, доведенная до устья скважины; *7* — открытая приемная часть скважины; *8* — сальник; *9* — затрубная цементация; *10* — межтрубная цементация.

В случае удаления жидких радиоактивных отходов выше уровня поверхности земли, устья всех нагнетательных, а также наблюдательных скважин, расположенных в зоне повышенного пластового давления (выше уровня поверхности земли), должны быть постоянно закрыты надежными, полностью герметичными устройствами.

Основным санитарным требованиям к пункту удаления жидких радиоактивных отходов в поглощающие горизонты является возможность организации в его окружении сани-

тарно-защитной зоны, что наряду с наличием благоприятной гидрогеологической структуры определяет выбор местоположения этого пункта. Независимо от сказанного следует стремиться к тому, чтобы пункт удаления жидких радиоактивных отходов был расположен возможно ближе к объекту образования указанных отходов, как, например, близ территорий атомной электростанции. Это позволяет уменьшить длину подводящих трубопроводов и других коммуникаций, необходимых для работы пункта захоронения.

По характеру возможного вредного влияния радиоактивных отходов, удаленных в недра земли, на внешнюю среду и по условиям производства работ по захоронению этих отходов санитарно-защитные зоны должны состоять из трех поясов.

В первом поясе должны находиться все поглощающие и вспомогательные сооружения.

Во второй пояс включается территория, в которой имеется потенциальная возможность радиоактивного или химического загрязнения воды водоносных горизонтов и горных пород, имеющих хозяйственное значение, а также открытых водоемов и поверхности земли. В некоторых случаях для установления границ второго пояса можно учитывать разбавление загрязненных вод чистыми водами естественных подземных потоков, если это имеет практическое значение.

При определении расчетным методом положения границ второго пояса необходимо всегда помнить, что получаемые величины являются сугубо ориентировочными, поэтому расположение этих границ должно уточняться, исходя из конкретных материалов изучения гидрогеологических и санитарных условий данного района.

Основными санитарно-охранными мероприятиями в пределах второго пояса санитарно-защитных зон является ограничение получения подземных вод для водоснабжения, а также ограничение устройства горных и строительных выработок, работающих с водоотливом, и использование месторождений нефти, природного газа и минеральных вод.

Третий пояс санитарно-защитной зоны устанавливается для исключения возможности подсасывания вод, загрязненных радиоактивными веществами, крупными водозаборами подземных вод, горными выработками, работающими с большим водоотливом, или скважинами разрабатываемых нефтяных, газовых и других месторождений. Поэтому указанные сооружения не должны быть расположены на территории этого пояса.

Размеры третьего пояса, как и второго, следует устанавливать, исходя из данных изучения геологических и гидрогеологических условий района, количества намеченных к удалению радиоактивных отходов, их состава и концентрации. Но, кроме того, необходимо учитывать дебит сооружений, откачивающих воду или нефть, предполагаемые в перспективе в окружающем районе.

Ориентировочные данные по размеру третьего пояса санитарно-защитной зоны необходимо иметь уже на стадии выбора участка захоронения жидких радиоактивных отходов, чтобы этот пункт разместить в таких условиях, в которых в дальнейшем не потребовалось бы ставить вопрос о прекращении работы действующих или ограничивать строительство новых подземных водозаборов, горнодобывающих предприятий, нефтяных промыслов и т. д. Это должно решаться на основании имеющихся материалов, но в некоторых случаях может возникнуть необходимость в проведении дополнительных геологических и гидрогеологических исследований.

Для обоснования выбора места удаления жидких радиоактивных отходов, проектирования схемы удаления и конструкции поглощающих устройств, а также для проектирования санитарно-защитной зоны пункта захоронения указанных отходов необходимо проведение большого комплекса исследовательских работ, состоящих из гидрогеологических изысканий, исследований сорбционной способности горных пород и изучения санитарных и экономических условий территории и района расположения намечаемого пункта удаления указанных отходов.

Исследовательские работы не должны оканчиваться на стадии проектирования и сооружения пункта захоронения. В процессе эксплуатации этого пункта необходимо также проводить постоянные наблюдения за количеством и составом удаляемых жидких радиоактивных отходов, за изменением уровня и состава подземных вод, а также за повышением температуры в поглощающем и других водоносных горизонтах, за количеством и составом воды, откачиваемой из водозаборных скважин, колодцев горных выработок и из источников, находящихся на территории санитарно-защитной зоны. и т. д.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Образование радиоактивных отходов и радиоактивных продуктов ядерных взрывов является отрицательной стороной развития атомной энергетики и работ, связанных с использованием радиоактивных веществ в различных отраслях народного хозяйства, в научных и лечебных учреждениях. Отсутствие правильно организованного обезвреживания этих отходов и бесконтрольное образование указанных продуктов могут привести к значительному загрязнению внешней среды радиоактивными веществами. В связи со сказанным вопросы охраны внешней среды, в том числе и подземных вод, от загрязнения ее радиоактивными веществами в настоящее время имеют очень большое санитарное и народнохозяйственное значение. Разработка и внедрение эффективных методов этой охраны позволят обеспечить безопасные условия жизни людей и создать благоприятные перспективы для развития использования весьма полезных свойств радиоактивных веществ.

