

**Федеральное государственное бюджетное учреждение
«Государственный научный центр Российской Федерации –
Федеральный медицинский биофизический центр
имени А.И. Бурназяна»
Федерального медико-биологического агентства**

Б.Е.Серебряков

**МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ
РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ**

Москва 2022

УДК 504.3:504.4:504.5

ББК 20.1

С32

Серебряков Б.Е. Моделирование распространения радиоактивных веществ в окружающей среде: Монография. М.: ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России, 2022. 188 с.

Рецензент: кандидат технических наук,
начальник отдела ВНИПИпромтехнологии,
Заслуженный эколог России **В.П.Карамушка**

В книге приведены методы моделирования распространения радиоактивных веществ в трех основных переносчиках загрязнения в окружающей среде: **в воздухе, в поверхностных водах, а также в подземных водах.** Книга предназначена тем, кто занимается разработкой моделей и проведением расчетов или собирается этим заниматься, а также тем, кто для расчетов использует готовые численные или аналитические модели. Книга может быть полезна тем, кто делает санитарно-гигиенические и иные оценки территорий на основе модельных расчетов загрязнения объектов окружающей среды. Книга также может быть полезна всем, кто интересуется процессами загрязнения окружающей среды.

Для написания книги использовался опыт разработки моделей и проведения расчетов в Институте биофизики, ныне ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России. Работы проводились в сотрудничестве с другими институтами, главными из которых являются: «Ведущий проектно-исследовательский и научно-исследовательский институт промышленной технологии» (ВНИПИпромтехнологии), головной Институт «Росатома» по добыче урана и по захоронению радиоактивных отходов, а также «Всероссийский Научно-исследовательский институт по эксплуатации атомных электростанций» (ВНИИАЭС).

Разработка моделей и проведение расчетов выполнялись как для существующих радиационно-опасных объектов, так и для проектируемых. Модели разрабатывались также для загрязненных объектов окружающей среды. Расчеты проводились как для оценки воздействия объектов на окружающую среду (ОВОС), так и для оценки безопасности будущих поколений. Разработка моделей и проведение расчетов были выполнены для более, чем полусотни объектов, расположенных как в России, так и в 9 странах дальнего и ближнего зарубежья.

ISBN 978-5-93064-212-4

© ФГБУ ГНЦ ФМБЦ
им. А.И. Бурназяна
ФМБА России, 2022

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	8
ГЛАВА 1. МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В АТМОСФЕРЕ.....	12
1.1. Краткие сведения по турбулентности атмосферы.....	12
1.1.1. Пограничный и приземный слой атмосферы.....	12
1.1.2. Термическая неустойчивость атмосферы.....	13
1.1.2.1. Адиабатический градиент температуры.....	13
1.1.2.2. Влияние адиабатического градиента на устойчивость атмосферы.....	15
1.1.3. Турбулентные свойства атмосферы.....	17
1.1.3.1. Параметры турбулентности – число Ричардсона.....	17
1.1.3.2. Параметры турбулентности – длина Монина-Обухова... ..	18
1.1.3.3. Изменение скорости ветра с высотой.....	20
1.1.3.4. Подъем выбросов в атмосфере.....	21
1.1.3.5. Статистическая k - ε модель турбулентности.....	22
1.2. Основные уравнения физики атмосферы.....	23
1.2.1. Уравнение скорости ветра Навье-Стокса.....	23
1.2.2. Диффузия примеси в атмосфере.....	25
1.3. Методы расчета переноса примесей в атмосфере.....	26
1.3.1. Аналитическое решение одномерного уравнения диффузии.....	26
1.3.2. Трехмерные формулы расчета концентрации.....	27
1.3.2.1. Мгновенный точечный источник.....	27
1.3.2.2. Кратковременный непрерывный источник.....	28
1.3.2.3. Длительный непрерывный выброс.....	29
1.3.2.4. Уменьшение активности выброса в воздухе.....	30
1.4. Методы описания устойчивости атмосферы.....	31
1.4.1. Классификация устойчивости погодных условий по Паскиуллу.....	31
1.4.2. Оценки вертикального и горизонтального стандартного отклонения по Паскиуллу.....	32
1.4.3. Зависимость коэффициента диффузии от расстояния до источника.....	32
1.4.4. Зависимость коэффициента диффузии от высоты.....	33
1.4.5. Другие оценки стандартного отклонения, метод Смита-Хоскера	34
1.4.6. Перенос и рассеяние примеси в особых условиях	36
1.5. Классификация моделей переноса примеси в атмосфере.....	37
1.5.1. Классификация моделей по поставленным задачам.....	37
1.5.2. Входные и выходные параметры моделей.....	38
1.5.3. Классификация моделей по методу решения уравнений....	39
1.5.4. Способы задания коэффициента турбулентной диффузии..	41

1.5.5. Классификация моделей по используемым системам координат.....	42
1.5.6. Классификация моделей по масштабу.....	43
1.6. Примеры моделей распространения примеси в атмосфере.....	44
1.6.1. Модели расчета предельно допустимых выбросов.....	45
1.6.2. Отечественные атмосферные модели по переносу радионуклидов.....	47
1.6.3. Разработка и использование атмосферных моделей в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна.....	48
1.6.4. Зарубежные модели атмосферного переноса примеси.....	49
1.6.5. Неопределенности атмосферных моделей.....	50
1.7. Выводы по атмосферным моделям.....	51
1.8. Оценка мощности радиоактивных выбросов из объекта «Укрытие».....	52
Литература к главе 1.....	57

ГЛАВА 2. МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОЕМАХ.....

2.1. Краткие сведения по гидрологии.....	60
2.2. Уравнения расчета скорости течения воды.....	62
2.2.1. Уравнение Навье-Стокса.....	62
2.2.2. Аналитическое решение уравнения Навье-Стокса для плоского течения Пуазейля.....	64
2.2.3. Параметры уравнений расчета скорости воды.....	65
2.3. Уравнения переноса радиоактивных веществ в водных объектах... 66	66
2.3.1. Уравнение диффузии.....	66
2.3.2. Аналитические решения уравнения переноса радиоактивных веществ в озерах и водохранилищах.....	67
2.3.2.1. Непрерывный точечный источник.....	67
2.3.2.2. Мгновенный вертикальный линейный источник.....	68
2.3.2.3. Замкнутое озеро или водоем.....	68
2.3.3. Аналитические решения уравнений переноса радиоактивных веществ в каналах и реках.....	69
2.3.3.1. Непрерывный точечный источник.....	69
2.3.3.2. Мгновенный точечный источник.....	71
2.3.3.3. Одномерное распространение загрязнения в реках.....	72
2.4. Параметры уравнений переноса радиоактивных веществ с поверхностными водами.....	72
2.4.1. Коэффициент турбулентной диффузии в реках.....	72
2.4.2. Коэффициент турбулентной диффузии в озерах и прудах... 77	77
2.5. Уравнения переноса радионуклидов с учетом донных отложений.. 78	78
2.5.1. Учет влияния донных отложений на загрязнение водных объектов.....	78
2.5.2. Детальные уравнения переноса.....	79

2.5.2.1. Использование моделей водоемов в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна.....	81
2.5.3. Замкнутое озеро или водоем.....	82
2.5.4. Параметры для учета влияния донных отложений.....	83
2.6. Модели расчета распространения загрязнителей в поверхностных водах.....	86
2.6.1. Исследовательские модели.....	86
2.6.2. Модели расчета допустимых сбросов.....	89
2.7. Выводы по моделям водоемов.....	91
2.8. Моделирование переноса ^{60}Co с водой и его и накопления в донных отложениях р. Дон.....	92
2.8.1. Постановка задачи и расчет скорости течения воды в р. Дон.....	92
2.8.2. Расчеты распространения ^{60}Co в воде р. Дон.....	95
2.8.2.1. Входные параметры и метод решения уравнений.....	95
2.8.2.2. Результаты расчетов переноса ^{60}Co с водой.....	96
2.8.3. Расчеты переноса и накопления ^{60}Co в донных отложениях.....	97
Литература к главе 2.....	99
ГЛАВА 3. МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ С ПОДЗЕМНЫМИ ВОДАМИ.....	101
3.1. Краткие сведения по гидрогеологии.....	101
3.1.1. Общие сведения о подземных водах.....	101
3.1.2. Химический состав подземных вод.....	102
3.2. Основные уравнения переноса радионуклидов с подземными водами.....	104
3.2.1. Уравнения фильтрации подземных вод.....	104
3.2.1.1. Закон Дарси.....	104
3.2.1.2. Уравнения для давления воды.....	106
3.2.1.3. Приближение Дюпюи-Буссинеска.....	109
3.2.1.4. Аналитические решения уравнений фильтрации воды...	109
3.2.1.5. Фильтрации воды в зоне аэрации.....	110
3.2.2. Уравнения подземной миграции радиоактивных и химических загрязнителей.....	112
3.2.2.1. Вывод уравнений подземной миграции загрязнителей...	112
3.2.2.2. Аналитические решения уравнения подземной миграции...	114
3.2.2.3. Использование простых формул для оценки скорости миграции загрязнителей.....	116
3.2.2.4. Камерные модели миграции радионуклидов.....	117
3.3. Параметры уравнений переноса радионуклидов с подземными водами.....	118
3.3.1. Рекомендации по измерению параметров моделей фильтрации грунтовых вод.....	118

3.3.2. Сорбционные параметры модели миграции радионуклидов.....	121
3.3.2.1. Сорбционные процессы в почвах и грунтах.....	121
3.3.2.2. Лабораторные методы определения коэффициента распределения	122
3.3.2.3. Свойства коэффициента распределения.....	123
3.3.2.4. Термодинамические модели.....	126
3.3.2.5. Рекомендации по использованию сорбционных параметров в модели миграции радионуклидов.....	127
3.3.2.6. Источники поступления радионуклидов в подземные воды	133
3.4. Методы численного решения дифференциальных уравнений.....	136
3.4.1. Численные методы решения уравнений в частных производных.....	136
3.4.2. Устойчивость и точность численного решения дифференциальных уравнений.....	139
3.4.3. Система координат, сопряженная с водоносным горизонтом	140
3.5. Модели расчета переноса радионуклидов с подземными водами....	143
3.5.1. Классификация моделей подземного переноса радионуклидов.....	143
3.5.1.1. Классификация моделей по методу расчетов и по полученным результатам.....	143
3.5.1.2. Классификация моделей по масштабу.....	144
3.5.1.3. Концептуальные модели.....	145
3.5.2. Зарубежные модели фильтрации подземных вод.....	145
3.5.3. Зарубежные модели подземной миграции радионуклидов..	146
3.5.4. Зарубежные камерные модели.....	147
3.5.5. Краткий обзор отечественных работ по загрязнению подземных вод.....	148
3.5.6. Отечественные геомиграционные модели.....	149
3.5.7. Расчеты переноса радионуклидов с подземными водами в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна.....	151
3.5.8. Неопределенности расчетов переноса загрязнителей с подземными водами.....	155
3.6. Выводы по моделям подземной миграции радионуклидов.....	159
3.7. Моделирование миграции ^{60}Co в водоносном горизонте в районе расположения Нововоронежской АЭС.....	163
3.7.1. Инцидент на Нововоронежской АЭС в 1985 году.....	163
3.7.2. Модель миграции ^{60}Co с грунтовыми водами.....	164
3.7.3. Геохимия кобальта в водоносном горизонте.....	164
3.7.4. Результаты расчетов фильтрации грунтовых вод.....	165
3.7.5. Результаты расчетов распределения ^{60}Co в водоносном горизонте.....	166
3.7.6. Расчеты поступления ^{60}Co в реку Дон.....	167

3.8. Моделирование фильтрации воды и миграции радионуклидов в зоне аэрации ХЖО-2 НВАЭС.....	168
3.8.1. Модель фильтрации воды и миграции радионуклидов в зоне аэрации.....	168
3.8.2. Расчеты фильтрации воды и миграции загрязнителей во время инцидента.....	170
Литература к главе 3.....	172
ГЛАВА 4. РАСЧЕТ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ ПО МОДЕЛИ GENII.....	
4.1. Общее описание компьютерной модели GENII.....	176
4.1.1. История разработки модели GENII.....	176
4.1.2. Нормативные требования к расчету облучения населения..	178
4.1.3. Основные компоненты модели GENII.....	179
4.2. Использование пакета FRAMES для расчета облучения населения....	181
4.2.1. Общее описание пакета FRAMES.....	181
4.2.2. Использование примеров для расчета основных доз облучения населения.....	184
Литература к главе 4.....	187

ВВЕДЕНИЕ

В данном обзоре моделей приводятся как общие представления о процессах, протекающих в окружающей среде, так и конкретные методы расчета распространения вредных примесей. Обзор ставит своей целью ознакомить читателя как с теоретическими основами распространения загрязнителей в окружающей среде, так и с существующими в настоящее время моделями оценки радиационной безопасности населения, связанной с радиационным загрязнением окружающей среды.

Модель это достаточно сложный инструмент получения данных или параметров без их непосредственного измерения, а с помощью имитации реальных процессов:

- путем решения алгебраических или дифференциальных уравнений,
- путем использования набора формул,
- с помощью качественного или количественного исследования соответствующих процессов,
- с помощью обработки массивов данных (аналитическая аппроксимация, интерполяция и пр.),
- путем изготовления уменьшенной или иной копии реального объекта и ее изучения,
- с помощью лабораторного исследования природных процессов и с помощью других методов.

Из приведенного определения можно сделать вывод, что модели можно разделить на два основных типа: эмпирические и теоретические (математические, физические и пр.) в зависимости от методов получения необходимых данных. Можно выделить также и смешанные типы моделей (полуэмпирические и пр.)

Сложность моделей зависит от целей исследования (максимально реалистические расчеты, грубая оценка, оценка неопределенности и пр.), сложность также зависит от имеющихся входных параметров или другой информации, от времени исследования и финансовых возможностей, а также от других

факторов. Входные параметры моделей могут быть как количественные, так и качественные.

Для оценки безопасности населения и персонала могут использоваться не только модели распространения загрязнения в окружающей среде. Поэтому имеет смысл перечислить основные 5 видов моделей, которые используются при оценке безопасности:

1. Модели источника загрязнения и его изменения со временем.

2. Модели транспорта загрязнителей через инженерные барьеры. Изменение защитных свойств инженерных барьеров также оценивается в этих моделях.

3. Модели изменения свойств окружающей среды со временем (изменение климата, населения, рельефа и пр.).

4. Модели переноса загрязнителей в окружающей среде (атмосферный перенос, перенос с поверхностными и подземными водами).

5. Модели облучения населения. Биосферные модели также подразумеваются под этим типом моделей.

Первые два типа моделей иногда называются локальными моделями, а четвертый региональными. По перечисленным моделям можно сделать следующие замечания:

1. Наибольшие усилия исследователей направлены на разработку моделей переноса загрязнения в окружающей среде, первым трем типам моделей уделяется значительно меньше внимания.

2. Как правило, разрабатываются теоретические модели переноса загрязнения в окружающей среде. При этом экспериментальные данные, являющиеся входными параметрами моделей, бывают недостаточно исследованы. Можно сделать вывод, что экспериментальные работы по определению параметров и разработка эмпирических моделей в настоящее время более важны по сравнению с разработкой теоретических моделей.

3. Расчет облучения населения можно не проводить в том случае, когда соответствующими нормативными документами

установлены пределы допустимых концентраций химических или радиоактивных загрязнителей в объектах окружающей среды.

Разделение моделей можно провести также по получаемым результатам. В том случае, когда получаются определенные значения интересующих величин, модель является детерминистической. В статистических моделях получаются распределения вероятностей определяемых величин.

Теоретические (математические) модели по методам решения уравнений разделяются на численные и аналитические. Удобство аналитических моделей заключается в простоте и наглядности использования, а также в легкой проверке решений. Однако, аналитические решения могут быть получены для ограниченного количества простейших случаев, для описания реальных объектов необходимо использовать численные решения.

Математические модели могут зависеть от времени (нестационарные модели) или не зависеть (стационарные модели). Модели также могут быть одно, двух или трехмерными. При использовании неподвижной системы координат модели называются эйлеровыми, в лагранжевых моделях координаты перемещаются вместе с водой или воздухом.

Численные модели окружающей среды могут различаться также по методам численного решения уравнений, чаще всего используются методы конечных разностей и методы конечных элементов.

При расчете распространения загрязнения в окружающей среде скорость движения воды или воздуха может рассчитываться или приниматься из наблюдений. В первом случае модель переноса загрязнения дополняется моделью движения соответствующей субстанции (воздуха, поверхностных или подземных вод). Скорость ветра и скорость течения реки обычно принимается из гидрометеорологических данных, скорость фильтрации подземных вод и скорость течения в озерах, морях, заливах и бухтах обычно рассчитывается с помощью соответствующих моделей. Поэтому в

данном обзоре приводятся как модели для расчета переноса загрязнителей, так и модели для расчета движения воды и воздуха.

Первая глава посвящена моделированию распространения радиоактивных веществ в атмосфере, вторая глава – моделированию распространения радиоактивных веществ в поверхностных водах, третья глава – моделированию распространения радиоактивных веществ с подземными водами. В конце каждой из трех глав приводятся примеры расчетов, выполненных в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна. Четвертая глава посвящена описанию расчета облучения населения при распространении радионуклидов в окружающей среде с помощью американской модели GENII.

ГЛАВА 1. МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В АТМОСФЕРЕ

1.1. Краткие сведения по турбулентности атмосферы

Сейчас принято физику атмосферы представлять с помощью механики сплошных сред, в которой рассматриваются законы сохранения массы, импульса, момента импульса, энергии и т.д. Для целей расчета распространения загрязнителей в атмосфере такая строгая аксиоматика не требуется. Поэтому закон сохранения массы рассматривается в виде уравнения диффузии, закон сохранения импульса в виде уравнения движения, или уравнения Навье-Стокса. Из всех видов сохранения энергии в атмосфере рассматривается только уравнение сохранения турбулентной энергии, т.к. турбулентность является основным свойством атмосферы, влияющим на распространение загрязнения.

1.1.1. Пограничный и приземный слой атмосферы

Турбулентное перемешивание газов в атмосфере происходит примерно до высоты 120 км, до этой высоты газовый состав атмосферы одинаков, поэтому эту высоту называют турбопаузой. Максимальная турбулентность наблюдается в пограничном слое атмосферы.

Согласно Большой советской энциклопедии: **пограничный слой атмосферы** – это прилегающий к земной поверхности слой воздуха, свойства которого из-за интенсивного турбулентного перемешивания определяются в основном термическим и динамическим воздействием с подстилающей поверхности, толщина слоя от 300–400 м до 1–2 км. Толщина слоя тем больше, чем больше шероховатость подстилающей поверхности и чем интенсивнее развита турбулентность, поэтому она увеличивается с усилением ветра и с уменьшением термической устойчивости атмосферы.

Через пограничный слой осуществляется теплообмен и влагообмен между земной поверхностью и расположенной над пограничным слоем **свободной атмосферой**. Для пограничного слоя характерна повышенная загрязнённость воздуха. Скорость

ветра внутри пограничного слоя растет до высоты 100 м приблизительно пропорционально логарифму высоты, а далее всё медленнее, такие условия существуют в приземном слое атмосферы.

Приземный слой атмосферы. Нижняя часть пограничного слоя атмосферы, толщиной 50–100 м, называется «приземный слой атмосферы». Согласно Википедии в этом слое при стационарных условиях наблюдается баланс силы градиента давления и силы турбулентного трения. В приземном слое атмосферы наблюдаются наибольшие значения вертикальных градиентов температуры, направления и скорости ветра (сдвиг ветра).

1.1.2. Термическая неустойчивость атмосферы

1.1.2.1. Адиабатический градиент температуры

Из определений пограничного и приземных слоев атмосферы следует, что турбулентность связана с двумя видами взаимодействия воздуха с поверхностью: с термическим и с динамическим взаимодействием. Термическое взаимодействие связано с адиабатическими свойствами атмосферы, т.е. изменение небольших объемов воздуха происходит в соответствии с адиабатическим законом. Адиабатические свойства атмосферы характеризуются адиабатическим градиентом температуры. Ниже приводится вывод этого градиента в соответствии с Википедией. Для упрощения формул вместо обычных величин: массы газа (M), молекулярной массы (μ) и объема (V) используется величина плотности: $\rho = (M/\mu)/V$.

Для жидкости или газа, находящемся в поле силы тяжести справедливо уравнение гидростатики:

$$\frac{dp}{dz} = -\rho g, \quad (1.1)$$

где: p – давление, ρ – плотность, g – ускорение свободного падения, z – направленная вверх вертикальная координата.

Атмосферный газ подчиняется уравнению Менделеева – Клапейрона:

$$p = \rho R T, \quad (1.2)$$

где: R – газовая постоянная, T – абсолютная температура.

Из формул (1.1) и (1.2) можно найти распределения давления и плотности с высотой, т.н. формула Лапласа:

$$p = p_0 \exp\left(-\frac{gz}{RT}\right); \quad (1.3)$$

$$\rho = \rho_0 \exp\left(-\frac{gz}{RT}\right); \quad (1.4)$$

где параметры с индексом «0» соответствуют значениям на нижней границе. Формулы (1.3 и 1.4) справедливы для изотермической атмосферы, если температура меняется с высотой, то формулы несколько усложняются. Величина RT/g называется высотой однородной атмосферы или шкалой высот, это высота, на которой давление и плотность уменьшается в e раз.

При адиабатическом процессе не происходит обмена энергии газа с окружающим пространством, при этом соотношение между давлением и плотностью можно выразить в следующем виде:

$$p\rho^{-k} = const; \quad (1.5)$$

где: $k = C_p/C_v$ – показатель адиабаты, C_p и C_v – удельные теплоемкости газа в изобарном и изохорном процессах (при постоянном давлении и при постоянном объеме), $C_p = (i+2)R/2$, $C_v = iR/2$, где i – число степеней свободы, для двухатомных молекул воздуха $i = 5$, поэтому $C_v = 2,5R$, $C_p = 3,5R$.

Если взять логарифм от (1.5), продифференцировать по Z , и еще заменить плотность на температуру согласно (1.2), то можно получить следующие равенства:

$$\frac{dp}{dz} \frac{1}{p} = k \frac{d\rho}{dz} \frac{1}{\rho} = \frac{k}{k-1} \frac{dT}{dz} \frac{1}{T}. \quad (1.6)$$

С учетом формул (1.1), (1.2), (1.6), а также учитывая, что $C_p = 3,5R$, можно получить выражение для адиабатического градиента температуры:

$$\frac{dT}{dz} = -\frac{g}{C_p}. \quad (1.7)$$

В метеорологии и в данном обзоре «минус» не учитывается, т.е. принято считать, что градиент имеет положительное значение. Выражение (1.7) называется **сухоадиабатический** градиент температуры (Γ), $\Gamma = g/C_p \approx 9,8$ К/км. При учете водяных паров градиент называется **влажноадиабатическим**, его величина меньше сухоадиабатического градиента. Водяные пары всегда присутствуют в атмосфере, поэтому реальный градиент температуры меньше 9,8 К/км.

$$\text{Если } \frac{dT}{dz} > \Gamma,$$

то атмосфера стратифицирована неустойчиво – в ней развивается конвекция.

$$\text{Если } \frac{dT}{dz} < \Gamma,$$

то атмосфера стратифицирована устойчиво – в ней конвекция подавляется.

1.1.2.2. Влияние адиабатического градиента на устойчивость атмосферы

Зависимость устойчивости атмосферы от величины температурного градиента можно проиллюстрировать следующими выкладками. В тропосфере температура воздуха с высотой, как правило, уменьшается. Если в атмосфере имеется градиент температуры γ , и небольшой объем воздуха поднимается вверх на высоту Δz , то температура окружающего воздуха на этой высоте (T) будет:

$$T = T_0 - \gamma \Delta z. \quad (1.8)$$

Температура же самого объема воздуха (T_1) изменится в соответствии с адиабатическим градиентом:

$$T_1 = T_0 - \Gamma \Delta z. \quad (1.9)$$

Разность температуры объема воздуха и температуры окружающей атмосферы составит:

$$\Delta T = (\gamma - \Gamma) \Delta z. \quad (1.10)$$

Из уравнения Менделеева-Клапейрона (1.2) следует следующее соотношение изменений температуры и плотности: $\Delta T/T = - \Delta \rho/\rho$, отсюда получается:

$$\Delta \rho = - \rho \Delta T/T = (\rho/T)(\Gamma - \gamma) \Delta z. \quad (1.11)$$

Из этой формулы видно, что если в атмосфере градиент температуры больше адиабатического ($\gamma > \Gamma$), то $\Delta \rho < 0$, т. е. малый объем воздуха, сместившись вверх, станет легче окружающей среды. Поэтому он будет продолжать подниматься. Это означает, что слой атмосферы будет находиться в неустойчивом состоянии, такой градиент называют **сверхадиабатическим**. При $\gamma < \Gamma$ атмосфера будет находиться в устойчивом состоянии. При $\gamma = \Gamma$ состояние атмосферы называют **безразличным** или нейтральным.

Нагрев тропосферы происходит от поверхности земли, поэтому градиент температуры у земли больше и достигает сверхадиабатических значений, с высотой градиент уменьшается. Для характеристики устойчивости атмосферы в метеорологической практике используется **максимальная высота слоя перемешивания**, в котором градиент температуры воздуха приближается к сухоадиабатическому или даже превышает его. Непосредственно над этим слоем наблюдается резкое уменьшение градиента или инверсионное распределение температуры.

Существование устойчивой атмосферы при положительном градиенте температуры объясняется сжимаемостью газов, что отличает их поведение от поведения практически несжимаемых жидкостей. Плотность жидкости уменьшается при увеличении температуры, но практически не зависит от давления. Если в жидкости имеется положительный градиент температуры, то жидкость будет неустойчивой при любом значении градиента. Это объясняется тем, что при случайном подъеме объема жидкости его плотность будет меньше плотности окружающей среды из-за того, что температура объема больше температуры среды, и этот объем будет подниматься дальше.

1.1.3. Турбулентные свойства атмосферы

1.1.3.1. Параметры турбулентности – число Ричардсона

Основной динамической причиной возникновения турбулентности является вертикальный градиент скорости ветра или иначе сдвиг ветра. Сдвиг ветра создает крупномасштабные вихри, далее происходит каскадный перенос энергии к вихрям и пульсациям меньшего масштаба, так возникает динамическая турбулентность.

Например, вихри у стенок труб, по которым течет жидкость, характеризуются **числом Рейнольдса** (Re): $Re = DU/\nu$, где: D – диаметр трубы, U – скорость течения, ν – кинематическая вязкость. Если $Re < 2300$, то течение будет ламинарным, при $Re \geq 2300$ формируются крупномасштабные вихри, при $Re > 4000$ течение будет полностью турбулентным.

Динамическая турбулентность уравнивается за счет отрицательных сил плавучести. Для характеристики этого процесса используется число Ричардсона (Ri) [1]:

$$Ri = \frac{\text{скорость расхода турбулентной энергии силами плавучести}}{\text{скорость образования турбулентной энергии сдвигом ветра}} \quad (1.12)$$

Есть несколько форм записи числа Ричардсона, наиболее подходящим в данном случае является следующее выражение:

$$Ri = \frac{g}{T} \frac{(\Gamma - \gamma)}{(d\bar{u}/dz)^2}, \quad (1.13)$$

где: \bar{u} – скорость ветра.

Число Ричардсона широко используется в качестве критерия устойчивости атмосферы: при $Ri < 0$ стратификация атмосферы неустойчивая, при $Ri = 0$ безразличная, при $Ri > 0$ устойчивая. Это объясняется тем, что в числителе (1.13) стоит разность между адиабатическим градиентом температуры (Γ) и существующим в атмосфере (γ). Выше было показано, что при $\gamma > \Gamma$ атмосфера неустойчива, при $\gamma < \Gamma$ устойчива, при $\gamma = \Gamma$ безразличная или нейтральная.

1.1.3.2. Параметры турбулентности – длина Монино-Обухова

Дальнейшее развитие теории турбулентности основано на уравнении баланса кинетической энергии турбулентности (k) для однородного горизонтального потока [2]:

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial k}{\partial t} = -\overline{u'w'} \frac{\partial u}{\partial z} + \frac{g}{T} \overline{w'T'} - \frac{\partial}{\partial z} \overline{w' \left(u_i'^2 / 2 + p' / \rho \right)} - \varepsilon, \quad (1.14)$$

где: $k = \overline{\rho u' u' / 2}$ – кинетическая энергия турбулентности, u'_i – пульсации горизонтальных компонент скорости, w' – пульсации вертикальной скорости, u – горизонтальная скорость, T' и p' – пульсации температуры и давления, $\varepsilon = \nu (\partial u'_i / \partial x_j)^2$ – скорость диссипации кинетической энергии турбулентности, ν – кинематическая вязкость, t – время, x_i и z – горизонтальные и вертикальная координаты, x_1 совпадает с направлением ветра, черта сверху означает осреднение.

Первые два члена правой части определяют влияние вертикального сдвига скорости и силы плавучести на генерацию кинетической энергии турбулентности. Третий член определяет перераспределение энергии между пульсациями скорости и пульсациями давления, четвертый член равен скорости диссипации кинетической энергии турбулентности. Третий и четвертый член полагаются малыми, а условия стационарными, т.е. левая часть равна нулю.

Согласно определению числа Ричардсона (1.12), первый член уравнения (1.14) соответствует знаменателю формулы (1.12), а второй член – числителю. На основании этого можно записать еще одну формулу для числа Ричардсона:

$$\text{Ri} = \frac{g}{T} \frac{\overline{w'T'}}{\overline{u'w' \partial u / \partial z}}. \quad (1.15)$$

Вблизи поверхности земли на генерацию энергии турбулентности основное влияние оказывает член со сдвигом скорости ветра. С высотой влияние этого члена убывает быстрее, чем влияние сил плавучести. Высота, с которой влияние сил плавучести начинает преобладать называется характерным масштабом длины.

Вблизи подстилающей поверхности профиль ветра считается логарифмическим, т.е. выполняется равенство:

$$\frac{\partial u}{\partial z} = u_* / (k \cdot z), \quad (1.16)$$

где: $u_* = (\overline{-u'w'})^{1/2}$ – динамическая скорость, k – постоянная Кармана, она определена из многочисленных экспериментов и равна 0,4. Динамическую скорость еще называют скоростью трения $u_* = \sqrt{\tau / \rho}$, где: τ – касательное или тангенциальное напряжение ветра. Полученные выражения с u_* можно подставить в число Ричардсона и приравнять его к 1, т.е. приравнять члены со сдвигом ветра и с потоком тепла:

$$\frac{g}{T} \frac{\overline{w'T'}}{u_*^3} \cdot k \cdot z = 1 \quad (1.17)$$

Отсюда получается масштаб, длина, или масштаб длины Обухова, или Мони́на-Обухова (L):

$$L = - \frac{T u_*^3}{g \overline{w'T'} k} \quad (1.18)$$

Знак (-) введен для того, чтобы L имела один знак с Ri . Длина Мони́на-Обухова положительна при устойчивых условиях и отрицательна при неустойчивых, она очень сильно изменяется в зависимости от устойчивости атмосферы, очень неустойчивая: ($-100 < L < 0$), неустойчивая: ($-10^5 < L < -100$), нейтральная: $|L| > 10^5$, устойчивая: $10 < L < 10^5$, очень устойчивая: $0 < L < 10$ [3].

В знаменателе формулы (1.18) для длины Мони́на-Обухова стоит произведение пульсации вертикальной скорости (w') и пульсации температуры (T'). Положительная пульсация вертикальной скорости вызывает смещение объема воздуха вверх,

согласно (1.10) при градиенте температуры больше адиабатического (неустойчивые условия) пульсация температуры тоже будет положительной. Т.е. при неустойчивых условиях пульсации вертикальной скорости и температуры будут иметь один и тот же знак и разные знаки при устойчивых условиях. Этим объясняется отрицательная длина Мони́на-Обухова при неустойчивых условиях и положительная при устойчивых. При нейтральных условиях пульсации вертикальной скорости не вызовут пульсаций температуры, поэтому знаменатель в (1.18) стремится к нулю, а длина Мони́на-Обухова к бесконечности.

Для определения длины Мони́на-Обухова обычно используются метеорологические параметры. Например, в [3] приведен метод определения длины Мони́на-Обухова по классам устойчивости атмосферы Паскуилла.

1.1.3.3. Изменение скорости ветра с высотой

Вывод длины Мони́на-Обухова приведен из-за того, что эта длина используется при расчете многих атмосферных параметров: коэффициента турбулентной диффузии, высоты погранслоя атмосферы, высотного профиля скорости ветра и др. Изменение скорости ветра с высотой в приземном слое атмосферы можно оценить путем интегрирования (1.14), получается следующая зависимость [1]:

$$u(z) = \frac{u_*}{k} (\ln z - \ln z_0) = \frac{u_*}{k} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right). \quad (1.19)$$

Величина z_0 появилась в (1.19) из-за постоянной интегрирования, взятой таким образом, чтобы скорость ветра равнялась бы нулю при $z = z_0$. Параметр z_0 называют **высотой или параметром шероховатости**, ее величина зависит от вида подстилающей поверхности, она минимальна над льдом (0,1 см) и максимальна над городской территорией (100 см) [4].

Выражение (1.19) согласно Википедии можно использовать для определения динамической скорости по двум измерениям скорости ветра на разных высотах z_1 и z_2 , обычно измерения проводят на 2 и 5 м:

$$u_* = \frac{k(u(z_2) - u(z_1))}{\ln(z_2 / z_1)}. \quad (1.20)$$

Формула (1.19) справедлива для малых высот (до 100 м), более сложные формулы используются для расчета ветра на всех высотах, при этом используется величина длины Монина–Обухова. Такие формулы приводятся во многих работах, например, в [1] приведена общая формула для расчета ветра:

$$u(z) = \frac{u_*}{k} [f(z/L) - f(z_0/L)]. \quad (1.21)$$

Вид функции $f(z/L)$ определяется как теоретически, так и экспериментально для разных условий устойчивости атмосферы.

1.1.3.4. Подъем выбросов в атмосфере

Теория плавучести используется для оценки подъема выбросов в атмосфере. Обычно рассматривается подъем выброса из постоянного источника в виде струи, и из кратковременного в виде клуба. Струя приобретает скорость ветра и поднимается за счет инерции и плавучести, если ее температура больше температуры окружающего воздуха. Подъему струи препятствует вовлечение в нее окружающего воздуха за счет турбулентности. В устойчивой атмосфере эти изменения оказывают тормозящее действие, а в неустойчивой струя может подниматься до неопределенной высоты. В случае инверсии температуры происходит отражение струи, инверсией называется повышение температуры с высотой.

К настоящему времени разработано очень много методов расчета подъема струи (Δh), примером может служить формула [1]:

$$\Delta h = d \left(\frac{w}{u} \right)^{1,4} \left(1 + \frac{\Delta T}{T_s} \right), \quad (1.22)$$

где: d – диаметр трубы, w – скорость выброса газов и u – скорость ветра, ΔT – разница температуры газов и атмосферы, T_s – температура газов. В других формулах, обычно, используются эти же параметры.

Подъем мгновенно образовавшегося клуба дыма сходен с подъемом струи. Благодаря плавучести и начальному импульсу

клуб поднимается вверх и переносится ветром по горизонтали. Вовлечение в клуб окружающего воздуха тормозит подъем клуба. В устойчивых условиях клуб поднимается до предельной высоты, в неустойчивых может подниматься до неопределенной высоты.

При сильных взрывах могут образовываться **термики**, которые, в отличие от клубов, характеризуются упорядоченным круговым движением вещества относительно направления их движения. Они имеют грибовидную форму с затупленным по полусфере куполом и порождаются в естественных условиях атмосферной конвекцией. Плотность вещества термика меньше плотности окружающей атмосферы, а эффекты турбулентности доминируют над эффектами вязкости.

1.1.3.5. Статистическая k - ε модель турбулентности

В настоящее время даже в утвержденных методиках для расчета атмосферного переноса загрязнителей начали использоваться теоретические модели турбулентности, например методика [3]. В этой методике используется k - ε модель турбулентности. Источниками турбулентности являются краевые условия течений, которые создают крупномасштабные вихри, например, упоминавшиеся выше вихри у стенок труб, по которым течет жидкость.

Согласно современным представлениям происходит перенос энергии от крупномасштабных вихрей к вихрям меньшего масштаба и далее к мелкомасштабным пульсациям. В первом приближении можно сказать, что с уменьшением масштаба пульсации становятся однородными и изотропными и перестают зависеть от природы источника крупномасштабных вихрей (на самом деле это не совсем так). Турбулентные пульсации теряют энергию от вязкого сопротивления среды, чем меньше масштаб пульсаций, тем больше относительные потери. Таким образом, должен быть предельный размер пульсаций, зависящий от вязкости.

Процесс образования и переноса кинетической энергии турбулентности (k) описывается уравнением, похожим на

уравнение (1.14), последний член которого описывает скорость диссипации кинетической энергии (ε). Для описания диссипации кинетической энергии используется специальное уравнение для ε , полученное на основе баланса энтальпии. Кинетическая энергия турбулентности (k) и скорость ее диссипации (ε) позволяют оценить величину турбулентной вязкости и величину коэффициента турбулентной диффузии, что и используется в [3] для расчета распространения загрязнения в атмосфере.

Отношение кинематической вязкости к коэффициенту диффузии называется **числом Шмидта**, для газов оно примерно равно 1. Таким образом, определения вязкости и коэффициента диффузии являются, в принципе, одной задачей. Равенство вязкости и коэффициента диффузии относится, скорее всего, к мелкомасштабным пульсациям и к вертикальной составляющей коэффициента диффузии.

1.2. Основные уравнения физики атмосферы

1.2.1. Уравнение скорости ветра Навье-Стокса

Обычно в моделях атмосферного переноса примеси скорость ветра принимается из метеорологических наблюдений. Иногда, в очень сложных или весьма специфических моделях проводится вычисление скорости ветра. Обычно такие модели разрабатываются для учета отдельных зданий в городской застройке и т.д. Для расчета скорости ветра используется решение уравнения Навье-Стокса, которое для каждой компоненты скорости ветра может быть представлено в следующем виде:

$$\frac{\partial V_i}{\partial t} + V_j \frac{\partial V_i}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\nu_{ij} \frac{\partial V_i}{\partial x_j} + \nu_{ij} \frac{\partial V_j}{\partial x_i} \right) + \frac{F_i}{\rho} - \delta_{i3} g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} + 2[\Omega_j V_i] \sin \phi; \quad (1.23)$$

где: V_i – компонента скорости по одной из трех осей, м/с; x_i – одна из координат X , Y или Z , горизонтальная ось X ($i=1$) направлена на юг, горизонтальная ось Y ($i=2$) направлена на восток, вертикальная ось Z ($i=3$) направлена вверх; t – время, с; ν_{ij} – тензор кинематической турбулентной вязкости, $\text{м}^2/\text{с}$; F_i – внешняя сила,

действующая на объем воздуха (сила трения о земную поверхность и пр.), Н/м^3 ; ρ – плотность, кг/м^3 ; g – ускорение свободного падения, м/с^2 ; P – давление, Н/м^2 ; Ω – угловая скорость вращения Земли, $1/\text{с}$; φ – широта, град; δ_{ij} – символ Кронекера.

В уравнении (1.23) и далее по повторяющимся индексам подразумевается суммирование. Чтобы понять, как реализуется это правило, распишем левую часть уравнения (1.23) для компоненты скорости V_x :

$$\frac{\partial V_i}{\partial t} + V_j \frac{\partial V_i}{\partial x_j} = \frac{\partial V_x}{\partial t} + V_x \frac{\partial V_x}{\partial x_x} + V_y \frac{\partial V_x}{\partial x_y} + V_z \frac{\partial V_x}{\partial x_z}. \quad (1.24)$$

Каждый член уравнения (1.23) является ускорением, если каждый член умножить на плотность, то каждый член уравнения будет силой, а турбулентная вязкость будет не кинематическая, а динамическая (μ). Обе формы уравнения Навье-Стокса используются для расчета скорости воздуха. В настоящее время появились усложнения уравнения Навье-Стокса, связанные с вязкостью, например, вводится еще объемная вязкость и т.д., эти усложнения не учитываются.

Два последних члена в уравнении (1.23) (градиент давления и ускорение Кориолиса) определяют ветер выше пограничного слоя атмосферы – в свободной атмосфере. Из уравнения (1.23) видно, что в свободной атмосфере ветер направлен перпендикулярно действующей силе (градиенту давления), этот ветер называется **геострофическим ветром**.

В приземном слое направление ветра близко к линии градиента давления, поэтому с увеличением высоты в северном полушарии происходит поворот направления ветра по часовой стрелке до геострофического ветра. Этот поворот называется **спиралью Экмана**, а слой воздуха, в котором происходит поворот – **слоем Экмана**. Такой эффект следует учитывать при расчете распространения загрязнения в атмосфере. Также следует учитывать увеличение скорости ветра с высотой.

1.2.2. Диффузия примеси в атмосфере

Имеется два основных подхода к расчету распространения примеси в атмосфере. Первый подход называется статистическим, он основан на расчете движения отдельных частиц. В практике расчета загрязнения атмосферы, статистический подход, как правило, не используется, поэтому он в дальнейшем не рассматривается.

Второй подход основан на использовании обычного уравнения диффузии. Этот подход еще называется теорией градиентного переноса или К-теорией [1]. Большинство моделей атмосферного переноса примеси построены на решении этого уравнения. Уравнение диффузии можно записать следующим образом:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_i \frac{\partial C}{\partial x_i} - V_i C \right] + Q; \quad (1.25)$$

где: C – объемная активность (концентрация), Бк/м³, K_i – коэффициент турбулентной диффузии, м²/с, вообще говоря, этот коэффициент является тензорной величиной, однако для целей расчета атмосферного переноса используют только диагональные элементы в декартовой системе координат; V_i – компонента средней скорости движения примеси, м/с, горизонтальная скорость, как правило, совпадает со скоростью ветра, а вертикальная равна скорости гравитационного оседания частиц; Q – источник поступления и убыли активности, связанный с источником выброса, с радиоактивным распадом, с сухим и влажным оседанием и пр. Бк/м³/с, t – время, с.

В атмосфере рассеяние в вертикальном направлении связано с турбулентной диффузией, в горизонтальном направлении рассеивание происходит в основном за счет флуктуаций скорости и направления ветра.

1.3. Методы расчета переноса примесей в атмосфере

1.3.1. Аналитическое решение одномерного уравнения диффузии

Аналитические решения уравнения (1.25) широко используются при оценке последствий атмосферных выбросов. Эти решения имеют вид нормального или иначе гауссова распределения вероятностей случайной величины. Поэтому модели, основанные на таком решении, называются гауссовыми моделями. Можно привести вывод аналитических решений уравнения диффузии [1].