Обезвреживание радиоактивных отходов является сложной и актуальной проблемой. Поэтому главная задача ближайших лет состоит в том, чтобы разработать и использовать в промышленных масштабах такие технологические процессы производств, при которых получалось бы возможно меньшее количество указанных отходов.

Твердые и жидкие радиоактивные отходы образуются на многих предприятиях и в учреждениях. В большинстве на каждом объекте количество этих отходов небольшое. Для того чтобы на территории страны создавалось меньше мест загрязнения радиоактивными отходами, существующим санитарным законодательством предусматривается создание централизованных пунктов захоронения этих отходов. Как исключение допускается устройство своих пунктов захоронения на некоторых предприятиях, где образуются радиоактивные отходы в значительном количестве, как, например, на атомных электростанциях.

Для лучшей изоляции удаленных радиоактивных отходов могильники для них следует устраивать подземными. При этом радиационная безопасность отходов должна обеспечиваться выбором участка, природные условия которого устраняют миграцию радиоактивных веществ во внешнюю среду, в том числе и в подземные воды, а санитарное состояние и использование прилегающего района позволяют организовать санитарно-защитную зону в окружении пункта захоронения.

Захоронение радиоактивных отходов в землю следует проводить в твердом состоянии выше уровня подземных вод, так как из всех веществ, находящихся в недрах Земли, подземные воды являются наиболее подвижными. Однако там, где образуются жидкие радиоактивные отходы в значительных количествах (атомные электростанции, крупные научные учреждения, занимающиеся вопросами использования радиоактивных веществ), не всегда можно выполнить отверждение этих отходов вследствие слабой разработанности эффективных методов их отверждения. Поэтому жидкие радиоактивные отходы следует очищать и повторно использовать очищенные воды в оборотном производственном водоснабжении данного предприятия. Но в отдельных случаях при невозможности осуществления этого и при наличии благоприятных гидрогеологических условий как вынужденное решение возможно осуществление непосредственного удаления жидких радиоактивных отходов в поглощающие горизонты горных пород. Наличие благоприятных гидрогеологических условий должно устанавливаться в каждом отдельном случае проведением необходимых гидрогеологических, физико-химических, санитарных и других исследований.

Надежность гидрогеологических условий при непосредственном удалении в поглощающие горизонты жидких радиоактивных отходов зависит также от объема этих отходов. При большем объеме удаляемых отходов увеличиваются скорости движения загрязненных подземных вод, скорее происходит насыщение горных пород сорбированными радиоактивными веществами и повышается пластовое давление в поглощающем горизонте, а поэтому возможность возникновения опасных санитарных последствий облегчается. Следовательно, нужно стремиться удалять в поглощающие горизонты возможно меньшие объемы жидких отходов.

В окружении участков удаления радиоактивных отходов возможно радиоактивное загрязнение подземных вод и горных пород. Это может наносить ущерб природным ресурсам

страны и интересам различных отраслей народного хозяйства. Следовательно, когда выбирается место для организации удаления радиоактивных отходов, необходимо в каждом отдельном случае объективно сопоставить выгоду проведения этого мероприятия с ущербом, который может быть нанесен другим отраслям народного хозяйства. В зависимости от полученных результатов указанной сравнительной оценки следует принимать то или иное решение, при этом главным критерием должно быть обеспечение безопасных условий жизни населения.

Методы определения распространения радиоактивных веществ в подземных водах по состоянию уровня современных знаний в настоящее время дают весьма ориентировочные результаты. Кроме трудности составления расчетных схем, достаточно точно отвечающих действительным природным и санитарным условиям, параметры водных и особенно сорбционных свойств водоносных пород, в большинстве случаев полученные в лабораторных экспериментах, не всегда точно характеризуют породы в их естественном залегании. Это говорит о том, что при решении различных санитарно-гидрогеологических вопросов контролируемого удаления радиоактивных отходов в недра необходимо исходить не только из результатов, полученных расчетными методами гидродинамики и теории сорбционных процессов, но и из материалов изучения общей гидрогеологической и санитарной обстановки исследуемого района.