В одномерном случае для мгновенного точечного источника загрязнения уравнение (1.25) будет иметь следующий вид:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = K \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}. \quad (1.26)$$

Имеющаяся в (1.25) величина Q – источник поступления не входит в уравнение, т.к. он существует только в начальное мгновение, он равен суммарному количеству радионуклида (Бк).

Аналитическое решение уравнения (1.26) можно представить в следующем виде:

$$C = \frac{Q}{(4\pi Kt)^{1/2}} \exp\left(-\frac{x^2}{4Kt}\right). \quad (1.27)$$

Справедливость решения можно проверить, подставив (1.27) в (1.26) и произведя дифференцирование.

Выражение (1.27) похоже на нормальное (гауссово) распределение случайной величины. Если представить величину стандартного отклонения по оси X – σ_x через коэффициент диффузии следующим образом: $\sigma_x = \sqrt{2Kt}$, то выражение (1.27) будет иметь вид обычного нормального (гауссового) распределения:

$$C = \frac{Q}{\sqrt{2\pi}\sigma_x} \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma_x^2}\right). \quad (1.28)$$

1.3.2. Трехмерные формулы расчета концентрации

В практических целях используются три главных вида аналитических трехмерных решений. Первый – для мгновенного точечного источника, второй – для сравнительно кратковременного непрерывного точечного источника, пока погодные условия не изменятся, третий – для очень длительного выброса (в течение года).

Первое и второе решения, в основном, используются для расчета последствий аварий. Третье решение используется для оценки нормальной работы предприятий и для расчета предельно допустимых выбросов (ПДВ).

1.3.2.1. Мгновенный точечный источник

Выражение (1.28) представляет собой одномерное нормальное диффузионное распределение активности по оси X от мгновенного источника, расположенного в начале координат. Аналогичные распределения можно записать для оси Y и Z. Переход к трехмерной диффузии осуществляется следующим образом: все три распределения по трем осям перемножаются друг с другом [1].

Скорость ветра полагается направленной по оси X, поэтому вместо x учитывается $x - V_x t$. Для вертикального распределения примеси учитывается высота выброса (h), а также отражение примеси от земли путем добавления еще одного слагаемого с фиктивным источником, расположенном на глубине h . При наличии инверсии температуры учитывается еще и отражение от инверсионного слоя. Трехмерное решение для мгновенного точечного источника имеет вид:

$$C = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{(x - V_x t)^2}{2\sigma_x^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right] \left\{ \exp \left[-\frac{(z - h)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z + h)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}; \quad (1.29)$$

где: $Q = qF$, q – мгновенный точечный источник активности, Бк, F – фактор уменьшения активности в воздухе, h – высота выброса, м. Подразумевается, что трехмерные координаты источника имеют значения $(0, 0, h)$ и скорость ветра совпадает с направлением оси X.

Уравнение (1.28) описывает диффузию и перемещение клуба выброшенной примеси.

1.3.2.2. Кратковременный непрерывный источник

Под сравнительно кратковременным непрерывным источником подразумевается выброс, в течение которого погодные условия значительно не меняются. Решение для такого выброса получается на основе (1.29): непрерывный выброс рассматривается, как суперпозиция клубов, непрерывно поступающих из источника и движущихся по оси X со скоростью V_x . Математически это соответствует интегрированию выражения (1.29) по времени от нуля до бесконечности, диффузией по оси X пренебрегают из-за ее незначительности по сравнению со скоростью ветра [1]. Выражение для активности при непрерывном выбросе имеет вид:

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zV_x} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}; \quad (1.30)$$

где: $Q = qF$, q – непрерывный точечный источник выброса, Бк/с.

На уровне земли формула имеет вид:

$$C = \frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_zV_x} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} - \frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right]. \quad (1.31)$$

Следует отметить, что выражения (1.29, 1.30) являются аналитическими решениями дифференциального уравнения (1.25) только в том случае, если компоненты стандартного отклонения и скорость ветра не меняются с высотой.

Часто подобные формулы записываются не для активности или концентрации « C », а для так называемого фактора метеорологического разбавления. Иногда для него используется специальный символ « G », $G = C/q$, который записывается в левой части уравнения (1.30) вместо « C », а в числителе правой части вместо « Q » пишут « F ». В зарубежной литературе фактор разбавления часто обозначают как χ/Q , где « χ » (греческое «хи») соответствует « C », а « Q » соответствует « Q » уравнения (1.30). Фактор разбавления « G » и величина χ/Q имеют одинаковую размерность: с/м^3 .

1.3.2.3. Длительный непрерывный выброс

Расчет длительного непрерывного выброса в течение года производится по всем направлениям по секторам, в которых активность не зависит от расстояния до оси сектора. Для этого в формуле (1.30) вместо величины $(2\pi)^{1/2}\sigma_y$ учитывается ширина сектора – $2\pi x/n$, где n – количество секторов. При этом учитывается нормальное распределение только по оси Z в соответствии с формулой (1.28).

В формуле (1.30) скорость ветра по оси X заменяется среднегодовой скоростью ветра по оси сектора V_i , повторяемость ветра по этой оси (f_i) учитывается с помощью розы ветров, если повторяемость выражена в процентах, то f_i нужно разделить на 100 (в метеорологии указывается скорость ветра в секторе – откуда дует ветер). В результате среднегодовая концентрация в секторе i может быть представлена следующим образом:

$$C_i = \frac{Q \cdot f_i \cdot n}{2\pi \cdot x \cdot (2\pi)^{1/2} \sigma_z V_i} \left\{ \exp \left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2} \right] \right\}; \quad (1.32)$$

В формуле (1.32) вертикальное стандартное отклонение и скорость ветра являются среднегодовыми величинами, они зависят от погодных категорий устойчивости атмосферы. Чтобы вычислить среднегодовые значения нужно учесть повторяемость категорий устойчивости (w_j), поэтому формула (1.32) должна быть записана в следующем виде:

$$C_i = \frac{Q \cdot f_i \cdot n}{(2\pi)^{3/2} x} \sum_{j=1}^{j=m} \frac{w_j}{\sigma_{z,j} V_{i,j}} \left\{ \exp \left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_{z,j}^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_{z,j}^2} \right] \right\}; \quad (1.33)$$

где: m – количество категорий устойчивости, $\sigma_{z,j}$ – вертикальное стандартное отклонение для категории устойчивости j , $V_{i,j}$ – скорость ветра для сектора i и категории устойчивости j .

На уровне земли формула имеет вид:

$$C_i = \frac{2Q \cdot f_i \cdot n}{(2\pi)^{3/2} x} \sum_{j=1}^{j=m} \frac{w_j}{\sigma_{z,j} V_{i,j}} \exp \left[-\frac{h^2}{2\sigma_{z,j}^2} \right]. \quad (1.34)$$

Следует отметить, что зависимость скорости ветра от категорий устойчивости, как правило, бывает неизвестна, поэтому может не учитываться. Если имеется градация скорости ветра, не связанная с устойчивостью, то следует учитывать повторяемость этой градации. Если имеется градация ветра и категорий устойчивости в зависимости от сезона (зима – лето), то нужно учитывать эту градацию.

1.3.2.4. Уменьшение активности выброса в воздухе

Величина фактора уменьшения активности F , входящего в предыдущие формулы, содержит три сомножителя: сухое и влажное осаждение, а также радиоактивный распад ($\exp(-\lambda x/V_x)$). Сухое осаждение (F_d) может быть представлено следующей формулой [4]:

$$F_d = \exp \left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{v_g}{V_x} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z} \exp \left(-\frac{h^2}{2\sigma_z^2} \right) dx \right]; \quad (1.35)$$

где: v_g – скорость сухого осаждения, м/с, для обычных аэрозолей скорость сухого осаждения около 0,1–1 см/с, в [4] рекомендована величина 0,8 см/с, а для элементарного йода 2 см/с, для инертных газов скорость сухого и влажного осаждения равна нулю.

Фактор влажного осаждения (F_w) может быть оценен формулой [4]:

$$F_w = \exp(-\Lambda x/V_x), \quad (1.36)$$

где: Λ – скорость вымывания, 1/с, $\Lambda = k_o k I$. I – количество осадков, мм/час, $k_o=10^{-5}$ час/мм/с, k – коэффициент, зависящий от вида осадков, для дождя – 1, для ливня – 2.8, для снега – 3, для тумана – 5 [4].

Загрязнение земной поверхности (S , Бк/м²) может быть рассчитано по формуле [4]:

$$S = \int_0^t (v_g C_{z=0} + \Lambda \int_z C dz) dt. \quad (1.37)$$

1.4. Методы описания устойчивости атмосферы

1.4.1. Классификация устойчивости погодных условий по Паскиуллу

Модели, основанные на использовании формул (1.29, 1.30 и 1.33) называются гауссовыми моделями. Основными параметрами этих моделей являются горизонтальное и вертикальное стандартное отклонение и скорость ветра, которая учитывается из метеорологических наблюдений.

Определение стандартных отклонений проводится на основе классификации устойчивости погодных условий, наиболее широкую известность получила классификация Паскуилла [1], состоящая из шести категорий устойчивости: А – сильная неустойчивость, В – умеренная неустойчивость, С – слабая неустойчивость, D – нейтральные условия (применяется при сплошной облачности днем или ночью), Е – слабая устойчивость, F – умеренная устойчивость (иногда добавляется категория G – сильная устойчивость).

Паскуиллом был предложен метод определения категорий устойчивости по стандартным метеонаблюдениям, приведенный в табл. 1.1. Из табл. 1.1 видно, что с увеличением скорости ветра наблюдается конвергенция категорий устойчивости к нейтральным условиям, т.е. к категории D.

Таблица 1.1. Связь категорий устойчивости с условиями погоды [1]

Приземная скорость ветра, м/с	Дневная инсоляция			Ночные условия	
	сильная	умеренная	слабая	тонкая сплошная облачность или $\geq 4/8$ баллов облачности ¹	$\leq 3/8$ баллов облачности
< 2	A	A – B	B	–	–
2	A – B	B	C	E	F
4	B	B – C	C	D	E
6	C	C – D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

¹ – Степень облачности определена как часть неба над местным видимым горизонтом, покрытая облаками

Имеется довольно много иных способов установления связи категорий устойчивости с погодой. Согласно [4] для этой цели используется градиент температуры на высотах 10–60 м, учитываются флуктуации направления ветра, используется измерение баланса приходящей и уходящей солнечной радиации, проводится учет стандартных данных сетевых метеостанций и др.

1.4.2. Оценки вертикального и горизонтального стандартного отклонения по Паскиуллу

Для каждой категории устойчивости были разработаны эмпирические модели для величин стандартных отклонений в уравнениях (1.29, 1.30 и 1.33). Эти работы вначале были выполнены Паскуиллом на основе экспериментальных данных и теоретических положений. На рис. 1.1 показаны графики изменения σ_z и σ_y в зависимости от расстояния до точечного источника для каждой из шести категорий устойчивости согласно [1].

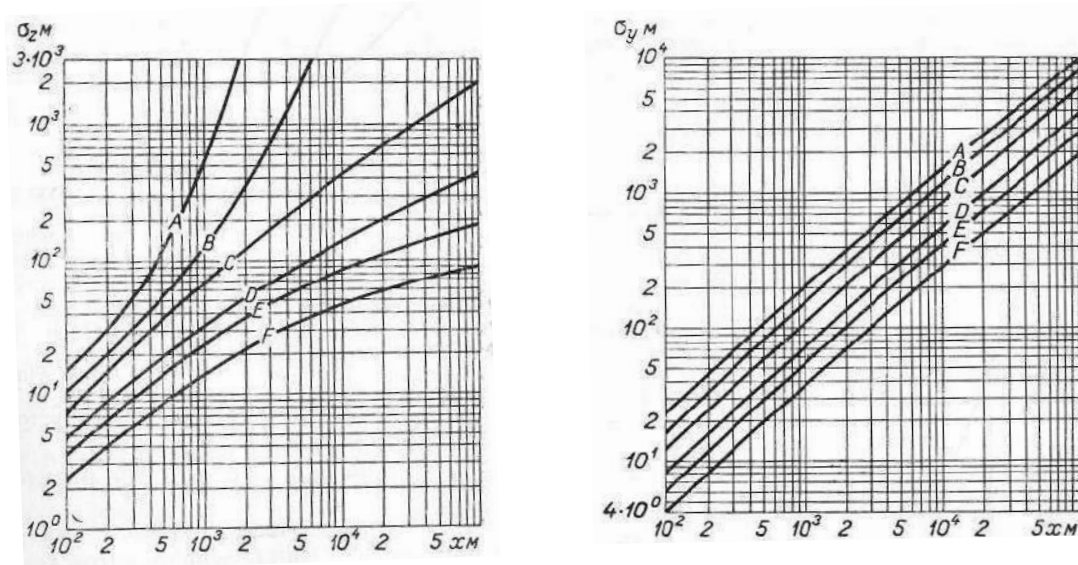


Рис. 1.1. Зависимости вертикального (σ_z) и горизонтального поперечного (σ_y) стандартного отклонения от расстояния X до источника для разных типов турбулентности по Паскиуллу [1]

1.4.3. Зависимость коэффициента диффузии от расстояния до источника

Выше была приведена зависимость между стандартным отклонением и коэффициентом диффузии: $\sigma_y = \sqrt{2K_y \cdot t}$, или $\sigma_y = \sqrt{2K_y \cdot x / V_x}$, аналогичную зависимость можно написать и

для σ_z . Если коэффициент диффузии считать независимым от расстояния, то зависимость логарифма стандартного отклонения от логарифма расстояния будет иметь вид: $lg(\sigma_y) \sim 0,5 lg(x)$. Но из рис. 1 видно, что зависимость стандартного отклонения от расстояния характеризуется следующим образом: $lg(\sigma_y) \sim lg(x)$, т.е. примерно линейной зависимостью с коэффициентом, примерно равным 1.

Следовательно, в зависимости стандартного отклонения от расстояния полагается, что логарифм коэффициента диффузии примерно линейно увеличивается с расстоянием от источника. Для вертикальной составляющей стандартного отклонения согласно рис. 1 возрастание логарифма коэффициента диффузии с расстоянием отличается от линейного закона, особенно для неустойчивых условий. Получается, что скорость рассеяния возрастает по мере увеличения области рассеяния.

В [1] этот эффект объясняется тем, что по мере увеличения масштаба загрязнения в турбулентной диффузии примеси принимают участие все большие вихри. Для горизонтальной диффузии размер вихрей может доходить до размеров циклонов. В [1] приводится следующая зависимость коэффициента диффузии от масштаба длины шлейфа загрязнения (l): $K = 0,2 l^{4/3}$.

В уравнении диффузии (1.25) не учитывается, что коэффициент диффузии зависит от масштаба загрязнения. Таким образом, уравнение (1.25) с постоянным коэффициентом диффузии не описывает все детали распространения и рассеяния примеси в атмосфере, т.е. это уравнение можно считать только неким приближением к реальной диффузии примеси в атмосфере.

1.4.4. Зависимость коэффициента диффузии от высоты

У поверхности земли вертикальный коэффициент турбулентной диффузии имеет очень маленькую величину, с высотой он увеличивается иногда до более, чем $100 \text{ м}^2/\text{с}$. При приближении к верхней границе пограничного слоя атмосферы, т.е. к свободной атмосфере величина коэффициента уменьшается до порядка $1 \text{ м}^2/\text{с}$. Такую зависимость коэффициента диффузии от высоты принято описывать следующим образом:

$$K_z \sim a \cdot z^b \exp(-c \cdot z^d), \quad (1.38)$$

где: a , b , c и d – соответствующие коэффициенты.

Горизонтальное стандартное отклонение иногда выражают через вертикальное: $\sigma_y = k \cdot \sigma_z$, где k – соответствующий коэффициент больше 1. Например, в [5] предложено использовать следующую зависимость: $\sigma_y = 4 \cdot \sigma_z$.

Горизонтальный коэффициент диффузии также возрастает с высотой в нижней части пограничного слоя атмосферы, поэтому для горизонтального коэффициента диффузии может использоваться формула, аналогичная (1.38).

1.4.5. Другие оценки стандартного отклонения, метод Смита-Хоскера

К настоящему времени разработано много способов оценки стандартных отклонений, аналогичных приведенному в предыдущем разделе: метод Бриггса, метод Паскуилла-Гиффорда, метод Мак-Элроя, метод Фогта и др. [4].

В атомной промышленности и энергетике России используется метод Смита-Хоскера [4], интересно, что не известно использование этого метода где-либо за рубежом, или в отечественных неатомных атмосферных моделях. Представляет интерес сравнить метод Смита-Хоскера с методом Паскуилла. На рис. 1.2 приведены зависимости σ_z и σ_y , рассчитанные по методу Смита-Хоскера [4], σ_z приведено для параметра шероховатости $z_0 = 10$ см, для σ_y шероховатость не учитывается (в справочнике [4] стандартное отклонение σ иногда неправильно называется дисперсией, дисперсией называется σ^2).

Из сравнения графиков σ_z рис. 1.1 и 1.2 можно видеть, что величина вертикального стандартного отклонения для устойчивых категорий С – F в обоих случаях примерно совпадает до расстояния около 10 км. Для неустойчивых категорий А и В σ_z на рис. 1.1 превышает отклонение рис. 1.2 с расстояния менее 1 км, т.е. для неустойчивых категорий метод Смита-Хоскера дает меньшую величину σ_z по сравнению с методом Паскуилла.

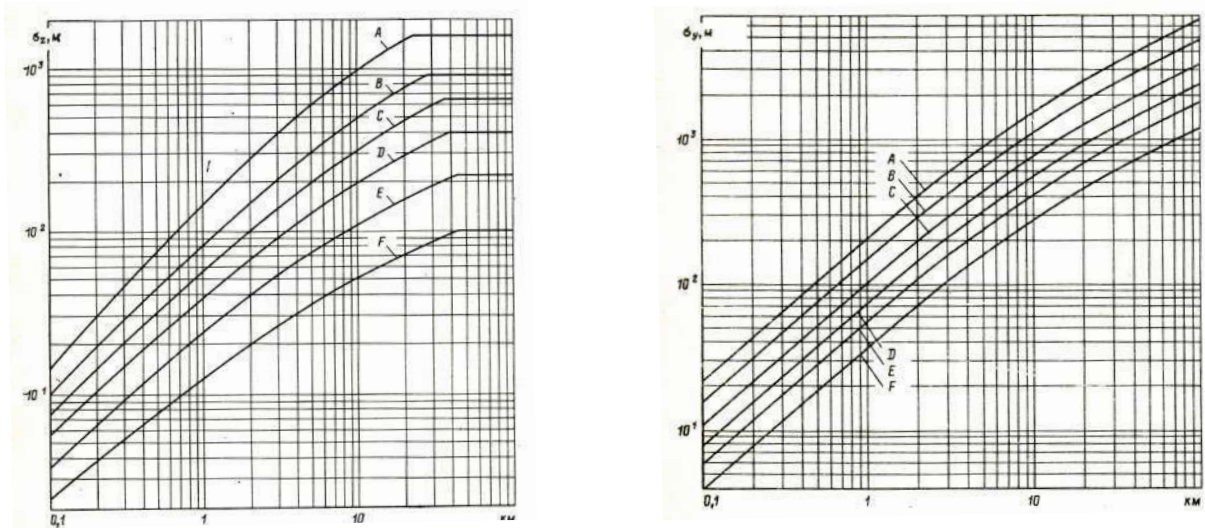


Рис. 1.2. Зависимости вертикального (σ_z) и горизонтального поперечного (σ_y) стандартного отклонения от расстояния X до источника для разных типов турбулентности по Смит-Хоскеру [4]

Из сравнения графиков σ_z рис. 1.1 и 1.2 можно видеть, что величина вертикального стандартного отклонения для устойчивых категорий С – F в обоих случаях примерно совпадает до расстояния около 10 км. Для неустойчивых категорий А и В σ_z на рис. 1.1 превышает отклонение рис. 1.2 с расстояния менее 1 км, т.е. для неустойчивых категорий метод Смита-Хоскера дает меньшую величину σ_z по сравнению с методом Паскиуллы.

В методе Смита-Хоскера используется максимально возможная величина σ_z^{\max} , которая для категории А равна 1600 м и 100 м для категории F. Это видно на рис. 1.2: с некоторой величины σ_z^{\max} стандартное отклонение перестает увеличиваться с расстоянием, расстояние равно примерно 20 км для категории А и примерно 40 км для категории F. Согласно [4] высота пограничного слоя атмосферы в данном случае равна $1,25\sigma_z^{\max}$, представляется, что высота пограничного слоя получается весьма заниженной. Графики σ_y по Паскиуллу на рис. 1.1 примерно соответствуют графикам Смита-Хоскера рис. 1.2.

За рубежом чаще всего используется метод Паскиуллы или Паскиуллы-Гиффорда. Приведенное выше сравнение метода Смита-Хоскера с зарубежными методами свидетельствует, что не должно

наблюдаться очень значительного расхождения отечественных расчетов с зарубежными. Расхождения могут наблюдаться для очень неустойчивых условий (категории А и В), а также на расстоянии от источника более 10 км, когда вводится ограничение на σ_z .

1.4.6. Перенос и рассеяние примеси в особых условиях

Формулы (1.29, 1.30 и 1.33) описывают распространение примеси в атмосфере для простейших условий над плоской земной поверхностью. При реальном распространении учитываются здания и сооружения, неоднородный рельеф поверхности, распространение над водной поверхностью, для атомной энергетики оказывается очень важным влияние градиентов на распространение и осаждение примеси.

Учет зданий и сооружений. В [1, 4] приведены методы расчета и описания распространения примеси в особых условиях. Например, здания и сооружения с подветренной стороны образуют зону аэродинамической тени, где происходит задержка и осаждение примеси. Над грядками образуется зона повышенной турбулентности, а также происходит осаждение примеси каплями воды. Пересеченный рельеф увеличивает турбулентную диффузию, а в области долин происходит уменьшение скорости ветра и накопление примеси. Над водной поверхностью температурный градиент меньше, чем над сушей, поэтому атмосфера здесь более устойчивая.

Штилевые условия. К наибольшему загрязнению атмосферы приводят штилевые условия, а также очень стабильные условия с температурной инверсией. Инверсия в формулах (1.29, 1.30) учитывается аналогично учету отражения примеси от земли: в формулы добавляется распределение примеси от фиктивного источника, расположенного выше слоя инверсии на расстоянии, равном расстоянию от источника выброса до инверсионного слоя.

Штилевые условия приводят к тому, что формулы (1.30, 1.33) становятся некорректными, т.к. распространение примеси по оси X, связанное с ветром, становится медленнее, чем распространение за

счет турбулентной диффузии. К настоящему времени разработано много весьма сложных методов и рекомендаций по учету штилевых условий, например, [4]. Самой простой рекомендацией является предложение учитывать скорость ветра 0,5 м/с, а направление брать такое, какое было до штиля.

С применением численных методов расчета переноса и рассеяния примеси в атмосфере появилась возможность прямого моделирования особых условий. Например, здания и сооружения можно учитывать путем совместного решения уравнения движения (Навье-Стокса) (1.23) и уравнения диффузии (1.25). Численные методы также используются для моделирования штилевых условий.

Вторичный ветровой подъем радионуклидов, осевших на почву

Согласно [4] ветровой подъем радионуклидов, осевших на почву, происходит вместе с пылью, разрушение почв из-за ветровой эрозии называется дефляцией. Активность радионуклидов в воздухе (Бк/м³) равна активности на земле (Бк/м²), умноженной на коэффициент дефляции (м⁻¹), который согласно [4] уменьшается от 10⁻⁴ – 10⁻⁶ м⁻¹ вскоре после загрязнения почвы до 10⁻⁸ – 10⁻¹⁰ м⁻¹ по прошествии ряда лет.

1.5. Классификация моделей переноса примеси в атмосфере

1.5.1. Классификация моделей по поставленным задачам

Для радиологических задач применения моделей атмосферного переноса примесей необходимо учитывать следующие моменты: предприятия атомного профиля при нормальной работе дают весьма малые выбросы радионуклидов в атмосферу, но при авариях эти выбросы могут иметь очень большие величины. Основные задачи использования моделей в области атомной промышленности и энергетики можно сформулировать следующим образом:

1. Расчет возможного облучения окружающего населения от предполагаемых выбросов нормально работающих предприятий

при их проектировании и эксплуатации для установления нормативов предельно допустимых выбросов (ПДВ).

2. Оценка последствий возможных аварий при проектировании радиационно-опасных предприятий для отчетов по обоснованию безопасности (ООб) предприятий, требуемых Ростехнадзором, а также для разработки мероприятий ликвидации последствий аварии и для оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС), требуемой Минприроды.

3. Оценка дозовых нагрузок на население от работающих предприятий для установления соответствия величины доз существующим нормативным документам. Дело в том, что дозы от нормально работающих предприятий могут быть намного меньше доз от естественного фона и их очень трудно измерять.

4. Оценка последствий реальных аварий для обеспечения прогноза за развитием радиационной обстановки в регионе, с целью проведения своевременных мероприятий по ликвидации последствий аварий и для установления ущерба, связанного с авариями.

1.5.2. Входные и выходные параметры моделей

Под атмосферной моделью понимается достаточно сложный инструмент расчета переноса и рассеяния примеси в атмосфере путем использования набора формул (1.29, 1.30, 1.33), путем решения дифференциальных уравнений в частных производных (1.23, 1.25), или иным путем. Выходными параметрами моделей, как правило, являются активность или концентрация примеси вблизи земли, а также активность или концентрация примеси, осевшей на землю.

Основными входными параметрами моделей выбросов являются: категория устойчивости атмосферы, скорость ветра на высоте флюгера (обычно на 10 м), параметр шероховатости подстилающей поверхности, скорость сухого осаждения, скорость гравитационного оседания, температура на высоте 2 м, скорость вымывания с осадками, количество и вид осадков, характеристики источников выбросов (высота, геометрия, продолжительность,

суммарная активность или мощность выброса, радионуклидный состав, размер и плотность частиц, скорость выхода в атмосферу, температура продуктов выброса), характеристики места выброса (наличие водоемов, рельеф, размещение зданий, сооружений и градиен относительно источников выбросов, их высота и ширина), и др.

Естественно, в зависимости от моделей могут потребоваться и другие входные данные, например, могут потребоваться данные по температуре и скорости ветра на разных высотах. Входные данные могут быть получены при постановке задачи, могут быть вычислены или взяты из справочников, методик и другой литературы.

1.5.3. Классификация моделей по методу решения уравнений

Выше были получены аналитические решения уравнения диффузии (1.25) в виде формул (1.29, 1.30, 1.33), которые имеют вид гауссова распределения случайной величины. Поэтому модели, основанные на использовании этих формул, называются гауссовыми моделями. Гауссовы модели очень широко используются во всем мире для расчета распространения примеси из постоянного сравнительно кратковременного источника, формула (1.30) и для расчета долговременного (годового) источника, формула (1.33). Формула для мгновенного источника (1.29) используется реже.

К достоинствам гауссовых моделей относится простота расчетов и сравнительно небольшое количество входных параметров, определяемых на основе стандартных метеорологических измерений, в этих моделях используется богатый фактический материал, накопленный за многие годы их использования.

В настоящее время при повсеместном наличии компьютеров уравнение диффузии (1.25) может довольно просто решаться численными методами. Одним из преимуществ численных моделей над гауссовыми является возможность учета изменения скорости

ветра и коэффициента диффузии с высотой, т.к. имеются задачи, где нужен учет изменения этих параметров с высотой. Возможности численных моделей для расчета переноса и рассеяния примеси в особых условиях были описаны выше.

Гауссовы модели не в состоянии адекватно учитывать скорость гравитационного оседания частиц выброса, даже с использованием т.н. метода наклонной струи. Для численных моделей гравитационное оседание не является проблемой. Учет гравитационного оседания обязательно нужен для расчета выбросов, содержащих частицы, скорость гравитационного оседания которых оказывает заметное влияние на результат.

Такие выбросы происходят при взрывах, или других авариях, когда поднимается пыль, или брызги. Пылеподъем происходит на грунтовых дорогах или при производстве землеройных работ. В атомной промышленности и энергетике пылеподъем происходит при выводе предприятий из эксплуатации, при производстве демонтажных работ.

Для учета гравитационного оседания нужен дисперсный состав выброса, т.е. распределение частиц по размеру и массе. Скорость оседания, как правило, определяется по закону Стокса. При численном решении уравнения диффузии используется следующее нижнее граничное условие:

$$K_z \frac{\partial C}{\partial z} = C \cdot (V_z + v_g), \quad (1.39)$$

где: V_z – скорость гравитационного оседания, v_g – упоминавшаяся выше скорость сухого осаждения, которая обычно составляет 0,1 – 1 см/с. Отсюда следует, что скорость гравитационного оседания следует учитывать, когда она получается больше, или примерно такой же, как скорость сухого осаждения.

1.5.4. Способы задания коэффициента турбулентной диффузии

Гауссовы модели. Модели подразделяются по способам задания коэффициента турбулентной диффузии в атмосфере. Наиболее простой и хорошо обоснованный способ – использование стандартного отклонения в гауссовых моделях. Выше приведены рис. 1 и 2, где показаны изменения с расстоянием вертикального и горизонтального стандартного отклонения для разных категорий устойчивости атмосферы. В [4] приведены формулы для расчета стандартного отклонения для метода Смита-Хоскера, который используется в отечественной атомной промышленности и энергетике.

Численные модели. При численном решении уравнения диффузии (1.25) компоненты коэффициента диффузии получается из компонент стандартного отклонения следующим образом:

$$K_i = \sigma_i^2/(2t), \text{ или } K_i = \sigma_i^2/(2x/V_x), \quad (1.40)$$

Такие выражения можно использовать, если в модели не предполагается учет изменения скорости ветра и коэффициента диффузии с высотой. Изменения этих параметров с высотой часто оценивают с помощью длины Мони́на-Обухова.

Использование длины Мони́на-Обухова. Использование длины Мони́на-Обухова для оценки изменения скорости ветра с высотой описано выше, где приведены формулы (1.19, 1.21). Также выше приведено обобщенное выражение (1.38) для расчета изменения коэффициента диффузии с высотой, это выражение часто конкретизируется с помощью длины Мони́на-Обухова.

Выражение (1.34) представляет собой произведение степенной функции и экспоненты с отрицательным коэффициентом. Такое выражение вначале возрастает, а затем стремится к нулю с увеличением высоты. Степенную функцию определяют через длину Мони́на-Обухова, а экспоненту, обычно, из других соображений. Например, в [2] имеется формула с длиной Мони́на-Обухова и с линейной функцией от высоты для расчета изменения коэффициента диффузии с высотой, большие высоты в [2] не

рассматриваются, поэтому экспоненты с отрицательным коэффициентом не приводятся.

Использование k - ϵ модели турбулентности. Использование этой модели турбулентности для расчета переноса и рассеяния примеси в атмосфере было рассмотрено выше. Кинетическая энергия турбулентности (k) и скорость ее диссипации (ϵ) позволяют оценить величину турбулентной вязкости и величину коэффициента турбулентной диффузии, что и используется в [3] для расчета распространения загрязнения в атмосфере.

1.5.5. Классификация моделей по используемым системам координат

Перенос и рассеяние примеси происходит в движущемся воздухе. Поэтому рассеяние можно рассматривать в системе координат, как движущейся с воздухом, так и в координатах, неподвижных относительно земли. Неподвижные относительно земли системы координат называются эйлеровыми координатами, модели в данном случае также называются эйлеровыми. Если система координат перемещается вместе с воздухом, то такие координаты называют лагранжевыми, а модели также называются лагранжевыми или траекторными.

Приведенные выше уравнения (1.23, 1.25) и их решения (1.29, 1.30, 1.33) записаны в эйлеровых координатах. Подавляющее число атмосферных моделей являются эйлеровыми моделями, т.к. их гораздо проще разработать, чем лагранжевы. Эйлеровы модели позволяют очень детально описать перенос и рассеяние примеси на расстоянии до нескольких десятков километров от источника, но не более того, т.к. в этих моделях не учитывается изменение метеоусловий ни со временем, ни с расстоянием.

В лагранжевых гауссовых моделях рассматриваются как мгновенный источник, так и непрерывный. Мгновенный источник описывается формулой (1.33), для непрерывного источника рассматривается серия мгновенных источников. Для обоих источников, в формуле (1.33) скорость ветра (V_x) полагается равной нулю, или используется скорость ветра, зависящая от

времени и координат, т.е. рассматривается движение одного клуба, или серии клубов. Лагранжевы модели учитывают изменение метеоусловий со временем, с высотой и с расстоянием, поэтому они могут использоваться на расстояния в тысячи километров, в них рассматривается перенос загрязнения, как в пограничном слое, так и в свободной атмосфере.

1.5.6. Классификация моделей по масштабу

Кроме подразделения моделей по целям и задачам обычно используют классификацию их по масштабам. При классификации моделей по масштабам учитываются следующие факторы:

Свойства атмосферы, определяющие условия распространения загрязнения, могут быть различными на разных расстояниях от источника выброса. На протяжении нескольких километров от источника метеоусловия на определенный момент можно считать одинаковыми. При распространении выбросов на большие расстояния (десятки километров и больше) модели должны учитывать изменения метеопараметров, как во времени, так и в пространстве.

Конечно, однозначно провести классификацию моделей по масштабам невозможно. Разные авторы выделяют разные масштабы. Пожалуй, наиболее удачная классификация сделана в документе МАГАТЭ [6].

В этой классификации выделяется 4 типа моделей по масштабам распространения загрязнения.

1. Локальные модели – до 10 км.
2. Мезомасштабные модели – от 10 до 200 км.
3. Региональные модели – от 200 км до нескольких тысяч км.
4. Глобальные модели – описывают перенос загрязнения по всему Земному шару.

На наш взгляд удобнее подразделение моделей проводить не по расстоянию распространения выбросов, а по тем слоям атмосферы, в которых происходит распространение активности. Так, локальные и мезомасштабные модели описывают перенос загрязнения главным образом в пограничном слое атмосферы.

В региональных моделях распространение активности рассчитывается и с учетом переноса в свободной атмосфере. Это область атмосферы, лежащая выше слоя перемешивания, коэффициент турбулентной диффузии в свободной атмосфере существенно меньше, чем в пограничном слое (порядка $1 \text{ м}^2/\text{с}$).

В глобальных моделях учитывается перенос активности также и выше тропопаузы, т.е. в стратосфере. При этом учитывается стратосферная циркуляция, основной чертой которой является зональное направление ветра. Такая циркуляция приводит к быстрому, в пределах одного месяца, распространению загрязнения по всему земному шару вдоль широты, на которой произошел выброс. Распространение же загрязнения в меридиональном направлении происходит очень медленно, характерное время составляет несколько месяцев, до года.

Нужно отметить, что подразделение моделей как по расстоянию, так и по области распространения, имеет несколько условный характер. Дело в том, что одна и та же модель может рассчитывать распределение активности на разные расстояния и в разных атмосферных слоях. В данной работе основное внимание уделяется локальным и мезомасштабным моделям.

1.6. Примеры моделей распространения примеси в атмосфере

В настоящей работе невозможно перечислить все опубликованные к настоящему времени модели или методики распространения выбросов в атмосфере. Например, в письме Министерства природных ресурсов (МПР) [7] приведен список из 102 методик по расчету выбросов загрязняющих веществ в атмосферу, разработанных для 22 отраслей промышленности, которые были апробированы в ФГУП «НИИ Атмосфера» Ростехнадзора.

В данной работе рассматриваются модели распространения как радиоактивных, так и нерадиоактивных примесей в атмосфере. Некоторые модели атмосферных выбросов реализованы в виде специализированных методик, для проведения расчетов по этим

методикам разрабатываются соответствующие компьютерные программы. К локальным и мезомасштабным моделям можно отнести разработки, представленные в работах [8-12]. Региональные модели рассмотрены в работах [13-17], глобальные в [18-20]. Описания моделей имеются также в цитированных выше источниках [1-4].

Моделирование атмосферных процессов проводится не только для расчета распространения загрязнителей. Значительно большие усилия прилагаются для прогноза погоды и климата. Атмосферные модели, разработанные для прогноза погоды, могли бы использоваться для расчета глобального распространения загрязнителей, но об этом нам ничего не известно.

1.6.1. Модели расчета предельно допустимых выбросов

Пожалуй, наиболее распространенной является методика ОНД-86 [21], которая утверждена и согласована несколькими министерствами. Эта методика предназначена для расчета полей концентраций нерадиоактивных загрязняющих веществ в приземном слое воздуха с целью установления предельно допустимых выбросов (ПДВ) или временно согласованных выбросов (ВСВ). С ее помощью также можно проводить расчеты загрязнения воздуха и почвы от отдельных выбросов для точечных, линейных и площадных источников с учетом застройки территории зданиями и сооружениями. Из-за своей широкой распространенности методика ОНД-86 в настоящее время для удобства пользователей реализована в виде нескольких компьютерных программ, например программа «Гарант».

В методике ОНД-86 расчет параметров проводится по простым формулам, для расчетов достаточно обычного калькулятора. Эта методика была разработана в ГГО им. А.И.Воейкова Росгидромета для котельных, но сейчас используется повсеместно. Методика основана на аппроксимации решений уравнения диффузии, в ней не учитываются категории устойчивости атмосферы. Отсутствие прозрачного описания методики вызывает сомнения в ее практическом использовании.

Согласно [2] в ОАО «Газпром» проводились эксперименты по проверки методики ОНД-86, было получено значительное расхождение расчетов и измерений, в итоге «Газпром» отказался от использования ОНД-86. Сейчас «Газпром» самостоятельно проводит разработку атмосферных моделей, примером таких разработок являются модели [2, 3], основанные на использовании последних достижений в физике турбулентности.

Можно сделать вывод, что в моделировании переноса примеси в атмосфере происходит переход от метеорологического подхода к физико-математическому моделированию. Однако, при физико-математическом моделировании все равно используются метеорологические категории устойчивости атмосферы, например, в [3] используются категории Паскуилла [1].

В атомной промышленности и энергетике разрабатывается два типа методик: методики расчета аварийных выбросов и методики расчета среднегодовых выбросов для установления нормативов предельно допустимых выбросов. Для расчета ПДВ в настоящее время Ростехнадзором утверждены два документа [22 и 23]: в [22] приведены общие требования по расчету выбросов. В [23] представлены конкретные формулы для расчета ПДВ, которые соответствуют справочнику [4] расчета выбросов по гауссовой модели Смита-Хоскера.

Для установления нормативов ПДВ атомных станций утверждена специальная методика [24], где также используется гауссова атмосферная модель Смита-Хоскера. Такая же модель используется в методике [25] по установлению границ санитарно-защитных зон и зон наблюдения радиационных объектов.

Для расчета аварийных выбросов в 2009 году была утверждена методика [26], в которой представлены две атмосферные модели: обычная гауссова модель Смита-Хоскера и более сложная региональная лагранжева модель. Лагранжева модель представляет собой дальнейшее развитие модели 80-х годов прошлого столетия [13].

Общим недостатком методик [22–26] является их необоснованная усложненность. Это приводит к тому, что только авторы методик имеют возможность для разработки компьютерных программ, и только они за необоснованно высокую плату проводят расчеты для атомных предприятий. Расчеты ПДВ для атомных предприятий оказываются в 100 и более раз дороже, чем для неатомных объектов, выполненных по методике ОНД-86.

1.6.2. Отечественные атмосферные модели по переносу радионуклидов

Выше было упомянуто, что в настоящее время происходит переход от метеорологического подхода к физико-математическому моделированию. Это касается и атомной промышленности, свидетельством чего является сборник трудов ИБРАЭ [27]. В этом сборнике приведены различные работы, связанные с атмосферным моделированием, в т.ч. детальное описание модели НОСТРАДАМУС. Однако, практическое применение этих разработок вызывает большое сомнение по следующим причинам:

- для большинства разработок неясно, где брать исходные данные по устойчивости атмосферы и по другим параметрам, например, для модели НОСТРАДАМУС нужно использовать метеорологические и аэрологические данные, а также результаты погодных прогнозов;

- при верификации моделей путем сравнения с другими моделями или с экспериментальными данными в [27] получаются слишком хорошие совпадения, противоречащие общим представлениям о неопределенности расчетов по атмосферным моделям;

- для простых случаев сложные модели должны соответствовать широко используемым гауссовым моделям, поэтому сложные модели необходимо калибровать по гауссовым моделям, чтобы использовать богатый эмпирический материал этих моделей, а в [27] этого не делается;

- излишняя наукообразность в сочетании с оторванностью от эмпирического обеспечения позволяет расценивать большинство разработок в [27] только как компьютерные игры.

1.6.3. Разработка и использование атмосферных моделей в ФМБЦ им. А.И.Бурназяна

В Институте биофизики, ныне ФМБЦ им. А.И.Бурназяна, разработка и использование атмосферных моделей связана с именем Валентина Александровича Беляева и имеет очень длительную историю. В.А. Беляевым был разработан справочник [4], который до сих пор не потерял актуальности и широко используется при оценке последствий выбросов. Этот справочник и другие разработки, выполненные в Институте биофизики, используются в утвержденных в настоящее время методиках [22–26]. В справочнике и в методиках используются гауссовы модели.

В Институте также были разработаны численные модели, основанные на решении уравнения диффузии, которые использовались для решения практических задач. Численные атмосферные модели использовались для оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) вьетнамской АЭС Нинь Тхуан 1, Армянской АЭС, Курской АЭС и исследовательского реактора СВБР-100 (Димитровград).

Численные модели использовались для расчета аварийных и нормальных выбросов из объекта «Укрытие» Чернобыльской АЭС. Расчеты выбросов проводились для обоснования сооружения «Укрытия-2», которое недавно было построено. В разделе 1.8 приведен пример использования численной атмосферной модели для оценки мощности радиоактивных выбросов из объекта «Укрытие».

ФМБЦ им. А.И.Бурназяна участвует в аварийных учениях, организуемых «Росатомом» и «Концерном Росэнергоатом». Все участники учений расчеты аварийных выбросов проводят в соответствии с методикой [28].

Для участия в учениях в Институте биофизики был разработан пакет GENGAUS, упоминание о котором есть в [29]. Расчет доз

облучения населения в этом пакете осуществляется с помощью американской модели GENII [30].

1.6.4. Зарубежные модели атмосферного переноса примеси

За рубежом также разрабатывались и утверждались методики с атмосферными моделями, примером является методика США [31], где представлена гауссова модель для аварийных выбросов на АЭС. Методика утверждена Комиссией по ядерному регулированию (NRC). Для этой методики было разработано программное средство PAVAN, подробное описание этого ПС вплоть до всей программы на ФОРТРАНЕ приведено в [32].