В заключение необходимо еще раз отметить, что вопросы охраны подземных вод от загрязнений, в том числе и от радиоактивных, в настоящее время являются очень важными для сохранения водных ресурсов страны и обеспечения нормальных условий жизни населения.

ЛИТЕРАТУРА

А. Отечественная

Абдулин Ф. С., Блажевич В. А. Освоение нагнетательных скважин. М., 1959.

Абрамов С. К. Гидрогеологические расчеты притока воды в котлованы и искусственного понижения уровня грунтовых вод. М., 1952.

Абрамов С. К. Гидрогеологические расчеты вертикальных дренажей при осушении угольных месторождений. М., 1955.

Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. Изд. АН СССР, М., 1963.

Альтовский М. Е. В сб.: Проблемы гидрогеологии. М., 1960, стр. 299.

Альтовский М. Е. В сб.: Сборник статей по вопросам гидрогеологии и инженерной геологии. Изд. МГУ, М., 1962, стр. 51.

Альтовский М. Е., Кузнецов З. И., Швец В. М. Образование нефти и формирование ее залежей. М., 1958.

Аравин В. И., Нумеров С. Н. Теория движения жидкостей и газов в недеформируемой пористой среде. М., 1953.

Батурин В. П. Палеогеография по терригенным компонентам. АЗОТИ, Баку—Москва, 1937.

Бах А. И. Действие излучений на водные растворы неорганических солей. Сессия Отделения химических наук АН СССР по мирному использованию атомной энергии. Изд. АН СССР, М., 1955, стр. 23.

Белицкий А. С. Гиг. и сан., 1958, 10, стр. 23.

Белицкий А. С. В сб.: Санитарно-гигиенические вопросы планировки и водоснабжения совхозов и колхозов. М., 1958, стр. 68.

Белицкий А. С., Книжников В. А., Агранат В. З. Мед. радиол., 1960, 11, 62.

Белицкий А. С., Орлова Е. И. Гиг. и сан., 1960, 6, 3.

Белый Л. Д. Основные вопросы теории и практики инженерной геологии в гидроэнергостроительстве. М—Л., 1957.

Биндеман Н. Н. Разведка и охрана недр. М., 1959, 2, стр. 37.

Биндеман Н. Н. Оценка эксплуатационных запасов подземных вод. М., 1963.

Брусиловский С. А. Гидрохимические материалы. Т. XXXV. Изд. АН СССР, 1963, стр. 46.

Быкова Е. Л. В сб.: Проблемы гидрогеологии. М., 1960, стр. 306.

Воларович М. П., Чураев Н. В. Исследование торфа при помощи радиоактивных изотопов. Изд. АН СССР. М., 1960.

Волкова М. Я., Махонина Г. И. и др. Почвоведение, 1964, 3, 52.

Гапон Е. Н., Гапон Т. Б. Журн. прикладн. хим., 1948, 21, 9, 937.

Гапон Е. Н., Гапон Т. Б. Журн. физ. хим., 1948, XXII, 7, 859.

Гапон Е. Н., Гапон Т. Б. Журн. физ. хим., 1948, XXII, 8, 979.

Гедройц К. К. Учение о поглотительной способности почв. Избранные сочинения. Т. 1. М., 1955.