В настоящее время наблюдается переход к разработке программных средств, которые могут утверждаться различными организациями для своего официального использования. Невозможно перечислить хоть небольшую часть этих ПС, поэтому приводится только один пример.

В Департаменте энергетики США (DOE) утверждено ПС MACCS2 [33]. В США DOE курирует оборонное использование атомной энергии, а NRC – гражданское. ПС MACCS2 предназначено для расчета аварийного радиоактивного выброса, выброс рассчитывается по гауссовой модели, для расчетов вертикального и горизонтального стандартного отклонения используется два метода: метод Бриггса и метод Паскуилла-Гиффорда, что позволяет выбрать наиболее консервативный вариант расчетов. ПС MACCS2 позволяет проводить расчет всевозможных доз облучения, предусмотрена даже выдача рекомендаций по эвакуации населения.

Зарубежный подход к моделированию атмосферных выбросов заметно отличается от отечественного, там подход чисто практический. За рубежом очень большое внимание уделяется сравнению расчетов с экспериментальными данными для получения достоверных прогнозов, у нас такое сравнение практически отсутствует.

1.6.5. Неопределенности атмосферных моделей

В предыдущем разделе упоминалось о сравнении расчетов по моделям с экспериментальными данными, в [34] такие сравнения проводились для гауссовых моделей. Было получено, что точность гауссовых моделей зависит от условий их применения, для средних условий гауссовы модели имеют неопределенность, характеризующуюся фактором 2–4, для сложных условий применения погрешность составляет до нескольких порядков величины.

Примерно аналогичные результаты по неопределенности гауссовых моделей представлены в обзоре МАГАТЭ [6], где приведены результаты сравнения различных гауссовых моделей, как с экспериментальными данными, так и друг с другом. Модель Смита-Хоскера также рассматривалась в этом обзоре, полученные по этой модели результаты не выделялись из результатов других моделей. В [6] упоминается, что неопределенность гауссовых моделей связана с неопределенностью метеорологических входных параметров.

Основным метеопараметром атмосферных моделей, от которого зависят многие остальные параметры, является класс устойчивости атмосферы. В отчете [35] представлено обсуждение вышеупомянутого программного средства США MACCS2 для его применения при оценке безопасности комбината по наработке оружейного плутония Саванна Ривер. В этом отчете приведено сравнение частоты классов устойчивости, полученной на Саванна Ривер, и на недалеко расположенной АЭС Вогтль, для определения классов устойчивости использовались разные методы.

Обычно распределение частоты повторяемости устойчивости атмосферы имеет вид нормального распределения, т.е. максимальная повторяемость приходится на средние условия (классы С и D), а минимальная повторяемость – на очень неустойчивые (класс А) и на очень устойчивые условия (класс F или G). На упомянутой станции Саванна Ривер наблюдается смещение повторяемости в сторону неустойчивых состояний, а на

станции Вогтль в сторону устойчивых погодных условий [35]. Этот результат демонстрирует, что метод определения классов устойчивости может влиять на результат, и порой неизвестно, какой из методов лучше.

Можно сделать вывод, что при определении метеопараметров имеется принципиальная невозможность их достаточно точного определения. Атмосферные модели, возможно, в принципе не могут давать результат с неопределенностью меньше фактора 2–4. Поэтому бессмысленно усложнять модели, как это сделано в отечественных методиках расчета аварийных и предельно допустимых выбросов [22–26].

1.7. Выводы по атмосферным моделям

По рассмотренным моделям атмосферных выбросов можно сделать следующие выводы:

1. В настоящее время основной методикой расчета ПДВ нерадиоактивных загрязнителей является методика ОНД-86. В ОАО «Газпром» проводились эксперименты по проверки методики ОНД-86, было получено значительное расхождение расчетов и измерений, в итоге «Газпром» отказался от использования ОНД-86. Сейчас «Газпром» самостоятельно проводит разработку атмосферных физико-математических моделей.

2. Физико-математическое моделирование развивается и в атомной промышленности, но практическое применение этих атмосферных моделей вызывает большое сомнение по следующим причинам:

- для большинства разработок неясно, где брать исходные данные по устойчивости атмосферы и по другим параметрам;
- верификация моделей путем сравнения с экспериментальными данными проводится чисто формально;
- излишняя наукообразность в сочетании с оторванностью от эмпирического обеспечения позволяет расценивать большинство отечественных разработок только как «науку для науки».

3. Для расчета аварийных и предельно допустимых радиоактивных выбросов разработаны отечественные методики

[22–26] с использованием гауссовых моделей атмосферной дисперсии, недостатком этих методик является их необоснованная усложненность.

4. «Росатом» и «Концерн Росэнергоатом» около 20 лет проводят аварийные учения, в которых всеми участниками учений используются одинаковые модели аварийных выбросов. Поэтому все участники получают одинаковый результат, который может быть на порядки меньше правильной оценки загрязнения атмосферы и почвы.

5. Зарубежный подход к моделированию атмосферных выбросов заметно отличается от отечественного. За рубежом очень большое внимание уделяется сравнению расчетов с экспериментальными данными для получения достоверных прогнозов, у нас такое сравнение проводится чисто формально.

6. При рассмотрении неопределенностей атмосферных моделей были получены следующие результаты:

- точность гауссовых моделей зависит от условий их применения, для средних условий гауссовы модели имеют неопределенность, характеризующуюся фактором 2–4, для сложных условий применения погрешность составляет до нескольких порядков величины;

- основной причиной неопределенностей атмосферных моделей являются неопределенности метеорологических входных параметров;

- из-за большой неопределенности результатов бессмысленно усложнять модели, как это сделано в отечественных методиках расчета аварийных и предельно допустимых выбросов [22–26].

1.8. Оценка мощности радиоактивных выбросов из объекта «Укрытие»

Объектом «Укрытие» называется защитное сооружение над аварийным блоком Чернобыльской АЭС, построенное через несколько месяцев после аварии. В конце 1980-х – начале 1990-х годов проводились работы по оценке состояния объекта «Укрытие»

и рассматривались разные варианты сооружения нового защитного сооружения. В конце 2016 года объект «Укрытие-2» был построен.

В Институте биофизики (ныне ФМБЦ им. А.И. Бурназяна) проводились расчеты последствий возможных аварий на объекте «Укрытие», а также оценки поступления радионуклидов в атмосферу из щелей и других неплотностей объекта. Для этого была разработана численная модель распространения примеси в атмосфере, основанная на численном решении уравнения (1.25). В модели учитывалось гравитационное оседание пыли, которое должно сопровождать аварийные события на объекте. Модель позволяла рассчитывать аварийные выбросы, аналогично формуле (1.30), и осредненные за несколько лет длительные выбросы, аналогично формуле (1.33). Результаты были опубликованы в докладе [36].

В модели использовался вертикальный коэффициент диффузии (K_z) согласно работе [37]:

$$K_z = k \cdot u_* \cdot z \cdot \exp\left[-C_\mu (z/H)^{a_\mu}\right], \quad (1.41)$$

где: k – постоянная Кармана (0,4); u_* – динамическая скорость, м/с; H – высота пограничного слоя атмосферы, м; μ – т.н. параметр стратификации; $\mu = H/L$, где: L – длина Монина-Обухова, $C_\mu = 5,64 + 3,7 \cdot 10^{-3} \mu + 6 \cdot 10^{-6} \mu^2$; $a_\mu = 2,4 - 2,13 \cdot 10^{-2} \mu - 1,16 \cdot 10^{-4} \mu^2$.

Высота пограничного слоя атмосферы определялась по следующей формуле, которая имеется во многих отчетах:

$$H = k u_* / (\omega \sin(\varphi)), \quad (1.42)$$

где: ω – угловая скорость вращения Земли, рад/с; φ – широта.

В модели учитывалось изменение скорости ветра с высотой согласно [9]. Длина Монина-Обухова оценивалась согласно [38], где приведены графики зависимости этой длины от категорий устойчивости, в модели использовались аналитические аппроксимации графиков.

Модель калибровалась по гауссовой модели, приведенной в справочнике [4]. Для этого проводились расчеты с постоянными по

высоте скоростью ветра и коэффициентом диффузии, результаты сравнивались.

Для оценки выбросов из объекта «Укрытие» использовался вариант модели для осредненных за несколько лет длительных выбросов с круговой розой ветров. Высота выброса принималась равной 65 м, что примерно соответствует высоте «Укрытия». Средняя скорость ветра на высоте 10 м полагалась 2,5 м/с. При расчетах учитывалась средняя категория устойчивости атмосферы «С», параметр шероховатости полагался равным 10 см.

При расчетах учитывалось, что возле объекта «Укрытие» и других сооружений ЧАЭС имеется т.н. аэродинамическая тень, которая приводит к увеличению коэффициента диффузии и к уменьшению скорости ветра.

Оценка выбросов из объекта «Укрытие» проводилась путем решения обратной задачи, когда по распределению радионуклидов в воздухе определяется мощность источника. В качестве экспериментальных данных использовались осредненные по сезонам справки за 1989–1990 гг. о загрязненности воздуха, составлявшиеся в Оперативной группе Госкомгидромета. В справках были представлены активности только гамма-излучающих радионуклидов, из всех радионуклидов рассматривался только ^{137}Cs , активность которого составляла примерно половину суммарной активности всех радионуклидов.

Активность радионуклидов в атмосфере зимой, весной и осенью была примерно одинакова, а летом в несколько раз больше, что можно было бы объяснить вторичным ветровым подъемом. Однако, внутри объекта «Укрытие» летом активность в воздухе тоже была до порядка величины больше, чем в другие сезоны, возможно, летом в «Укрытии» суше, чем в остальные сезоны. Поэтому увеличение активности летом в атмосфере не обязательно связано с вторичным ветровым подъемом.

Расчеты по модели проводились с различной величиной выбросов до получения наилучшего совпадения расчетов и измерений. На рис. 1.3 приведены результаты измерений

активности ^{137}Cs , результаты расчетов, а также результаты аппроксимации измеренной активности с помощью степенной функции. Для зимы получилась следующая зависимость активности ^{137}Cs от расстояния (X): $C = 7,58 \cdot 10^{-17} \cdot X^{-1,53} \text{Ки/л}$, для лета: $C = 1,58 \cdot 10^{-16} \cdot X^{-1,55} \text{Ки/л}$.

Расчеты для зимы были выполнены с величиной выброса ^{137}Cs из объекта Укрытие равного 20 Ки/год. Выше упоминалось, что активность ^{137}Cs весной и осенью была примерно такой же, как зимой, поэтому выброс весной и осенью также равен 20 Ки/год. Для лета выброс ^{137}Cs получился в три раза больше, т.е. 60 Ки/год, но эти результаты не рассматриваются в качестве возможного выброса из-за летнего пылеподъема.

Активность ^{137}Cs составляет примерно половину активности других радионуклидов, поэтому суммарный выброс радионуклидов зимой, весной и осенью примерно равен 40 Ки/год, летом тоже полагается 40 Ки/год.

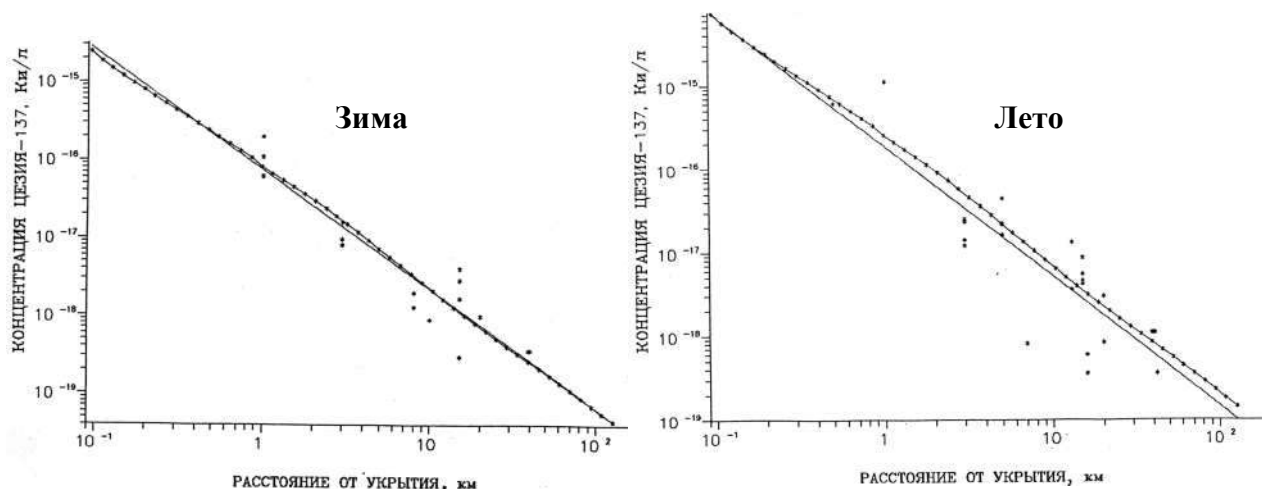


Рис. 1.3. Осредненные по сезонам измерения активности ^{137}Cs в атмосфере – точки, результаты расчетов по модели – кривая с точками, аппроксимация измерений степенной функцией – сплошной график

Данная работа была выполнена в 1990 году, тогда НИЦ «Курчатовский институт» проводил экспериментальные работы по осаждению радионуклидов на специальные планшеты, располагавшиеся на люках крыши объекта «Укрытие». По этим данным была сделана оценка выбросов из объекта «Укрытие»,

равная 0,2–0,3 Ки/год, т.е. примерно в 100 раз меньше, чем оценки данной работы.

Вызывает большие сомнения метод измерения выброса из объекта «Укрытие», использованный НИЦ «Курчатовский институт», этот метод и в дальнейшем применялся для контроля объекта. Согласно [39] над люками в крыше устанавливалось несколько горизонтальных планшетов, размером 70 на 70 см, на которые натягивалась марля, пропитанная маслом. Выше этих планшетов устанавливались еще планшеты, отделенные от нижележащего планшета металлической перегородкой, эти планшеты устанавливались для определения фоновой активности в воздухе. Для расчета выброса площадь всех щелей в объекте полагалась равной 100 м^2 , хотя имелись и другие оценки, вплоть до 1200 м^2 .

Нигде не удалось обнаружить, каким образом учитывалась скорость воздуха, проходящего через марлю. Скорее всего, полагалось, что марля не оказывает никакого сопротивления воздуху, и что все прошедшие через планшет аэрозоли осаждаются на марле, ни того, ни другого в принципе не может быть. Наиболее вероятно, что величина выброса полагалась равной активности радионуклидов, осевших на марле, умноженной на площадь всех щелей и деленной на площадь планшетов. Определенные таким образом выбросы могут в десятки и сотни раз быть меньше реальных выбросов.

При определении выброса по активности ^{137}Cs в воздухе данной работы учитывается не только объект «Укрытие», но и все другие источники, в основном выбросы из вентиляционных труб 1-й и 2-й очереди ЧАЭС. В [40] приведена величина выброса ^{137}Cs от всех этих источников за 1989–1991 годы, равная 0,68 Ки/год, что значительно меньше результата, полученного в данной работе. Поэтому можно сделать вывод о том, что основной выброс со всей станции формировался за счет поступления радионуклидов в атмосферу из щелей объекта «Укрытие».

В заключении следует остановиться на возможной причине значительных выбросов из объекта «Укрытие», сооруженного над развалами 4-го блока. В этих развалах содержится большое количество высокоактивного топлива, нагревающего развалы. Из-за нагрева в объекте «Укрытие» возможно образование сверхadiaбатического градиента температуры и термической неустойчивости, приводящих к вертикальной циркуляции воздуха. Такая циркуляция приводит к значительному выносу аэрозолей снизу вверх и к выходу аэрозолей через щели в объекте «Укрытие». Этот механизм следовало бы рассмотреть, но работ об этом обнаружено не было.

Литература к главе 1

1. Метеорология и атомная энергия. Л.: Гидрометеиздат, 1971.
2. Купцов А.И. Прогнозирование и экологическая оценка последствий выброса газа через свечу рассеивания при опорожнении технологического оборудования: Дис. ... канд. наук. Казань, 2016.
3. Методика оценки последствий аварий на взрывопожароопасных химических производствах: Руководство по безопасности. Утв. приказом Ростехнадзора от 11 марта 2013 г. № 96.
4. Гусев Н.Г, Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1991.
5. Возженников О.И. Приближенная оценка параметров диффузии в термически стратифицированном приземном слое атмосферы // Труды ИЭМ. М.: Гидрометеиздат, 1988. Вып. 46(136). С. 55–60.
6. IAEA. Atmospheric Dispersion Models for Application in Relation to Radionuclide Releases. IAEA – TECDOC-379. Vienna, 1986.
7. О перечне методик по расчету выбросов и перечень методик выполнения измерения концентраций загрязняющих веществ в выбросах промышленных предприятий: письмо МПР от 25 января 2010 г. №12-46/709.
8. Доброчеев О.В. и др. Математическая модель рассеяния инертных облаков газов при авариях промышленных предприятий. (Препринт ИАЭ), М.: ЦНИИ Атоминформ, 1989.
9. Пекарь М.И. Трехмерная численная модель переноса и рассеяния примеси в пограничном слое атмосферы // Труды ИПГ. 1985. Вып. 62. С. 13-33.
10. Беляев В.А. и др. Методы расчета распространения радиоактивных веществ в окружающей среде и доз облучения населения. М.: МХО Интератомэнерго, 1992.
11. Shipley D.G. A Mathematical Model of Effluent Plums // Heat and Fluid Flow Nuclear and Process Plant Safety Conference, London, 17-18 May, 1983. London, 1983. P. 57-63.

12. Belot Y., et al. Model Numerical de Dispersion les Pollutants Atmospheroues en Presence de Converts Vegetaux // Atmos. Environm. 1976. V.10, No. 1. P. 89-98.

13. Гаргер Е.К. и др. Лагранжева модель регионального переноса и рассеяния полидисперсной примеси в нижних слоях тропосферы // Труды ИЭМ. 1987. Вып. 14 (129). С. 22-36.

14. Борзилов В.А. и др. Физико-математическое моделирование регионального переноса в атмосфере радиоактивных веществ в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. 1989. № 9. С. 5-10.

15. Юшицин К.В. Моделирование динамики формирования поля радиоактивного загрязнения при атмосферном переносе радионуклидов // Ядерная энергия и безопасность человека NE-93: Рефераты конференции. Н.Новгород, 1993.

16. Albergel A., et. al. Chernobyl Accident: Modeling of Dispersion over Europe of the Radioactive Plume and Comparison with Air Activity Measurement // Atmosph. Environm. 1988. V.22, No. 11. P. 17-20.

17. Apsimon H.M., et. al. Modeling the Dispersal and Deposition of Radionuclides // Environment. 1988. V.30, No. 5. P. 17-20.

18. The Radiological Impact of Radionuclides Dispersed on a Regional and Global Scale: Methods for Assessment and their Application // Tec. Rep. Ser. No. 250. Vienna, IAEA, 1985.

19. Кароль И.Л. Радиоактивные изотопы и глобальный перенос в атмосфере. Л.: Гидрометеиздат, 1972.

20. Kimura F., Yoshikawa T. Numerical Simulation of Global Scale Dispersion of Radioactive Pollutants from the Accident of the Chernobyl Nuclear Power Plant // J. Meteorol. Soc. Jap. 1988. V.66, No. 3. P. 489-495.

21. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий: Общесоюзный нормативный документ. ОНД-86 / Госкомгидромет. Л.: Гидрометеиздат, 1987.

22. Методика разработки и установления нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферный воздух. Утв. приказом Ростехнадзора от 7 ноября 2012 г. №639.

23. Рекомендуемые методы расчета параметров, необходимых для разработки и установления нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферный воздух: Руководство по безопасности (РБ-106-21). Утв. приказом Ростехнадзора от 30 августа 2021 г. № 288.

24. МТ 1.2.1.15.1176-2016. Разработка и установление нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ атомных станций в атмосферный воздух.

25. МУ 2.6.5.010-2016. 2.6.5. Атомная энергетика и промышленность. Обоснование границ и условия эксплуатации санитарно-защитных зон и зон наблюдения радиационных объектов: Методические указания.

26. РД 52.18.717-2009. Методика расчета рассеяния загрязняющих веществ в атмосфере при аварийных выбросах.

27. Моделирование распространения радионуклидов в окружающей среде // Труды ИБРАЭ. Вып. 9. М.: Наука, 2008.

28. Методические рекомендации по выбору исходных данных и параметров при расчете радиационных последствий аварий на АЭС / ВНИИАЭС, ГНЦ-ИБФ, НПО «Тайфун», ИБРАЭ РАН. М., 2001.

29. Положение о повышении точности прогностических оценок радиационных характеристик радиоактивного загрязнения окружающей среды и дозовых нагрузок на персонал и население: РБ-053-10. Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 8 июня 2010 г. № 465.

30. Napier B.A., Peloquin R.A., Strenge D.L., Ramsdell J.V. GENII-The Hanford Environmental Radiation Dosimetry Software System. Volume 1: Conceptual Representation. Pacific Northwest Laboratory. Washington, 1988.

31. Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessment at Nuclear Power Plants: Regulatory Guide 1.145. U.S. NRC, November, 1982.

32. NUREG/CR-2858, PNL-4413. PAVAN: An Atmospheric-Dispersion Program for Evaluating Design-Basis Accidental Releases of Radioactive Materials from Nuclear Power Stations. Manuscript Completed. WA: Richland, September, 1982.

33. DOE-EH-4.2.1.4-MACCS2-Code Guidance. MACCS2 Computer Code Application Guidance for Documented Safety Analysis Final Report. U.S. Department of Energy, Washington, DC, June, 2004.

34. Miller C.W., Hively L.M. A Review of Validation Studies for Gaussian Plume Atmospheric Dispersion Model // Nuclear Safety. 1987. V.2, No. 4. P. 522-531.

35. Final Review of Safety Assessment Issues at Savannah River Site: Report to Savannah River Nuclear Solutions (SRNS). Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington. August, 2011.

36. Серебряков Б.Е. Оценка мощности выбросов из объекта «Укрытие» // IV международный симпозиум «Урал атомный, Урал промышленный», 30 сентября – 3 октября 1996 г., г.Заречный: Тезисы докладов / Институт промышленной экологии, УрО РАН. Екатеринбург, 1996. С. 73-74.

37. Wipperman F.R. Eddy Diffusion Coefficients in the Planetary Boundary Layer // Advances in Geophysics. 1974. V.18A. P. 187-201.

38. Зилитинкевич С.С. Динамика пограничного слоя атмосферы. Л.: Гидрометеиздат, 1970.

39. Арутюнян Р.В., Большов Л.А., Боровой А.А., Велихов Е.П., Ключников А.А. Ядерное топливо в объекте «Укрытие» Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 2010.

40. Вопросы дозиметрии и радиационная безопасность на атомных электрических станциях: Учебное пособие / Под ред. А.В. Носовского. Славутич: Укратомиздат, 1998.

ГЛАВА 2. МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОЁМАХ

2.1. Краткие сведения по гидрологии

Согласно Википедии всего на Земле около 1400 млн км³ воды. Вода покрывает 71% поверхности земного шара (океаны, моря, озёра, реки, льды — 361,13 млн км²). Большая часть земной воды (97,54%) принадлежит Мировому океану — это солёная вода, непригодная для сельского хозяйства и питья. Пресная же вода находится в основном в ледниках (1,81%) и подземных водах (около 0,63%), и лишь небольшая часть (0,009%) в реках и озерах. В атмосфере содержится 0,001% от всей воды нашей планеты. В литературе имеются и другие, несколько отличающиеся данные по распределению воды на Земле.

Водный объект — природный или искусственный водоём, водоток либо иной объект, постоянное или временное сосредоточение вод, в котором имеет характерные формы и признаки водного режима.

Водными объектами являются моря, океаны, реки, озёра, болота, водохранилища, подземные воды, а также воды каналов, прудов и другие места постоянного сосредоточения воды на поверхности суши (например, в виде снежного покрова). Водные объекты составляют основу водных ресурсов. Исследованием водных объектов занимаются многие науки. Для изучения водных объектов и их режима применяются гидрологические методы измерения и анализа. С точки зрения экологии водные объекты представляют собой экологические системы.

Водный режим — изменения во времени расхода воды, уровней воды и объёмов воды в водных объектах. Различают следующие фазы водного режима: половодье, паводки, межень, ледостав, ледоход.

Половодье — ежегодно повторяющееся в один и тот же сезон относительно длительное увеличение водности реки, вызывающее

подъем её уровня; обычно сопровождается выходом вод из меженного русла и затоплением поймы.

Паводок — сравнительно кратковременное и непериодическое поднятие уровня воды, возникающее в результате быстрого таяния снега при оттепели, обильных дождей. Следующие один за другим паводки могут образовать половодье. Значительные паводки могут вызвать наводнение.

Межень — ежегодно повторяющееся сезонное стояние низких (меженных) уровней воды в реках. Обычно к межени относят маловодные периоды продолжительностью не менее 10 дней, вызванные сухой или морозной погодой, когда водность реки поддерживается, главным образом, грунтовым питанием при сильном уменьшении или прекращении поверхностного стока. В умеренных и высоких широтах различают *летнюю* (или *летне-осеннюю*) и *зимнюю* межень.

Ледостав — период, когда наблюдается неподвижный ледяной покров на водотоке или водоёме. Длительность ледостава зависит от продолжительности и температурного режима зимы, характера водоёма, толщины снега.

Ледоход — движение льдин и ледяных полей на реках.

Неравномерный в течение года режим питания рек связан с неравномерностью выпадения атмосферных осадков, таяния снега и льда и поступления их вод в реки.

Основные гидрологические характеристики реки.

Расход воды, $\text{м}^3/\text{с}$ — количество воды, проходящее через поперечное сечение реки за 1 секунду. Расход воды равен произведению площади водного сечения реки на среднюю для этого сечения скорость течения.

Объем стока, м^3 или км^3 — это количество воды, проносимое рекой через ее поперечное сечение за больший промежуток времени (сутки, месяц, год).

Для сравнения величины речного стока с атмосферными осадками или испарением, сток характеризуют высотой слоя воды.

Слой стока, мм – это такой слой, который получается, если объем стока распределить равномерно по всей площади речного бассейна.

Для сравнения условий формирования стока в различных бассейнах часто используют величину расхода воды, отнесенную к площади бассейна, т.е. количество воды, стекающее с каждого квадратного километра – это модуль стока, л/(с·км²).

Отношение слоя стока к слою выпавших на площадь бассейна осадков, обуславливающих возникновение данной величины стока, называется коэффициентом стока. Он показывает, какая часть осадков расходуется на образование стока.

2.2. Уравнения расчета скорости течения воды

2.2.1. Уравнение Навье-Стокса

Скорость течения воды в водных объектах рассчитывается с помощью системы уравнений, состоящей из уравнения движения, т.е. уравнения Навье-Стокса и уравнения непрерывности, вода при этом полагается несжимаемой. В главе 1 был приведен общий вид уравнения Навье-Стокса для атмосферы, в котором учитывается движущая сила, т.е. градиент давления воздуха и действие внешней силы торможения. Течение воды в водных объектах происходит из-за разности уровней воды и из-за действия ветра на поверхность воды.

В XVIII веке французским гидравликом А. Шези было установлено, что скорость течения воды в речных руслах и каналах пропорциональна корню квадратному от градиента уровня воды в русле или в канале. Формула Шези имеет следующий вид:

$$V = C_h \sqrt{IR}; \quad (2.1)$$

где: V – скорость течения, м/с; C_h – коэффициент Шези, м^{0,5}/с; R – гидравлический радиус – отношение площади сечения канала к смоченному периметру, м (для широких водных объектов гидравлический радиус можно принимать равным глубине); I – уклон поверхности воды – отношение разности уровней воды в канале к его длине (безразмерный).

При установившемся течении градиент уровня воды равен силе сопротивления. Получается, что сила сопротивления

пропорциональна квадрату скорости течения воды. Этот факт учитывается в уравнении Навье-Стокса для водных объектов. В результате система уравнений для расчета скорости воды может быть записана в виде следующих двумерных уравнений: уравнения Навье-Стокса (2.2) и уравнения непрерывности (2.3).

$$\frac{\partial V_i}{\partial t} + V_j \frac{\partial V_i}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left[\varepsilon_{ij} \frac{\partial V_i}{\partial x_j} + \varepsilon_{ij} \frac{\partial V_j}{\partial x_i} \right] - g \frac{\partial \xi}{\partial x_i} + \frac{\tau_{Si}}{\rho H} - \frac{g}{C_h^2} \frac{V_i \sqrt{V_i^2 + V_j^2}}{H} + 2[\Omega_j V_i] \sin \phi;$$

(2.2)

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + \frac{\partial(HV_i)}{\partial x_i} + \frac{\partial(HV_j)}{\partial x_j} = 0;$$

(2.3)

где: V_i – компонента скорости по одной из двух горизонтальных осей, м/с; ε_{ij} – тензор кинематической турбулентной вязкости, м²/с; Ω – угловая скорость вращения Земли, 1/с; φ – широта, град; g – ускорение свободного падения, м/с²; ξ – превышение уровня воды над средним уровнем воды в водном объекте, м; τ_{Si} – компонента касательного напряжения трения ветра на поверхности водохранилища, Н/м²; H – средняя глубина, м; ρ – плотность воды, кг/м³; x_i – одна из координат, X или Y , индексу $i = 1$ соответствует горизонтальная ось X , $i = 2$ – горизонтальная ось Y . По повторяющимся индексам здесь и далее подразумевается суммирование, пример такой формы записи уравнений приведен в главе 1.

Каждый член уравнения (2.2) является ускорением, при умножении на плотность каждый член будет силой, а турбулентность будет динамической турбулентностью (μ), ($\mu = \rho \varepsilon$). Обе формы уравнения Навье-Стокса могут использоваться для рассмотрения.

Левая часть уравнения (2.2) является полной производной скорости от времени. Первый член правой части связан с действием вязкости, рассматривается только турбулентная вязкость, второй член связан с градиентом уровня воды, третий член связан с ветровыми напряжениями, четвертый член описывает торможение

о твердую поверхность дна и берегов, пятый член – ускорение Кориолиса.

Двумерное уравнение Навье-Стокса (2.2) представляет собой два уравнения для двух компонент горизонтальной скорости течения. В водоемах охладителях скорость течения воды, в основном, связана с преобладающими ветрами, в реках скорость течения, главным образом, зависит от перепада уровня воды.

Для решения дифференциальных уравнений в частных производных используются численные методы конечных разностей. В основном применяются неявные разностные схемы, получающиеся при этом системы алгебраических уравнений решаются методом прогонки. Для получения трехмерных и двумерных решений используется метод расщепления. Граничные и начальные условия задаются в зависимости от физических условий решаемой задачи, где предполагается суша, задаются нулевые скорости.

2.2.2. Аналитическое решение уравнения Навье-Стокса для плоского течения Пуазейля

В спецкурсе [1] рассмотрено течение Пуазейля, это течение между двумя параллельными неподвижными стенками, расстояние между которыми $2h$. Для этого течения рассмотрено следующее двумерное уравнение Навье-Стокса, в котором учитывается только градиент давления и динамическая вязкость:

$$\frac{\partial p}{\partial x} = \mu \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} = -i = const; \quad (2.4)$$

где: p – давление, Н/м^2 ; μ – динамическая вязкость, $\text{кг/(м}\cdot\text{с)}$, i – градиент давления, Н/м^3 . Направление оси X совпадает с направлением скорости V , направление оси Y перпендикулярно скорости и неподвижным стенкам, начало оси лежит на середине расстояния между стенками.

Общее решение уравнения (2.4) имеет следующий вид:

$$V = -\frac{i}{2\mu} y^2 + c_1 y + c_2;$$

Постоянные c_1 и c_2 определяются из граничных условий. Условие прилипания на стенках даёт: $V(h) = V(-h) = 0$, откуда $c_1 = 0$, $c_2 = ih^2/(2\mu)$. В результате решение уравнения (2.4) будет иметь следующий вид:

$$V = \frac{i}{2\mu}(h^2 - y^2). \quad (2.5)$$

Из выражения (2.5) видно, что профиль скорости имеет параболический вид. Максимальное значение скорости достигается в центре канала и равно $V_{max} = ih^2/(2\mu)$.

2.2.3. Параметры уравнений расчета скорости воды

Примером работ по решению уравнений (2.2, 2.3) являются статьи китайских исследователей [2, 3]. Параметрами, определяющими скорость течения воды, являются входные параметры упомянутых уравнений. Согласно работе [2] величина ветрового поверхностного напряжения по оси X равна:

$$\tau_{sx} = \gamma^2 \rho_a W^2 \cos(\varphi); \quad (2.6)$$

где: $\gamma^2 = 0,00267$; ρ_a – плотность воздуха, кг/м³; W – скорость ветра, м/с; φ – угол между направлением ветра и осью X .

Отношение ускорения свободного падения к квадрату коэффициента Шези согласно [2] определяется следующим образом: $g/C_h^2 = 0,004$, отсюда получается коэффициент Шези примерно $50 \text{ м}^{0.5}/\text{с}$. В литературе имеются и другие способы задания коэффициента Шези.

Во второй китайской статье [3] для определения вязкости и коэффициента диффузии использовалась k - ε модель турбулентности, рассмотренная в главе об атмосферном переносе. В [3] решаются уравнения для кинетической энергии турбулентности (k) и для диссипации энергии (ε), на основе этих величин определяется коэффициент диффузии и вязкость. Работ, где турбулентную вязкость и диффузию оценивают по разным k - ε моделям турбулентности, встречается довольно много. Получается, что разные исследователи величину вязкости оценивают по-разному.

Коэффициент кинематической вязкости воды при ламинарном течении составляет около 10^{-6} м²/с, для турбулентных течений он значительно больше. В литературе часто приводятся вязкость для морей и океанов, согласно [4] вертикальный коэффициент турбулентной вязкости в верхнем слое океана достигает 10^{-2} м²/с. Согласно [5] коэффициенты вертикальной и горизонтальной турбулентной вязкости в океане изменяются соответственно в пределах 10^{-5} — 10^{-1} и 10^{-2} — 10^5 м²/с. Можно сделать вывод, что имеется большой разброс возможных величин коэффициента вязкости, что затрудняет решение уравнений (2.2, 2.3) для реальных водоемов.

Величина коэффициента турбулентной вязкости оценивается примерно также, как величина коэффициента турбулентной диффузии. Работ по оценке коэффициента диффузии значительно больше, чем по оценке вязкости. Поэтому в практических целях можно по коэффициенту турбулентной диффузии оценивать коэффициент турбулентной вязкости, например, используя число Шмидта.

В предыдущей главе было рассмотрено безразмерное число Шмидта – отношение коэффициента кинематической вязкости к коэффициенту диффузии, было отмечено, что для газов оно равно примерно 1. Для воды также используется это число, однако такой однозначности, как для газов нет. В литературе для воды встречаются величины этого числа до 1000. Тем не менее, для конкретных случаев возможна оценка коэффициента турбулентной вязкости по коэффициенту турбулентной диффузии. Способы оценки коэффициента турбулентной диффузии приведены ниже.

2.3. Уравнения переноса радиоактивных веществ в водных объектах

2.3.1. Уравнение диффузии

Уравнения переноса радиоактивных веществ в водных объектах основаны на уравнениях диффузии, которые рассмотрены в главе, посвященной атмосферному переносу загрязнителей.

Уравнение диффузии можно записать следующим образом:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_i \frac{\partial C}{\partial x_i} - V_i C \right] + \lambda C; \quad (2.7)$$

где: C – объемная активность (концентрация), Бк/м³, K_i – коэффициент турбулентной диффузии, м²/с, вообще говоря, этот коэффициент является тензорной величиной, однако для целей расчета водного переноса используют только диагональные элементы в декартовой системе координат; V_i – компонента средней скорости движения воды, м/с, горизонтальная скорость, как правило, совпадает с направлением течения; λ – сумма постоянной распада и других скоростей убыли или возрастания активности, пропорциональных самой активности, 1/с; t – время, с.

2.3.2. Аналитические решения уравнения переноса радиоактивных веществ в озерах и водохранилищах

2.3.2.1. Непрерывный точечный источник

В главе об атмосферном переносе приведены уравнения и их аналитические решения в виде гауссовых распределений, которые могут быть использованы и для расчета загрязнителей в водных объектах, если не нужно учитывать глубину водного объекта и наличие береговой линии. При учете этих факторов решения уравнения диффузии несколько усложняются.

В США в свое время был утвержден нормативный документ [6] для расчета плановых и аварийных радиоактивных выбросов. В этом документе приведено решение уравнения (2.7) для озера. Непрерывный точечный источник погружен в воду на глубину z_s и находится на расстоянии от прямолинейного берега, равном y_s , второй берег не учитывается. При этом полагается, что течение направлено вдоль берега по координате X , ее начало совпадает с источником. Получаются координаты источника: $X = 0$, $Y = y_s$, $Z = z_s$.

Как и при атмосферном переносе, используется решение в виде распределения Гаусса. Согласно [6] это решение имеет следующий вид:

$$C = \frac{W \exp(-\lambda x / V_x)}{2\pi V_x \sigma_y \sigma_z} \sum_{m=0}^{\infty} \left\{ \exp\left[-\frac{(2mH + z_s - z)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(2mH - z_s - z)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \left\{ \exp\left[-\frac{(y_s - y)^2}{2\sigma_y^2}\right] + \exp\left[-\frac{(y_s + y)^2}{2\sigma_y^2}\right] \right\}; \quad (2.8)$$

где: W – величина непрерывного источника поступления радионуклидов, Бк/с; V_x – скорость течения вдоль берега по оси, м/с; H – постоянная глубина водоема, м; σ_y и σ_z – стандартные отклонения при нормальном (гауссовом) распределении по оси Y и Z , соответственно, м; $\sigma_y = \sqrt{2K_y x / V_x}$, $\sigma_z = \sqrt{2K_z x / V_x}$.

2.3.2.2. Мгновенный вертикальный линейный источник

В нормативном документе США [6] приводится еще аналитическое решение уравнения (2.7) для мгновенного вертикального линейного источника поступления радионуклидов в озеро или водоем для таких же условий, как и решение (8). В принципе это решение соответствует случаю, когда загрязнение в месте сброса равномерно распределяется по глубине водоема. Это решение имеет следующий вид:

$$C = \frac{W}{4\pi H (K_x K_y)^{0.5} t} \exp\left\{-\frac{(x - V_x t)^2}{4K_x t} - \lambda t\right\} \left\{ \exp\left[-\frac{(y_s - y)^2}{4K_y t}\right] + \exp\left[-\frac{(y_s + y)^2}{4K_y t}\right] \right\}; \quad (2.9)$$

где: y_s – расстояние источника от берега, м; W – мгновенный линейный источник сброса, Бк.

Решение (2.9) в документе [6] записано с использованием коэффициентов диффузии, а не стандартных отклонений.

2.3.2.3. Замкнутое озеро или водоем

В документе МАГАТЭ [7] рассмотрен замкнутый водоем, где предполагается одинаковая концентрация радионуклидов по всему водоему. Для такого водоема приведена формула для расчета общей активности в водоеме. Эта формула получена при аналитическом решении дифференциального уравнения, но само

уравнение почему-то в [7] не приводится. Это уравнение имеет следующий вид:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{W}{V} - \left(\frac{q}{V} + \lambda\right)C, \quad (2.10)$$

где: C – объемная активность воды, Бк/м³; V – объем водоема, м³, q – величина потерь воды из водоема, м³/с. Величина потерь складывается из величины потоков, вытекающих из водоема, из подземной фильтрации, из технического водозабора и т.д., испарение учитывается только для трития.

Приведенное в [7] решение уравнения (10) имеет следующий вид:

$$C = \frac{W}{q + \lambda V} \left[1 - \exp\left(-\left(\frac{q}{V} + \lambda\right)t\right) \right]. \quad (2.11)$$

Согласно [7], если $\frac{q}{V} + \lambda > 10^{-8} \text{ с}^{-1}$, то $C = \frac{W}{q + \lambda V}$. Подобные же формулы есть в документе США [6], где показано, что при $t > 1 / \left(\frac{q}{V} + \lambda\right)$ также можно приблизительно принять следующее равенство:

$$C = \frac{W}{q + \lambda V}. \quad (2.12)$$

Для упрощения формулы (2.11) можно использовать обе рекомендации.

2.3.3. Аналитические решения уравнений переноса радиоактивных веществ в каналах и реках

2.3.3.1. Непрерывный точечный источник

Ограниченность водных объектов берегами обуславливает отличие решений уравнений диффузии для рек и озер от атмосферного переноса. Согласно документу США [6] стационарное уравнение переноса радионуклидов для рек и каналов с глубиной H и со скоростью течения V_x , можно представить в следующем виде:

$$V_x H \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} \left(H K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \lambda H C; \quad (2.13)$$

где: C – объемная активность воды, Бк/м³; K_y – коэффициент поперечной диффузии, м²/с; ось X направлена по течению, горизонтальная ось Y – поперек течения. Решение этого уравнения представлено в [6] в следующем виде:

$$C = \frac{W}{Q} \exp(-\lambda x / V_x) \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 K_y V_x H^2 x}{Q^2}\right) \cos \frac{n\pi q_s}{Q} \cos \frac{n\pi q}{Q} \right]; \quad (2.14)$$

где: W – величина точечного непрерывного источника поступления радионуклидов в канал или реку, Бк/с; Q – расход реки или канала, м³/с. Полагается, что ось X направлена по течению, начало оси Y совпадает с правым берегом, а источник имеет следующие координаты: $x = 0$, $y = y_s$. В решении (2.6) уравнения (2.5)

$q = \int_0^y V_x H dy$ – это поток воды от берега до точки с координатой y ,

q_s – поток воды между берегом и точечным источником.

В документе [6] приведено также решение уравнения (2.13) для линейного источника, расположенного поперек реки между двумя значениями координаты Y .

Использование потоков воды не всегда удобно. Поэтому решение уравнения (2.13) для постоянных значений глубины, скорости и коэффициента диффузии обычно используется в следующем виде:

$$C = \frac{W}{Q} \exp(-\lambda x / V_x) \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{n^2 \pi^2 K_y x}{B^2 V_x}\right) \cos \frac{n\pi y_s}{B} \cos \frac{n\pi y}{B} \right]; \quad (2.15)$$

где: B – ширина реки, м; учитывается, что $Q = V_x B H$.

Следует отметить, что решение уравнения диффузии (2.15) часто используется в справочниках и нормативных документах. При этом не во всех документах указывается, с какого расстояния от источника можно активность в реке полагать равномерно распределенной поперек русла реки, т.е. с какого расстояния $C = (W/Q)e^{-\lambda V_x}$ во всех точках поперек русла. При отсутствии значительного уменьшения активности из-за распада и других

причин активность просто равна величине источника деленной на расход ($C = W/Q$).

В американском документе [6] приведен график зависимости безразмерной концентрации ($C/(W/Q)$) у обоих берегов реки от безразмерного расстояния ($K_y V_x H^2 x / Q^2$) для источника, расположенного возле берега, т.е. при $y_s = 0$. Из этого графика следует, что безразмерная активность у обоих берегов становится примерно одинаковой и равной единице при безразмерном расстоянии, больше примерно 0,3. Т.е. если выполняется следующее неравенство: $x \geq 0,3 Q^2 / (K_y V_x H^2)$. Учитывая, что $Q = H V_x B$, получаем следующее выражение для расстояния, с которого можно считать установление постоянной активности ($C = W/Q$) по всему сечению реки:

$$x \geq \frac{0,3 B^2 V}{K_y}. \quad (2.16)$$

2.3.3.2. Мгновенный точечный источник

Уравнение (2.13) является стационарной, т.е. независимой от времени, формой следующего общего уравнения переноса радионуклидов в каналах и реках:

$$H \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} (H K_y \frac{\partial C}{\partial y}) - H V \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda H C; \quad (2.17)$$

где: t – время, с.

В нормативном документе США [6] приведено решение этого уравнения для мгновенного источника поступления радионуклидов в реку или канал для таких же условий, как и решение (2.15):

$$C = \frac{W}{(4\pi K_x t)^{0,5} H B} \exp \left[\frac{-(x - V_x t)^2}{4 K_x t} - \lambda t \right] \left[1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \exp - \frac{n^2 \pi^2 K_y t}{B^2} \cos \frac{n \pi y_s}{B} \cos \frac{n \pi y}{B} \right]; \quad (2.18)$$

где: W – мгновенный точечный источник поступления радионуклидов в реку, Бк.

В американском нормативном документе [6] приводятся еще аналитические решения уравнения диффузии для других водных объектов. В этом документе рассмотрены гидрологические модели

водоемов охладителей и возможное использование поверхностных вод.

2.3.3.3. Одномерное распространение загрязнения в реках

Выше было приведено условие (2.16) для расстояния от постоянного источника при котором можно считать установление постоянной активности по всему сечению реки. Но для больших расстояний активность будет изменяться из-за изменения расхода реки ($Q(x)$), расход, как правило, увеличивается с расстоянием из-за притоков и из-за разгрузки грунтовых вод в реку или канал, поэтому активность уменьшается. Радиоактивный распад также уменьшает активность, в данном случае активность можно выразить следующим образом:

$$C = \frac{W}{Q(x)} \exp\left(-\lambda \frac{x}{V_x}\right). \quad (2.19)$$

В нормативном документе США [6] имеется формула для одномерного распространения радионуклидов от кратковременного источника, уравнение в данном случае имеет вид:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C; \quad (2.20)$$

Решение этого уравнения согласно [6] имеет следующий вид:

$$C = \frac{W}{A\sqrt{4\pi K_x t}} \exp\left[-\frac{(x - V_x t)^2}{4K_x t} - \lambda t\right]; \quad (2.21)$$

где: A – площадь поперечного сечения реки, m^2 ; W – мгновенный точечный источник поступления радионуклидов в реку, Бк.

2.4. Параметры уравнений переноса радиоактивных веществ с поверхностными водами

2.4.1. Коэффициент турбулентной диффузии в реках

Основными параметрами уравнений переноса, кроме геометрии водных объектов, являются скорость течения и коэффициент турбулентной диффузии. Скорость течения для рек, как правило, известна, для озер и водохранилищ ее можно рассчитать по уравнению Навье-Стокса (2.2, 2.3), или положить равной нулю. Поэтому коэффициент турбулентной диффузии является основным необходимым параметром.

Турбулентность атмосферы была рассмотрена в предыдущей главе, где использовалась т.н. динамическая скорость, или скорость трения – u^* . Эта же скорость рассматривается в водных потоках, ее можно определить по специальным формулам, а согласно Википедии ее можно положить равной от 5% до 10% от средней скорости потока. В американском документе [6] приведена следующая формула для оценки коэффициента турбулентной диффузии с учетом динамической скорости:

$$K_{x,y} = \beta u^* H, \quad (2.22)$$

где: β – безразмерный коэффициент, равный 5,93 для продольного коэффициента диффузии (K_x) и 0,23 для поперечного коэффициента (K_y). Эти значения коэффициента β приведены для простого прямолинейного канала, для криволинейных каналов коэффициент будет больше, его можно определять по натурным наблюдениям.

В документе МАГАТЭ [7] также используется динамическая скорость для оценки коэффициентов турбулентной диффузии для рек. В этом документе приведены интересные эмпирические зависимости глубины и ширины рек от их расхода, естественно, эта зависимости справедливы не для всех рек.

$$H = 0,163Q^{0,447}, \quad (2.23)$$

$$B = 10Q^{0,46}. \quad (2.24)$$

Для вертикальной составляющей коэффициента диффузии в документе МАГАТЭ [7] приведена формула:

$$K_z = 0,067u^* H, \quad (2.25)$$

Продольный коэффициент диффузии равен:

$$K_x = \frac{V_x^2 B^2}{30u_x H}, \quad (2.26)$$

Поперечный коэффициент диффузии определяется формулой:

$$K_y = \alpha u^* H, \quad (2.27)$$

где: α - коэффициент, равный от 0,1–0,2 для лабораторных лотков и небольших ирригационных каналов и до 0,6–2,0 для больших рек.

В отечественном нормативном документе по расчету допустимых сбросов [8] формула (2.27) утверждена для оценки

поперечного коэффициента турбулентной диффузии.

Динамическую скорость в [7, 8] допускается принимать равной 0,1 от скорости течения. В отечественном документе [8] еще приведена следующая формула для динамической скорости

$$u_* = \sqrt{gHI}. \quad (2.28)$$

Для коэффициента турбулентной диффузии в литературе приводится довольно много полуэмпирических формул. Некоторое обобщение этих формул приведено в обзоре Электронной библиотеки [9].

Согласно [9] поперечный коэффициент турбулентной диффузии в реке может быть рассчитан по формуле Караушева:

$$K_y = \frac{gH_{cp}V_x}{MC_h}; \quad (2.29)$$

где: H_{cp} – средняя глубина водного объекта на расчетном участке, м; V_x скорость течения, м/с; $M = (0,7C_h + 6)$ при $10 \leq C_h \leq 60$, $M = 48$ при $C_h > 60$.

В [9] также приведена формула Маккавеева для расчета коэффициента турбулентной диффузии в реке:

$$K_y = \frac{gH_{cp}V_x}{37n_{ш}C_h^2}; \quad (2.30)$$

где: $n_{ш}$ – коэффициент шероховатости ложа водного объекта, который приведен в табл. 2.1.

Согласно [9] коэффициент Шези определяется следующим образом:

1) при наличии данных о гранулометрическом составе донных отложений по формуле Штриклера-Маннанта:

$$C_h = 33(H_{cp}/d_s)^{1/6}; \quad (2.31)$$

2) при наличии данных о $n_{ш}$, по формуле Павловского:

$$C_h = (H_{cp})^{1,6}/n_{ш}; \quad (2.32)$$

3) при наличии данных об уклоне водной поверхности по формуле:

$$C_h = V_x \sqrt{iH_{cp}}; \quad (2.33)$$

В формуле (2.31): $d_э$ – эффективный диаметр донных отложений, определяемый по гранулометрической кривой, мм; а в формуле (2.33): i – уклон водной поверхности, %.

Таблица 2.1. Коэффициенты шероховатости водных объектов $n_{ш}$

Значение $n_{ш}$	Условия
0,025	Естественные русла в весьма благоприятных условиях (чистые, прямые, незасоренные, земляные со свободным течением)
0,03	Русла постоянных водотоков равнинного типа, преимущественно больших и средних рек в благоприятных условиях состояниях ложа и течения воды Периодические водотоки (большие и малые) при очень хорошем состоянии поверхности и формы ложа
0,04	Сравнительно чистые русла постоянных равнинных водотоков в обычных условиях, извилистые, с некоторыми неправильностями в направлении струй или же прямые, но с неправильностями в рельефе дна (отмели, промоины, местами камни) Земляные русла периодических водотоков (сухих логов) в относительно благоприятных условиях
0,05	Русла больших и средних рек, значительно засоренные, извилистые и частично засоренные, каменистые, с беспокойным течением Периодические (ливневые и весенние) водотоки с крупногалечным или покрытым растительностью ложем Поймы больших и средних рек, сравнительно разработанные, покрытые растительностью (травой, кустарником)
0,067	Русла периодических водотоков сильно засоренные и извилистые Сравнительно заросшие, неровные, плохо разработанные поймы рек (промоины, кустарники, деревья с наличием заводей) Галечно-валунные русла горного типа с неправильной поверхностью водного зеркала Порожистые участки равнинных рек
0,08	Русла со слабым течением и поймы, значительно заросшие, с большими глубокими промоинами Валунные, горного типа русла с неправильной поверхностью водного зеркала (с летящими вверх брызгами воды)
0,1	Русла горно-водопадного типа с крупновалунным извилистым строением ложа, перепады ярко выражены, извилистость весьма сильная Поймы значительно заросшие, но с резко выраженным косоструйным течением, заводьями и др.
0,133	Русла болотного типа (заросли, кочки, во многих местах почти стоячая вода и др.). Поймы с очень большими водными пространствами, с местными углублениями (озерами и др.)

В главе о загрязнении атмосферы отмечалось, что с увеличением области загрязнения горизонтальный коэффициент турбулентной диффузии возрастает. Аналогичный эффект наблюдается в водных объектах. Это связано с тем, что в перемешивании загрязнения участвует не только турбулентная диффузия, но и неравномерное распределение скорости потоков.

Выше было получено, что скорость течения в реке имеет параболическое распределение поперек реки с максимумом посередине. Это приводит к тому, что загрязнение вытягивается вдоль реки, поэтому продольный коэффициент диффузии на порядки больше, чем поперечный. На основании этого коэффициент турбулентной диффузии зачастую называется коэффициентом дисперсии, т.к. разброс (дисперсия) скорости течения играет основную роль в распределении загрязнения. Термин «дисперсия» используется в документе МАГАТЭ [7], в документе США [6] термин «турбулентная диффузия» используется для рек, для более широких эстуариев и океана используется термин «дисперсия».

В документе МАГАТЭ [7] есть две интересные таблицы, в которых приведены величины коэффициента продольной и поперечной дисперсии для реальных рек. В таблице с продольной дисперсией только одна река имеет коэффициент меньше $1 \text{ м}^2/\text{с}$, дисперсия от 1 до $10 \text{ м}^2/\text{с}$ наблюдается у 8 рек, от 10 до $100 \text{ м}^2/\text{с}$ – у 14 рек, от 100 до $1000 \text{ м}^2/\text{с}$ – у 5 рек, и только одна река Миссури имеет коэффициент дисперсии больше $1000 \text{ м}^2/\text{с}$.

В таблице с поперечной дисперсией 3 реки имеют коэффициент дисперсии меньше $0,01 \text{ м}^2/\text{с}$, коэффициент от $0,01$ до $0,1 \text{ м}^2/\text{с}$ имеют 7 рек, от $0,1$ до $1 \text{ м}^2/\text{с}$ – 6 рек, больше $1 \text{ м}^2/\text{с}$ наблюдается также у одной реки – Миссури. Можно сделать вывод, что коэффициент дисперсии изменяется до 3-х порядков в зависимости от конкретной реки, а коэффициент поперечной дисперсии оказывается в сотни раз меньше, чем у продольной дисперсии.

Вообще говоря, если корректно решать уравнения Навье-Стокса (2.2, 2.3) для реки, и использовать эти решения для расчета переноса загрязнителей, то учитывать большую величину продольной дисперсии нет необходимости. Расползание загрязнения вдоль реки получится из-за того, что скорость течения на середине реки будет больше, чем у берегов.

2.4.2. Коэффициент турбулентной диффузии в озерах и прудах

Турбулентная диффузия связана с течением воды. В замкнутых водоемах полагается, что течения происходят из-за ветров. Согласно многим публикациям, например [10], ветровые течения в замкнутых озерах и морях относятся к наименее изученным явлениям.

В работе [10] приведена цитата из работы [11]: «Измеренные в водоемах ограниченных размеров течения, которые мы называем ветровыми, часто являются результирующими. Нередко они обусловлены совместным действием ветра и волнового переноса, действием сейшевых, конвективных, стоковых и других видов течений.... Оценить степень участия каждого из видов течений на результирующий перенос водных масс затруднительно, а чаще невозможно. В связи с этим течения, измеряемые в замкнутых водоемах при действии ветра, считаются ветровыми только условно».

Из-за значительной неопределенности коэффициента турбулентной диффузии в методике расчета допустимых сбросов [8] полагается, что замкнутый водоем можно рассматривать как однородный водоем при площади меньше 400 км^2 .

В литературе, например, в [12] указывается, что экспериментальные определения коэффициентов турбулентной диффузии показали, что в морях они зависят от «масштаба длины» (для $0,1 \text{ км} - 10^{-1} \text{ м}^2/\text{с}$, для $1 \text{ км} - 1 \text{ м}^2/\text{с}$, для $10 \text{ км} - (3-5) \cdot 10^1 \text{ м}^2/\text{с}$ – ориентировочно).

В документе США [6] написано, что исследования в Великих озерах и других крупных водоемах показали, что

«репрезентативные» значения горизонтального коэффициента диффузии находятся примерно в диапазоне от $5 \cdot 10^{-2}$ до 10^{-1} м²/с, вертикального – в диапазоне от 10^{-4} до $3 \cdot 10^{-3}$ м²/с. Выше были приведены величины горизонтальной вязкости для морей от 10^{-2} до 10^5 и вертикальной от 10^{-5} до 10^{-1} м²/с. Видно, что разброс коэффициента диффузии меньше разброса вязкости, а величина коэффициента диффузии примерно укладывается в разброс вязкости. Поэтому число Шмидта можно считать не очень отличающимся от 1.

Из-за большого разброса величины коэффициента турбулентной диффузии для оценки перемешивания продуктов сброса в замкнутом водоеме иногда проще использовать эффективный коэффициент диффузии, оцененный по наблюдаемому распределению радионуклидов в водоеме от места сброса.

2.5. Уравнения переноса радионуклидов с учетом донных отложений

2.5.1. Учет влияния донных отложений на загрязнение водных объектов

В зарубежных рекомендациях по расчету радиоактивного загрязнения водных объектов влияние донных отложений, как правило, детально не рассматривается из-за низкой надежности оценок этого влияния. Например, в документе МАГАТЭ [7] на основе консервативного подхода рекомендуется не учитывать уменьшение активности воды из-за сорбции радионуклидов на донных отложениях. В нормативном документе США [6] написано, что влияние донных отложений на загрязнение водных объектов должно быть надежно обосновано из-за большой неопределенности подобных оценок.

Вообще говоря, теорией образования и переноса донных отложений водных объектов занимаются довольно много, здесь следует упомянуть нашего исследователя речных наносов А.В. Карашева [13]. Интересно отметить, что сын Альберта Эйнштейна Х.А. Эйнштейн внес довольно значительный вклад в исследования донных отложений [14].

Для оценки безопасности населения при поступлении радионуклидов в водные объекты детальные расчеты образования и переноса донных наносов, как правило, бывают не нужны. Обычно ограничиваются рассмотрением сорбции-десорбции радионуклидов донными отложениями из воды и переносом радионуклидов на взвеси. Из отечественных разработок моделей водных отложений, учитывающих донные отложения, следует упомянуть монографию [15] и работы НПО «Тайфун», например, статью [16].

Из-за того, что общепринятых методов расчета загрязнения донных отложений назвать нельзя, каждый исследователь вносит свои особенности в эти методы. В данной работе приведены уравнения, использовавшиеся в Институте биофизики, ныне ФМБЦ им. А.И. Бурназяна.

2.5.2. Детальные уравнения переноса

В ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России разработаны компьютерные модели, основанные на численном решении дифференциальных уравнений в частных производных, которые описывают процессы распространения примесей в поверхностных водоемах и донных отложениях. Дифференциальное уравнение в частных производных для расчета переноса радионуклидов, растворенных в воде можно представить в следующем виде:

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij} \frac{\partial C_w}{\partial x_j} - V_i C_w \right] - \lambda C_w + \frac{nd}{H} (\rho K_{dd} C_d - K_{sd} C_w) + \frac{\rho_s}{\rho} (\rho K_{ds} C_s - 3K_{ss} C_w) + Q; \quad (2.34)$$

где: C_w – объемная активность воды, Бк/м³; C_d – удельная активность активного слоя донных отложений, Бк/кг; C_s – удельная активность взвеси, Бк/кг; ρ – плотность донных отложений и плотность воды, кг/м³, полагается, что $\rho = 1000$ кг/м³; ρ_s – содержание взвеси в воде, кг/м³; t – время, с; K_{ij} – тензор коэффициента турбулентной диффузии, м²/с; V_i – скорость течения, м/с; λ – постоянная радиоактивного распада, с⁻¹; Q – источник поступления или уменьшения активности, связанный со сбросами, переходом активности в донные отложения из-за процессов сорбции и оседания взвешенных частиц при накоплении донных

отложений, а также при других процессах, Бк/(м³с); d – толщина активного слоя донных отложений, взаимодействующих с водой, м (обычно от 0,01 м до 0,05 м); H – глубина водоема, м, (полагается, что $H \gg d$); K_{dd} – скорость перехода активности из донных отложений в воду, или иначе скорость десорбции донных отложений, с⁻¹; K_{ds} – скорость перехода активности из взвеси в воду, или иначе скорость десорбции взвеси, с⁻¹; K_{sd} – скорость перехода активности из воды в донные отложения, или скорость сорбции донных отложений, с⁻¹; K_{ss} – скорость перехода активности из воды во взвесь, или скорость сорбции взвеси, с⁻¹; n – пористость донных отложений.

Перенос радионуклидов на взвешенных частицах в воде можно рассчитать путем решения следующего дифференциального уравнения в частных производных:

$$\frac{\partial C_s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij} \frac{\partial C_s}{\partial x_j} - V_i C_s \right] - \lambda C_s - (K_{ds} C_s - \frac{3K_{ss} C_w}{\rho}) + \frac{\rho}{\rho_s H} (F \cdot C_d - S \cdot C_s); \quad (2.35)$$

где: F – величина, характеризующая взмучивание донных отложений, м/с; S – осадконакопление, м/с.

Активность донных отложений в активном слое донных отложений рассчитывается путем решения следующего дифференциального уравнения:

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = n \left(\frac{K_{sd} C_w}{\rho} - K_{dd} C_d \right) - \lambda C_d + \frac{1}{d} (S \cdot C_s - F \cdot C_d) - K_z \frac{\partial C_{vd}}{\partial z}. \quad (2.36)$$

Последний член уравнения (2.36) описывает взаимодействие активного слоя донных отложений с нижележащими отложениями, обозначения, использованные в этом члене, описываются ниже.

Следует отметить, что в данной задаче решение уравнения (2.36) для активного слоя донных отложений является обычно используемым формальным приемом описания взаимодействия донных отложений и поверхностных вод. Для расчета вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях

используется следующее дифференциальное уравнение в частных производных:

$$\frac{\partial C_{vd}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K_z \frac{\partial C_{vd}}{\partial z} - \frac{V_z C_{vd}}{K_d + n} \right] - \lambda C_{vd}; \quad (2.37)$$

где: C_{vd} – суммарная активность радионуклидов в поровой воде и в твердой фазе, Бк/м³, K_z – вертикальный коэффициент гидродинамической дисперсии, этот коэффициент учитывается при расчете подземной миграции загрязнителей, м²/с; K_d – безразмерный коэффициент распределения донных отложений ($K_d = K_{sd}/K_{dd}$); V_z – вертикальная скорость миграции радионуклидов, в некоторых случаях может быть приравнена к скорости осадконакопления, м/с.

Таким образом, получена система из четырех уравнений (2.34, 2.35, 2.36, 2.37), которая описывает перенос загрязнителей в водоеме. Уравнения (2.34, 2.35) являются двухмерными, а уравнение (2.37) – одномерным. Однако, если в уравнении (2.37) учитывать изменение параметров в горизонтальной плоскости, то можно сделать вывод, что уравнение (2.37) описывает трехмерную картину загрязнения донных отложений. Уравнение (2.36) – обыкновенное дифференциальное уравнение.

Уравнения (2.34–2.37) решаются численно с помощью метода конечных разностей. Активность радионуклидов в активном слое донных отложений, получаемая при решении уравнения (2.36) используется в уравнении (2.37) в виде верхнего граничного условия.

2.5.2.1. Использование моделей водоемов в ФМБЦ им. А.И.Бурназяна

Представленные детальные модели были использованы в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна для расчета формирования радиоактивного загрязнения Ольховского болота [17], и для оценки поступлений радионуклидов и их последствий для водоема-охладителя Белоярской АЭС [18]. В данном обзоре в разделе 2.8 приведены расчеты по детальным моделям загрязнения донных отложений р. Дон в месте расположения Нововоронежской АЭС.

Модели переноса радионуклидов в поверхностных водах использовались для оценки последствий длительного хранения реакторных отсеков утилизируемых атомных подводных лодок на СРЗ «Звезда» (Приморский край) и на ПО «Севмаш» (Архангельская обл.). Эти модели использовались также для расчета распространения радионуклидов в Копорской губе для установления допустимого сброса Ленинградской АЭС.

2.5.3. Замкнутое озеро или водоем

Выше был рассмотрен замкнутый водоем, где предполагается одинаковая концентрация радионуклидов по всему водоему. Для такого водоема приведена формула (2.11) для расчета общей активности в водоеме. Если учитывать переход радионуклидов в донные отложения, то эта формула будет иметь несколько иной вид:

$$C = \frac{W}{q + \lambda(V + K_d V_d)} \left[1 - \exp\left(-\left(\frac{q}{V + K_d V_d} + \lambda\right)t\right) \right], \quad (2.38)$$

где: K_d – безразмерный коэффициент распределения донных отложений, V_d – объем донных отложений, м^3 .

$$V_d = d_d S,$$

где: d_d – реальная толщина донных отложений в которых происходит сорбция радионуклидов (не толщина активного слоя), м ; S – площадь водоема, м^2 . Объем воды можно представить в следующем виде: $V = HS$.

Для стационарных условий объемная активность воды в водоеме равна:

$$C = \frac{W}{q + \lambda S(H + K_d d_d)}. \quad (2.39)$$

Если не учитывать величину q , то отношение объемной активности воды без учета донных отложений (C_1) к активности с учетом отложений (формула (2.39)) получается:

$$\frac{C_1}{C} = \frac{H + K_d d_d}{H}. \quad (2.40)$$

Отношение общей активности в донных отложениях C_{td} к общей активности в воде C_{tw} будет равно:

$$\frac{C_{td}}{C_{tw}} = \frac{K_d d_d}{H}. \quad (2.41)$$

Из сравнения формул (2.40) и (2.41) видно, что если $H \ll K_d d_d$, то отношение объемной активности без учета донных отложений к активности с учетом отложений примерно равно отношению общей активности в донных отложениях к общей активности в воде.

Коэффициент распределения донных отложений ^{137}Cs обычно равен около 1000, при толщине донных отложений 0,1 м, и средней глубине водоема 5 м отношение общей активности в донных отложениях к общей активности в воде согласно (2.40) будет равно 20. А отношение объемной активности в воде без учета донных отложений к объемной активности с учетом отложений будет равно 21.

Получается, что если не учитывать донные отложения, то ошибки в оценке активности воды в замкнутых водоемах могут достигать десятков раз. Это является существенным недостатком требований США [6] и рекомендаций МАГАТЭ [7]. В отечественной методике по расчету допустимых сбросов [8] все формулы переписаны из рекомендаций МАГАТЭ, поэтому в ней также не учитываются донные отложения для замкнутого водоема, что ограничивает использование этой методики.

2.5.4. Параметры для учета влияния донных отложений

В приведенных уравнениях используется т.н. активный слой донных отложений. Это общепринятый прием учета взаимодействия воды и донных отложений. Полагается, что в этом слое процессы сорбции-десорбции протекают как при взбалтывании пробирки грунта с водой одинаково по всей мощности слоя. В принципе это некое удобное приближение.

Толщина активного слоя (d) принимается сравнительно произвольно. Согласно третьему члену правой части уравнения (2.31) эта толщина влияет на скорость изменения активности воды:

чем больше d , тем быстрее изменяется активность по всей толщине воды. Но скорость сорбционного обмена зависит и от скорости сорбции и от скорости десорбции, таким образом, величина d может использоваться для изменения скоростей в одинаковое количество раз.

В монографии [15] упоминается еще обменный слой донных отложений – самый верхний слой, толщиной 1–3 см. Можно понять, что этот слой учитывает только процессы взмучивания-осаждения, но не процессы сорбции-десорбции. В этой монографии активный слой тоже упоминается, но без упоминания процессов сорбции-десорбции.

Для условий сорбционного равновесия обычно используется коэффициент распределения K_d , равный отношению концентрации в твердой фазе к концентрации в воде, для донных отложений можно записать:

$$K_d = \frac{C_d}{C_w}. \quad (2.42)$$

Если для твердой фазы учитывается удельная активность, то размерность коэффициента распределения: м³/кг, л/кг или см³/г, если для твердой фазы используется объемная активность, то коэффициент распределения безразмерный.

В уравнении (2.35) сорбционный процесс описывается первым членом правой части. В условиях сорбционного равновесия, когда скорость сорбции равна скорости десорбции, из уравнения (2.35) с учетом (2.41), можно получить:

$$K_d = \frac{K_{sd}}{\rho K_{dd}}. \quad (2.43)$$

Из выражения (2.43) видно, что если известны две величины, контролирующие сорбцию или десорбцию, то третья может быть просто определена.

В данной работе уравнение (2.34) описывает перенос радионуклидов в поверхностных водах и отложение их в активном слое донных отложений. При этом процесс перехода радионуклидов из воды в донные отложения и обратно учитывается

третьим членом правой части уравнения (2.34) с помощью скоростей сорбции и десорбции. Следует отметить, что в работах по расчету переноса загрязнителей в поверхностных водах иногда встречается иной способ описания процессов взаимодействия донных отложений и поверхностных вод.

Например, в работе НПО «Тайфун» [16] процесс взаимодействия поверхностных вод и донных отложений описывается несколько иным способом. Если в уравнении (2.34) опустить все члены, кроме третьего в правой части, то описание сорбционного взаимодействия поверхностных вод и донных отложений работы [16] можно представить следующим образом

$$\frac{\partial C_w}{\partial t} = \dots + \frac{K_L}{H} C_w; \quad (2.44)$$

где: K_L – так называемый коэффициент обмена массой между водяным столбом и поровым объемом донных отложений, м/с.

Сравнивая уравнение (2.34) с формулами (2.43) и (2.44) можно получить, что использующийся в работе [16] коэффициент обмена массой (K_L) может быть представлен с помощью параметров данной работы в следующем виде:

$$K_L = n d K_{sb}. \quad (2.45)$$

Использующиеся в данной работе скорости сорбции и десорбции имеют вполне определенный физико-химический смысл, их величина может быть оценена из лабораторных экспериментов или другим путем. В то же время не понятно, каким образом может быть оценен примененный в работе [16] коэффициент обмена массой (K_L), не понятно также какие физические или химические процессы этот коэффициент описывает.

Процессы сорбции и коэффициент распределения подробно описаны в третьей главе данной работы. Для донных отложений можно сделать несколько замечаний.

Чем мельче частицы, тем лучше они сорбируют радионуклиды. Частицы взвеси в среднем мельче, чем частицы донных отложений, поэтому коэффициент распределения взвеси, как правило, больше коэффициента распределения донных отложений.

В донных отложениях, как правило, больше органики, чем в почвах и грунтах, поэтому для донных отложений важны исследования влияния органики на процессы сорбции – десорбции.

В документах МАГАТЭ встречаются примеры величины коэффициента распределения для донных отложений, приведенные без учета методов их измерения. При этом очень часто для содержания радионуклидов в твердой фазе учитывается все содержание элемента в этой фазе, а не только сорбированного на поверхности частиц. При этом получаются совершенно абсурдные результаты. Например, в рекомендациях МАГАТЭ [7] приведена таблица с величинами коэффициента распределения природных радионуклидов, которые для соленой воды на несколько порядков больше, чем для пресной воды, хотя должно быть наоборот.

Вообще говоря, отношение всего содержания радионуклида в твердой фазе к содержанию в воде иногда по-английски называется «partition coefficient», что можно перевести, как коэффициент разделения. Отношение сорбированного содержания в твердой фазе к содержанию в воде называется «distribution coefficient» или коэффициент распределения. Правда, часто эти термины считаются синонимами.

2.6. Модели расчета распространения загрязнителей в поверхностных водах

2.6.1. Исследовательские модели

В третьей главе данной работы приведена классификация моделей, использующихся для расчета переноса радионуклидов с подземными водами. Эта классификация применима и для моделей расчета переноса радионуклидов с поверхностными водами. Поэтому в данной главе классификация моделей переноса радионуклидов с поверхностными водами специально не рассматривается.

В предыдущей главе были приведены примеры готовых моделей по расчету распространения загрязнителей в атмосфере, при этом было указано, что количество таких моделей очень велико. Готовых моделей распространения загрязнителей в

поверхностных водах значительно меньше. В монографии [15] приведены некоторые зарубежные и отечественные модели.

В монографии [15] описана модель «Princeton Ocean Model» (Модель принстонского океана), более подробное описание этой модели приведено в [19]. Эта трехмерная численная модель предназначена для расчета скоростей течения, солености воды и температуры воды в океане. Из [19] можно понять, что модель реализована в виде пакета компьютерных программ, которая распространяется и используется в других организациях, а не только в Принстоне.

Ценность этой модели заключается в том, что в ней учитывается изменение глубины водоема с помощью т.н. сигма-координатной системы координат. В этой системе координат дно имеет «вертикальную» координату -1 , а свободная поверхность -0 . Использование такой координатной сетки позволяет учитывать постоянное количество узлов разностной схемы в вертикальном направлении при изменении глубины океана. При использовании декартовых координат приходится изменять количество узлов в вертикальном направлении при изменении глубины океана.

В третьей главе данной работе приведена разработанная в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна гидрогеологическая модель, в которой используется аналогичный подход для водоносного горизонта. В этой модели используется разностная схема, совмещенная с водоносным горизонтом, которая позволяет проводить расчеты с постоянным количеством узлов в вертикальном направлении при изменении мощности водоносного горизонта.

Еще в монографии [15] описана зарубежная модель FETRA (Finite Element Transport Model), более детальное описание этой модели приведено в [20]. Это численная двумерная модель, которая может быть использована для моделирования рек, прибрежных вод озер и морей, а также достаточно перемешиваемых эстуариев. Она предназначена для расчета переноса взвесей, переноса растворенных радионуклидов, переноса радионуклидов, сорбированных на взвешах. Из описания [20] можно понять, что

модель FETRA способна проводить расчеты распространения не только загрязнителей, но также расчеты формирования донных отложений.

Одним из видов моделей являются камерные модели, которые описывают содержание радионуклидов в объектах, называемых камерами. Камерная модель, как правило, представляет собой систему обыкновенных уравнений. В третьей главе сделан вывод, что камерные модели можно использовать только для предварительных и грубых оценок в простейших условиях. Использовать камерные модели для расчетов, по которым будут приниматься практические решения, не допустимо.

Камерные модели используются и для расчета содержания загрязнителей в поверхностных водах. В монографии [15] приведены примеры камерных моделей. Следует отметить, что в монографии [15] под камерной моделью понимается не просто система обыкновенных уравнений, а водные объекты разбиваются на более мелкие подобъекты или камеры. Для каждой из камер методы расчета активности радионуклидов могут быть разными.

В монографии [15] приведены двух, трех и четырехкамерные модели, но основное внимание уделено модельному комплексу «Кассандра», разработанного в Институте проблем безопасного развития атомной энергетики (ИБРАЭ РАН). В [15] этот комплекс назван двухкамерным, под первой камерой подразумевается вода, под второй – донные отложения.

Согласно [15] в состав комплекса входят:

1. Модель миграции радионуклидов в слабопроточных водоемах.
2. Модель миграции радионуклидов в реках.
3. Модель расчета доз внутреннего и внешнего облучения от водопользования.
4. Географическая оболочка разработана на базе геоинформационной системы (ГИС) «Mapinfo».

Можно понять, что комплекс «Кассандра» может рассчитать все, что угодно, вплоть до облучения населения, и представить

результаты в виде векторных карт. Но практическая польза от комплекса вызывает большие сомнения.

В третьей главе данной работы сделан вывод, что даже самая сложная и универсальная готовая модель не в состоянии учесть все особенности реального объекта. Лучше для каждого реального объекта разрабатывать специальную модель, или трансформировать имеющуюся так, чтобы учесть все основные особенности реального объекта. Именно таким принципом руководствуются в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна при разработке моделей переноса радионуклидов с поверхностными и подземными водами.

2.6.2. Модели расчета допустимых сбросов

Выше много раз упоминался нормативный документ США [6], который является узаконенным методом расчета распространения радионуклидов в поверхностных водах. Таким образом, можно сделать вывод, что в США узаконено использование аналитических и численных решений дифференциальных уравнений распространения радионуклидов в поверхностных водах при нормировании загрязнения водных объектов.

В отечественных документах по расчету допустимых сбросов (ДС) также используются аналитические решения дифференциальных уравнений. Однако, очень часто используются эмпирические зависимости концентрации загрязнителей от условий сброса. Наиболее распространен метод В.А. Фролова – И.Д. Родзиллера, который позволяет оценить концентрацию загрязняющего вещества в струе сточных вод, которые по мере удаления от точки сброса постепенно перемешиваются с речной водой вплоть до так называемого створа полного перемешивания. Этот метод используется в методике расчета допустимых сбросов для нерадиоактивных загрязнителей [21].

В принципе метод В.А. Фролова – И.Д. Родзиллера соответствует решению (2.15) для уравнения переноса загрязнений в реке. Но в методе В.А. Фролова – И.Д. Родзиллера учитывается много гидравлических условий, для использования метода

требуются соответствующие номограммы. Все это очень затрудняет использование этого метода для реальных условий, кроме того, возникают сомнения, что усложнение расчетов приводит к увеличению точности результатов.

Поэтому лучше использовать аналитические и численные решения уравнений переноса. Например, в отечественной методике расчета аварийных сбросов [22] используются аналитические решения, аналогичные приведенным в данной работе.

Выше упоминалась отечественная методика расчета ДС для радиоактивных веществ [8], в которой используются аналитические решения уравнений переноса, взятые из рекомендаций МАГАТЭ [7]. О недостатках рекомендаций МАГАТЭ и методики [8] было отмечено выше. Кроме этой методики разработано руководство по безопасности РБ-126-21 [23].

В методике [8] и в руководстве [23] можно выделить следующие недостатки:

- записано требование разработки предприятиями норматива ДС по радиационному фактору при превышении дозы 10 мкЗв/год от не разбавленной воды, несообразность этого требования заключается в том, что при потреблении практически любой воды доза облучения будет больше 10 мкЗв/год;

- в нарушение ОСПОРБ-99/2010 введены дополнительные критерии для расчета ДС, кроме квоты эффективной дозы, что противоречит санитарному законодательству.

- в нарушение ОСПОРБ-99/2010 и Водного кодекса установлен предел для активности сбросной воды, равный 10% от активности ЖРО, есть сведения, что сыворотка из под молока в Брянской области иногда превышает этот предел и с ней надо обращаться, как с ЖРО;

- установлен очень низкий (практически фоновый) предел активности искусственных радионуклидов для донных отложений, что может приводить к занижению ДС во много раз;

- отсутствует возможность использования фактора разбавления в реке, равного обратной величине от ее расхода, что

значительно усложняет расчеты ДС: для небольших рек только таким образом и следует рассчитывать разбавление;

- при расчете фактора разбавления для замкнутого непроточного водоема не учитывается накопление радионуклидов в донных отложениях, что может приводить к уменьшению ДС более, чем в 10 раз.

- для реки Течи величина ДС установлена из условия непревышения активности радионуклидов в районе с. Муслумово, равной 10% от активности ЖРО. Это является нарушением норм радиационной безопасности, приводящим к переоблучению населения и к ухудшению радиационно-гигиенической обстановки в данном районе.

2.7. Выводы по моделям водоемов

В данном разделе приведены рекомендации и требования к моделям миграции радионуклидов с поверхностными водами. К этим моделям применимы также общие выводы и рекомендации, сделанные в главе 3 для моделей подземной миграции радионуклидов. Поэтому здесь рассматриваются только специфические рекомендации для переноса радионуклидов в водоемах.

1. В отечественных и зарубежных документах по регулированию радиоактивного загрязнения водных объектов, а также в рекомендациях МАГАТЭ загрязнение донных отложений практически не рассматривается. Полагается, что это загрязнение сложно оценить, и что оно не вносит большого вклада в загрязнение водоемов.

Это является существенным недостатком требований США [6] и рекомендаций МАГАТЭ [7]. В отечественной методике по расчету допустимых сбросов [8] все формулы переписаны из рекомендаций МАГАТЭ, поэтому в ней также не учитываются донные отложения для замкнутого водоема, что ограничивает использование этой методики.

2. В данной работе показано, что для замкнутых водоемов отношение объемной активности в воде без учета донных

отложении к объемной активности с учетом отложений может превышать порядок величины. Получается, что если не учитывать донные отложения, то ошибки в оценке активности воды в замкнутых водоемах могут достигать десятков раз.

2.8. Моделирование переноса ^{60}Co с водой и его накопления в донных отложениях р. Дон

2.8.1. Постановка задачи и расчет скорости течения воды в р. Дон

В 1985 г. на Нововоронежской АЭС (НВАЭС) произошла утечка жидких радиоактивных отходов (ЖРО) из хранилища №2 (ХЖО-2), подробно об инциденте написано в 3-й главе данной работы. Отходы поступили в грунтовые воды, с которыми мигрировали до р. Дон, поступление ^{60}Co в реку было обнаружено в 1995 г. Это привело к загрязнению донных отложений в местах разгрузки загрязненной грунтовых вод. На рис. 2.1 приведено распределение активности донных отложений в районе устья сбросного канала 1-й очереди НВАЭС на 2003 год согласно [24].

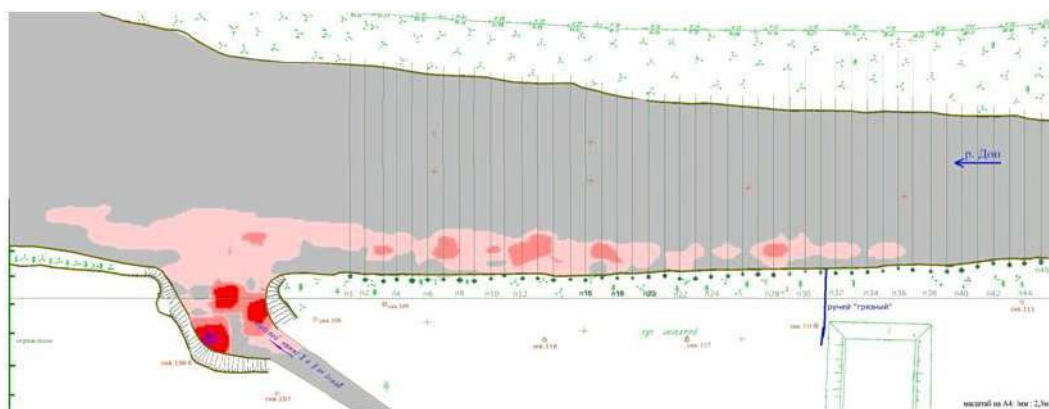


Рис. 2.1. Распределение активности ^{60}Co в донных отложениях р.Дон [25]

В данном разделе представлены результаты моделирования распространения ^{60}Co с водой р. Дон и его накопления в донных отложениях, начиная с момента инцидента на хранилище жидких отходов (ХЖО-2) Нововоронежской АЭС (НВАЭС) в 1985 г. и до 2015 года. Для проведения этих расчетов использовалась существовавшая на то время гидрология.

Из рис. 2.1 видно, что имеется два основных участка, на которых происходила разгрузка загрязненных грунтовых вод: первый участок – в устье сбросного канала, второй участок – непосредственно в р. Дон выше устья канала. На рис. 2.2 показана область численного интегрирования уравнений с учетом залива в устье сбросного канала, а также два участка, где происходила разгрузка загрязненных грунтовых вод. Крестики с цифрами соответствуют контрольным точкам, по которым выдаются отдельные результаты расчетов. Точка 1 называется «паром», она соответствует месту отбора проб воды, донных отложений и водорослей, которые выполняет НВАЭС.

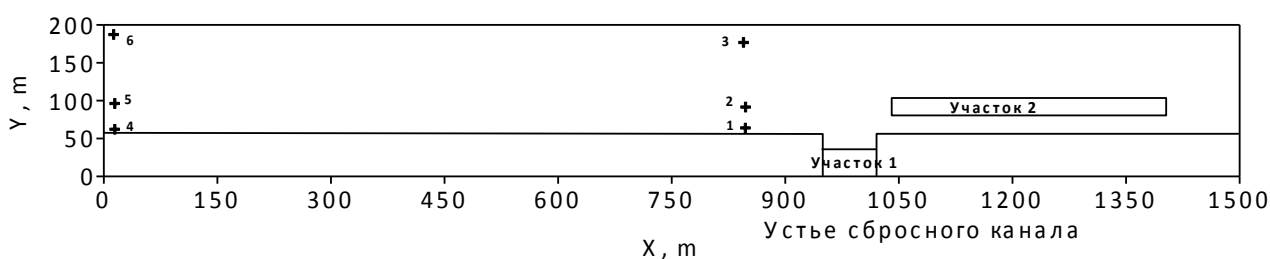


Рис. 2.2. Область русла р. Дон, учитываемая в модели

Расчет скорости течения воды проводился путем численного решения уравнения Навье-Стокса (2.2) и уравнения непрерывности (2.3). Глубина реки полагалась равной 2 м, ширина – 150 м. По берегам реки скорость течения полагалась равной нулю. Коэффициент кинематической вязкости полагался равным $1 \text{ м}^2/\text{с}$, коэффициент Шези – $50 \text{ м}^{0.5}/\text{с}$. На основе данных о сбросе воды полагалось, что скорость течения воды в устье сбросного канала составляет $0,1 \text{ м/с}$. При решении уравнения (2.2) принималось, что в р. Дон имеется уклон русла, равный $0,001$.