Германов А. И., Батулин С. Г. и др. В сб.: Ядерное горючее

и реакторные металлы. Труды II Международной конференции по мирному использованию атомной энергии. Т. III. Женева, 1958 (Доклады советской делегации). М., 1959, стр. 134.
Германов А. И., Сауков А. А. В сб.: Исследования в области геологии, химии и металлургии. Труды I Международной конференции по мирному использованию атомной энергии. Женева, 1955 (Доклады советской делегации). Изд. АН СССР. М., 1955, стр. 3.
Гребенщикова В. И., Давыдов Ю. П. Радиохимия, 1961, III, 2, 155.
Гребенщикова В. И., Давыдов Ю. П. Радиохимия, 1965, VII, 2, 191.
Гречушкина М. П. Таблицы состава продуктов мгновенного деления урана-235, урана-238 и плутония-239. М., 1964.
Грим Р. Е. Минералогия глин. М., 1956.
Губкин И. М. Учение о нефти. ОНТИ. М.—Л., 1932.
Гусев Н. Г. Справочник по радиоактивным излучениям и защите. М., 1956.
Действие ионизирующих излучений на неорганические и органические системы. Изд. АН СССР. М., 1958.
Дерягин Б. В. В сб.: Университет физической химии и энергетики им. акад. М. Д. Зелинского. ВСНИТО, М., 1937, В. I, стр. 41.
Евсеева Л. С., Перельман А. И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. М., 1962.
Жданов М. А., Карцев А. А. Нефтепромысловая геология и гидрогеология. М., 1958.
Заборенко К. Б., Завальская А. В. и др. Радиохимия, 1959, 1, 4, 387.
Зайнц Й. Сборник докладов конференции специалистов стран — членов СЭВ по проблеме обезвреживания радиоактивных отходов (ЧССР, г. Брно, 22—27 июня 1964 г.). Постоянная комиссия по использованию атомной энергии в мирных целях СЭВ. М., 1965, стр. 148.
Захоронение радиоактивных отходов в землю (Материалы совещания экспертов МАГАТЭ). Международное агентство по атомной энергии. Вена, 1966.
Каменский Г. Н. Основы динамики подземных вод. М., 1943.
Карапетов К. А., Ольшванг Д. Е. В сб.: Вопросы технологии эксплуатации нефти. Труды АЗНИИ по добыче нефти. В. III, Азнефтеиздат. Баку, 1956, стр. 32.
Клечковский В. М., Гулякин И. В. Почвоведение, 1958, 3, 51.
Клечковский В. М., Целищева Г. Н. В сб.: О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступление в растения и накопление в урожае. Изд. АН СССР. М., 1956, стр. 3.
Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф. и др. Радиохимия, 1962, IV, 2, 227.
Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф. и др. Радиохимия, 1961, III, 2, 199.
Коноплянцев А. А., Ковалевский В. С. и др. Естественный режим подземных вод и его закономерности. М., 1963.
Кузовлев Г. М. Специальные гидротехнические сооружения на атомных предприятиях. М., 1966.
Ласкорин Б. Н., Метальников С. С. и др. В сб.: Ядерное горючее и реакторные металлы. Труды II Международной конфе-

ренции по мирному использованию атомной энергии. Т. III. Женева, 1958 (Доклады советской делегации). М., 1959, стр. 259.
Лебедев С. А., Абдулин Ф. С. и др. Исследование нагнетательных скважин. М., 1956.
Лобанская Н. П. Грунтовой сток на территории Европейской части СССР. Информационные материалы № 2. Изд. ВНИИ Водгео, М., 1959.
Ломизе Г. М. Фильтрация в трещиноватых породах. М.—Л., 1951.
Максимов М. И. Нефтяное хозяйство. М., 1955, 8, 22.
Мальцев Е. Д., Юдин Ф. П. и др. Атомная энергия, 1962, 12, 1, 36.
Марей А. Н. Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. М., 1958.
Молчанова И. В., Титлянова А. А. Радиохимия, 1965, VII, 6, 687.
Минкин Е. Л. Гиг. и сан., 1965, 4, 20.
Минкин Е. Л. Гиг. и сан., 1965, 10, 15.
Мятиев А. Н. Известия АН СССР. Отделение технических наук, 1947, 9, 65.
Нифонтов Б. И., Протопопов Д. Д. и др. Подземные ядерные взрывы. М., 1965.
Новик-Кочан В. П. В сб.: Советская геология. М., 1965, 6, 122.
Отходы атомной промышленности (природа, использование и удаление). Перевод с английского под редакцией Н. Е. Брежневой и др. М., 1963.
Парамонов В. И., Латышев Е. Ф. Радиохимия, 1959, 1, 4, 407.
Пермяков А., Драновский А. и др. Обезвреживание радиоактивных отходов в районе с высоким стоянием подпочвенных вод. Сборник докладов конференции специалистов стран — членов СЭВ по проблеме обезвреживания радиоактивных отходов (ЧССР. г. Брно, 22—27 июня 1964 г.). Постоянная комиссия по использованию атомной энергии в мирных целях СЭВ. М., 1965, стр. 18.
Петров Р. В., Правецкий В. Н., Степанов Ю. С. и др. Защита от радиоактивных осадков. М., 1963.
Плотников Н. И. Водоснабжение горнорудных предприятий. М., 1959.
Плотников Н. И. В сб.: Вопросы формирования химического состава подземных вод. Изд. МГУ. М., 1963, стр. 164.
Плотников Н. И., Сыроватко М. В., Щеголев Д. И. Подземные воды рудных месторождений. М., 1957.
Приклонский В. А. Грунтоведение. Ч. II. М., 1952.
Приклонский В. А. Грунтоведение. Ч. I. М., 1955.
Прохоров В. М. Атомная энергия, 1965, 6, 631.
Прохоров В. М., Фрид А. С. Радиохимия, 1965, 4, 496.
Прохоров В. М., Фрид А. С. Почвоведение, 1966, 3, 68.
Прохоров В. М., Чай Дянь-ин. Радиохимия, 1963, 5, 639.
Прохоров В. М., Чай Дянь-ин. Почвоведение, 1963, 7, 639.
Пустовалов Л. В. Петрография осадочных пород. Ч. I и II. М—Л., 1940.
Радиационная гигиена. Т. II. Под ред. А. Н. Марея. М., 1962.
Радиохимия и химия ядерных процессов. Под ред. А. Н. Мурина, Д. Д. Нефедова и др. Л., 1960.
Рачинский В. В. ДАН СССР, 1953, 88, 4, 701.
Рачинский В. В. ДАН СССР, 1953, 88, 5, 883.

Рачинский В. В. В сб.: Исследование в области ионообменной хроматографии. Изд. АН СССР. М., 1957, стр. 24.
Рачинский В. В. Изв. ТСХА, 1961, 3 (40), 61.
Рачинский В. В. Введение в общую теорию динамики сорбции и хроматографии. М., 1964.
Рачинский В. В., Тодес О. М. Журн. физ. хим. М., 1956, XXX, 2, 407.
Роде А. А. Почвенная влага. Изд. АН СССР. М., 1952.
Роде А. А. Почвоведение. М.—Л., 1955.
Рожкова Е. В., Разумная Е. Г. и др. В кн.: Ядерное горючее и реакторные металлы (Труды II Международной конференции по мирному использованию атомной энергии. Т. III. Женева, 1958 (Доклады советской делегации). М., 1959, стр. 13.
Роза С. А. Гидротехническое строительство. М., 1950, 9, 45.
Ромм Е. С. В сб.: Трещиноватые породы и их коллекторские свойства. Труды ВНИГРИ. В. 121. Л., 1958, стр. 217.
Руденко Ф. А. Гидрогеология Украинского кристаллического массива. М., 1958.
Рухин Л. Б. Основы литологии (учение об осадочных породах). М.—Л., 1953.
Салдадзе К. М., Пашков А. Б., Титов В. С. Ионообменные высокомолекулярные соединения. М., 1960.
Санитарные правила работы с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений № 333-60. М., 1960.
Санитарные правила сбора, удаления и захоронения радиоактивных отходов № 477-60. М., 1964.
Серебряков М. Б. Геохимия, 1964, 9, 926.
Силин-Бекчурин А. И. Специальная гидрогеология. М., 1951.
Скопинцев Б. А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус). Труды Государственного океанографического института. В. 17 (29). М., 1950.
Соболев И. А., Хомчик Л. М. Гиг. и сан., 1965, 4, 79.
Спицын В. И., Балукова В. Д. и др. Disposal of Rabioactive Wastes, vol. II, Conference Proceeding. Monaco — 1959 (Vienna, 1960), p. 423.
Спицын В. И., Балукова В. Д. и др. Химия радиоэлементов и радиационных превращений. Т. IV. М., 1959, стр. 174.
Спицын В. И., Балукова В. Д. и др. Сборник докладов конференции специалистов стран — членов СЭВ по проблеме обезвреживания радиоактивных отходов (ЧССР, г. Брно, 22—27 июня 1964 г.). Постоянная комиссия по использованию атомной энергии в мирных целях СЭВ. М., 1965, стр. 107.
Спицын В. И., Громов В. В. Атомная энергия, 1958, 5, 4, 446.
Спицын Е. Я. Переработка и захоронение радиоактивных отходов лабораторий. М., 1965.
Спицын Е. Я., Соболев И. А. и др. Сборник докладов конференции специалистов стран — членов СЭВ по проблеме обезвреживания радиоактивных отходов (ЧССР, г. Брно, 22—27 июня 1964 г.). Постоянная комиссия по использованию атомной энергии в мирных целях СЭВ. М., 1965, стр. 5.
Справочник гидрогеолога. Под ред. М. Е. Альтовского. М., 1962.
Справочное руководство гидрогеолога. Под ред. В. М. Максимова. Л., 1959.
Старик И. Е. Основы радиохимии. Изд. АН СССР, М., 1960.
Старик И. Е., Гинзбург Ф. Л. и др. Радиохимия, 1964, 4. 468.