На рис. 2.3 приведено распределение векторов скорости течения воды в р. Дон в районе сбросного канала. Из этого рисунка видно, что в середине русла скорость течения составляет около 1 м/с , к берегам скорость течения уменьшается. Выше было получено аналитическое решение уравнения Навье-Стокса для течения Пуазейля с параболическим распределением скорости поперек потока. Из рис. 2.3 видно, что действительно распределение скорости поперек потока имеет вид параболы.

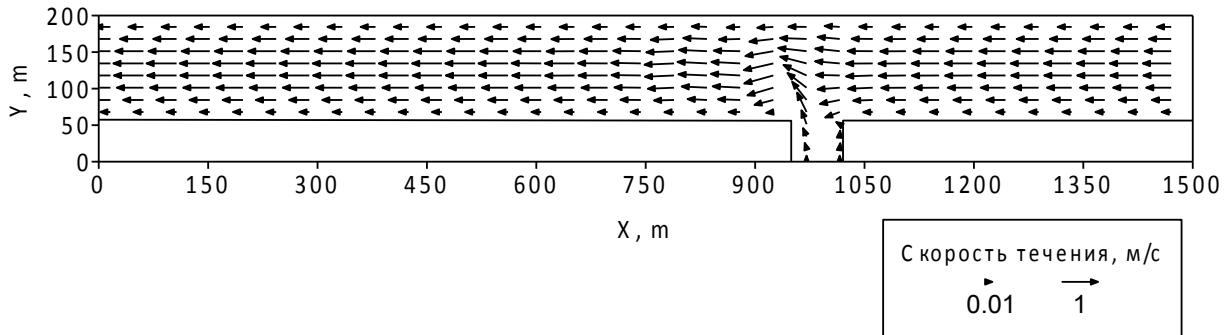


Рис. 2.3. Распределение векторов рассчитанной скорости течения воды в р.Дон

Примерно такая же картина наблюдается в реальности. Среднегодовой расход воды р.Дон в этом месте приблизительно равен $250 \text{ м}^3/\text{с}$. Учитывая, что глубина реки полагается равной 2 м, расчетный расход приблизительно соответствует наблюдаемому.

В настоящее время для питания водой НВАЭС-2 примерно в 600 м ниже по течению от устья сбросного канала была сооружена вторая береговая насосная станция (БНС-2). Для этого был выкопан котлован на левом берегу р. Дон. Кроме котлована был сооружен уступ, выдающийся в реку. Общая картина русла реки с учетом БНС-2 показана на рис. 2.4.

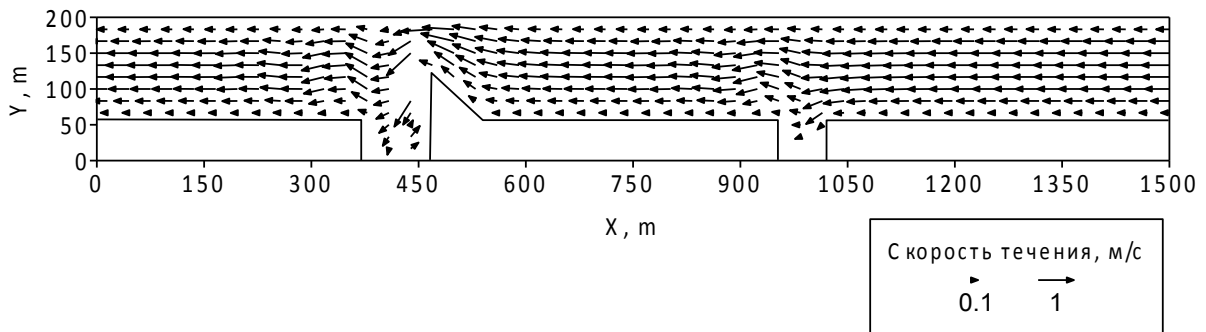


Рис. 2.4. Распределение векторов скорости течения с учетом БНС-2

Представляет интерес рассчитать, как изменится скорость течения в реке из-за сооружения БНС-2. Поэтому были проведены расчеты с упомянутыми выше параметрами и с учетом БНС-2, распределение векторов скорости течения показано на рис. 2.4. Из этого рисунка видно, как вода огибает уступ. Из рисунка также видно, что в котловане БНС-2 образуется вихревое движение воды.

Следует отметить, что расчеты распределения скорости течения в р. Дон, представленные на рис. 2.3 и 2.4, являются вовсе не простой и не тривиальной задачей. Представленные расчеты являются результатом весьма сложного численного решения системы дифференциальных уравнений в частных производных (2.2 и 2.3).

2.8.2. Расчеты распространения ^{60}Co в воде р. Дон

2.8.2.1. Входные параметры и метод решения уравнений

Для расчета распространения ^{60}Co в р. Дон использовалась система дифференциальных уравнений в частных производных (2.28–2.31). Решение этих уравнений, а также уравнений Навье-Стокса (2.2, 2.3) проводилось численно по пакетам компьютерных программ, разработанных в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна.

Выше упоминалось, что разгрузка загрязненных грунтовых вод в р. Дон происходила в устье сбросного канала и непосредственно в реку выше устья. В главе 3 данной работы были выполнены расчеты поступления ^{60}Co в устье сбросного канала и в два места выше устья, в данной главе эти два места объединены в одно. Эти расчеты приведены на рис. 2.5, где кривая с цифрой 1 соответствует потоку ^{60}Co в устье сбросного канала, с цифрой 2 – в р. Дон выше устья.

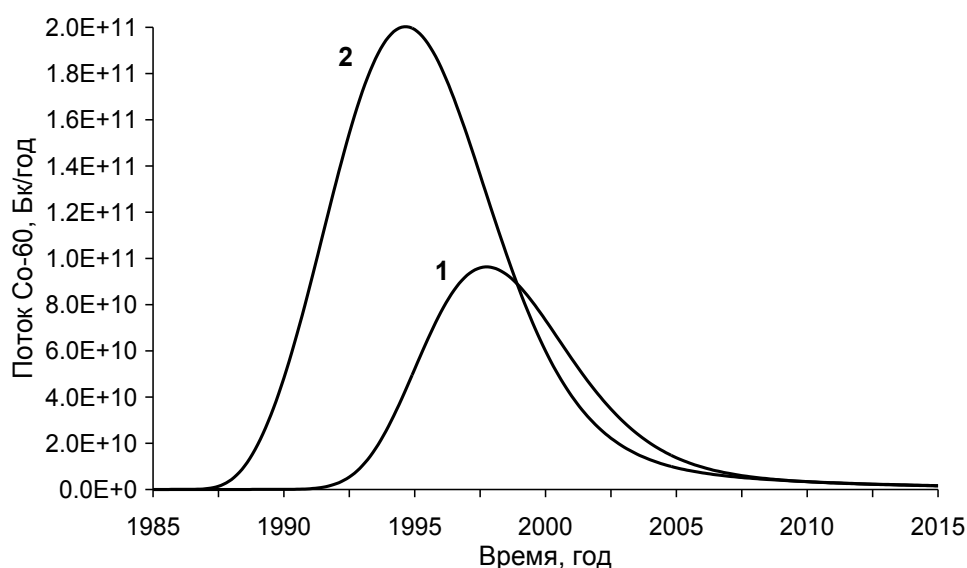


Рис. 2.5. Изменение со временем поступления ^{60}Co в р. Дон, 1 – поступление в устье сбросного канала, 2 – поступление в р. Дон выше устья

Потоки ^{60}Co в р. Дон, приведенные на рис. 2.5, использовались для задания источника Q в уравнении (2.28), как частного от потока, деленного на объем воды, расположенный над местом разгрузки загрязненных грунтовых вод.

Характерная скорость сорбции составляет часы, поэтому в данной работе полагалось, что в активном слое донных отложений скорость сорбции равна 1 ч^{-1} . Согласно экспериментальным данным безразмерный коэффициент распределения донных отложений примерно равен 1000, отсюда скорость десорбции получается $0,001 \text{ ч}^{-1}$. Пористость донных отложений полагалась равной 0,3. Для взвеси полагалось, что коэффициент распределения больше в 3 раза, чем у донных отложений, т.е. скорость сорбции полагалась равной 3 ч^{-1} .

Толщина активного слоя донных отложений принималась равной 3 см. Скорости осадконакопления и взмучивания полагались равными 8 мм/год согласно имевшимся данным. Коэффициент турбулентной диффузии согласно [6] полагался равным $0,1 \text{ м}^2/\text{с}$. Коэффициент гидродинамической дисперсии в уравнении (2.31) согласно [25] полагался равным $7,9 \cdot 10^{-4} \text{ м}^2/\text{год}$.

В данной работе вначале производится решение всех уравнений (2.28–2.31) с шагом по времени примерно 3 с, до получения стационарного решения уравнений (2.28 и 2.29). Затем шаг по времени увеличивается примерно до 1 ч и с этим шагом по времени производится решение уравнений (2.30 и 2.31) в течение примерно 1 месяца. Затем процесс запускается с начала.

2.8.2.2. Результаты расчетов переноса ^{60}Co с водой

На рис. 2.6 приведены изолинии рассчитанной активности ^{60}Co в воде для 1990 и для 2000 года. Согласно рис. 2.5 поступление ^{60}Co в р. Дон началось примерно в 1990 г. выше устья сбросного канала. Из рис. 2.6.а видно, что в 1990 г. ось шлейфа загрязнения отстояла сравнительно далеко от берега, и тогда ^{60}Co не был обнаружен в реке, т.к. отбор проб проводился у берега в контрольной точке 1 («паром») рис. 2.2.

Поступление ^{60}Co в устье канала согласно рис. 2.5. началось примерно в 1995 г., и в этом же году последствия утечки ЖРО на ХЖО-2 были обнаружены в р. Дон по увеличению активности ^{60}Co до 200 Бк/кг в водорослях, отобранных в контрольной точке 1. Из рис. 2.6.б видно, что при поступлении ^{60}Co в устье сбросного канала шлейф загрязненной воды распространялся непосредственно вблизи у левого берега р. Дон, поэтому ^{60}Co и был обнаружен.

Интересно отметить, что в 1994 г. был сделан прогноз, согласно которому ^{60}Co достигнет р. Дон не ранее, чем через 300 лет, но уже на следующий год этот прогноз был опровергнут.

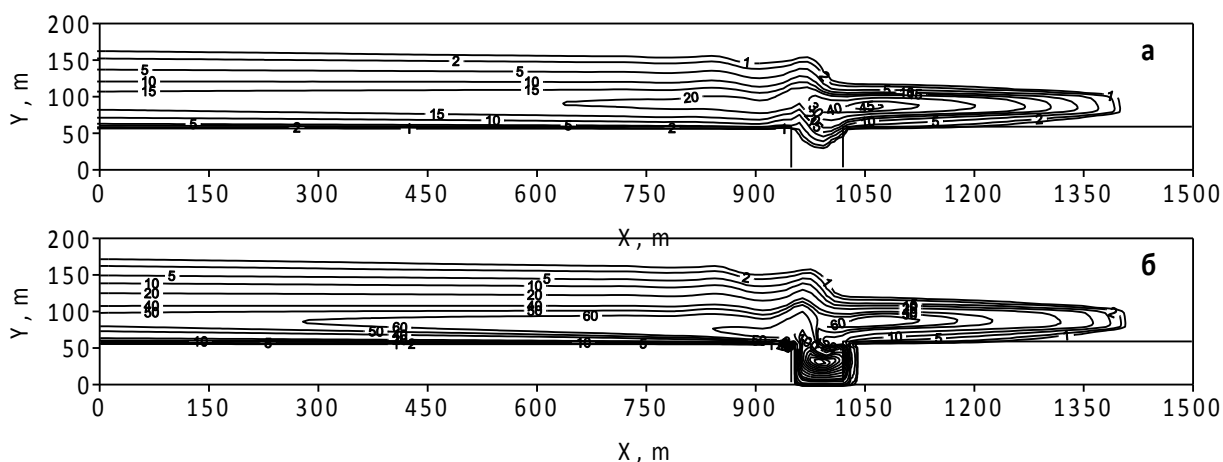


Рис. 2.6. Рассчитанное распределение активности ^{60}Co в воде для 1990 г. (а) и для 2000 г. (б), Бк/м³

2.8.3. Расчеты переноса и накопления ^{60}Co в донных отложениях

Под активностью донных отложений понимается содержание ^{60}Co в активном слое донных отложений, описываемое уравнением (2.30). На рис. 2.7 приведены изолинии распределения активности ^{60}Co в донных отложениях для 1990 и 2000 гг. На этом рисунке места разгрузки загрязненных грунтовых вод выделяются значительно большей активностью донных отложений по сравнению с местами, куда ^{60}Co попадал путем переноса в реке. Расчеты, показанные на рис. 2.7, объясняют экспериментальные данные по загрязнению донных отложений, показанные на рис. 2.1.

Расчеты показали, что перенос ^{60}Co в р. Дон осуществлялся в основном в виде растворенного в воде радионуклида. Перенос на взвеси ^{60}Co и накопление его в донных отложениях получился примерно в 20 раз меньше, чем с раствором. Возможно, что перенос на взвеси играет существенную роль во время паводков.

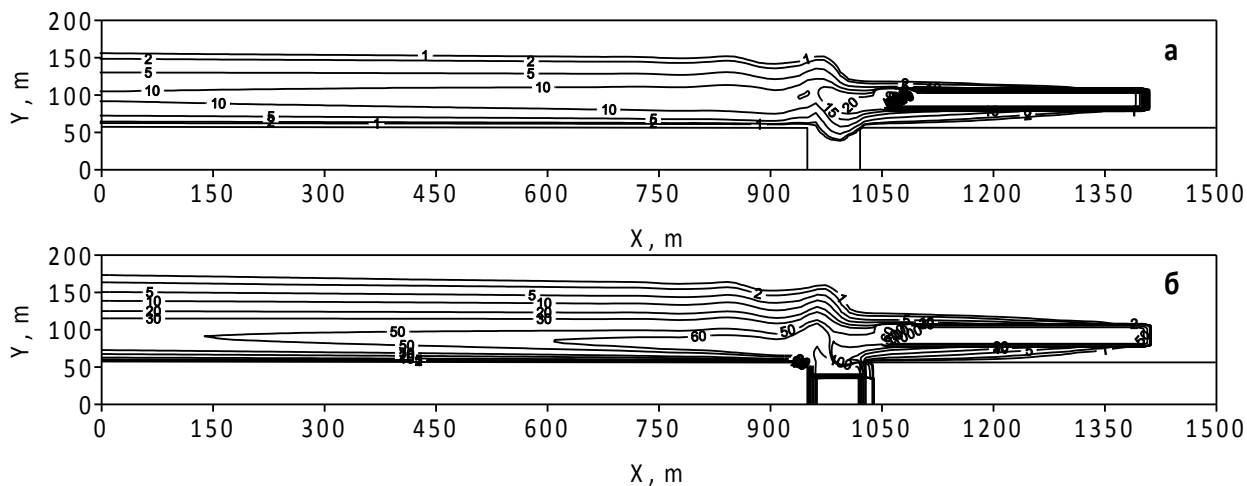


Рис. 2.7. Рассчитанное распределение активности ^{60}Co в донных отложениях для 1990 г. (а) и для 2000 г. (б), Бк/кг

На рис. 2.8 приведены вертикальные распределения активности ^{60}Co по глубине донных отложений для контрольных точек 1 и 4 рис. 2.2 для разных моментов времени. Расчеты выполнены путем численного решения одномерного уравнения (2.31) во всех точках разностной сетки численной модели. Таким образом, была получена трехмерная картина распределения ^{60}Co по всей толще донных отложений.

На графиках рис. 2.8 активность ^{60}Co на нулевой глубине соответствует активности активного слоя донных отложений. Видно, что со временем за счет гидродинамической дисперсии происходит миграция ^{60}Co в более глубокие слои донных отложений.

Приведенные в данном разделе расчеты активности воды и донных отложений в целом соответствуют экспериментальным данным, полученным при исследовании загрязнения р. Дон.

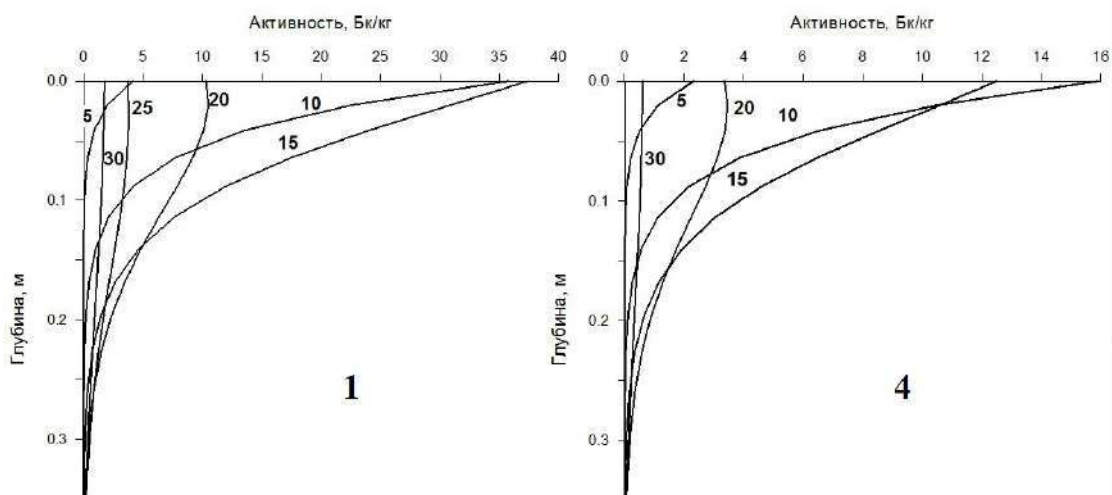


Рис. 2.8. Изменение активности донных отложений с глубиной в контрольных точках рисунка 6, моменты времени после инцидента на ХЖО-2 показаны возле каждой кривой

Литература к главе 2

1. Веденеев В.В. Устойчивость плоскопараллельных течений жидкости: Спецкурс. 2019. <http://vedeneev.ru/ru/lectures.html>

2. Чэнь К., Хань Ц. Новый метод математического моделирования теплового и радиоактивного загрязнения открытой местности водой, используемой в системе охлаждения атомных электростанций // Шуйли Сюбао. №10. С. 16-25 (Пер. с кит).

3. Wang C.H., Onyx W.H. Wai and C.H. Hu. Three-Dimensional Modeling of Sediment Transport in the Pearl River Estuary. US – China Workshop on Advanced Computational Modeling in Hydroscience & Engineering. September 19-21, Oxford, Mississippi, USA, 2006.

[http://www.irtces.org/nszx/zt/us_China/proceedings/Wang CH_man Revised.pdf](http://www.irtces.org/nszx/zt/us_China/proceedings/Wang_CH_man_Revised.pdf)

4. Морская энциклопедия. <http://volna-parus.ru/vyazkost.html>

5. Турбулентность в океане: Энциклопедия.

<http://test.oceanographers.ru/?p=1072>

6. Regulatory guide 1.113. Estimating Aquatic Dispersion of Effluents from Accidental and Routine Reactor Releases for the Purpose Implementing. Appendix 1. U.S. Nuclear Regulatory Commission. Regulatory Guide. Office of Standards Development. Washington, 1977.

7. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Reports Series No.19. IAEA, Vienna, 2001.

8. Методика разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты для водопользователей. Утв. приказом Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 22 декабря 2016 г. № 55.

9. Электронная библиотека. Безопасность жизнедеятельности в техносфере / Оценка воздействия на окружающую среду / 1.6.1. Коэффициент турбулентной диффузии, Коэффициент Шези. http://libraryno.ru/1-6-1-koefficient-turbulentnoy-diffuzii-koefficient-shezi-ekolog_audit/

10. Щевьев В.А. Ветровые течения во внутренних морях и озерах. Электронный научный журнал «Исследовано в России», 50. <http://zhurnal.apc.relarn.ru/articles/2008/005.pdf>
11. Судольский А.С. Динамические явления в водоемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 262 с.
12. Турбулентная диффузия в водной среде. <https://cyberpedia.su/17x1a836.html>
13. Караушев А.В. Теория и методы расчета речных наносов. Л.: Гидрометеиздат, 1977.
14. Einstein H.A. The Bed-Load Function for Sediment Transportation in Open Channel Flows. United States Department of Agriculture Technical Bulletin 1026. Washington DC, 1950.
15. Носов А.В., Крылов А.Л., Киселев В.П., Казаков С.В. Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / Под ред. Р.В.Арутюняна / Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. М.: Наука, 2010. 253 с.
16. Борзилов В.А., Возженников О.И., Новицкий М.А. и др. Математическое моделирование поступления и переноса химикатов по большой реке // Поведение пестицидов и химикатов в окружающей среде: Труды советско-американского симпозиума. США, Айова-Сити, 1987. С. 140-160.
17. Серебряков Б.Е., Цовьянов А.Г. Формирование радиоактивного загрязнения Ольховского болота // АНРИ. 2020. № 4(103). С. 55-63.
18. Серебряков Б.Е., Цовьянов А.Г. Оценка поступлений радионуклидов в водоем-охладитель Белоярской АЭС и их последствий // АНРИ. 2020. № 3(102). С. 58-66.
19. Mellor G.L. Users Guide for a Three-Dimensional, Primitive Equation, Numerical Ocean Model. Princeton Univ. This revision: June, 2004.
20. Onishi Y., Trent D. Mathematical Simulation of Sediment and Radionuclide Transport. Washington D.C., 1979. (Surface Waters, NUREG/CR-1034).
21. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утв. приказом МПР России от 17.12.2007 г. №333.
22. Методы прогностических расчетов распространения по речной сети зон высокозагрязненных вод и использования для прогнозов трассерных экспериментов, имитирующих аварийные ситуации: Рекомендации. Утв. Федеральной службой России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды 31.10.2001.
23. Рекомендуемые методы расчета параметров, необходимых для разработки нормативов допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты: Руководство по безопасности (РБ-126-21). Утв. приказом Ростехнадзора 9 сентября 2021 г. № 297.
24. Серебряков Б.Е., Иванов Е.А., Пырклов И.В.. Моделирование миграции ^{60}Co в водоносном горизонте в районе расположения Нововоронежской АЭС // АНРИ. 2016. №2(85). С. 61-64.
25. Скотникова О.Г., Константинов И.Е., Фесенко С.В. Исследование вертикальной миграции радионуклидов в донных отложениях и грунте непроточного водоема. Препринт ГКИАЭ СССР и НКРЗ при Минздраве СССР, М., 1982.

ГЛАВА 3. МОДЕЛИРОВАНИЕ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ С ПОДЗЕМНЫМИ ВОДАМИ

3.1. Краткие сведения по гидрогеологии

3.1.1. Общие сведения о подземных водах

В данном разделе приведены только сведения, необходимые для дальнейшего изложения, более подробные данные можно найти в соответствующих источниках. Согласно Википедии:

Подзёмные воды — воды, находящиеся в толще горных пород верхней части земной коры в жидком, твёрдом и газообразном состоянии. По условиям залегания подземные воды подразделяются на несколько видов: почвенные; грунто́вые; межпластовые; артезианские; минеральные.

Почвенные воды заполняют часть промежутков между частицами почвы; они могут быть свободными (гравитационными), перемещающимися под влиянием силы тяжести или связанными, удерживаемыми молекулярными силами.

Грунто́вые воды образуют водоносный горизонт на первом от поверхности водоупорном слое. В связи с неглубоким залеганием от поверхности уровень грунтовых вод (УГВ) испытывает значительные колебания по сезонам года: он то повышается после выпадения осадков или таяния снега, то понижается в засушливое время. Эти воды в большей мере подвержены загрязнению.

Межпластовые воды — нижележащие водоносные горизонты, заключённые между двумя водоупорными слоями. В отличие от грунтовых, уровень межпластовых вод более постоянен и меньше изменяется во времени. Межпластовые воды более чистые, чем грунтовые. Напорные межпластовые воды полностью заполняют водоносный горизонт и находятся под давлением.

По условиям движения в водоносных слоях, различают подземные воды, циркулирующие в рыхлых (песчаных, гравийных и галечниковых) слоях и в трещиноватых скальных породах.

В дополнении к Википедии следует отметить, что почвенные воды называются еще **ненасыщенными водами зоны аэрации**, которая располагается над грунтовыми водами.

В грунтовых и нижележащих водах существуют **насыщенные условия**, когда все открытые поры заполнены водой, а давление растет с глубиной, почти как в сосуде с водой. Грунтовые воды тесно связаны с поверхностными водоемами, в водоемы происходит разгрузка, а из водоемов – питание грунтовых вод. **Уровень грунтовых вод** по береговой линии совпадает с уровнем поверхностных водоемов.

3.1.2. Химический состав подземных вод

Химический состав подземных вод иногда может влиять на подземное распространение радионуклидов, поэтому краткие сведения о химии вод приводятся в данной работе. Согласно [1] вода в чистом виде в природе не встречается, в ней всегда присутствуют примеси. Чаще всего это растворенные соли в виде ионов, реже – коллоидные частицы, органические вещества.

Химический состав подземных вод характеризуется, главным образом, содержанием макрокомпонентов. Это те вещества, содержание которых в растворе исчисляется миллиграммами, а то и граммами в литре. К ним относятся анионы (хлор-, сульфат-, гидрокарбонат-ионы) и катионы (натрий+калий, кальций, магний).

В зависимости от баланса анионов и катионов среда подземной воды может иметь кислую, щелочную реакции, либо быть нейтральной. Это характеризуется водородным показателем – рН. Он может изменяться от 0 до 14. Если рН меньше 7, то среда кислая, а если больше – то щелочная.

Общая минерализация, или сухой остаток – это все соли, которые содержит вода. При их концентрации до 1 г/л она называется пресной. 1–10 г/л – это солоноватые воды, от 10 до 50 г/л – соленые, а свыше 50 г/л – рассолы. Микрокомпоненты, хоть и содержатся в существенно меньшем количестве, но тоже имеют важное значение, особенно, когда речь идет о питьевом водоснабжении.

Формула Курлова. В гидрогеологии принято кратко записывать состав подземных вод с помощью формулы Курлова. Она записывается в виде дроби, но это не значит, что надо что-то делить, просто такая запись удобна. Перед «дробью» последовательно записывается (не указывая единиц измерения) содержание газов (мг/л), микрокомпонентов (мг/л) и общую минерализацию (г/л), обозначив ее буквой М. После «дроби» последовательно указать величину рН и, если они даны в задании, температуру (t °С) и дебит источника (D) в м³/сутки, но сами единицы измерения не пишутся. Единицы измерения – «°С» показываются только для температуры.

Анионы записываются в числителе «дроби», катионы в знаменателе, те и другие записываются в процентах, начиная с максимальных величин, сумма должна получаться равной 100%. Заряды анионов и катионов могут не указываться. Макрокомпоненты, которых в растворе меньше 10% в формуле Курлова обычно не учитываются. Такая форма представления материала очень удобна и широко используется, ниже приведен пример формулы Курлова.

$$CO_2 1,5 Fe 0,1 NO_3^- 0,06 M 0,8 \frac{HCO_3^- 80 SO_4^{2-} 20}{Ca^{2+} 45 Na^+ 25 K^+ 30} pH 7,5 T 12^{\circ} D 40. \quad (3.1)$$

Название подземных вод по химическому составу зависит от содержания макрокомпонентов. Название складывается из двух компонентов: преобладающего аниона и преобладающего катиона. Если в воде больше всего ионов хлора и натрия, то называться она будет хлоридная натриевая. Если, скажем, хлора и сульфатов примерно поровну (хлора чуть больше), то на первое место ставится тот макрокомпонент, которого меньше. Со вторым составляющим все также, получится сульфатно-хлоридная натриевая вода.

Химический состав подземных вод начинает оказывать влияние на распространение радионуклидов только при общей минерализации больше примерно 5–10 г/л и при рН, отличающимся от 7 примерно на 1–2 единицы в ту или другую сторону. При

увеличении минерализации и при уменьшении рН, обычно, миграция радионуклидов увеличивается. Но такие условия реализуются редко, поэтому можно сделать вывод, что рассмотренный химический состав подземных вод практически не влияет на распространение радионуклидов. Материал, представлен в данном разделе из-за того, что сведения о химическом составе подземных вод присутствуют практически в каждом отчете, хотя не имеют большой информационной ценности.

Значительно большее влияние на миграцию радионуклидов оказывает окислительно-восстановительный потенциал подземных вод E_h . Но он, как правило, не измеряется, когда измеряется, то записывается в формулу Курлова вместе с рН, единица измерения: мВ. Особенно E_h влияет на миграцию элементов с переменной валентностью таких, как уран, плутоний и др.

E_h влияет на химические свойства компонент в воде совместно с рН. Поэтому строят т.н. $E_h - \text{pH}$ диаграммы, по оси абсцисс откладывают рН, по оси ординат – E_h . Некоторые соединения, в т.ч. и вода, могут существовать в воде только при определенных рН и E_h . Поэтому на $E_h - \text{pH}$ диаграммах выделяют области существования радионуклидов в тех или иных химических формах. Область существования воды выделяется двумя прямыми линиями. Такие диаграммы особенно актуальны для урана, плутония и других радионуклидов с переменной валентностью.

3.2. Основные уравнения переноса радионуклидов м подземными водами

3.2.1. Уравнения фильтрации подземных вод

3.2.1.1. Закон Дарси

Движение воздуха в атмосфере и воды в водоемах описывается уравнением Навье-Стокса, эти уравнения приведены в главах 1 и 2. Для движения подземных вод используется термин фильтрация. Для описания фильтрации достаточно всего трех членов уравнения Навье-Стокса: внешней силы (силы трения), градиента давления и силы тяжести, т.е. уравнение Навье-Стокса вырождается в простое равенство.

$$F_i = -\frac{\partial P}{\partial x_i} + \delta_{i3}\rho \cdot g, \quad (3.2)$$

где: F_i – компонента силы трения, Н/м³; P – давление, Н/м²; x_i – одна из трех координат, вертикальная ось ($i = 3$) направлена вниз; δ_{ij} – символ Кронекера, ρ – плотность, кг/м³; g – ускорение свободного падения, м/с².

В атмосфере внешняя (тормозящая у поверхности земли) сила образует вертикальный градиент скорости ветра. В водных объектах сила торможения у дна пропорциональна квадрату скорости воды в соответствии с коэффициентом Шези. В пористых и трещиноватых средах, каковыми являются грунты и горные породы, тормозящая сила прямо пропорциональна скорости фильтрации в соответствии с законом Дарси, т.е. $V = KF$, где: K – коэффициент пропорциональности.

Закон Дарси в общем виде можно записать, используя (3.2) для тормозящей силы. Следует учитывать, что в гидрогеологии давление, обычно, измеряется в метрах водяного столба. Для перевода давления из системы СИ в метры следует все члены уравнения (3.2) разделить на $\rho_0 g$, где: ρ_0 – стандартная плотность воды 1000 кг/м³. В результате закон Дарси получается в следующем виде:

$$V_i = -K_{ij} \left(\frac{\partial P}{\partial x_j} - \delta_{i3}\rho_w \right), \quad (3.3)$$

где: K_{ij} – тензор коэффициента фильтрации, м/с (чаще используют внесистемную единицу м/сут), P – давление (могут использоваться другие обозначения: Ψ , ϕ и др., а давление иногда называют гидростатическим потенциалом), в гидрогеологии давление измеряется высотой столба воды, т.е. его размерность – м, x_j – одна из осей декартовой системы координат, м, ρ_w – относительная плотность воды (ρ/ρ_0).

V_i – компонента скорости фильтрации подземных вод (в западной литературе – скорость Дарси), равна объему профильтровавшейся в единицу времени воды, деленному на площадь поперечного сечения грунта, через который происходит

фильтрация, м/с или м/сут. Эту скорость еще называют фильтрационным потоком.

Действительная или истинная скорость (v_i) движения воды равна фильтрационному потоку, деленному на т.н. активную пористость (n_a). Общая пористость (n) равна объему пор, деленному на объем образца, в данной работе учитываются только поры, в которые может попасть вода. Активная пористость учитывает только поры, по которым активно фильтруется вода, обычно она меньше общей пористости. Имеются и другие виды пористостей, которые в данной работе не рассматриваются. Действительная скорость воды определяется по следующей формуле:

$$v_i = \frac{V_i}{n_a}. \quad (3.4)$$

Фильтрация в горных породах может рассматриваться не только для воды, но и для газа или нефти, имеющих другую вязкость. В этом случае вместо коэффициента фильтрации в (3.2) используется т.н. коэффициент проницаемости, или просто проницаемость. Проницаемость характеризует проводящие свойства породы и не зависит от вязкости. Коэффициент проницаемости (k) связан с коэффициентом фильтрации следующим образом:

$$k = K \frac{\nu}{g}, \quad \text{или} \quad K = k \frac{g}{\nu}, \quad (3.5)$$

где: ν – кинематическая вязкость, м²/с, g – ускорение свободного падения, м/с².

В системе СИ проницаемость выражается в м², для практических целей используют дарси (Д), 1Д = 1,02·10⁻¹² м², или 1,02·10⁻⁸ см².

3.2.1.2. Уравнения для давления воды

Преыдущее рассмотрение пористости касалось только насыщенных условий, когда все открытые поры заполнены водой. В насыщенных условиях содержание воды в объеме породы заметно изменяться не может из-за ее малой сжимаемости. В зоне

аэрации поры заполнены водой лишь частично, поэтому в ненасыщенных условиях влагосодержание может меняться от нуля до n .

Изменение со временем влагосодержания в объеме ненасыщенной породы равно дивергенции скорости фильтрации. Используя формулу (3.3), получаем следующее уравнение для давления в зоне аэрации:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij} \frac{\partial P}{\partial x_j} - \delta_{i3} \rho_w \right] + Q; \quad (3.6)$$

где: θ – влагосодержание, безразмерный параметр; в условиях насыщения $\theta = n$, Q – дивергенция инфильтрационного потока или другого источника поступления воды, $1/c$, δ_{ij} – символ Кронекера, ρ_w – относительная плотность грунтовых вод (ρ/ρ_0 , $\rho_0 = 1000 \text{ кг/м}^3$). В зависимости от размерности задачи задаются величины i или j . Для трехмерного варианта i или j равно 1 для горизонтальной оси X , 2 для оси Y и 3 для вертикальной оси Z , направление этой оси зависит от задачи. По повторяющимся индексам подразумевается суммирование, пример такой формы записи уравнений приведен в главе 1.

Для насыщенных условий следует учитывать, что влагосодержание изменяться не может. Иногда рассматривают сжимаемость воды, и вводятся упругие свойства пород. Но в данной работе вода считается несжимаемой, с учетом несжимаемости воды при насыщенных условиях уравнение для давления имеет следующий вид:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij} \frac{\partial P}{\partial x_j} - \delta_{i3} \rho_w \right] = 0, \quad (3.7)$$

В уравнении (6) полагается, что ось Z направлена вниз, на уровне грунтовых вод P равно нулю. Получается, что в водоносном горизонте давление положительно, а в зоне аэрации отрицательно и изменяется в зависимости от коэффициента фильтрации и инфильтрационного потока. В уравнении (3.7) источник поступления воды не учитывается.

Очень часто вместо давления используют т.н. гидростатический или пьезометрический напор h_1 . Он измеряется в метрах и определяется следующим образом [2]:

$$h_1 = \frac{P}{\rho \cdot g} + z. \quad (3.8)$$

В равенстве (3.8) давление измеряется в Н/м². Ось Z направлена вверх, ее начало принимается на горизонтальной плоскости, от которой отсчитывается уровень грунтовых вод, обычно эта плоскость расположена ниже водоупора. Величина напора на определенной глубине равна уровню воды в скважине, пробуренной до этой глубины. На верхней границе насыщенного горизонта напор равен УГВ.

С учетом несжимаемости воды при насыщенных условиях уравнение для гидростатического напора запишется в следующем виде:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij} \frac{\partial h_1}{\partial x_j} \right] = 0. \quad (3.9)$$

Уравнение (3.7) для давления более наглядно с физической точки зрения, чем уравнение (3.9). Но в гидрогеологии, в основном, используется уравнение (3.9), т.к. величина напора просто измеряется по уровню воды в скважинах.

Если давление P в водоносном горизонте с глубиной растет примерно, как гидростатическое в воде, то величина напора в вертикальном направлении изменяется сравнительно немного из-за изменений коэффициента фильтрации и наличия потоков воды. В ненасыщенных условиях согласно формуле (3.8) напор линейно растет с высотой.

Скорость фильтрации (скорость Дарси, фильтрационный поток, расход) определяются из закона Дарси:

$$V_i = -K_{ij} \left(\frac{\partial P}{\partial x_j} - \delta_{i3} \rho_w \right) = -K_{ij} \frac{\partial h_1}{\partial x_j}. \quad (3.10)$$

3.2.1.3. Приближение Дюпюи-Буссинеска

Для приповерхностных условий очень важным является определение уровня грунтовых вод. Для расчета УГВ используется двумерное уравнение Дюпюи-Буссинеска, полученное путем интегрирования уравнения (3.9) по вертикали и добавления дополнительных членов. Это уравнение имеет следующий вид [2]:

$$n \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K_{ij}^a H \frac{\partial h}{\partial x_j} \right] + F; \quad (3.11)$$

где: h – уровень грунтовых вод, м; H – мощность водоносного горизонта, м; $H=h - Z$, где Z – уровень водоупора, м; F – сумма инфильтрационного потока и фильтрационного потока в нижележащие горизонты, м/с; K^a – осредненная по мощности горизонта величина коэффициента фильтрации, м/с;

$$K_{ij}^a = \left(\int_Z^h K_{ij} dz \right) / H.$$

Величина $K^a H$ имеет название водопроницаемости водоносного горизонта ($\text{м}^2/\text{с}$).

В (3.9) буква « h » означает величину напора, а в (3.11) та же буква означает величину УГВ. Здесь нет противоречия, т.к. было отмечено выше, что напор на верхней границе водоносного горизонта равен уровню грунтовых вод, но для их различия для напора в (3.9) добавляется индекс «1» (« h_1 »), в [2] для обеих величин используется одна и та же буква.

3.2.1.4. Аналитические решения уравнений фильтрации воды

Уравнения (3.6, 3.7, 3.9, 3.11) называются уравнениям фильтрации воды. Решение этих уравнений необходимо для расчета фильтрации воды через различные гидротехнические сооружения, для расчета фильтрации воды, нефти и газа в скважины, для расчета фильтрации воды в природных водоносных горизонтах и т.д. Получается, что решение уравнений фильтрации является важной народнохозяйственной задачей. Поэтому решению уравнений фильтрации уделялось и уделяется очень большое

внимание. До компьютерной эры разрабатывались многочисленные аналитически методы решения уравнений фильтрации, эти методы приведены в монографии [3].

В данной работе для примера рассматривается аналитическое решение уравнения (3.11) для простого случая однородного водоносного горизонта, расположенного между двух рек. Аналитическое решение уравнения (3.11) по координате X можно представить следующим образом (полагается, что по координате Y напор не меняется) [2]:

$$h = \sqrt{Z_1^2 - \frac{Z_1^2 - Z_2^2}{X}x + \frac{F(X-x)}{K}x}; \quad (3.12)$$

где: Z_1 – уровень грунтовых вод в первой реке, м; Z_2 – уровень грунтовых вод во второй реке, м; X – расстояние между реками (длина области водосбора), м; x – текущая координата по оси X , м; K – осредненный по вертикали коэффициент фильтрации, м/с (тензорные свойства коэффициента фильтрации не учитываются).

Из формулы (3.12) видно, что УГВ определяется отношением величины инфильтрационного потока к коэффициенту фильтрации.

3.2.1.5. Фильтрации воды в зоне аэрации

Обычно модели фильтрации воды разрабатываются для насыщенных и ненасыщенных условий отдельно. Для насыщенных условий параметры уравнений фильтрации не зависят от степени насыщения. Для ненасыщенных условий параметры уравнения (3.6) очень сильно зависят от упоминавшегося выше влагосодержания, или просто влажности (θ). Для ненасыщенных условий коэффициент фильтрации называется коэффициентом влагопереноса. Для ненасыщенных условий давление в уравнении (3.6), в основном, связано с капиллярным давлением.

Капиллярное давление играет очень важную роль в распространении химического и радиоактивного загрязнения в зоне аэрации. При засушливых условиях в глинистых грунтах наблюдается капиллярное поднятие грунтовых вод, достигающее нескольких метров. При капиллярном поднятии даже слабосоленых вод на дневной поверхности происходит их испарение, и

накопление соли, так образуются солончаки. Капиллярное поднятие грунтовых вод может переносить на дневную поверхность и захороненные радионуклиды, такие случаи действительно наблюдались. Поэтому при захоронении РАО предусматриваются противокапиллярные барьеры из гравия или щебня.

Расчет капиллярного давления проводится с помощью уравнения (3.6), в котором все параметры: влагосодержание, коэффициент влагопереноса и капиллярное давление взаимосвязаны с очень сильной нелинейной зависимостью между ними. Это создает значительные трудности при решении этого уравнения.

Имеется много моделей взаимосвязи параметров уравнения (3.6). При рассмотрении миграции радионуклидов с подземными водами, обычно, используется эмпирическая модель [4]. В этой модели величина влажности рассчитывается по следующей формуле:

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + (\alpha |P|)^n\right]^m}; \quad (3.13)$$

где: θ_r и θ_s – остаточная и полная влажность соответственно, α и n – эмпирические коэффициенты, $m = 1 - 1/n$ (« n » не является пористостью).

Коэффициент влагопереноса определяется по следующей формуле:

$$K = K_s S^{0.5} [1 - (1 - S^{1/m})^m]^2; \quad (3.14)$$

где: K_s – коэффициент фильтрации в насыщенных условиях,

$$S = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r). \quad (3.15)$$

Формулы (3.13–3.15) подтверждают сделанное выше заявление, что параметры уравнения (3.6) в зоне аэрации связаны выражениями с сильной нелинейностью, что обуславливает применение дополнительных итерационных процессов при численном решении этого уравнения. Результаты расчетов фильтрации воды и миграции радионуклидов в зоне аэрации с учетом эмпирической модели [4] приведены в разделе 3.8.