Старик И. Е., Колядин Л. Б. Об условиях существования урана в океанской воде. Геохимия, 1957, 3, 97.
Старик И. Е., Косыгин А. В. Журн. неорган. хим., 1957, II, 2, 444.
Старик И. Е., Ратнер А. П. Журн. неорган. хим., 1957, II, 5, 1175.
Старик И. Е., Скульский И. А. Радиохимия, 1959, 1, 1, 77.
Старик И. Е., Скульский И. А. и др. Радиохимия, 1959, 1, 1, 66.
Сурков В. Н. В сб.: Сборник трудов практических врачей лечебных учреждений Пятигорского территориального совета по управлению курортами. Т. 6. Пятигорск, 1963.
Титлянова А. А. Почвоведение, 1962, 3, 53.
Титлянова А. А., Тюрюканов А. Н., Махонина Г. И. ДАН СССР, 1959, 126, 6, 1346.
Тодес О. М., Рачинский В. В. Журн. физ. хим., 1955, XXIX, 9, 1591.
Тюдес О. М., Рачинский В. В. Журн. физ. хим., 1955, XXXIX, 10, 1909.
Токарев А. Н., Щербаков А. В. Радиогидрогеология. М., 1956.
Усов М. А. Структурная геология. М., 1940.
Фомин В. В., Картушова Р. Е., Руденко Т. И. Журн. неорган. хим., 1958, 9, 2117.
Фролов П. М. Бюллетень научно-технической информации Министерства геологии и охраны недр СССР. М., 1962, № 9 (43), стр. 38.
Цюрупа И. Г. Почвоведение, 1964, 3, 46.
Чарный И. А. Основы подземной гидравлики. М., 1956.
Чувелева Э. А., Назаров П. П., Чмутов К. В. Журн. физ. хим., 1962, XXXVI, 4, 1378.
Шабарова Н. Т. Советская геология. М., 1961, 8, 71.
Шагоянц С. А. Подземные воды центральной и восточной частей Северного Кавказа. М., 1959.
Шведов В. П., Виноградова В. К. В сб.: Радиоактивные загрязнения внешней среды. М., 1962, стр. 224.
Шведов В. П., Степанова А. В. Радиохимия, 1959, 1, 2, 162.
Швец В. М. В сб.: Вопросы гидрогеологии и инженерной геологии. Труды Всесоюзного научно-исследовательского института гидрогеологии и инженерной геологии. М., 1961, № 19, стр. 41.
Швецов М. С. Петрография осадочных пород. М.—Л., 1948.
Шестаков В. М. Основы гидрогеологических расчетов при фильтрации из хранилищ промышленных стоков. Научные сообщения № 3 лаборатории водного хозяйства Института ВОДГЕО. М., 1961.
Шестаков В. М. В сб.: Вопросы формирования химического состава подземных вод. Изд. МГУ, М., 1963, стр. 192.
Щелкачев В. Н. Разработка нефтеводоносных пластов при упругом режиме. М., 1959.
Щелкачев В. Н., Лапук Б. Б. Подземная гидравлика. М., 1949.

Б. Иностранная

Amphlett C. B. Ground Disposal of Radioactive Wastes. Atomics and Nuclear Energy, 1958, 9, 6, 194.
Amphlett C. B. Ion exchange in clay minerals. Endeavour, 1958, 17, 67.
Amphlett C. B., Mc Donald L. A. Miss. Equilibrium studies on na-

tural ion-exchange minerals. I. Cesium and strontium. J. Inorganic and Nuclear Chemistry, 1956, 2, 5—6, 403.
(Brown R. E., Parker N. M. a. Smith J. M.), Браун Р. Е., Паркер Н. М. и Смит И. М. Слив жидких отходов в почву. Материалы Международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1955 г.). Т. 9, М., 1958, стр. 823.
(Brown R. E., Pearce D. W., de Laguna W., Struxness E. G., Horton J. H. a. Patterson C. M.), Браун, Пирс, Де Лагуна, Стракснесс, Ортон, Паттерсон. Опыт сброса радиоактивных отходов в грунт. В кн.: Химия радиоэлементов и радиационных превращений. Труды 2-й Международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1958 г.). Избранные доклады иностранных ученых. Т. 5. М., 1959, стр. 482.
(Burns R. E. a. Stedwell M. J.) Бернс Р. Е. и Стедуэл М. И. Удаление радиоактивных отходов в Хенфорде. Атомная техника за рубежом, 1957, 4, 61—67.
Christenson C. W., Fowler E. B., Johnson G. L., Rex E. H. a. Virgil F. A. Soil adsorption of radioactive wastes at Los Alamos. Sewage and Industrial Wastes, 1958, 30, 12.
Davey P. T., Scott T. R. Adsorption of Uranium on Clay Minerals. Nature, 178, 4543, 1195.
(Eisenbud M.) Эйзенбад М. Радиоактивность внешней среды. М., 1967.
Gacinovis O. M., Micic O. G. Adsorption of Sr^{++} ion in presence of various cations on the montmorillonitetype clay. Bull. Inst. Nucl. Sci., 1961, 11, 189.
Goldstaub S., Wey R. Bull. Soc. Franc. Miner. Crist., 1955, 78, 242.
Hemphill L., Boegly W., Bradshaw L. Prelinuary studies of the disposal of radioactive wastes in natural salt formation. Health physic, 1959, 1, 2.
Henry J. R. Adsorption and retention of strontium by soil of the Hanford Project. Nucl. Sci. Abstrs., 1956, 9.
Higgens G. Evaluation of the Ground-Water Contamination Hazard from Underground Nuclear Explosions. J. Geophysical Research, 1959, 64, 10, 1509.
Honstead I. F., Foster R. F. a. Bierschenk W. H. Movement of Radioactive Effluents in Natural Waters at Hanford. Disposal of Radioactive Wastes. V. 2. Internat Atomic Energy Agency, Vienna, 1960.
Jacobs D. G. Sorption of cesium by Conasauga Shale. Health Physics, 1960, 4, 2, 157.
(Johnson G. W., Higgens G. H., Violet C. E.) Джонсон Г. В., Хиггинс Г. Н., Вайолет К. И. В сб.: Подземные ядерные взрывы. М., 1962, 11.
Jacobson L., Overstreet R. The uptake of plutonium and some products of nuclear fission absorbed on soil colloids. Soil Sci., 1948, 65, 2.
Kaufman W. Y. The containment of radioactive wastes in deep geologie formations. Disposal of Radioactive Wastes. Volum 2. Internat Atomic Energy Agency, Vienna, 1960.
(Kaufman W. Y.) Кауфман У. и др. Атомная техника за рубежом, М., 1962, I, 39.
(Lacy W. G.) Лейси У. Дж. В сб.: Удаление радиоактивных отходов. М., 1955, 74.