3.2.2. Уравнения подземной миграции радиоактивных и химических загрязнителей

3.2.2.1. Вывод уравнений подземной миграции загрязнителей

Модели миграции радионуклидов с подземными водами основаны на решении уравнений, типа уравнений диффузии, рассмотренных в главах 1 и 2 для воздуха и для воды. В воде и воздухе рассеяние примеси происходит из-за турбулентной диффузии. В подземных водах основную роль играет т.н. гидродинамическая дисперсия, которая возникает из-за хаотического распределения скорости фильтрации в грунтах и горных породах, молекулярная диффузия, как правило, не играет значительной роли. Если скорость фильтрации равна нулю, то и гидродинамической дисперсии не будет. Иногда уравнение диффузии выводят из закона Фика, но для гидрогеологии этот закон не имеет смысла рассматривать.

При распространении примеси с подземными водами взаимодействие жидкой фазы с твердой играет значительно большую роль, чем при распространении в поверхностных водоемах. Обычно рассматривается сорбция и десорбция радионуклидов на твердой фазе. Уравнение переноса легко получить самим, например, путем учета скорости сорбции и десорбции в явном виде, если отдельно рассматривать уравнения для твердой и жидкой фазы.

Для твердой фазы (грунтов и горных пород) уравнение имеет следующий вид:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = \theta(K_{sb}C - K_{ds}S) - \lambda(S - S_m); \quad (3.16)$$

где: S – активность в твердой фазе, Бк/м³, S_m – активность материнского радионуклида, Бк/м³, C – активность радионуклидов в поровой воде, Бк/м³, t – время, с, θ – влагосодержание, безразмерный параметр, в насыщенных условиях $\theta = n$, где n – общая пористость, λ – постоянная распада, с⁻¹, K_{sb} – константа скорости сорбции, с⁻¹, K_{ds} – константа скорости десорбции, с⁻¹.

В уравнении (3.16) для твердой фазы используется не удельная, а объемная активность из-за того, что в этом случае уравнения имеют более простой вид.

Активность радионуклидов в поровой воде грунтов и горных пород рассчитывается путем решения следующего уравнения:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{\theta_a} \frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} - V_i C \right] - \lambda(C - C_m) + (K_{ds} S - K_{sb} C) + Q; \quad (3.17)$$

где: V_i – фильтрационный поток (скорость Дарси), м/с; t – время, с, Q – источник поступления радионуклидов в грунтовые воды, Бк/(м³с), θ_a – активная пористость, в насыщенных условиях $\theta_a = n_a$.

D_{ij} – коэффициент дисперсии, м²/с; $D_{ij} = D^* \theta_a + D^{ij}$, D^* – эффективный коэффициент молекулярной диффузии; D^{ij} – коэффициент гидродинамической дисперсии; $D^{ij} = \alpha_l |V| \delta_{ij} + (\alpha_l - \alpha_t) V_i V_j / |V|$, δ_{ij} – символ Кронекера; α_l – продольная и α_t – поперечная дисперсности, м. Приведен обычно использующийся способ задания коэффициента дисперсии, реже используются другие способы. Вообще говоря, гидродинамической дисперсии посвящены весьма сложные теоретические работы.

Уравнения (3.16, 3.17) можно решать совместно, при этом вместо процессов сорбции и десорбции можно использовать процессы перехода компонент из жидкой фазы в твердую при разного рода геохимических реакциях. Можно учитывать несколько компонент и рассчитывать взаимодействие между ними и твердой фазой, т.е. уравнения (3.16, 3.17) представляют собой базис, который можно использовать для решения разнообразных задач переноса примесей с подземными водами.

Простейшее взаимодействие твердой и жидкой фазы в водоносном горизонте обычно учитывается с помощью коэффициента распределения, иногда называемого коэффициентом сорбции. Такой способ предполагает наличие сорбционного равновесия между твердой и жидкой фазами, т.е. использование коэффициента распределения является лишь общепринятым приближением. Это приближение хорошо выполняется т.к.

скорость фильтрации подземных вод имеет весьма небольшую величину. Коэффициент распределения (K_d) равен отношению активности в твердой фазе к активности в жидкой фазе:

$$K_d = \frac{S}{C}. \quad (3.18)$$

Из уравнения (3.16) следует, что в стационарных условиях сорбционного равновесия, коэффициент распределения также равен отношению константы скорости сорбции к константе скорости десорбции:

$$K_d = \frac{K_{sb}}{K_{ds}}. \quad (3.19)$$

Если в уравнениях (3.16, 3.17) активность в твердой фазе выразить в соответствии с (3.18), уравнение (3.16) поделить на θ и сложить с уравнением (3.17), то получится обычно используемое уравнение для расчета переноса радионуклидов в подземных водах:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{\theta_a} \frac{\partial}{\partial x_i} \left[D_{ij} \frac{\partial}{\partial x_j} C - V_i C \right] - \lambda(RC - R^m C^m) + Q, \quad (3.20)$$

где: R – т.н. фактор задержки:

$$R = 1 + \frac{K_d}{\theta}. \quad (3.21)$$

Уравнение (3.20) описывает простейшее взаимодействие радионуклидов в подземных водах с твердой фазой в виде обратимой сорбции в условиях сорбционного равновесия. Если равновесия нет, то уравнения (3.16) и (3.17) могут решаться раздельно. Примером сложного учета геохимических реакций может служить уравнение переноса, приведенное в [5]. Способ описания переноса радионуклидов с подземными водами должен описывать основные особенности геохимических процессов.

3.2.2.2. Аналитические решения уравнения подземной миграции

Для проверки численных решений и для простейшей оценки миграции активности бывает полезно использовать аналитические решения уравнения (3.20). Для мгновенного точечного источника, расположенного в начале координат, трехмерное решение

уравнения (3.20) имеет вид аналогичный нормальному (гауссову) распределению случайной величины [6]:

$$C = \frac{Q_1}{\sqrt{(4\pi t)^3 (D_1 D_2 D_3) / (\theta_a R)^3}} \exp \left\{ - \sum_{i=1}^3 \left(\frac{[x_i - \delta_{i1}(V_1 t) / (\theta_a R)]^2}{4(D_i t) / (\theta_a R)} \right) - \lambda t \right\}; \quad (3.22)$$

где: Q_1 – величина мгновенного точечного источника, Бк.

В приведенном аналитическом решении (3.22) уравнения (3.20) учитываются только диагональные компоненты коэффициента дисперсии, т.к. полагается, что скорость фильтрации направлена по горизонтальной оси X, т.е. имеет место собственная система координат, в которой тензор коэффициента дисперсии вырождается в вектор, поэтому у коэффициента дисперсии указан только один индекс.

Выражение (3.22) приведено из справочника [6], где оно используется для расчета атмосферных выбросов, т.е. по такому выражению можно рассчитывать активность радионуклидов в подземных водах. Наиболее целесообразным является использование аналитического решения (3.22) для оценки точности численного решения уравнения (3.20).

Более адекватное аналитическое решение уравнения (3.20) по сравнению с гауссовыми моделями получается при использовании функции ошибок (*erf*). Обычно предполагается начальное распределение объемной активности в виде параллелепипеда с длиной, направленной по направлению фильтрационного потока, т.е. по координате X. В результате получается следующее решение:

$$C = C_0 \exp(-\lambda t) \prod_{i=1}^3 \frac{1}{2} \left\{ \operatorname{erf} \left[\frac{(x_i + L_i / 2) - \delta_{i1}(V_i t) / (\theta_a R)}{\sqrt{4(D_i t) / (\theta_a R)}} \right] - \operatorname{erf} \left[\frac{(x_i - L_i / 2) - \delta_{i1}(V_i t) / (\theta_a R)}{\sqrt{4(D_i t) / (\theta_a R)}} \right] \right\}; \quad (3.23)$$

где: C_0 – начальная объемная активность радионуклидов в воде в месте расположения отходов, Бк/м³; L_1 – длина параллелепипеда по направлению фильтрационного потока, L_2 – ширина поперек потока, L_3 – высота начального распределения активности, м.

В выражении (3.23) полагается, что в начальный момент времени координаты плоскостей, ограничивающих область распространения радионуклидов равны $-L_i/2$ и $L_i/2$, т.е. начало координат расположено в центре прямоугольника. В выражении (3.23) коэффициент дисперсии имеет только один индекс, т.к. в используемой системе координат это векторная величина, а не тензорная.

3.2.2.3. Использование простых формул для оценки скорости миграции загрязнителей

Иногда расчет миграции радионуклидов с грунтовыми водами проводится с помощью простых формул с использованием параметров, взятых из литературных источников. Для простейших оценок миграции загрязнителей с грунтовыми водами иногда ограничиваются расчетом времени переноса радионуклидов из места локализации отходов до места возможного использования грунтовых вод или места разгрузки этих вод в поверхностный водоем. Иногда рассчитывают расстояние миграции радионуклидов за определенное время. При таких оценках расчет скорости фильтрации грунтовых вод проводится по несколько модифицированной формуле (3.10):

$$V = K \cdot i; \quad (3.24)$$

где: i – уклон уровня грунтовых вод.

Скорость перемещения фронта радиоактивного загрязнения грунтовых вод (v) оценивается по следующей формуле (полагается, что активная пористость незначительно отличается от общей пористости):

$$v = \frac{V}{\theta_a + K_d}. \quad (3.25)$$

Соответственно, время t , за которое фронт радионуклидов преодолеет расстояние L , равно:

$$t = \frac{L}{v}. \quad (3.26)$$

При выполнении оценки миграции радионуклидов подобным образом часто получается, что расстояние, которое могут

преодолеть радионуклиды за многие тысячи лет, не превысит нескольких метров. Однако, очень часто радионуклиды в грунтовых водах обнаруживаются в десятках и сотнях метров от пунктов хранения или захоронения через несколько десятков лет.

Простые формулы можно использовать для предварительной оценки безопасности, для обнаружения грубых ошибок в модельных расчетах, для быстрого анализа полученных результатов, для оценки влияния отдельных процессов на конечный результат, для выбора дозообразующих радионуклидов и для других целей.

3.2.2.4. Камерные модели миграции радионуклидов

Выше были рассмотрены методы расчета переноса радионуклидов подземными водами с расчетом скорости фильтрации и с решением уравнения переноса. Иногда используются модели, которые описывают содержание радионуклидов в объектах, называемых камерами. В качестве неизвестных величин в камерных моделях лучше использовать общую активность радионуклидов, заключенную в соответствующем объеме, а концентрацию нуклидов определять путем деления общей активности на объем. Хотя в принципе можно разрабатывать модели и для концентраций. В камерных моделях рассматривается переход радионуклидов из одной камеры в другую. Камерные модели, например, находят широкое применение в экологических задачах.

Камерная модель представляет собой систему обыкновенных уравнений, которую для линейных уравнений в общем виде для каждого нуклида можно записать следующим образом:

$$\frac{dS_i}{dt} = \sum_{j=1}^N A_{ij} S_j + Q_i - \lambda S_i; \quad (3.27)$$

где: S_i – общая активность в i -м объеме, Бк, A_{ij} – коэффициент перехода из одного объема в другой при $i \neq j$ или скорость изменения активности в данном объеме при $i=j$, 1/с, N – количество

объемов (камер), Q_i – источник поступления радионуклидов в i -й объем, Бк/с, который учитывается с учетом распада: $Q_i = Q_{i0} \exp(-\lambda t)$, где Q_{i0} – начальная активность в камере, t – время, с, λ – постоянная распада, 1/с.

Обычно в качестве первой камеры рассматриваются отходы или загрязненные материалы, второй камеры – барьеры, третьей камеры – зона аэрации, четвертой камеры – водоносный горизонт. Камерные модели могут включать в себя весьма большое число камер, в них также может рассчитываться распространение радионуклидов в биосфере и облучение населения.

3.3. Параметры уравнения переноса радионуклидов в подземными водами

3.3.1. Рекомендации по измерению параметров моделей фильтрации грунтовых вод

Горные породы и грунты подразделяются на очень хорошо проницаемые с коэффициентом фильтрации от 100 до 1000 м/сут, хорошо проницаемые – от 10 до 100 м/сут, проницаемые – от 1 до 10 м/сут, слабопроницаемые – от 0,1 до 1 м/сут, весьма слабопроницаемые – от 0,1 до 0,001 м/сут и на почти непроницаемые с коэффициентом фильтрации меньше 0,001 м/сут. Скальные породы могут быть как хорошо проницаемыми, так и непроницаемыми в зависимости от их трещиноватости. В монографии [2] приведены следующие величины коэффициента фильтрации для некоторых грунтов в м/сут:

- | | | | |
|-------------------------|----------|-------------------|------------|
| - галечники | 100–200; | - песок глинистый | 0,5–1; |
| - песок с галькой | 50–100; | - супеси | 0,1–0,5; |
| - песок крупнозернистый | 15–50; | - суглинки | 0,1–0,001; |
| - песок среднезернистый | 5–15; | - глины | < 0,001. |

Фильтрационные свойства отходов, инженерных барьеров и горных пород определяются в соответствии с существующими методиками. Коэффициент фильтрации определяется как лабораторными, так и полевыми экспериментами. Однако его величина меняется на порядки в зависимости от выбора мест проведения наблюдений, мест отбора проб, а также от метода

определения. Особенно ненадежными являются методы откачки или налива воды в одиночные скважины. Для получения надежной величины коэффициента фильтрации при наливе или откачке следует использовать несколько скважин.

Для получения корректной величины коэффициента фильтрации по определенной области проводят расчет давления путем решения уравнения (3.9), результаты расчетов сравнивают с наблюдениями за распределением давления и подбирают такие коэффициенты фильтрации, при которых расчеты соответствуют наблюдениям.

Проблемы возникают также при рассмотрении инженерных барьеров. Обычно для захоронения ТРО используются бетонные емкости. Фильтрационные и сорбционные параметры бетона меняются со временем. Этот процесс в настоящее время практически не изучен, согласно общим представлениям полагается, что бетон теряет свои защитные свойства через 100–500 лет.

Для оценки коэффициента фильтрации днища и стенок бетонных емкостей можно использовать проектные данные. Пригодность бетонных емкостей для эксплуатации определяется потерями воды за сутки на 1 м^2 смачиваемой поверхности, при условии, что струйные утечки из резервуара не допускаются. При испытаниях хранилище наполняется водой до верху.

Двойная пористость. Для трещиноватых пористых пород иногда используется т.н. двойная пористость и двойная проницаемость. При этом учитывается пористость и проницаемость самой пористой породы и проницаемость трещин. Такой учет очень важен в нефтедобыче и газодобыче, т.к. запасы углеводородов сосредоточены в самой пористой породе, но их перенос происходит по трещинам.

Перенос загрязнителей с подземными водами также происходит по трещинам, поэтому следует учитывать только проницаемость и пористость трещин. Учет двойной пористости и проницаемости в этом случае ведет к ошибочному уменьшению

скорости миграции загрязнителей до порядков величины. Двойную пористость и проницаемость можно использовать для расчетов переноса радионуклидов только для полигонов подземного захоронения ЖРО при их закачке в пористые и трещиноватые коллекторы.

Величина инфильтрационного потока является весьма важным параметром, но обычно эта величина не измеряется. Приблизительно полагается, что треть осадков испаряется, треть стекает в поверхностные водоемы, а треть фильтруется в грунты и почвы. Поэтому величина инфильтрационного потока принимается равной одной трети от нормы осадков.

Коэффициент гидродинамической дисперсии адекватно можно определить только путем постановки специальных экспериментов по запуску трассеров в водоносный горизонт с последующей интерпретацией полученных данных. Также определяется активная пористость. В некоторых случаях возможна теоретическая оценка коэффициента дисперсии с использованием данных по литологической неоднородности горных пород.

Дисперсность зависит от масштаба задачи, для регионального масштаба от 1 км, для песчано-гравийных отложений величина продольной дисперсности варьирует от 5 до 500 м, а отношение поперечной дисперсности к продольной от 0,01 до 0,3.

Иногда параметры дисперсии просто задаются в нормативных документах, например, в инженерной гидрогеологии Германии продольная дисперсность полагается 10 м, поперечная в горизонтальном направлении – 1 м, поперечная в вертикальном направлении – 0,1 м.

Из-за неопределенности величины коэффициента дисперсии, иногда при численных решениях уравнения переноса, коэффициент дисперсии полагают равным величине численной диффузии. О численной диффузии написано ниже.

Как показала практика использования разработанных моделей при оценке реальных объектов, все перечисленные параметры не могут быть получены для каждого конкретного объекта. В связи с этим часть параметров приходится брать из справочных данных.

3.3.2. Сорбционные параметры модели миграции радионуклидов

3.3.2.1. Сорбционные процессы в почвах и грунтах

При миграции радионуклидов с грунтовыми и поверхностными водами происходит перераспределение радионуклидов между твердой и жидкой фазой. Обычно этот процесс связан с адсорбцией радионуклидов поверхностью глинистых, гумусовых и других частиц почв и грунтов, а также поверхностью трещин в скальных породах. На этих поверхностях образуется двойной электростатический слой с отрицательными зарядами, расположенными на поверхности частиц. Поэтому на поверхности частиц сорбируются катионы растворенных в подземных водах соединений, в основном это ионы калия, кальция и натрия. Радионуклиды в катионной форме замещают на поверхности частиц указанные основные ионы, т.е. происходит обмен ионов, такой вид адсорбции называется ионообменная сорбция. Ионообменная сорбция может протекать как в прямом направлении, так и в обратном, т.е. происходит как сорбция радионуклидов, так и их десорбция.

Анионы в подземных водах также сорбируются, величина их сорбции составляет несколько процентов от сорбции катионов, лучше всего анионы сорбируются гумусом [7].

Кроме теории ионообменной сорбции согласно [8] около тридцати лет назад была разработана теория поверхностного комплексообразования. Эта теория адсорбции, например, учитывается в проекте Евратома [9], в настоящей работе теория поверхностного комплексообразования не рассматривается.

Кроме поверхностных эффектов может также происходить проникновение и удержание ионов радионуклидов в межкристаллическом пространстве слюдяных минералов. Такие ионы удерживаются грунтами значительно сильнее, чем при ионообменной сорбции, т.е. процессы десорбции могут идти не до конца, и на твердой фазе остается остаточная концентрация или активность радионуклидов.

К еще большей остаточной активности приводит необратимая хемосорбция радионуклидов на почвах и горных породах, т.е. химическое взаимодействие радионуклидов с твердой фазой.

3.3.2.2. Лабораторные методы определения коэффициента распределения

В ФМБЦ им. А.И. Бурназана в виде стандарта организации была разработана методика лабораторного определения сорбционных свойств грунтов и горных пород [10]. Согласно этой методике коэффициент распределения статическим методом определяют следующим образом. Навеска грунта в несколько грамм, высушенная до воздушно-сухого состояния, смешивается с ранее приготовленным раствором в фиксированном соотношении твердой и жидкой фазы. После встряхивания раствор с грунтом выдерживается не менее 48 часов до установления сорбционного равновесия, во время выдержки раствора встряхивание по несколько минут повторяется несколько раз. Затем жидкость отделяется от твердых частиц. Коэффициент распределения определяется по следующей формуле:

$$K_d = \frac{(C_0 - C_w)V}{C_w m}, \quad (3.28)$$

где: K_d – коэффициент распределения, л/кг, C_0 – исходная активность раствора, Бк/л, C_w – активность фильтрата или центрифугата, Бк/л, V – объем раствора в колбе, л, m – масса навески грунта, кг.

Безразмерный коэффициент распределения может быть получен путем умножения коэффициента распределения, полученного по формуле (3.28), на плотность грунта ρ , кг/дм³. Если объем воды измеряют не в литрах, а в кубометрах, тогда размерность коэффициента распределения получается м³/кг.

Более точным методом измерения коэффициента распределения является динамический метод. Согласно [10] грунт помещают в пластмассовую сорбционную колонну, внизу которой располагается пластмассовая сетка. Сверху заливается заранее приготовленный раствор исследуемого радионуклида или

радионуклидов. При проведении опыта постоянно исследуется вытекающий из колонны раствор. Когда концентрация вытекающего раствора достигнет половины концентрации заливаемого раствора, опыт прекращают. Коэффициент распределения определяется по формуле:

$$K_d = \frac{Q - L \cdot S \cdot n}{L \cdot S \cdot \rho}, \quad (3.29)$$

где: K_d – коэффициент распределения, м³/кг, Q – объем раствора, пропущенный через колонну, м³, L – длина колонны, заполненная грунтом, м, S – площадь колонны, м², ρ – плотность грунта, кг/м³, n – пористость грунта. В формуле (3.29) для объема используются кубические метры, а не литры, чтобы увязать размерности длины, объема и площади.

3.3.2.3. Свойства коэффициента распределения

Коэффициент распределения зависит от величины рН и Eh: для катионов коэффициент распределения уменьшается с увеличением кислотности (уменьшением рН) и с увеличением окислительно-восстановительного потенциала, для анионов обычно наблюдается обратная картина.

Величина коэффициента распределения зависит от валентности радионуклидов в растворе, которая в свою очередь зависит от величины окислительно-восстановительного потенциала. Например, при увеличении Eh уран из нерастворимой, хорошо сорбирующейся четырехвалентной формы окисляется до растворимой и плохо сорбирующейся шестивалентной формы.

Коэффициент распределения уменьшается с увеличением растворимости соединений, содержащих радионуклиды, хотя это эмпирическое правило не всегда соблюдается. Например, соли щелочного металла цезия хорошо растворяются, но обычно ¹³⁷Cs характеризуется большой величиной коэффициента распределения. Поэтому зависимость коэффициента распределения от растворимости можно использовать, в основном, для соединений.

Коэффициент распределения катионов увеличивается с увеличением их заряда, а также с возрастанием их массы, при этом

диаметр катиона также возрастает. Этим можно объяснить большой коэффициент распределения ^{137}Cs , т.к. его размер больше конкурирующих с ним однозарядных ионов калия и натрия, поэтому происходит обмен этих ионов на ионы цезия.

Коэффициент распределения уменьшается при увеличении солесодержания в воде (ионной силы раствора). Это свойство очень важно при утечке жидких радиоактивных отходов, имеющих обычно очень большое солесодержание, поэтому жидкие отходы плохо задерживаются почвами и грунтами.

Величина коэффициента распределения может зависеть от концентрации радионуклидов в воде, эта зависимость характеризуется т.н. изотермой сорбции. При линейной зависимости концентрации в твердой фазе от концентрации в жидкой фазе имеет место изотерма Генри:

$$S = H C; \quad (3.30)$$

где: C – концентрация компонента в жидкой фазе, вместо активностей используются концентрации радионуклидов, моль/м³, S – концентрация компонента в твердой фазе, моль/м³, H – коэффициент, величина которого соответствует коэффициенту распределения.

Из выражения (3.30) следует, что при линейной изотерме коэффициент распределения не зависит от концентрации радионуклида в воде.

Чаще всего коэффициент распределения уменьшается с увеличением концентрации радионуклидов в воде, в таком случае имеет место выпуклая изотерма сорбции, например, изотерма Фрейндлиха:

$$S = a C^b, \quad (3.31)$$

где: a и b – константы, причем $b < 0$.

Изотерма Фрейндлиха имеет теоретическое обоснования для двухслойной адсорбирующей поверхности.

Теоретически обоснованной для монослойной поверхности считается изотерма Ленгмюра, которая может быть выведена из скорости десорбции и скорости сорбции следующим образом:

$$V_d = k_d X; V_s = k_s C (1-X); \quad (3.32)$$

где: V_d – скорость десорбции, 1/с, k_d – константа скорости десорбции, 1/с, V_s – скорость сорбции, 1/с; k_s – константа скорости сорбции, м³/(моль·с), в выражениях (3.32) коэффициенты скорости сорбции и десорбции не совпадают с аналогичными коэффициентами в уравнении (3.13), X – величина относительной доли занятых активных центров поверхности сорбента, на которых происходит адсорбция, может быть выражена следующим образом:

$$X = \frac{S}{M}; \quad (3.33)$$

M – предельная концентрация компонента в твердой фазе, которая может быть сорбирована в конкретном грунте; эта концентрация называется еще сорбционной емкостью грунта, моль/м³, $(1-X)$ – величина относительной доли свободных активных центров поверхности сорбента, на которых происходит адсорбция.

Закон действия масс (действующих масс) в данном случае можно представить в следующем виде:

$$k_d X \leftrightarrow k_s C (1 - X). \quad (3.34)$$

Величина константы сорбционного равновесия (k) может быть представлена в следующем образом:

$$k = \frac{k_d X}{k_s \cdot C \cdot (1 - X)}; \quad (3.35)$$

В данном случае отношение константы скорости сорбции к константе скорости десорбции можно назвать коэффициентом Ленгмюра (K):

$$K = \frac{k_s}{k_d}. \quad (3.36)$$

Если в выражении (3.34) левая часть равна правой (состояние равновесия), то с учетом коэффициента Ленгмюра концентрация в твердой фазе может быть выражена следующим образом:

$$S = \frac{K \cdot C \cdot M}{1 + K \cdot C}, \quad (3.37)$$

Выражение (3.37) представляет собой изотерму Ленгмюра. Коэффициент распределения в данном случае имеет вид, из

которого следует, что с увеличением концентрации радионуклидов в жидкой фазе величина коэффициента уменьшается:

$$K_d = \frac{K \cdot M}{1 + K \cdot C}. \quad (3.38)$$

Вообще говоря, зависимость величины коэффициента распределения от концентрации или активности радионуклидов в воде имеет смысл рассматривать только для очень долгоживущих радионуклидов, в основном, природных радионуклидов. Для подавляющего большинства радионуклидов со сравнительно небольшим периодом полураспада возможная величина концентрации, выраженная в массовых или молярных единицах, очень мала и далека от насыщения. Поэтому детально рассматривать зависимость коэффициента распределения от активности радионуклидов в воде не имеет смысла. В данной работе вывод изотермы Ленгмюра был приведен только для примера.

3.3.2.4. Термодинамические модели

Для определения сорбционных и других геохимических параметров, а также для расчета миграции радионуклидов иногда используются термодинамические модели. Эти модели, как правило, основаны на предположении о минимальности свободной энергии Гиббса в подземной системе твердой и жидкой фазы [11]. Свободная энергия, или функция Гиббса (G) может быть представлена в следующем виде:

$$G = x_j(\mu_j + RT \ln \frac{x_j}{X_j} + RT \ln \gamma_j) + \mu_p X_p; \quad (3.39)$$

где: x_j – количество компоненты j в водной системе, моль, ($1 \leq j \leq J$); X_j – сумма всех компонент в водной систем, включая H_2O , моль, ($X_j = \sum x_j$); γ_j – химическая активность компоненты j ; μ_p – химический потенциал компоненты в твердой фазе p , Дж/моль, ($1 \leq p \leq P$), X_p – сумма всех компонент в твердой фазе p , моль.

Определяется абсолютный минимум функции Гиббса, обычно для этой цели используется метод Лагранжа. Это позволяет определить концентрации компонент в твердой и жидкой фазе без

учета химических реакций, или без учета сорбционных процессов. По отношению концентрации в твердой фазе к концентрации в жидкой фазе можно определить коэффициент распределения радионуклидов, это можно назвать первым способом использования термодинамики.

Вторым направлением использования термодинамики является расчет миграции радионуклидов. Термодинамический подход является одним из основных подходов в геохимии, в частности при изучении образования минералов при течении гидротермальных растворов через трещины и полости в горных породах. Разработанные в геохимии термодинамические методы расчета перехода элементов из жидкой фазы в твердую фазу и обратно иногда используются и при расчете переноса радионуклидов с подземными водами.

Следует отметить, что радионуклиды, как правило, имеют незначимые концентрации в грунтовых водах, выраженные в грамм-эквивалентах, в молях или в мг/л (величины x_j в уравнении (3.39)). Поэтому они практически не влияют на величину свободной энергии системы, следовательно, использовать геохимические термодинамические модели не имеет смысла, как для определения коэффициента распределения, так и для проведения расчетов миграции радионуклидов с грунтовыми водами. Термодинамические модели можно использовать для очень долгоживущих природных радионуклидов ториевого и уранового ряда, а также для радиоизотопов, имеющих те же химические формы, что и стабильные изотопы.

3.3.2.5. Рекомендации по использованию сорбционных параметров в модели миграции радионуклидов

Выше был определен коэффициент распределения, равный отношению активности в твердой фазе к активности в воде. При определении K_d обычно используется объемная активность в жидкой фазе и удельная активность в твердой фазе, в этом случае размерность коэффициента бывает: л/кг, см³/г и м³/кг. Если в обоих случаях используются объемные активности, получается

безразмерный коэффициент распределения. Обе формы коэффициента распределения могут использоваться в расчетах. Безразмерный коэффициент равен обычному коэффициенту, умноженному на плотность пород.

В отличие от рыхлых пористых почв и грунтов, где сорбция происходит в поровом пространстве грунта, в скальных породах сорбция происходит на поверхности трещин. Поэтому коэффициент распределения рассчитывается не на массу или объем породы, а на площадь трещин, заключенных в единице объема породы. Для трещиноватых скальных пород обычно измеряется коэффициент распределения K_s , равный отношению концентрации, сорбированной поверхностью трещин C_s (Бк/м²), к концентрации в воде C_w (Бк/м³), $K_s = C_s/C_w$. Размерность коэффициента распределения получается метры (м). Для использования K_s вместо безразмерного коэффициента распределения в уравнении (3.20) его нужно умножить на величину S/V , где S – площадь трещин (м²), заключенная в объеме горной породы V (м³).

Из формулы (3.25) следует, что если безразмерный коэффициент распределения много больше пористости, то скорость движения радионуклидов в грунтовых водах равна фильтрационному потоку, деленному на коэффициент распределения. Фильтрационный поток можно оценить по формулам (3.10), при горизонтальном градиенте давления, равном градиенту уровня грунтовых вод в водоносном горизонте. Если скорость миграции радионуклида известна из наблюдений, то коэффициент распределения может быть выражен как отношение фильтрационного потока подземных вод к скорости переноса радионуклидов с подземными водами. Такой метод определения параметров называется методом решения обратной задачи.

Коэффициент распределения можно вычислить, как отношения константы скорости сорбции к константе скорости десорбции в соответствии с формулой (3.19). Это выражение чаще используется для оценки константы скорости сорбции или десорбции при известном коэффициенте распределения.

Из-за различий экспериментальных методов измерения сорбционных параметров величина этих параметров варьирует на порядки. Например, при статическом методе измерения коэффициента распределения его величина обычно значительно больше, чем при динамическом методе, иногда более, чем в 10 раз. Даже при применении одного и того же метода различия могут достигать больших величин.

Вследствие этого факта прогнозные оценки при обосновании безопасности предприятий зачастую бывают неправдоподобно оптимистичными, а их неопределенности достигают нескольких порядков величины. Такие прогнозы обычно не оправдываются, а такие радионуклиды, как ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , наблюдаются в грунтовых водах практически на всех промплощадках предприятий. Согласно обычно выполняемым прогнозам этих радионуклидов не должно быть в грунтовых водах.

Практически во всех методических документах и монографиях, посвященных поведению радионуклидов в грунтовых и поверхностных водах, приводятся таблицы с величиной коэффициента распределения, как правило, дается только одно число для соответствующего элемента. В данной работе приводятся результаты, полученные в отчете [12], который является, пожалуй, самым репрезентативным обзором по данному вопросу.

В канадском отчете [12] для каждого элемента, имеющего радиоактивные изотопы, были собраны работы по измерению коэффициента распределения для четырех типов грунтов. Следует отметить, что большинство измерений было проведено выше описанным статическим методом. В табл. 3.1 приведены средние геометрические значения коэффициента распределения, а также минимальные и максимальные величины. Для сравнения приводятся аналогичные данные из работы [13].

Из табл. 3.1 следует, что разброс величины коэффициента распределения составляет до нескольких порядков величины, поэтому среднее геометрическое значение особенного ничего не

значит. К этим данным следует относиться только как к оценочным, например, по ним можно оценить, что цезий сорбируется в десятки раз лучше, чем стронций.

Таблица 3.1. Коэффициент распределения по литературным данным

Элемент	Коэффициент распределения (л/кг) согласно [12]								Данные по [13]	
	песок		илы		глина		органика		почва и глина	
	сред	разброс	сред	разброс	сред	разброс	сред	разброс	сред	разброс
Ac	450		1500		2400		5400			
Ag	90	2,7-1000	120	28-333	180	100-300	1500 0	4400- 33000	110	10-1000
Am	1900	8,2- 300000	9600	400- 48309	8400	25- 400000	1120 00	6398- 450000	810	1,0- 47230
As(III)									3,3	1,0-8,3
As(V)									6,7	1,9-18
Be	250		800		1300		3000			
Bi	100		450		600		1500			
Br	15		50		75		180			
C	5	1,7-7,1	20		1		70			
Ca	5		30		50		90		4,1	1,2-9,8
Cd	80	2,7-625	40	7,0-962	560	112-2450	800	23-17000	6,7	1,26-26,8
Ce	500	40-3968	8100	1200- 56000	2000 0	12000- 31623	3300		1100	58-6000
Cl										
Cm	4000	780- 22970	1800 0	7666- 44260	6000		6000		3300	93,3- 51900
Co	60	0,07- 9000	1300	100-9700	550	20-14000	1000	120-4500	55	0,2-3800
Cr	70	1,7-1729	30	2,2-1000	1500		270	6-2517		
Cr(II)									2200	470- 150000
Cr(VI)									37	1,2-1800
Cs	280	0,2- 10000	4600	560- 61287	1900	37-31500	270	0,4- 145000	1100	10-52000
Cu									22	1,4-333
Fe	220	5-6000	800	290-2240	165	15-2121	600		55	1,4-1000
H	0,06	0,04-0,1	20		30		75			
Hf	450		1500		2400		5400			
Ho	250		800		1300		3000			
I	1	0,04-81	5	0,1-43	1	0,2-29	25	1,4-368		
K									5,5	2,0-9,0
Mg									5,5	1,6-13,5
Mn	50	6,4-5000	750	40-77079	180	23,6- 48945	150		150	0,2- 10000
Mo	10	1,0-52	125		90	13-400	25	18-50	20	0,37-400
Na										
Nb	160		550		900		2000			
Ni	400	60-3600	300		650	305-2467	1100	360-4700		
Np	5	0,1-390	25	1,3-79	55	0,4-2575	1200	857-1900	11	0,16-929
P	5		25		35		90			
Pa	550		1800		2700		6600			
Pb	270	19-1405	1600 0	3500- 59000	550		2200 0	9000- 31590	99	4,5-7640
Pd	55		180		270		670			
Po	150	9-1020	400	24-1830	3000		7300		540	196-1063
Pu	550	27-36000	1200	100-5933	5100	316- 190000	1900	60-62000	1800	11- 300000

Эле- мент	Коэффициент распределения (л/кг) согласно [12]								Данные по [13]	
	песок		илы		глина		органика		почва и глина	
	сред	разброс	сред	разброс	сред	разброс	сред	разброс	сред	разброс
Ra	500	57-21000	3600 0	1262- 530000	9100	696- 56000	2400			
Rb	55		180		270		670			
Ru	55	5-90	1000		800		6600 0	39000- 87000	220	48-1000
S										
Sb	45		150		250		550			
Se	150		500		740		1800			
Se(IV)									2,7	1,2-8,6
Si	35		110		180		400			
Sm	245		800		1300		3000			
Sn	130		450		670		1600			
Sr	15	0,05-190	20	0,01-300	110	3,6- 32000	150	8-4800	27	0,15- 3300
Ta	220		900		1200		3300			
Te										
Tc	0,1	0,01-16	0,1	0,01-0,4	1	1,16-1,32	1	0,02-340	0,033	0,0029- 0,28
Th	3200	207- 150000	3300		5800	244- 160000	8900 0	1579- 1300000 0	6000 0	2000- 510000
U	35	0,03- 2200	15	0,2-4500	1600	46- 395100	410	33-7350	45	10,5- 4400
Y									510	160-1640
Zn	200	0,1-8000	1300	3,6- 11000	2400	200- 100000	1600	70-13000	16	0,1-8000
Zr	600		2200		3300		7300			

Для расчетов миграции радионуклидов с грунтовыми водами, или расчета переноса радионуклидов с поверхностными водами следует использовать сорбционные параметры, измеренные для конкретных грунтов, горных пород или донных отложений. При этом обязательно должна учитываться химическая форма радионуклидов.

В подземных водах могут протекать различные геохимические реакции, влияющие на распределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами, аналогично сорбционным процессам. Например, при подземном выщелачивании урана имеет место движение сернокислых продуктивных растворов с потоком подземных вод. На переднем фронте ореола протекают реакции нейтрализации, приводящие к образованию растворимых солей урана, на заднем фронте протекают реакции гидролиза, приводящие к образованию нерастворимых оснований и к выпадению урана в осадок.

В настоящее время разработаны модели для оценки миграции радионуклидов с подземными водами, в которых учитываются геохимические реакции. Учет геохимии проводится с использованием вышеописанного термодинамического метода, или рассматриваются скорости геохимических реакций. Следует отметить, что эти модели носят, скорее всего, научный характер, т.к. обычно для их практического использования геохимические параметры оказываются не достаточно известны.

Для расчета миграции радионуклидов в таких случаях можно использовать полученное экспериментально отношение скорости фильтрации воды к скорости переноса радионуклидов. На основании предыдущего материала это отношение можно назвать эффективным коэффициентом распределения. Эффективный коэффициент распределения, в основном, используется при расчете миграции радиоактивных и химических загрязнителей для объектов, связанных с уранодобывающей промышленностью (хвостохранилища, полигоны подземного выщелачивания урана и др.).

Кроме использования эффективного коэффициента распределения для учета геохимических реакций можно использовать феноменологический или эмпирический подход, который заключается в том, что известные или предполагаемые геохимические процессы описываются не с учетом всех химических реакций, а с помощью упрощенных эмпирических зависимостей. Например, ^{60}Co может образовывать анионные комплексные соединения, которые практически не сорбируются грунтами, эти соединения со временем распадаются и образуется сорбирующийся ^{60}Co в катионной форме. Для описания миграции ^{60}Co в данном случае можно использовать эмпирическую скорость трансформации из анионной формы в катионную.

Кобальт является известным комплексообразователем, но и другие металлы, возможно, могут существовать как в катионной, так и в анионной форме. Даже есть предположения, что щелочной цезий и щелочноземельный стронций могут находиться в

подземных водах в анионной форме. Этим иногда пытаются объяснить значительную миграцию ^{137}Cs и ^{90}Sr , которая значительно превосходит перенос этих радионуклидов, если бы он происходил по законам ионообменной сорбции с измеренными коэффициентами распределения.

Эффект аномально высокой миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr был открыт сотрудниками Института биофизики (ныне ФМБЦ им. А.И. Бурназяна) А.С. Белицким и Е.И. Орловой [14, 15]. До сих пор нет убедительного объяснения этого эффекта.

Для объяснения значительной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr используется также предположение, что значительный перенос этих радионуклидов происходит на коллоидах. Такие же предположения используются для других радионуклидов, особенно для радиоизотопов плутония. Но коллоиды, как правило, существуют в подземных водах ограниченное количество времени: происходит постоянное осаждение их на твердую фазу и переход с твердой фазы в воду. Этот процесс может значительно ограничивать возможность коллоидов переносить радионуклиды.

На основании обзора по геохимическим параметрам можно сделать вывод, что в настоящее время практически невозможно с приемлемой неопределенностью прогнозировать на сотни и тысячи лет перенос радионуклидов с подземными водами. Очень часто наблюдаемые скорости миграции радионуклидов до порядков величины превышают расчетные скорости. Поэтому всегда необходимо проводить консервативные оценки, для этого следует полагать величину коэффициента распределения равной нулю.

3.3.2.6. Источники поступления радионуклидов в подземные воды

При решении уравнения (3.20) требуется задание источника поступления радионуклидов в подземные воды (Q). Если поступление происходит с жидкими веществами, то может задаваться как точечный, так и пространственный, как мгновенный, так и длительный источник путем непосредственного задания величины Q . Вместо задания источника может задаваться

начальное распределение радионуклидов в подземных водах. Пример использования мгновенного точечного источника приведен в аналитическом решении (3.22), а начальное распределение радионуклидов в подземных водах использовано в аналитическом решении (3.23).

При оценке безопасности захоронения радиоактивных отходов разрабатываются специальные модели источника поступления радионуклидов в окружающую среду. Решение уравнения (3.20) может проводиться с учетом объема, занимаемого отходами или другими загрязненными материалами, которые является объемным источником. Активность воды в этом источнике может быть оценена с помощью коэффициента распределения, т.е. отношения активности отходов к активности воды в месте захоронения. В объеме, занимаемом отходами, в уравнении (3.20) задается распределение активности воды, равное активности отходов, деленной на коэффициент распределения, тем самым задается источник радионуклидов.

Используемый коэффициент не совпадает с коэффициентом распределения, учитываемым при расчете сорбции при миграции нуклидов. В английском языке эта величина называется «partition coefficient» в отличие от коэффициента распределения – «distribution coefficient». «Partition coefficient» можно перевести как «коэффициент разделения», однако такой термин не используется в отечественной литературе. В данном подразделе этот коэффициент обозначается K_p и имеет размерность м³/кг.

Если необходимо оценить поступление радионуклидов в водоносный горизонт из отходов в зоне аэрации, то с помощью коэффициента распределения можно рассчитать поток радионуклидов в грунтовые воды. В том случае, если отходы представляют достаточно компактную однородную субстанцию, подобную рыхлым горным породам, через которую происходит инфильтрация осадков, то поток радионуклидов можно представить в следующем виде (активная пористость полагается равной общей пористости):

$$f = C \cdot V / (\theta + \rho K_p); \quad (3.40)$$

где: f – поток радионуклидов, Бк/м²/с; V – вертикальный инфильтрационный поток воды через отходы, м/с, C – удельная активность отходов, Бк/кг.

$C = C_0 e^{-\lambda t}$, C_0 – начальная активность; во всех нижеприведенных формулах активность радионуклидов учитывается таким же образом с учетом распада.

Если отходы располагаются в емкости, которая может заливаться водой, а вода может перемешиваться, то поток радионуклидов из места захоронения может быть представлен в следующем виде:

$$f = \theta \cdot C / (l \cdot \Delta t) / (\theta + \rho K_p); \quad (3.41)$$

где: l – глубина емкости, м; Δt – время, за которое происходит заполнение емкости, с.

Коэффициент распределения можно использовать при наличии сорбционного равновесия, если равновесия нет, то следует учитывать константу скорости десорбции K_{ds} (1/с). Этот константу можно использовать в уравнении (3.20) для определения источника выхода радионуклидов из отходов с объемной активностью C (Бк/м³) в воду следующим образом:

$$Q = K_{ds} \cdot C. \quad (3.42)$$

Константу скорости десорбции радионуклидов из отходов можно определять простым методом. Отходы помещаются в воду с избытком воды, т.е. Ж:Т принимается 50–100. Отходы выдерживаются в воде с перемешиванием в течение нескольких недель, затем вода отфильтровывается и проводится анализ на содержание радионуклидов в воде. Коэффициент скорости выхода определяется по следующей формуле:

$$K_{ds} = \frac{C_w V}{C_s \cdot \rho \cdot t \cdot m}, \quad (3.43)$$

где: C_w – активность воды, Бк/л, C_s – активность отходов, Бк/кг, V – объем воды, л, m – масса отходов, кг, ρ – плотность отходов, кг/дм³, t – время выдержки, с. Следует провести не менее десяти определений скорости выхода активности из отходов.

При рассмотрении выхода радионуклидов из отвержденных радиоактивных отходов в неравновесных условиях обычно используется параметр – т.н. скорость выщелачивания. Этот параметр применяется к остеклованным отходам, битуминизированным, цементированным и к другим отвержденным радиоактивным отходам. Величина скорости выщелачивания иногда используется в нормативных документах для регламентации захоронения отходов.

Скорость выщелачивания L_R (leaching rate) обычно измеряется в $\text{г}/(\text{см}^2 \cdot \text{сут})$. Источник поступления радионуклидов Q ($\text{Бк}/(\text{м}^3 \cdot \text{сут})$) определится по следующей формуле:

$$Q = L_R C \cdot S, \quad (3.44)$$

где: L_R – скорость выщелачивания, $\text{г}/(\text{см}^2 \cdot \text{сут})$, C – удельная активность радионуклидов в отходосодержащей матрице, $\text{Бк}/\text{г}$, S – площадь поверхности отходосодержащих матриц, приходящейся на 1 м^3 емкости с отходами, $\text{см}^2/\text{м}^3$.

Скорость выщелачивания у отвержденных отходов уменьшается со временем. Это происходит из-за того, что радионуклиды, находящиеся у поверхности отходосодержащей матрицы, вымываются окружающей водой. Восполнение поверхностного слоя радионуклидов происходит в результате диффузии их из внутреннего объема матрицы. Коэффициент диффузии для разных радионуклидов внутри отходосодержащей матрицы оказывается различным, обычно, чем лучше сорбируется радионуклид, тем его коэффициент диффузии оказывается меньше. Чем меньше коэффициент диффузии, тем быстрее уменьшается скорость выщелачивания со временем.

3.4. Методы численного решения дифференциальных уравнений

3.4.1. Численные методы решения уравнений в частных производных

Приведенные во всех трех главах уравнения в частных производных относятся к т.н. параболическому типу, где имеется первая производная по времени и вторая по пространству. Для всех

этих однотипных уравнений используется метод конечных разностей: непрерывно меняющиеся величины представляются в виде дискретных значений в узлах сетки, а производные по времени и пространству заменяются разностными выражениями. Уравнение (3.20) в одномерном случае без учета материнского радионуклида по координате X в разностном виде может быть расписано следующим образом

$$\begin{aligned} \frac{C_i^j - C_i^{j-1}}{\Delta t} = & \frac{(d_{i+1} + d_i)}{(x_{i+1} - x_{i-1})} \frac{(C_{i+1}^j - C_i^j)(1-n) + (C_{i+1}^{j-1} - C_i^{j-1})n}{(x_{i+1} - x_i)} - \\ & - \frac{(d_i + d_{i-1})}{(x_{i+1} - x_{i-1})} \frac{(C_i^j - C_{i-1}^j)(1-n) + (C_i^{j-1} - C_{i-1}^{j-1})n}{(x_i - x_{i-1})} - \\ & - \frac{(v_i + v_{i-1})}{2} \frac{(C_i^j - C_{i-1}^j)(1-n) + (C_i^{j-1} - C_{i-1}^{j-1})n}{(x_i - x_{i-1})} - \lambda(C_i^j + C_i^{j-1})/2 + (Q_i + Q_{i-1})/2; \end{aligned} \quad (3.45)$$

где: Δt – шаг по времени, i – нумерация узлов разностной схемы по координате X ($0 \leq i \leq N$); j – номер шага по времени, $d = D/(R \cdot \theta_a)$, $v = V/(R \cdot \theta_a)$.

В уравнении (3.45) нижний индекс соответствует шагу по координате, верхний по времени. В уравнении (3.45) разностная схема приведена для скорости больше нуля, при отрицательной скорости разность берется между шагами по координате $i+1$ и i , т.е. используется т.н. интегрирование против потока, в данном случае получается устойчивое решение.

В (3.45) в общем виде представлена т.н. явно- неявная разностная схема Кранка-Никольсона [16], при $n = 1$ получается явная схема, при $n = 0$ – неявная схема, при $n = 0,5$ – симметричная явно-неявная схема. Наиболее устойчивой является неявная схема. При расчете фильтрации подземных вод и миграции радионуклидов, в основном, используется неявная схема, только при решении уравнения (3.20) при интегрировании в горизонтальной плоскости используется явная схема.

Из уравнения (3.45) для неявной схемы видно, что если значение концентрации на предыдущем временном шаге ($j - 1$) считать известным, то чтобы найти концентрацию на j -м временном шаге необходимо решить систему из $N-2$ уравнений, каждое из которых содержит по три неизвестных. Такая система уравнений называется трехдиагональной, каждое из уравнений системы можно представить в следующем виде:

$$a_i y_{i-1}^j - b_i y_i^j + c_i y_{i+1}^j = d_i. \quad (3.46)$$

В выражении (3.46) для неизвестной используется символ «у», для остальных параметров обычно используются символы. Для решения трехдиагональной системы уравнений (3.46) существует эффективный способ решения, т.н. способ прогонки [17], который используется в данной работе. Метод прогонки можно представить в виде следующих рекуррентных выражений:

$$y_i = e_{i+1} y_{i+1} + f_{i+1}. \quad (3.47)$$

где:
$$e_{i+1} = \frac{c_i}{b_i - a_i e_i}; \quad f_{i+1} = \frac{a_i f_i + d_i}{b_i - a_i e_i}.$$

Величины e_2 , f_2 и y_N определяются из граничных условий. Используются два вида граничных условий:

- граничное условие первого рода (условие Дирихле), когда на границе задается значение неизвестной (y_1 или y_N);
- граничное условие второго рода (условие Неймана), когда на границе задается первая производная ($\partial y / \partial x$).

Для задания значения неизвестной на левой границе полагается: $e_2 = 0$, $f_2 = y_1$, на правой границе задается просто y_N .

При учете производной на левой границе полагается: $e_2 = 1$, $f_2 = - (\partial y / \partial x |_{i=1})(x_2 - x_1)$.

При учете производной на правой границе полагается:

$$y_N = (f_N + (\partial y / \partial x |_{i=N})(x_N - x_{N-1})) / (1 - e_N).$$

Для получения двумерных и трехмерных решений используется т.н. метод расщеплений, описание и обоснование этого метода имеется в [17]. Сущность метода заключается в том, что проводится последовательное решение уравнений по каждой

координате. Уравнения (3.6, 3.7, 3.17, 3.20) решаются в трехмерном виде, а уравнение (3.11) – в двумерном.

При решении нестационарных уравнений решение проводится согласно схеме (3.45) с использованием шага по времени. При решении стационарных уравнений используется метод стационарирования, т.е. решение нестационарного уравнения до получения постоянного значения неизвестной. Иногда применяется метод итераций.

3.4.2. Устойчивость и точность численного решения дифференциальных уравнений

Устойчивость разностных схем характеризуется т.н. числом Куранта-Фридрихса-Леви, которое равно $V \cdot \Delta t / \Delta X$, где: V – скорость, ΔX – шаг по расстоянию, Δt – шаг по времени. Для устойчивости разностных схем это число должно быть меньше единицы для явных и явно-неявных схем. Для неявных схем это число может быть больше единицы, тем не менее, и для неявных схем это число должно быть как можно меньше, а уменьшение шага по расстоянию ведет к увеличению числа Куранта-Фридрихса-Леви, а следовательно и к возможной неустойчивости разностных схем.

Ошибки разностных схем возникают из-за т.н. численной диффузии. Обычно полагается, что численная диффузия характеризуется коэффициентом диффузии:

$$D_x = 0,5 \cdot V \cdot \Delta X, \quad (3.48)$$

Однако, такая величина характерна для симметричных явно-неявных разностных схем Кранка-Никольсона, для явных схем коэффициент диффузии меньше, а для используемых в данной работе неявных схем коэффициент диффузии в два раза больше приведенного выше выражения.

Таким образом, получается, что продольный коэффициент дисперсии, использующийся при решении уравнения (3.20), равный произведению дисперсности на скорость должен быть увеличен на произведение шага по расстоянию на скорость, т.е. дисперсность и шаг по расстоянию играют одинаковую роль. Для уменьшения эффекта численной диффузии согласно выражению (3.48) следует

уменьшать шаг по расстоянию. Вообще говоря, имеются специальные методы подавления численной диффузии, но использовать их для решения задач данной работы не имеет смысла.

Получается противоречие, для уменьшения числа Куранта-Фридрихса-Леви нужно увеличивать шаг по расстоянию, а для уменьшения численной диффузии – уменьшать. Для достижения баланса нужно еще учитывать шаг по времени.

При рассмотрении разностных схем было получено, что при явной разностной схеме по мере увеличения количества итераций погрешность решения практически стремится к нулю. При использовании неявной схемы погрешность решения стремится к некоторому постоянному значению. Т.е. с помощью явной схемы можно получить сколь угодно точное решение, при использовании неявной схемы решение будет содержать некоторую ошибку. Это следует учитывать при анализе полученных решений.

3.4.3. Система координат, сопряженная с водоносным горизонтом

При моделировании фильтрации грунтовых вод в водоносном горизонте возникает проблема, связанная с изменением мощности водоносного горизонта. В декартовой системе координат область моделирования представляет собой параллелепипед, поэтому в область интегрирования уравнения фильтрации (3.7) входят как насыщенные условия водоносного горизонта, так и ненасыщенные условия зоны аэрации.

Невозможно создать нестационарную трехмерную модель фильтрации грунтовых вод, адекватно учитывающую как насыщенные, так и ненасыщенные условия, при существующем компьютерном обеспечении. Поэтому для водоносного горизонта специально создается модель, учитывающая насыщенные условия, а для зоны аэрации также специально создается модель, учитывающая ненасыщенные условия.

В модели водоносного горизонта со свободной поверхностью узлы разностной сетки, расположенные выше уровня грунтовых вод

и попадающие в зону аэрации, полагаются исключенными из модели. В этих узлах все компоненты скорости фильтрации грунтовых вод полагаются равными нулю.

В Институте биофизики для моделирования фильтрации грунтовых вод в водоносном горизонте со свободной поверхностью разработана модель, координатная система которой учитывает мощность водоносного горизонта. В этой системе горизонтальные оси X и Y прямолинейны только на нижней границе водоносного горизонта, поскольку полагается горизонтальное залегание подошвы водоносного горизонта.

На верхней границе водоносного горизонта полагается, что оси X и Y совпадают со свободной границей водоносного горизонта, т.е. проекции координатных линий этих осей на горизонтальную плоскость прямолинейны, а проекции на вертикальные плоскости криволинейны. Между подошвой и кровлей водоносного горизонта координатные линии осей X и Y также криволинейны.

Наряду с преимуществами описанной выше системы координат имеются значительные сложности, связанные как с программированием учета мощности водоносного горизонта, так и с представлением уравнений фильтрации грунтовых вод в рассмотренной системе координат.

При использовании представленной выше системы координат в разностной схеме на каждом шаге по координате X или Y полагается, что дивергенция потока грунтовых вод или загрязнителей может быть представлена в полярной системе координат, расположенной в плоскости $X - Z$, или $Y - Z$. Компонента дивергенции вектора \mathbf{U} по радиусу ρ в полярной системе координат имеет вид:

$$\operatorname{div}(\mathbf{U}) = U_{\rho}/\rho + dU_{\rho}/d\rho. \quad (3.49)$$

Для рассматриваемых задач мощность водоносного горизонта примерно на два порядка меньше горизонтального размера, поэтому можно считать, что вертикальная ось системы координат, совмещенной с водоносным горизонтом, и координата φ полярной

системы не отличаются друг от друга (вернее $\varphi\rho$). Если вместо радиуса использовать координаты X или Y , то в разностном виде выражение (3.49) можно представить следующим образом (для координаты X):

$$\operatorname{div}(U) = \frac{H_{i+1}U_{i+1} - H_{i-1}U_{i-1}}{(x_{i+1} - x_{i-1})(H_{i+1} + H_{i-1})/2}, \quad (3.50)$$

где: H – мощность водоносного горизонта, м.

Выражение (3.50) записано для простой симметричной разности, при проведении расчетов используются более точные разностные схемы. Также, как и в полярных координатах, в координатной системе, совмещенной с водоносным горизонтом, градиент функции равен производной по соответствующей координате.

Таким образом, в модели фильтрации грунтовых вод вначале решается двухмерное уравнение Дюпюи-Буссинеска (3.11) и рассчитывается мощность водоносного горизонта. Затем рассчитанная мощность используется для расчета разностной схемы в системе координат, совмещенной с водоносным горизонтом. В полученной системе координат решается уравнение (3.7) для расчета давления в водоносном горизонте. По распределению давления рассчитываются компоненты скорости фильтрации грунтовых вод согласно формуле (3.10).

Поскольку расчет скоростей по осям X и Y проводится для негоризонтальных линий, то формула (3.10) несколько модифицируется:

$$V_i = -K_i \frac{P_{i+1} - P_{i-1} + z_{i+1} - z_{i-1}}{x_{i+1} - x_{i-1}}; \quad (3.51)$$

где: z – высота узлов разностной схемы, отсчитанная от подошвы водоносного горизонта, или абсолютная отметка узлов, м.

В формуле (3.50) и в формуле (3.51) для разностных схем индекс i относится к нумерации узлов разностной схемы, а не к идентификации координат.

Представленная система координат может быть использована для расчета миграции радионуклидов как в зоне аэрации, так и в

водоносном горизонте. Для этого нужно выше водоносного горизонта создать систему координат, подобную системе координат в водоносном горизонте. В полученной системе координат следует решать уравнение фильтрации воды (3.6) для ненасыщенных условий.

Примеры использования системы координат, сопряженной с водоносным горизонтом, приведены в разделах 3.7 и 3.8. В разделе 3.7 использован стационарный вариант решения уравнения Дюпюи-Буссинеска (3.11) для водоносного горизонта в районе Новоронежской АЭС. Полученная модель водоносного горизонта использовалась для расчета миграции анионов и катионов ^{60}Co и химических загрязнителей. В разделе 3.7 приведено вертикальное распределение узлов разностной сетки для водоносного горизонта с изменяющейся по площади мощностью.

Следует отметить, что разработанный в Институте биофизики подход к учету изменчивости мощности водоносного горизонта соответствует подходу к учету изменчивости глубины водоемов при моделировании течения воды в поверхностных водах. В монографии [18] описана модель, разработанная в [19], в которой учитывается изменение глубины водоема с помощью т.н. сигма-координатной системы координат. В этой системе координат дно имеет «вертикальную» координату -1 , а свободная поверхность -0 . В координатной системе, совмещенной с водоносным горизонтом, верхняя вертикальная координата свободной поверхности грунтовых вод имеет значение 0 , нижняя координата водоупора $-H$.

3.5. Модели расчета переноса радионуклидов с подземными водами

3.5.1. Классификация моделей подземного переноса радионуклидов

3.5.1.1. Классификация моделей по методу расчетов и по полученным результатам

Теоретические (математические) модели по методам решения уравнений разделяются на численные и аналитические. Удобство

аналитических моделей заключается в простоте и наглядности использования, а также в легкой проверке решений. В монографии [3] обобщены зарубежные достижения в аналитических решениях уравнений фильтрации подземных вод.

Однако, аналитические решения могут быть получены для ограниченного количества простейших случаев, для описания реальных объектов необходимо использовать численные решения. Иногда в одной модели используется сочетание аналитических и численных решений, такие модели называются гибридными. В настоящее время модели подземного переноса разрабатываются в основном на основе численного решения дифференциальных уравнений. Этим они отличаются от моделей атмосферного переноса, где широко используются гауссовы модели, основанные на аналитическом решении уравнения диффузии.

Численные модели окружающей среды могут различаться также по методам численного решения дифференциальных уравнений в частных производных, чаще всего используются методы конечных разностей и методы конечных элементов.

3.5.1.2. Классификация моделей по масштабу

В западных странах для различия моделей по размеру области решения используют термины «near field» и «far field», первый термин в России обычно переводится, как «ближняя зона», второй – как «дальняя зона». В ближней зоне рассматриваются источники поступления радионуклидов в подземные воды, искусственные барьеры, иногда территория предприятия. В дальней зоне – территория распространения радионуклидов за пределами предприятия или объекта. Для каждой из зон предлагается разрабатывать отдельные модели.

Следует отметить, что размер источников загрязнения и предприятий часто сопоставим с размерами ореола возможного распространения радионуклидов. Поэтому источники загрязнения, предприятия и ореол распространения загрязнения целесообразно учитывать в одной модели, т.е. не разрабатывать специальные модели для ближней и дальней зоны.

В разделе 3.2.6 были рассмотрены источники поступления радионуклидов в подземные воды. Иногда бывает целесообразно для источников поступления и инженерных барьеров разрабатывать специальные модели. Эти модели можно называть моделями ближней зоны.

3.5.1.3. Концептуальные модели

На западе любят подразделять модели на концептуальные и рабочие. В Википедии даны три определения концептуальной модели, наиболее подходящим в данном случае является следующее определение: *«Концептуальная (содержательная) модель – это абстрактная модель, определяющая структуру моделируемой системы, свойства её элементов и причинно-следственные связи, присущие системе и существенные для достижения цели моделирования».*

Получается, что концептуальная модель это упрощенное описание реального объекта, в котором учтены основные его свойства. Очень часто концептуальные модели представляют в виде блок-схемы. Концептуальные модели имеет смысл разрабатывать для сложных систем, водоносный горизонт, как правило, не очень сложная система, поэтому концептуальные модели можно не разрабатывать.

3.5.2. Зарубежные модели фильтрации подземных вод

В разделе 2 было рассмотрено два основных уравнения, использующихся для расчета переноса радионуклидов с подземными водами: уравнение фильтрации подземных вод и уравнение подземной миграции радиоактивных и химических загрязнителей. Поэтому модели расчета подземного переноса радионуклидов включают в себя модель фильтрации подземных вод и модель миграции радионуклидов. Эти модели могут быть включены в единую модель, или могут использоваться по отдельности.

В данной работе приводятся примеры моделей, разработанных в западных странах, в основном, в США. Эти модели разрабатываются государственными или частными организациями

для использования их в других организациях. Государственные модели распространяются, в основном, бесплатно, за частные модели нужно платить. Иногда частные организации дополняют государственные модели более удобным интерфейсом и продают эти модели.

Модели фильтрации подземных вод разрабатываются безотносительно к переносу загрязнителей, но они могут использоваться для расчета переноса радиоактивных веществ. Наиболее часто используемой для расчета переноса радионуклидов является модель MODFLOW. Различные версии этой модели разрабатываются Геологической службой США, начиная с 1980-х годов. Эта модель основана на численном решении двумерного уравнения Дюпюи-Буссинеска (3.11). Трехмерное распределение напора получается путем использования решений для различных слоев, расположенных друг над другом, между слоями учитывается гидродинамическая связь. Описание самой последней версии этой модели (за 2019 год) имеется в [20]. Более ранние версии модели MODFLOW можно скачать бесплатно из Интернета.

Большое количество моделей фильтрации подземных вод разрабатывается для нефтегазового комплекса, в этих моделях также учитывается фильтрация нефти и газа, например, модель ECLIPSE. Известны примеры использования модели ECLIPSE для расчета фильтрации подземных вод для могильника высокоактивных отходов Юкка-Маунтин. Модель ECLIPSE позволяет учитывать как насыщенные, так и ненасыщенные условия. Эта модель разработана старейшей международной нефтесервисной компанией «Шлюмберже», описание версии модели за 2014 год можно найти в [21].

3.5.3. Зарубежные модели подземной миграции радионуклидов

Специально под гидрогеологическую модель MODFLOW в 1990 году в США была разработана модель миграции загрязнителей с подземными водами MT3DMS. В настоящее время эта модель разрабатывается Геологической службой США.

Поэтому эти две модели используются совместно для расчета переноса загрязнителей с подземными водами. Версия модели MT3DMS 5.3 описана в [22].

Значительно более часто модели переноса радионуклидов с подземными водами позволяют рассчитывать как фильтрацию подземных вод, так и миграцию загрязнителей. У нас такие модели называются геомиграционными моделями. Для расчета миграции радионуклидов наиболее широко используется модель PORFLOW, с помощью которой можно рассчитывать как фильтрацию подземных вод, так и перенос радионуклидов. Модель разработана в США фирмой Analytic & Computational Research, Inc (ACRi), ее описание имеется в [23].

В разделе 3.1.1 были приведены уравнения фильтрации воды для ненасыщенных условий в соответствии с работой [4]. Для учета таких условий Геологической службой США была разработана двумерная модель фильтрации воды и миграции загрязнителей VS2DT (за буквой «Т», или вместо нее, могут стоять другие буквы). Эта модель широко используется для расчета переноса радионуклидов, когда нужно учесть ненасыщенные условия, описание модели имеется в [24].

3.5.4. Зарубежные камерные модели

В настоящее время имеется несколько западных камерных моделей, по которым можно рассчитывать перенос радионуклидов с подземными водами, например, AMBER, ECOLEGO, RESRAD и др. В этих моделях рассчитывается и фильтрация подземных вод, и миграция радионуклидов, и облучение населения.

Модель RESRAD разрабатывается непрерывно в Аргоннской лаборатории США с 1980-х годов. К настоящему времени разработано целое семейство компьютерных кодов на все случаи жизни. Для данного обзора подходит код RESRAD-OFFSITE, в котором рассчитывается перенос радионуклидов с подземными водами, атмосферный перенос по гауссовой модели и перенос радионуклидов с поверхностными водами, кроме того, рассчитываются все виды облучения населения. Руководство к

этому коду приведено в [25]. Получается, что код RESRAD-OFFSITE способен рассчитывать все, чему посвящена данная монография, только расчеты по этому коду получаются очень далеки от реальности.

Модель ECOLEGO разработана шведской фирмой «Facilia» и предназначена, в основном, для оценки безопасности захоронений РАО. Эта модель постоянно совершенствуется, руководство к модели ECOLEGO приведено в [26]. Модель поддерживается МАГАТЭ и довольно широко используется в России.

Модель AMBER разрабатывается в Англии, в настоящее время фирма разработчик называется «Quintessa». Сведения о модели AMBER имеются в [27]. Эта модель использовалась в России до модели ECOLEGO.

Практика использования этих моделей показала, что они дают результат, на многие порядки отличающийся от реальной ситуации. Использование моделей AMBER и ECOLEGO в России принесло большой вред. Особенно большой вред принесла модель ECOLEGO, т.к. ее используют при захоронении РАО.

Можно сделать вывод, что камерные модели можно использовать только для предварительных и грубых оценок в простейших условиях. Использовать камерные модели для расчетов, по которым будут приниматься практические решения, не допустимо.

3.5.5. Краткий обзор отечественных работ по загрязнению подземных вод

Можно считать, что начало отечественных исследований по переносу загрязнителей с подземными водами связано с Всесоюзным Научно-Исследовательским Институтом водоснабжения, канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии (ВНИИ ВОДГЕО), современное название НИИ ВОДГЕО. Этот Институт был образован в 1934 г. и занимается решением народнохозяйственных задач, связанных с использованием подземных и поверхностных вод. Решению гидрогеологических задач в этом Институте уделяется большое

внимание, наряду с чистой гидрогеологией разрабатываются методы расчета переноса загрязнителей с подземными водами.

Разработкой методов оценки загрязнения подземных вод во ВНИИ ВОДГЕО занимались В.М. Шестаков, Н.Н. Веригин, Б.С. Шержуков, А.Е. Орадовская, Ф.М. Бочеввер и др. Примерами их работ в этом направлении являются монографии [28–32]. В этих работах, в основном, используются аналитические решения уравнений фильтрации подземных вод и уравнений миграции загрязнителей, аналогично зарубежному обзору [3]. Можно сделать вывод, что у нас переносом загрязнителей с подземными водами начали заниматься в основном гидрогеологи.

Этот вывод подтверждается и работами, начало которых положено в Ленинградском горном институте гидрогеологами В.А. Мироненко и В.Г. Румыниным, которые обобщили свой опыт в трехтомной монографии [33–35] (каждый экземпляр содержит порядка 500 страниц, третий том состоит из двух книг). Дальнейшее обобщение этого опыта изложено в монографии В.Г. Румынина [36] на более чем 1000 страниц.

Но не только гидрогеологи занимались изучением переноса загрязнителей с подземными водами. Например, Ф.И. Павлоцкая провела очень большую экспериментальную работу по исследованию миграции радионуклидов в почвах, связанных с глобальными выпадениями [37]. В.М. Прохоров провел большую работу по экспериментальному и теоретическому исследованию физико-химических механизмов сорбции радионуклидов в грунтах и почвах [38]. В [39] приведены результаты интерпретации наблюдаемого распространения загрязнителей в подземных водах.

Можно и дальше продолжать список отечественных работ, посвященных изучению переноса загрязнителей с подземными водами. Этот список свидетельствует, что в СССР и в России уделялось довольно большое внимание рассматриваемой проблеме.

3.5.6. Отечественные геомиграционные модели

В СССР и в России, в отличие от Запада, не разрабатывались государственные и коммерческие модели фильтрации подземных

вод и миграции загрязнителей, предназначенные для широкого круга пользователей. Обычно исследователи, занимающиеся конкретными объектами, разрабатывали модели сами, или использовали зарубежные компьютерные пакеты.

Примером использования зарубежных моделей является монография [33], где описаны упоминавшиеся выше зарубежные модели MODFLOW, MT3D и другие. При самостоятельной разработке моделей имена им присваивались, или не присваивались в зависимости от желания исполнителей. При исследовании миграции радионуклидов из озера Карачай в «Гидроспецгеологии» была разработана геомиграционная модель GEON, реализованная как в двумерном варианте (GEON-2D), так и в трехмерном (GEON-3D) [40]. Неизвестно, использовалась ли эта модель на других объектах.

В конце 80-х – начале 90-х годов прошлого века, чтобы не нести ответственности за состояние могильников РАО, пункты захоронения РАО (ПЗРО) объявили хранилищами, а вместо захоронения РАО перешли, якобы, к их хранению. Это привело к стагнации модельных разработок по фильтрации подземных вод и миграции радионуклидов.

Такая ситуация существовала примерно до середины нулевых годов, когда в России от политики долговременного хранения РАО перешли к их захоронению. Был разработан и утвержден закон об обращении с РАО [41], было утверждено постановление Правительства о классификации РАО [42], а также был принят еще ряд нормативных актов. Сразу же после перехода от хранения РАО к их захоронению был разработан проект глубинного ПЗРО для высокоактивных отходов в Красноярском крае [43].

Переход от хранения РАО к их захоронению вызвал бум создания и использования геомиграционных моделей, предназначенных для оценки безопасности ПЗРО. Расчетами миграции радионуклидов с подземными водами в стране занимаются следующие организации: «Гидроспецгеология», МГУ им. М.В. Ломоносова, ИГЕМ РАН, ИБРАЭ РАН, ИГЭ РАН им. Е.М. Сергеева, ГЕОХИ РАН, РФЯЦ-ВНИИТФ им. Е.И. Забабахина, ФМБЦ им. А.И. Бурназяна, НТЦ ЯРБ Ростехнадзора,

ВНИИПромтехнологии, ВНИПИЭТ, Радиевый институт им. В.Г.Хлопина и другие организации.

О резком увеличении геомиграционного моделирования можно судить по презентации [44], где приведены данные по количеству использовавшихся в «Гидроспецгеологии» моделей по годам: в 2010 году использовалось 2 модели, в 2015 году – 27 моделей. Кроме использования зарубежных моделей в «Гидроспецгеологии» совместно с РФЯЦ-ВНИИТФ им. Е.И. Забабахина разработана модель «НИМФА» [44], модель аттестована в Научно-техническом центре по ядерной и радиационной безопасности (НТЦ ЯРБ) Ростехнадзора. Можно еще упомянуть модель «GeRa», разработанную в ИБРАЭ РАН [45].

Разработка моделей для оценки безопасности ПЗРО имела бы смысл, если бы эти модели разрабатывались заранее, чтобы все решения по месту размещения и конструкции ПЗРО основывались на оценках радиационной безопасности будущих поколений, выполненных по этим моделям. Но в России все решения были приняты без какой-либо оценки безопасности будущих поколений, как для приповерхностных ПЗРО, так и для глубинного могильника высокоактивных отходов [43]. Поэтому разработка геомиграционных моделей оказалась практически невостребованной. Единственно возможное применение этих моделей состоит в подтверждении принятых по ПЗРО решений, какими бы серьезными для будущих поколений не были бы эти решения.

Все 12 вышеуказанные организации, проводящие расчеты по геомиграционным моделям, из параметров, необходимых для этих моделей, занимаются измерениями только коэффициентом фильтрации, что может привести к недостоверности расчетов.

3.5.7. Расчеты переноса радионуклидов с подземными водами в ФМБЦ им. А.И.Бурназяна

В Институте биофизики (ныне ФМБЦ им. А.И. Бурназяна) переносом радионуклидов с подземными водами занимались с 50-х годов прошлого века, т.е. практически с самого начала образования Института. Тогда этим занимались Арон Самуилович Белицкий и Екатерина Ивановна Орлова. Гидрогеолог А.С. Белицкий

занимался загрязнением подземных вод примерно на таком же уровне, как вышеперечисленные сотрудники ВНИИ ВОДГЕО. Химик Е.И. Орлова измеряла сорбционные свойства грунтов, она была, пожалуй, единственной в стране, кто занимался этим постоянно. Свой опыт А.С. Белицкий и Е.И. Орлова обобщили в монографии [15].

Выше было отмечено, что А.С. Белицкий и Е.И. Орловой был открыт эффект аномально высокой миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr по сравнению с теорией ионообменной сорбции [14, 15]. Это подтвердили и зарубежные исследования, но до сих пор нет убедительного объяснения этого эффекта.

С конца 80-х годов прошлого столетия в Институте биофизики начались работы по разработке численных моделей переноса радионуклидов во всех средах окружающей среды: в атмосфере, в поверхностных водах, а также моделей миграции радионуклидов с подземными водами. С помощью разработанных моделей было выполнено более полусотни разных оценок безопасности существующих и проектируемых объектов, расположенных как в России, так и в 9-ти странах дальнего и ближнего зарубежья. Каждый объект имел свои особенности, поэтому для каждого объекта разрабатывать специальный пакет программ, поскольку разработка универсальных пакетов практически невозможна.

С помощью моделей переноса радионуклидов с подземными водами были выполнены следующие работы:

Оценка безопасности пунктов хранения и захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО): ПЗРО спецкомбинатов «Радон» (Московский, Саратовский, Кишиневский), ПЗРО «Миронова гора» (Архангельская обл.), ПЗРО в графстве Барнвелл (США), ПЗРО г. Шевченко (Казахстан), приповерхностный и глубинный пункты захоронения РАО на Новой земле, ПЗРО на ПО «Маяк»; спецпункта хранения РАО Нововоронежской АЭС, ПЗРО (хранилище №2) Белоярской АЭС, ПЗРО (траншея №1) Билибинской АЭС, хранилища отработанного ядерного топлива Смоленской АЭС.

Оценка безопасности пунктов захоронения промышленных отходов, загрязненных радионуклидами, т.н. очень низкоактивных отходов (ПЗ ОНАО): ПЗ ОНАО площадка «Планерная» (Химки, Московская обл.), ПЗ ОНАО губа Андреева (СевРАО, Архангельская обл.), ПЗ ОНАО (хранилище №1) Белоярской АЭС, ПЗ ОНАО (илы ОСК) Курской АЭС, ПЗ ОНАО (донные отложения брызгальных бассейнов) Балаковской АЭС, полигон захоронения жидких промышленных отходов АО «Чепецкий механический завод» (Глазов, Удмуртия).

Оценка безопасности хвостохранилищ и отвалов: хвостохранилища уранодобывающей промышленности: Мин-Куш, Майлуу-Суу, Каджи-Сай, Карабалта (Киргизия), Лермонтов (Ставропольский край), Элькон (Якутия), Верхнее и Среднее (Краснокаменск, Читинская обл.), отвалы забалансовых руд Шокпак (Казахстан); хвостохранилища золотодобывающей промышленности: Покровское (Амурская обл.), Нежданенское (Якутия); хвостохранилище ОАО «ТВЭЛ» (г. Электросталь, Московская обл.); отвалы фосфогипса ООО «Балаковские минеральные удобрения» (Балаково, Саратовская обл.).

Оценки безопасности уранодобывающих объектов: урановые рудники: Кенигштайн (Германия), Рудник №1 Приаргунского производственного горно-химического объединения (Краснокаменск, Читинская обл.); полигоны подземного выщелачивания урана: Хиагда (Бурятия), Южный Букинай (Узбекистан);

Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) для следующих объектов: вьетнамская АЭС Нинь Тхуан 1, Курская АЭС, Ростовская АЭС, исследовательский реактор СВБР-100 (Димитровград).

Исследование последствий аварий и инцидентов: Чернобыльская АЭС – расчеты миграции радионуклидов из водоема-охладителя в р. Припять, расчеты загрязнения грунтовых вод из-за поступления радионуклидов из подреакторного пространства, Нововоронежская АЭС – расчеты подземной

миграции радионуклидов и расчеты переноса радионуклидов в р. Дон для оценки последствий утечки жидких РАО (ЖРО) из хранилища №2 в 1985 г., Кольская АЭС – расчеты подземной миграции радионуклидов для оценки последствий утечки ЖРО и воды из бассейна выдержки.

С 1991 по 2005 гг. Институт биофизики участвовал в трех научно-координационных программах МАГАТЭ по оценке безопасности приповерхностных пунктов захоронения радиоактивных отходов (ППЗРО):

1. Оценка безопасности ППЗРО (NSARS, 1991–1995 гг.), результаты работ по программе приведены в [46, 47].

2. Совершенствование методологии оценки безопасности ППЗРО (ISAM, 1998–2001 гг.), результаты работ по программе приведены в [48, 49].

3. Применение методологии оценки безопасности ППЗРО (ASAM, 2002–2005 гг.).

Оценка безопасности проводится на основе прогнозных расчетов распространения радионуклидов в окружающей среде. Участие в программах МАГАТЭ позволило значительно повысить уровень моделирования окружающей среды в Институте биофизики. Расчеты, выполненные в Институте по программам МАГАТЭ, приведены в вышеупомянутых документах [48–49].

За прошедшее время в Институте и в ФМБЦ были разработаны и утверждены следующие документы, где приведены требования к расчету переноса радионуклидов с подземными водами: санитарные правила СП 2.6.6.2572-2010 [50], методические указания МУ 2.6.1.22-00 [51], методика радиационного контроля МВК 7.3.16-16 (432-16) [52], стандарт организации СТО 1.1.1.04.001.0806-2009 [53] и стандарт организации, рег. № 03.25/4-2014 [10].

Методические указания [51] в 2014 году были кардинально переработаны и разосланы для получения отзывов, была подготовлена новая редакция, утверждение которой намечено на 2022 год. С этой редакцией можно ознакомиться по адресу: <https://yadi.sk/i/WEN9Vof-rxTkQ>

В составе методики [52] было аттестовано разработанное в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна программное средство SARWUD для оценки безопасности пунктов захоронения РАО (Safety Assessment of Radioactive Wastes Underground Disposals).

Примеры моделирования переноса радионуклидов с подземными водами, выполненные в Институте биофизики и в ФМБЦ им. А.И. Бурназяна, приведены в заключительных разделах данной главы.

3.5.8. Неопределенности расчетов переноса загрязнителей с подземными водами

Неопределенности моделей переноса радионуклидов с подземными водами значительно выше, чем неопределенности атмосферных моделей и моделей переноса загрязнителей с поверхностными водами. Это связано с тремя основными факторами:

- параметры моделей подземной миграции радионуклидов значительно труднее измерять, чем параметры атмосферных моделей и моделей поверхностных вод;

- наблюдения за миграцией радионуклидов с подземными водами значительно труднее проводить, чем наблюдения за атмосферным переносом и переносом с поверхностными водами;

- время миграции радионуклидов с подземными водами составляет до сотен тысяч лет, что создает дополнительные неопределенности, связанные с распадом радионуклидов, с изменением параметров за это время и с другими факторами. Чем больше время миграции радионуклидов, тем выше неопределенность расчетов.

В западных странах выделяют неопределенности расчетов и чувствительности результатов в зависимости от параметров. Чувствительность расчетов можно очень легко оценить по формулам и уравнениям, приведенным выше. Например, скорость миграции радионуклидов в подземных водах прямо пропорциональна коэффициенту фильтрации и обратно пропорциональна коэффициенту распределения, поэтому

проводить еще какие-то исследования по поводу чувствительности результатов не имеет смысла.

При рассмотрении неопределенности расчетов в западных странах проводится качественный и количественный анализ неопределенностей, а также анализ параметров, используемых для оценки. Выделяют два типа неопределенностей результатов, связанных с параметрами: первый тип – это неопределенности связанные с измеренными параметрами, второй тип – неопределенности связанные с параметрами, которые принимаются из литературных источников или по иным соображениям.

Качественный анализ неопределенностей проводится при выборе метода расчета, при этом необходимо представить обоснование используемых моделей и выбранных параметров. Необходимо рассмотреть альтернативные модели и возможные параметры. В некоторых случаях необходимо провести альтернативные расчеты. Необходимо рассмотреть возможные сценарии будущих изменений в месте миграции радионуклидов.

Основное внимание в западных странах уделяется количественному анализу неопределенностей прогноза. Количественный анализ неопределенностей рассматривает возможный разброс результатов, он в принципе соответствует вероятностному моделированию. Параметры модели рассматриваются как случайные величины, задаются возможные их распределения, проводится случайная выборка параметров и с помощью простых моделей осуществляется расчет возможных концентраций или доз. Сложные модели, как правило, не используются из-за необходимости в проведении расчетов для большого числа различных вариантов. В результате получают распределения вероятностей для доз или концентраций.

Этот метод очень широко используется при оценке безопасности пунктов захоронения опасных отходов в западных странах, он дает наглядное представление о распределении прогнозируемых величин и его следует использовать в отечественной практике.

Но этот метод имеет серьезный недостаток, заключающийся в том, что для реальных объектов возможные распределения параметров, как правило, не известны. Имеются только единичные измерения и единичные литературные данные, по которым нельзя получить распределение вероятностей. В некоторых случаях эти распределения могут приниматься из общих сведений о параметре, например коэффициент фильтрации и коэффициент распределения обычно имеют логнормальное распределение, но параметры этого распределения для реальных условий, как правило, не известны. Таким образом, используемый в настоящее время количественный метод анализа неопределенностей сам имеет существенные неопределенности.

Приведенные чисто теоретические подходы западных стран к оценке неопределенности прогнозов исходят из положения, что невозможно экспериментально проверить точность прогнозов на сотни и тысячи лет, с чем нельзя полностью согласиться. Нужно сравнивать расчеты с имеющимися наблюдениями за миграцией радионуклидов или вредных веществ из рассматриваемых объектов в течение десятков лет. Если расчеты соответствуют наблюдениям за десятки лет, то можно считать, что расчеты будут лучше соответствовать реальной ситуации на сотни и тысячи лет. Рекомендуются использовать и природные аналоги захоронений отходов, например, месторождения радиоактивных руд.

Неопределенности прогнозной оценки увеличиваются со временем, особенно для короткоживущих радионуклидов. Поэтому при анализе неопределенностей следует оценивать увеличение неопределенности со временем, эти оценки можно использовать для установления предельного времени прогноза безопасности рассматриваемых объектов.

Неопределенности расчета миграции радионуклидов с подземными водами, как правило, достигает порядков величин. В самых лучших случаях, неопределенность составляет сотни процентов (разы). Для уменьшения неопределенности прогнозных расчетов следует проводить специальные исследовательские

работы по разработке моделей, по экспериментальному определению параметров моделей и по исследованию процессов распространения радионуклидов из мест захоронения.

Выше была упомянута научно-координационная программа МАГАТЭ «Оценка безопасности ППЗРО» (NSARS). При работе по этой программе 16 стран-участниц выполняли задания, высылаемые МАГАТЭ. Никаких рекомендаций, или требований не прилагалось, каждый участник выбирал способы расчетов самостоятельно. В программе участвовали следующие страны: Австралия, Англия, Аргентина, Бельгия, Бразилия, Германия, Индия, Испания, Канада, Китай, Россия, США, Турция, Франция, Чехия и Япония.

В первый год было разослано задание для гипотетических могильников: для простой траншеи и для бетонной емкости, необходимые параметры задавались. Нужно было посчитать временные вариации потока радионуклидов из могильников и дозы облучения населения. Результаты расчетов приведены в отчете МАГАТЭ [46]. На рис. 3.1 приведены результаты расчетов облучения населения от углерода-14 из траншеи для каждого участника. На оси абсцисс отложено время максимального облучения населения, по оси ординат – максимальные значения эффективной дозы. Из рисунка видно, что разброс времени максимума составляет примерно 5 раз, а разброс величины дозы – примерно 4 порядка. Примерно такие же разбросы получились для других радионуклидов, как для траншеи, так и для бетонной емкости. Согласно отчету МАГАТЭ [46] разброс результатов связан с разными способами расчетов: кто-то использовал аналитические решения, кто-то численные, кто-то готовые модели и т.д. Основное внимание уделяется не результатам, а подходам к решению задачи.

В отчете [46] утверждается, что нельзя сказать чье решение правильное, а кто ошибся на порядки. Это не так, для простейшего случая траншеи можно получить точное решение с помощью простых формул (3.24–3.26) и аналитического решения (3.23). На

рисунке правильный результат показан красным кружком на надписи China. Видно, что примерно у половины участников, включая Россию, результаты более-менее соответствуют правильной величине.