(Mawson C. A.) Мосон. Захоронение радиоактивных отходов в земле. Материалы Международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1955 г.). Т. 9. М., 1958, стр. 831.
Montenes A. Radioaktive Isotopen bei der Messung von Flievorgängen. Bautechnik, 1955, 9, 297.
Nace R. L. Contributions of geology to the problem of radioactive Wastes. V. II. Conference Proceeding Monaco, 1959, 457.
Nuss, Wey. Sur l'adsorption des cations uranyles par la montmorillonite. Bull. Groupe franc. argiles, 1956, 7, 2, 15.
Orcutt R. G., Rifai M., Klein G., Kaufman W. J. Underground movement of radioactive wastes. Sewage and Industrial Wastes, 1957, v. 29, 7, 791.
Parker F. L., Boegly W. J., Bradshaw R. L., Empson F. M., Hemphill L., Struxness E. G., Tamura T. Disposal of radioactive wastes in natural salt. Disposal of Radioactive Wastes. V. 2. Internat Atomic Energy Agency. Vienna, 1960.
Pearce D. W., Linderoth C. E., Nelson J. L. a. Ames L. L. A Review of Radioactive Waste Disposal to the ground at Hanford. Disposal of Radioactive Wastes. V. 2. Internat. Atomic Energy Agency. Vienna, 1960, 345.
Parsons P. J. Migration from a disposal radioactive liquid in sands. Health Physico Pergamon Press. V. 9, 1963.
Reichert S. Radionuclides in groundwater at the Savanna River Plant Waste Disposal Facilities. J. Geophysical Research, 1962, 67, 11, 4363.
Rhodes D. W. The effect of pH in the uptake of radioactive isotopes from solution by a soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1957, 21, 4, 389.
Roberts H. J. a. Menzel R. G. Availability of exchangeable and nonexchangeable strontium-90 to plants. J. Agricultural and Food Chemistry, 1961, 9, 2.
Schofield R. K., Graham-Bryce S. J. Nature, 1960, 188, 4755.
Schulz R. K., Roy Overstreet and Babcock K. L. On the soil chemistry of radio-strontium. Hilgardia, 1958, 27, 13, 333.
Squire H. M. Changes with time in the availability of Nature, 1960, 188, 4749.
(Straub C. P.) Страуб К. П. Малоактивные отходы. Хранение, отработка и удаление. М., 1966.
(Struxness E. G. a. Blomeke) Стракснесс Е. Г. и Бломе ке. Многоцелевая переработка и окончательное захоронение радиоактивных отходов. В кн.: Радиобиология и радиационная медицина. Труды 2-й Международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1958 г.). Избранные доклады иностранных ученых. М., 1959, стр. 5.
(Struxness E. G., Morton R. J., Straub C. P.) Стракснесс, Мортон, Страуб. Захоронение высокорадиоактивных жидких отходов в вырытых на суше ямах. Материалы Международной конференции по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1955 г.). Т. 9. М., 1958, стр. 842.
Tamura T., Jacobs D. G. Health Physics, 1960, 2, 4, 391.
Thornthwaite C. W., Mather J. R., Nakamura J. K. Science, 1960, 131, 3406, 1015.
Vlamis J. a. Pearson G. A. Science, 1950, 2875, 112.
Walton Alan. J. Geophysical Research, 1963, March 1, 68, 5, 1485.
Winkler R., Leibnitz E. Ueber die Absorption einiger Uranspaltprodukte an Huminsäuren. Kernenergie, 1960, Jg. 3, 10—11.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие 3
Введение 5

Глава I. **Основные факторы, определяющие миграцию радиоактивных веществ при загрязнении подземных вод** . . . 8
1. Общие положения 8
2. Некоторые специфические свойства радиоактивных веществ 9
3. Источники радиоактивного загрязнения и пути возможного поступления радиоактивных веществ в подземные воды . 12
4. Основные типы потоков подземных вод 14

Глава II. **Поглощение радиоактивных веществ горными породами** 27
1. Общие положения 27
2. Химическое состояние радионизотопов в растворах и влияние физических факторов на сорбционные процессы . . 28
3. Влияние химического состава воды 35
4. Влияние состава и сложения горных пород 43
5. Десорбция радиоактивных изотопов 49

Глава III. **Движение радиоизотопов в подземных водах** . . 52
1. Общие положения 52
2. Использование исследований в области ионообменной хроматографии для прогнозирования миграции радиоактивных веществ с подземными водами 54
3. Определение параметров движения стронция-90 в потоке загрязненной подземной воды по данным лабораторных экспериментальных исследований 65
4. Зависимость характера распространения стронция-90 в подземном потоке от состава водовмещающих пород . . . 79
5. О возможности движения радиоактивных веществ в виде комплексных соединений 85

Глава IV. **Влияние неоднородности горных пород на движение радиоактивных веществ в подземных водах** 93
1. Общие положения 93
2. Рыхлые пористые породы 94
3. Скальные трещиноватые породы 105
4. Пористо-трещиноватые породы 112
5. Распространение радиоактивных веществ с водами, движущимися в неоднородных условиях 114

Глава V. **Проникновение радиоактивных веществ через почвы и покровные образования** 122
1. Общие положения 122
2. Определение проникающей способности стронция-90 и

шестивалентного урана через породы, залегающие выше уровня подземных вод 12
3. Оценка надежности подземных источников водоснабжения при загрязнении поверхности земли продуктами ядерных взрывов 13
Глава VI. **Ориентировочное определение распространения радиоактивных веществ при загрязнении подземных вод** . . . 13
1. Общие положения 13
2. Распространение радиоактивных веществ в плоском потоке грунтовых вод 13
3. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через одиночную совершенную поглощающую скважину . . 14
4. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через одиночную совершенную поглощающую скважину, расположенную вблизи открытого водоема 15
5. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через одиночную несовершенную поглощающую скважину . 15
6. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через поглощающий колодец 15
7. Распространение радиоактивных веществ, поступающих через поглощающие траншеи и галереи 15
8. Распространение радиоактивных веществ, поступающих с участка расположения группы поглощающих скважин . 15
9. Распространение радиоактивных веществ в загрязненных артезианских (напорных) водах 16
Глава VII. **Основные мероприятия по охране внешней среды при подземном удалении радиоактивных отходов** 16
1. Общие положения 16
2. Санитарно-гидрогеологические условия при удалении твердых и небольших количеств жидких радиоактивных отходов 16
3. Вопросы охраны подземных вод при удалении жидких радиоактивных отходов в поглощающие горизонты . . 17
4. Требования к устройству пунктов захоронения жидких радиоактивных отходов и к режиму их эксплуатации . . 18
Заключение 19
Литература 20

Белицкий А. С., Орлова Е. И.

Охрана подземных вод от радиоактивных загрязнений

Редакторы *А. Ф. Зайцева, Ф. П. Юдин.* Техн. редактор *Н. А. Пошкребнева* Корректор *Т. А. Кузьмина.* Художественный редактор *А. Э. Казаченко.*

Сдано в набор 24/I 1968 г. Подписано к печати 16/IX 1968 г. Формат бумаг $84\times108^{1}/_{32}$. Печ. л. 6,50 (условных 10,92 л.) 11,02 уч.-изд. л. Бум. тип. № 2. Ти раж 3300 экз. Т 13906 МН-53

Издательство «Медицина». Москва, Петроверигский пер., 6/8. Заказ 715. Типо графия издательства «Звязда». Минск, Ленинский пр., 79.
Цена 1 р. 20 к.