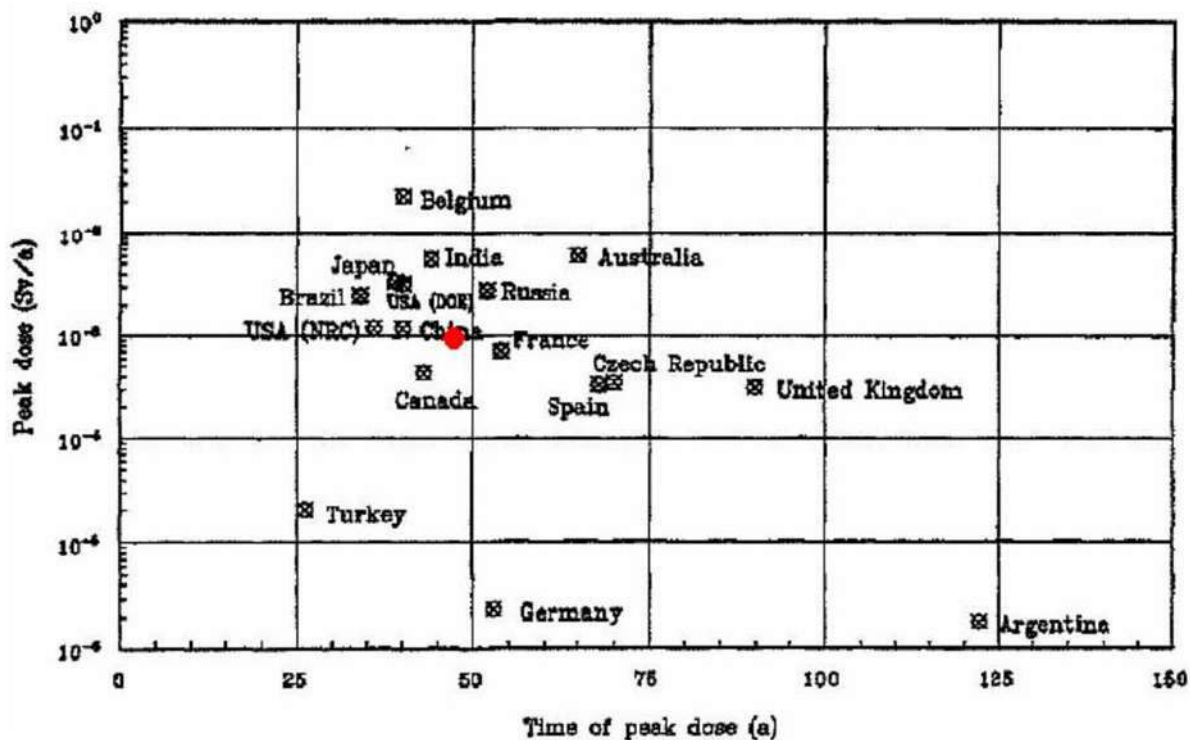


Рис. 3.1. Результаты расчетов облучения населения от углерода-14 из траншеи [46]

В оставшиеся 3 года страны-участницы делали оценку безопасности ППЗРО Барнуэлл, расположенного в США. Одинаковые исходные данные задавались МАГАТЭ, результаты каждый год сравнивались. В заключительных расчетах разница в дозе между странами достигала 6-ти порядков. Эти результаты приведены в предварительном отчете МАГАТЭ [47], из-за такого расхождения расчетов этот отчет не был опубликован. Полученный результат 6 порядков может служить объективной оценкой неопределенности расчета миграции радионуклидов с подземными водами.

3.6. Выводы по моделям подземной миграции радионуклидов

В данном разделе приведены рекомендации и требования к моделям миграции радионуклидов с подземными водами. Эти

рекомендации и требования применимы к моделям переноса радионуклидов в поверхностных водах.

1. Необходима оценка точности моделей. Точность математических моделей, основанных на численном решении дифференциальных уравнений, обычно оценивается путем сопоставления численных решений с аналитическими для простейших случаев. Иногда используется сравнение одних численных моделей с другими, точность которых оценена достаточно адекватно.

Главным методом оценки точности моделей является сравнение расчетов с экспериментом, но в данном случае на точность расчетов, как правило, больше влияют входные параметры, чем сама модель.

Следует отметить, что при численном решении уравнений переноса (3.17, 3.20) обычно имеет место т.н. численная диффузия, заключающаяся в увеличении коэффициента дисперсии за счет численного эффекта. Этот эффект очень просто определяется при сравнении численного решения с аналитическим решением. Для подавления численной диффузии используются специальные методы, но их можно не применять, если эффект численной диффузии не превышает 10–30%.

2. Численные модели должны обладать свойством консервативности, под этим понимается требование о том, что общая активность радионуклидов должна сохраняться с учетом распада. Это достигается путем использования консервативных разностных схем и адекватного учета перехода радионуклидов из одной среды в другую, например, из зоны аэрации в водоносный горизонт. Проверку консервативности моделей можно, например, проводить путем сравнения вертикального потока радионуклидов в зоне аэрации и горизонтального потока в водоносном горизонте, эти потоки не должны отличаться более, чем на 10–30% с учетом распада.

3. Модели могут разрабатываться самими исполнителями оценки безопасности, или могут использоваться готовые модели. В

обоих случаях модели должны соответствовать реальным объектам, необходимо, чтобы условия реального захоронения определяли модель, а не имеющаяся модель определяла условия задачи. Это условие может быть выполнено, если для каждого реального захоронения разрабатывать специальную модель, или трансформировать имеющуюся так, чтобы учесть все основные особенности реального объекта.

4. Как показывает практика моделирования, даже самая сложная и универсальная готовая модель не в состоянии учесть все особенности реального объекта. Поэтому при использовании готовых моделей зачастую условия реального объекта подгоняются под имеющуюся модель, при этом условия задачи меняются настолько существенно, что полученный результат не имеет никакого отношения к реальному объекту. При использовании готовых моделей необходимо их детальное изучение, необходим учет достоинств и недостатков моделей при решении конкретных задач.

5. Персонал, выполняющий расчеты по моделям миграции радионуклидов в окружающей среде, должен знать следующие предметы:

- математика (математический анализ, дифференциальные уравнения, уравнения в частных производных, или иначе математическая физика, теория вероятностей, численные методы решения дифференциальных уравнений);
- физика (общая физика, термодинамика, молекулярная физика);
- химия (общая химия, аналитическая химия, радиохимия, физическая химия, коллоидная химия);
- геология (общая геология, инженерная геология, геофизика);
- гидрогеология (общая гидрогеология, региональная гидрогеология, динамика подземных вод);
- геохимия (геохимия подземных вод, физико-химическая миграция элементов);
- геоморфология и геокриология;

- гидрология и метеорология;
- материаловедение и грунтоведение;
- радиационная гигиена (отечественная нормативная база, рекомендации международных организаций);
- радиационная безопасность (методы расчета внешнего облучения персонала и населения, методы расчета внутреннего облучения при ингаляционном пути поступления радионуклидов в организм человека, методы расчета внутреннего облучения при пероральном поступлении радионуклидов в организм человека, методы расчета миграции радионуклидов по пищевым цепочкам);
- программирование на компьютерах.

6. Сертификация и аттестация пакетов компьютерных программ, реализующих модели, не гарантирует, что эти пакеты могут давать адекватный результат. Для сертификации и аттестации пакетов нужно провести унификацию моделей, что приводит к недопустимой потере гибкости моделей. Поэтому лучше разрабатывать или модифицировать модели для каждого объекта, но сертифицировать, а тем более аттестовать компьютерные пакеты с моделями для каждого объекта невозможно. Компьютерные программы могут проводить расчеты по простым формулам (3.24–3.26), абсурдно сертифицировать и аттестовать такие программы.

Сертификация и аттестация пакетов компьютерных программ, реализующих модели переноса радионуклидов в окружающей среде, не является обязательной. Сертифицированные и аттестованные компьютерные пакеты программ не имеют никакого преимущества перед не сертифицированными и не аттестованными пакетами.

7. Наилучшим методом обоснования применимости моделей переноса радионуклидов в окружающей среде является сравнение расчетов с данными наблюдений. Для сравнения расчетов с наблюдениями следует использовать все имеющиеся данные по миграции радионуклидов и химических загрязнителей в рассматриваемых объектах. Должна быть выполнена калибровка

моделей, заключающейся в том, чтобы модель была откалибрована по экспериментальным данным за период времени, по которому имеются измерения.

8. Для расчетов переноса радионуклидов с подземными водами лучше использовать специальные, чем универсальные модели. Например, отдельно модель источника, модель миграции в инженерных барьерах, модель фильтрации грунтовых вод в зоне аэрации и отдельно модель фильтрации в водоносном горизонте. Эти модели можно объединять в одном компьютерном пакете.

3.7. Моделирование миграции ^{60}Co в водоносном горизонте в районе расположения Нововоронежской АЭС

3.7.1. Инцидент на Нововоронежской АЭС в 1985 году

В 1985 г. на Нововоронежской АЭС произошла утечка жидких радиоактивных отходов из хранилища №2. Утечка произошла по периметру хранилища из закрытого грунтом поддона, поэтому ее обнаружили примерно через полгода при отборе проб воды из контрольных скважин. Согласно оценкам объем поступивших в грунт жидких отходов составил около 480 м^3 с активностью ^{60}Co и $^{137}\text{Cs} \sim 76$ и 15 ТБк соответственно. К настоящему времени основное количество ^{137}Cs локализовано в месте утечки – зоне аэрации на уровне поддона, ^{60}Co опустился в водоносный горизонт и с грунтовыми водами распространился примерно на 700 м до Дона. Появление ^{60}Co в реке было зафиксировано в 1995 г. Разгрузка грунтовых вод в Дон привела к загрязнению части донных отложений до уровня твердых радиоактивных отходов.

Институт биофизики принимал участие в оценке последствий инцидента на НВАЭС с 2001 года. В Институте изучались сорбционные свойства грунтов и проводились расчеты миграции радионуклидов и химических загрязнителей с грунтовыми водами. В данном приложении представлены результаты расчета миграции ^{60}Co с грунтовыми водами. Эти расчеты были опубликованы в статьях [54–56]. Рассчитывалась также миграция химических загрязнителей, представленных, в основном, нитратами и боратами.

3.7.2. Модель миграции ^{60}Co с грунтовыми водами

Модель миграции основана на решении трехмерного дифференциального уравнения в частных производных переноса радионуклидов с грунтовыми водами (3.20).

Модель фильтрации воды основана на решении дифференциального уравнения в частных производных для гидростатического потенциала (давления) (3.7).

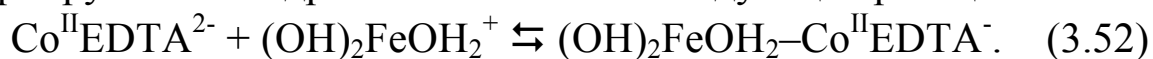
Уровень грунтовых вод определяется путем решения двумерного уравнения Дюпюи-Буссинеска (3.11). Трехмерный фильтрационный поток определяется по формуле (3.10).

Величина уровня грунтовых вод использовалась для построения системы координат, сопряженной с водоносным горизонтом, описанной в разделе 3.5.

3.7.3. Геохимия кобальта в водоносном горизонте

Наличие ^{60}Co в ЖРО связано с промывкой реактора трилоном-Б – натриевой солью этилендиаминтетрауксусной кислоты (EDTA). Кобальт образует комплексный анион с EDTA – $\text{Co}^{\text{II}}\text{EDTA}^{2-}$. Полагается, что во время инцидента 1985 г. весь ^{60}Co находился в анионной форме, которая со временем трансформируется в катионную форму. Поскольку ^{60}Co в водоносном горизонте присутствует в виде, как комплексного аниона, так и простого катиона, то для каждой формы уравнение (3.20) решается отдельно.

Процесс трансформации анионной формы кобальта в катионную учитывался согласно [57] следующим образом: гидроокись железа в твердой фазе присоединяет один ион водорода и получает положительный заряд: $(\text{OH})_2\text{FeOH}_2^+$, анион $\text{Co}^{\text{II}}\text{EDTA}^{2-}$ адсорбируется на гидроокиси железа по следующей реакции:



Константа устойчивости аниона $\text{Fe}^{\text{III}}\text{EDTA}^{3-}$ значительно больше, чем у $\text{Co}^{\text{II}}\text{EDTA}^{2-}$, поэтому трехвалентное железо замещает кобальт в адсорбированном комплексном ионе с EDTA по следующей реакции:



Этот процесс в уравнении (16) учитывается заданием величины

$$Q = -C \cdot K_d k_{f2}, \quad (3.54)$$

где: C – объемная активность ^{60}Co в анионной форме; K_d – безразмерный коэффициент распределения при сорбции аниона кобальта в реакции (3.52), k_{f2} – скорость реакции (3.53), равная $0,004 \text{ ч}^{-1}$. Для катиона ^{60}Co величина Q определяется по формуле (3.54), но со знаком плюс.

Согласно измерениям коэффициент распределения песков водоносного горизонта равен $1,5 \text{ л/кг}$ для катиона и $2,5 \cdot 10^{-3} \text{ л/кг}$ для аниона. Для донных отложений р. Дон и каналов коэффициент распределения достигает 1000 л/кг . Коэффициент фильтрации песков первой надпойменной террасы равен 18 м/сут , в пойме – 7 м/сут , продольная дисперсность 5 м , поперечная 1 м , активная пористость $0,3$.

3.7.4. Результаты расчетов фильтрации грунтовых вод

На рис. 3.2 приведены результаты расчета фильтрации грунтовых вод. Согласно рис. 3.2 система каналов очень влияет на скорость фильтрации и уровень грунтовых вод.

Выше упоминалось, что для расчетов используется система координат, сопряженная с водоносным горизонтом. На рис. 3.3 представлена схема расположения узлов разностной сетки в вертикальной плоскости, параллельной оси Y , и проходящей через устье сбросного канала. Видно, что система координат зависит от строения водоносного горизонта, мощность которого при приближении к р. Дон уменьшается примерно в 2 раза.

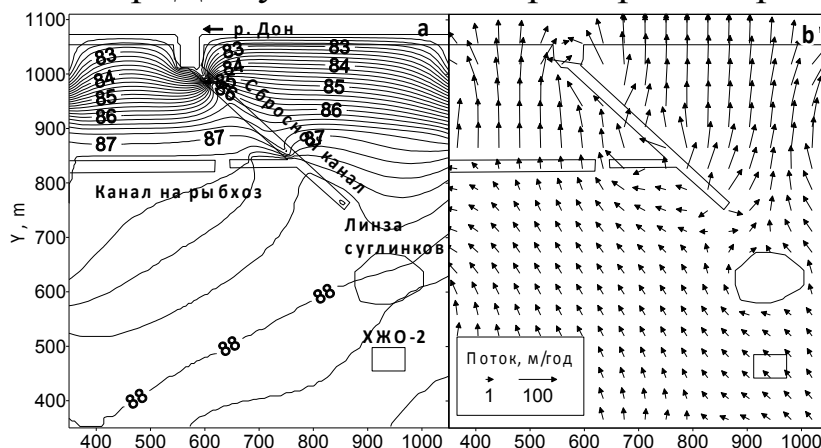


Рис. 3.2. Расчет \times фильтрации грунтовых вод, а – абсолютная отметка уровня грунтовых вод (м), б – векторы скорости фильтрации (м/год)

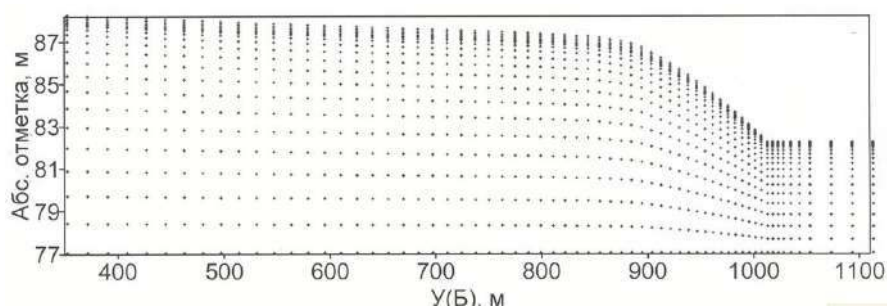


Рис. 3.3. Узлы разностной сетки в системе координат, сопряженной с водоносным горизонтом

3.7.5. Результаты расчетов распределения ^{60}Co в водоносном горизонте

На рис. 3.4 показано распределение ^{60}Co в анионной форме. Согласно расчетам можно сделать вывод, что имеются три основные пути миграции загрязнителей в реку:

- поступление в р. Дон выше устья сбросного канала примерно на 300 м между началом сбросного канала и ХЖО-2;
- через канал на рыбхоз ниже установленной на нем плотины;
- последний поток разделяется на поток в Дон примерно в 150 м выше устья и на поток в устье канала.

На рис. 3.5 показано распределение ^{60}Co в катионной форме. Из-за сорбции песками почти весь ^{60}Co в катионной форме сосредоточен вблизи хранилища как через 7 лет после инцидента, так и через 18 лет, тогда как в анионной форме он находится в основном перед природными барьерами: линзой суглинков и каналами, откуда поступает в Дон. Таким образом, распределение ^{60}Co в катионной и анионной формах значительно различаются.

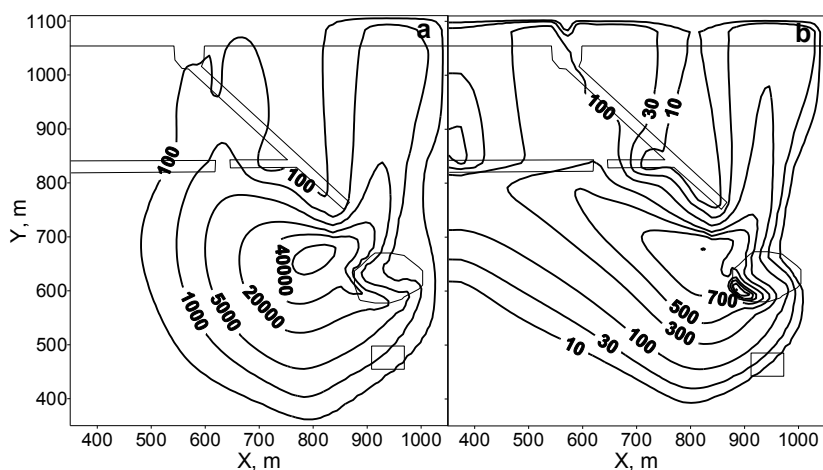


Рис. 3.4. Рассчитанное распределение активности анионной формы ^{60}Co в грунтовых водах (Бк/л), а – через 7 лет после инцидента, б – через 18 лет

До проведения расчетов на основе измерений предполагалось, что имеется только последний путь поступления ^{60}Co , в устье сбросного канала, который приводит к загрязнению донных отложений. Впоследствии результаты расчетов были подтверждены обнаружением ^{60}Co в донных отложениях выше устья сбросного канала, на рис. 3.5 показано наблюдаемое распределение ^{60}Co в донных отложения р. Дон.

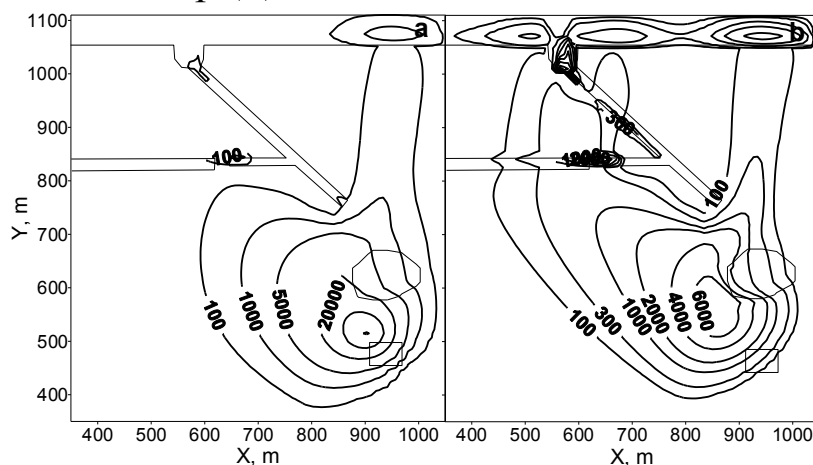


Рис. 3.5. Рассчитанное распределение активности катионной формы ^{60}Co в грунтах (Бк/кг), а – через 7 лет после инцидента, б – через 18 лет

3.7.6. Расчеты поступления ^{60}Co в реку Дон

На рис. 3.6 показано изменение со временем поступление ^{60}Co в Дон. При расчете потоков учитывалось, что согласно экспериментальным данным поступление ^{60}Co в р. Дон в начале 2000 гг. равнялось $\sim 5 \cdot 10^{10}$ Бк/год. Расчеты приведены для трех участков, куда согласно рис. 2 направлены три основных потока загрязненных грунтовых вод. Видно, что вначале (в 1990 г.) ^{60}Co поступал в Дон выше по течению от устья сбросного канала примерно на 300 м, затем (с 1995 г.) через устье сбросного канала, что и было зафиксировано.

На основании расчета поступления ^{60}Co в р. Дон можно оценить дозу облучения населения, обусловленного утечкой жидких отходов в 1985 г. Дозу облучения оценивали по модели GENII [58] для критической группы рыбаков и членов их семей, потребляющих 50 кг рыбы в год. Согласно расчетам максимальная доза на критическую группу населения была примерно в 10 раз

меньше минимально значимой дозы 10 мкЗв/год. Таким образом, можно сделать вывод, что инцидент на Нововоронежской АЭС не привел к облучению населения свыше установленных пределов, из-за уменьшения поступления ^{60}Co в Дон доза постоянно уменьшается.

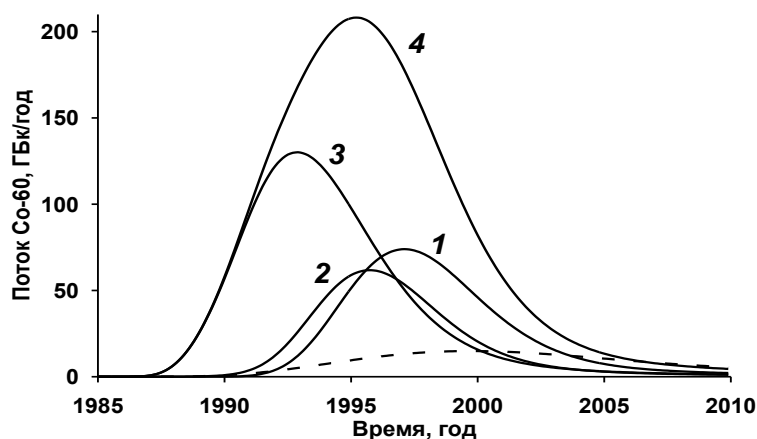


Рис. 3.6. Расчет поступления ^{60}Co в р. Дон. 1 – поступление аниона ^{60}Co в устье сбросного канала, 2 – поступление аниона ^{60}Co на участке на 150 м выше устья сбросного канала, 3 – выше на 300 м устья сбросного канала, 4 – суммарное поступление аниона ^{60}Co . Пунктир – суммарное поступление катиона ^{60}Co

3.8. Моделирование фильтрации воды и миграции загрязнителей в зоне аэрации ХЖО-2 НВАЭС

3.8.1. Модель фильтрации воды и миграции радионуклидов в зоне аэрации

Выше описан инцидент на Нововоронежской АЭС в 1985 году, когда из хранилища жидких радиоактивных отходов №2 (ХЖО-2) произошла утечка ЖРО в грунт. В данном разделе рассматривается механизм утечки жидких отходов из хранилища через систему дренажных труб, проложенных у трех сторон ХЖО-2. На основе модели зоны аэрации проводятся расчеты фильтрации воды и переноса химических и радиоактивных загрязнителей из ХЖО-2 в водоносный горизонт через зону аэрации. Разработанная в Институте биофизики модель зоны аэрации соответствует упоминавшейся выше американской модели VS2DT [24].

Модель фильтрации воды в зоне аэрации основана на численном решении уравнения (3.6). Сложность его решения для

ненасыщенных условий зоны аэрации связана с очень сильной нелинейной зависимостью между гидростатическим давлением (капиллярным напором), коэффициентом влагопереноса и величиной влагонасыщенности. Обычно используются эмпирические зависимости между этими параметрами. В настоящее время широкое распространение получила эмпирическая модель зоны аэрации [4], представленная в разделе 3.1.1 данной работы, формулы (3.13–3.15).

Для решения двумерного уравнения фильтрации воды (3.6) с параметрами, принятыми по формулам (3.13–3.15), использовалась явная разностная схема. Стационарное решение получалось методом стационарирования.

ХЖО-2 выполнен по схеме «стакан в стакане», емкости с ЖРО расположены в поддоне, при протечке емкостей раствор из поддона собирается в приемке, откуда он может перекачиваться обратно в емкости. На случай переполнения приемка проектом предусмотрена система дренажных труб в грунте примерно на расстоянии около 0,8 м от поддона. В 1985 г. произошла утечка ЖРО в приемок. При заполнении приемка раствор должен был распространяться по периметру ХЖО-2 по дренажным трубам, откуда он мог фильтроваться в грунт. Такова принятая в данной работе схема поступления ЖРО в зону аэрации.

На рис. 3.7а показан вертикальный разрез принятой в расчетах схемы строения зоны аэрации. Уровень водоносного горизонта полагается на нижней границе рис. 3.7а. Зона аэрации сложена песком, отсюда следует, что для использования формул (3.13–3.15) необходимы эмпирические коэффициенты для песка и бетона, значения которых отсутствуют в [4]. Поэтому в расчетах использованы данные МАГАТЭ [59], приведенные в табл. 3.2.

Таблица 3.2. Параметры зоны аэрации [59]

Материал	θ_s	θ_r	α , 1/см	n	K_s , м/сут
Песок	0,35	0,04	0,155	2,4	1
Бетон	0,15	0,12	$7 \cdot 10^{-7}$	1,57	10^{-6}

Полагалось, что асфальтовое покрытие полностью экранирует инфильтрацию осадков в зону аэрации, поэтому на верхней границе, где имеется асфальтовое покрытие, инфильтрационный поток полагался равным нулю. Там, где асфальтовое покрытие отсутствует, инфильтрационный поток полагался равным 0,3 м/год. Такой поток принимался из обычных представлений, обычно полагается, что примерно 1/3 осадков испаряется, 1/3 идет на поверхностный сток и 1/3 составляет инфильтрационный поток.

3.8.2. Расчеты фильтрации воды и миграции загрязнителей во время инцидента

На рисунке 3.7б приведен расчет распределения гидростатического потенциала в вертикальной плоскости во время поступления ЖРО в грунт. Отрицательное значение потенциала соответствует ненасыщенным условиям, положительное — насыщенным. Из рис. 3.7б следует, что насыщенные условия в 1985 г. могли быть только вблизи дренажных труб.

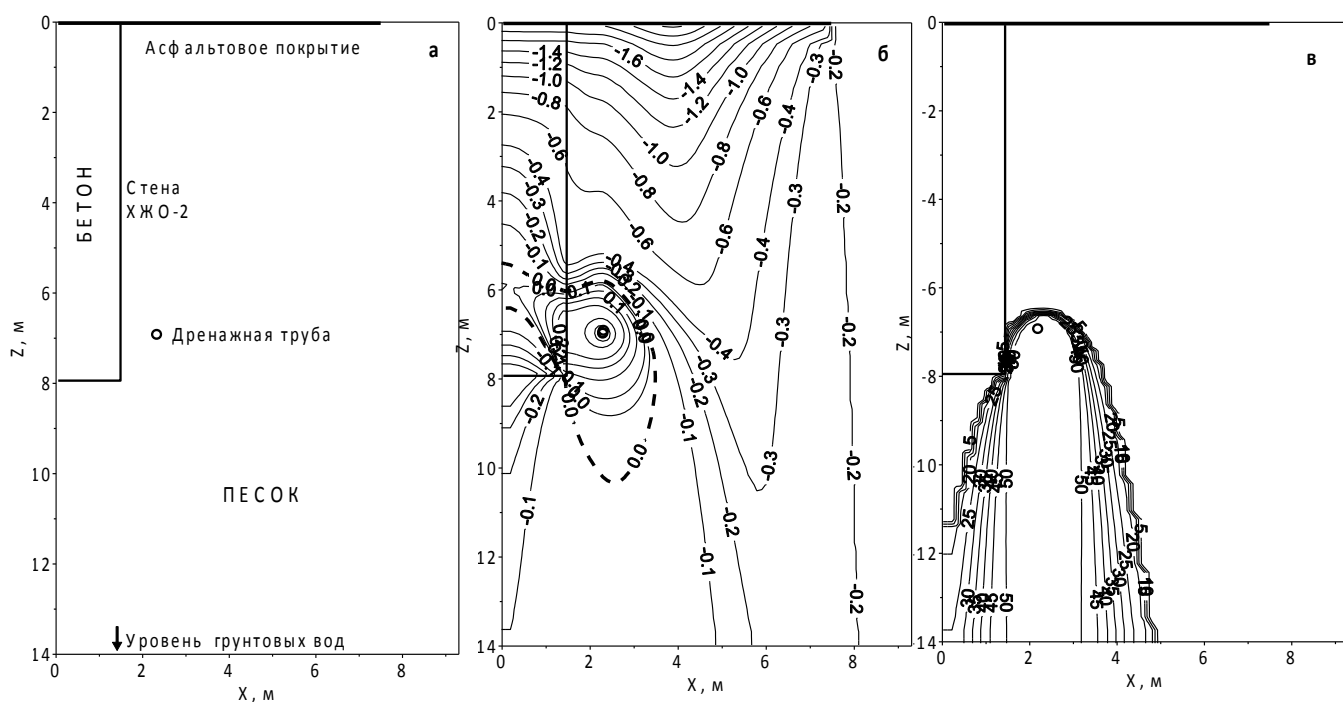


Рис. 3.7. Разрез зоны аэрации вблизи ХЖО-2 (а), б – распределение гидростатического потенциала у стен ХЖО-2, м, в – содержание химических загрязнителей в грунте, кг/м³

Модель миграции радионуклидов основана на численном решении нестационарного двумерного дифференциального

уравнения в частных производных переноса радионуклидов и химических загрязнителей с грунтовыми водами (3.20). На рис. 3.7в приведено рассчитанное распределение химических загрязнителей в грунте во время утечки ЖРО из ХЖО-2.

Векторы потока фильтрации раствора ЖРО во время инцидента показаны на рис. 3.8а. Из этого рисунка видно, что раствор из дренажных труб во время инцидента растекался не только вниз, но и в горизонтальном и даже вертикальном направлении.

На рис. 3.8б приведено распределения влагосодержания, а на рис. 3.8в распределение коэффициента влагопереноса. В ненасыщенных условиях коэффициент фильтрации (влагопереноса) очень сильно зависит от влажности. Из рис. 3.8в видно, что под дренажными трубами влажность практически не отличается от насыщенных условий, и коэффициент влагопереноса здесь практически равен коэффициенту фильтрации в насыщенных условиях. При уменьшении влажности в 5 раз коэффициент влагопереноса уменьшается на 4 порядка величины.

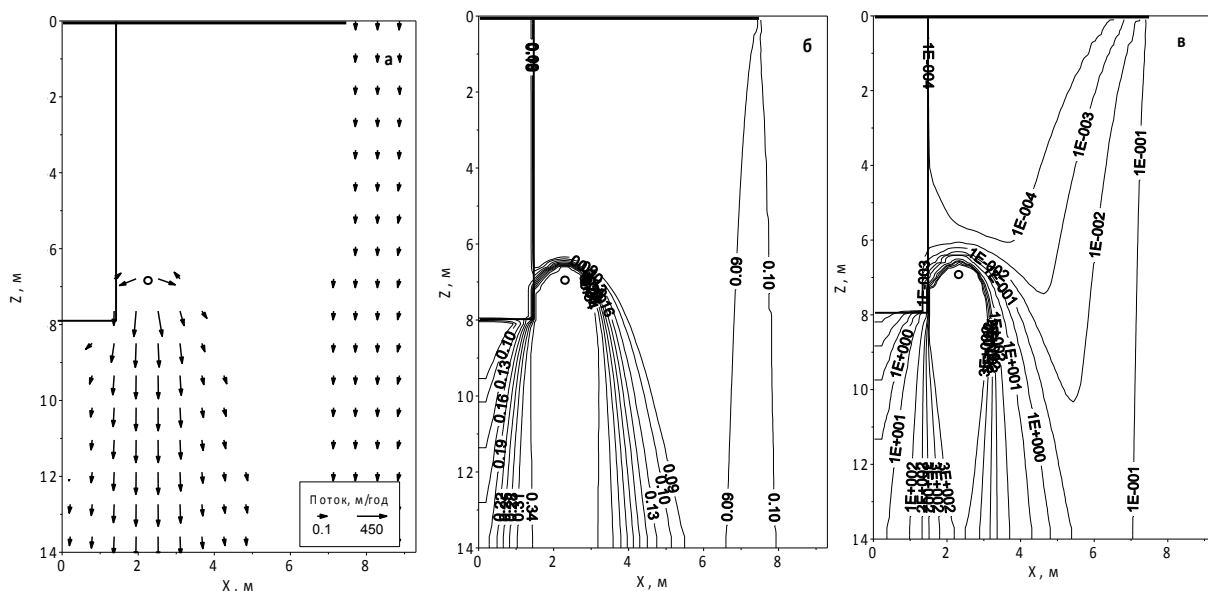


Рис. 3.8. Векторы потока раствора ЖРО во время инцидента (а), б – влагосодержание (безразмерная величина), в – коэффициент влагопереноса (м/год)

Представленные в предыдущем и в данном разделе расчеты свидетельствуют о том, что разработанные в ФМБЦ им. А.И.

Бурназяна модели подземной миграции радиоактивных и химических загрязнителей способны реалистично рассчитывать фильтрацию подземных вод и перенос загрязнителей как в насыщенных условиях водоносных горизонтов, так и в ненасыщенных условиях зоны аэрации.

Литература к главе 3

1. Химический состав подземных вод. <https://sprosigeologa.ru/podzemnye-vody/himicheskij-sostav-podzemnyh-vod/>

2. Гордеев П.В., Шемелина В.А., Шулякова О.К. Гидрогеология. М.: Высшая школа, 1990.

3. Бэр Я., Заславски Д., Ирмей С. Физико-математические основы фильтрации воды. М.: Мир, 1971.

4. Van Genuchten M.Th. A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils // Soil. Sci. Soc. Am. J. 1980. V. 44. P. 892–898.

5. Carnahan C.L. Modeling of Coupled Geochemical and Transport Processes: an Overview. In: Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories // Proc. of the Paris Symposium, 9–13 October, 1989. OCDE, OECD. Paris, 1989. P. 557-567.

6. Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник. 2-е изд., перераб. и дополн. М.: Энергоатомиздат, 1991.

7. Радиоизотопные методы исследования в инженерной геологии и гидрологии / Под ред. В.И. Ферронского. М.: Атомиздат, 1977.

8. Пивоваров С.А., Лакштанов Л.З. Адсорбция и поверхностное осаждение кадмия на гематите: реферат / Институт экспериментальной минералогии РАН. М., 2005.

9. Integrated Project Fundamental Processes of Radionuclide Migration IP FUNMIG (FP6-516514). Final Scientific and Technical Report of the Integrated Project «Fundamental Processes of Radionuclide Migration» (6th EC FP IP FUNMIG). EURATOM, 2005.

10. Методика определения сорбционных свойств грунтов и горных пород для радионуклидов на площадках размещения радиационно-опасных объектов. СТО. М.: ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России. Рег. № 03.25/4-2014.

11. Мироненко М.В., Дунаева В.А., Дорофеева В.А. Термодинамическое моделирование поведения распределения компонент (тяжелые металлы и радионуклиды) в водной гетерогенной системе // Геохимия. 1995. № 7. С. 998-1008.

12. Thibault D.H., Sheppard M.I., Smith P.A. A Critical Compilation and Review of Default Soil Solid/Liquid Partition Coefficients, K_d for Use in Environmental Assessment. Atomic Energy of Canada Limited Research Company, Pinawa, 1990.

13. Baes C.F., R.D.Sharp, A.L.Sjoreen, R.V.Shor. A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. Oak Ridge National Laboratory Report, ORNL-5786, Oak Ridge, TN, 1984.
14. Белицкий А.С., Орлова Е.И. // Гигиена и санитария. 1960. Т. 6. С. 3.
15. Белицкий А.С., Орлова Е.И. Охрана подземных вод от радиоактивных загрязнений. М.: Медицина, 1963.
16. Калиткин Н.Н. Численные методы. М.: Наука, 1978.
17. Марчук Г.И. Методы вычислительной математики. М.: Наука, 1980.
18. Носов А.В., Крылов А.Л., Киселев В.П., Казаков С.В. Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / Под ред. Р.В.Арутюняна / Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. М.: Наука, 2010.
19. Mellor G.L. Users Guide for a Three-Dimensional, Primitive Equation, Numerical Ocean Model. Princeton Univ. This revision: June 2004
20. Processing Modflow X. Version 10.0.20, February 17, 2019.
21. ECLIPSE, Version 2014.1, Technical Description, Schlumberger.
22. MT3DMS v5.3. Supplemental User's Guide Chunmiao Zheng, Department of Geological Sciences the University of Alabama. Technical Report, 2010.
23. ACRi – Analytic & Computational Research, Inc. PORFLOW, 2015. <https://www.acricfd.com/software/porflow/default.htm>
24. Overview of VS2DI Version 1.3, USGS, APRIL 2, 2018 <https://www.usgs.gov/software/vs2di-version-13>
25. User's Guide for RESRAD-OFFSITE, E.K. Gnanapragasam, C.Yu – Argonne National Laboratory, M. Fuhrmann – NRC Office of Nuclear Regulatory Research, April 2015.
26. User's manual for Ecolego, Toolbox and the Discretization Block, Robert Broed and Shulan Xu. Swedish Radiation Protection Authority, 2008.
27. AMBER. Compartment Modelling Software. Quintessa. October 2018. <https://www.quintessa.org/software/AMBER>
28. Веригин Н.Н., Васильев С.В., Саркисян В.С., Шержуков Б.С. Гидродинамические и физико-химические свойства горных пород. М.: Недра, 1977.
29. Алексеев В.С., Коммунар Г.М., Шержуков Б.С. Массоперенос в водонасыщенных горных породах Итоги науки и техники // ВИНТИ. Серия: Гидрогеология, инженерная геология. Том 11. М., 1989. УДК 556.34:546.
30. Мироненко В.А., Шестаков В.М. Основы гидрогеомеханики. М.: Недра, 1974.
31. Орадовская А.Е., Лапшин Н.Н. Санитарная охрана водозаборов подземных вод. М.: Недра, 1987.
32. Бочеввер Ф.М., Лапшин Н.Н., Орадовская А.Е. Защита подземных вод от загрязнения. М.: Недра, 1979.
33. Мироненко В.А., Румынин В.Г. Проблемы гидрогеоэкологии. Том 1. Теоретическое изучение и моделирование геомиграционных процессов. М.:

Изд-во Московского горного университета, 1998.

34. Мироненко В.А., Румынин В.Г. Проблемы гидрогеоэкологии. Том 2. Опыт-но-миграционные исследования. М.: Изд-во Московского горного университета, 2002.

35. Мироненко В.А., Румынин В.Г. Проблемы гидрогеоэкологии. Том 3. Прикладные исследования. М.: Изд-во Московского горного университета, 1999.

36. Румынин В.Г. Геомиграционные модели в гидрогеологии. СПб.: Наука, 2011.

37. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974.

38. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981.

39. Самсонов Б.Г., Самсонова Л.М. Миграция вещества и решение гидрогеологических задач. М.: Недра, 1987.

40. Алексахин А.И., Глаголев А.В., Дрожко Е.Г., Зинин А.И., Зинина Г.А., Иванов И.А., Мокров Ю.Г., Орлова Е.И., Самсонов Б.Г., Самсонова Л.М., Стукалов П.М. Водоем-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду / Под ред. Е.Г.Дрожко, Б.Г.Самсонова. М., 2007, 250 с.

41. Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации: Федеральный закон от 11 июля 2011 г. №190-ФЗ.

42. О критериях отнесения твердых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериях отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов: Постановление Правительства Российской Федерации от 19 октября 2012 г. №1069.

43. Строительство первоочередных объектов окончательной изоляции радиоактивных отходов (Красноярский край). Стратегический проект №7 Госкорпорации «Росатом». Т.9н. Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС). ВНИПИПТ, М., 2011.

44. Куваев А.А. Опыт математического моделирования при проведении ОМНС // Матер. научно-практической конференции «Геоэкологические проблемы охраны водных объектов на предприятиях атомной отрасли», 30–31 октября 2013 г. М., 2013.

45. Капырин И.В., Коньшин И.Н., Григорьев Ф.В. Геомиграционное и геофильтрационное моделирование в расчетном коде GeRa. Суперкомпьютерные дни в России. 2016.

46. Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities: Model Intercomparison Using Simple Hypothetical Data (Test Case 1). First Report of NSARS, IAEA-TECDOC-846, Vienna, 1995.

47. Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities: Intercomparison Exercise Using Hydrogeological Data of a Real Site. (Test Case 2). Second Report of NSARS, IAEA, Vienna, 1996.
48. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities. Volume 1: Review and enhancement of safety assessment approaches and tools. IAEA, Vienna, 2004.
49. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities. Volume 2: Test cases. IAEA, Vienna, 2004.
50. Обеспечение радиационной безопасности при обращении с промышленными отходами атомных станций, содержащими техногенные радионуклиды: Санитарные правила (СП 2.6.6.2572-2010).
51. Оценка радиационной безопасности приповерхностных пунктов захоронения радиоактивных отходов: Методические указания (МУ 2.6.1.22-00).
52. Методика радиационного контроля. Определение активности радионуклидов в подземных водах в местах размещения радиационно-опасных объектов (МВК 7.3.16-16 (432-16)). Методика аттестована во ФГУП «ВНИИФТРИ». Свидетельство №45073.16432/RA.RU.311243.
53. Оценка безопасности пунктов захоронения очень низкоактивных отходов: Стандарт организации (СТО 1.1.1.04.001.0806-2009).
54. Серебряков Б.Е., Иванов Е.А., Щукин А.П. Моделирование переноса ^{60}Co грунтовыми водами // Атомная энергия. 2006. Т.100. Вып. 3. С. 220-225.
55. Серебряков Б.Е., Иванов Е.А., Щукин А.П., Орлова Е.И. Особенности миграции ^{60}Co в водоносном горизонте // Атомная энергия. 2006. Т.100. Вып. 6. С. 465-470.
56. Серебряков Б.Е., Иванов Е.А., Пырков И.В. Моделирование миграции ^{60}Co в водоносном горизонте в районе расположения Нововоронежской АЭС // АНРИ. 2016. №2(85). С. 61-64.
57. Szecsody J.E., Zachara J.M., Bruchart P.L. Adsorption-Dissolution Reaction Affecting the Distribution and Stability of Co^{II} EDTA in Iron-Coated Sand. Environ. Sci. Technol. 1994. V. 28, No. 9. P. 1706-1716.
58. Napier B., Peloquin R., Strenge D., et al. GENII – the Hanford Environmental Radiation Dosimetry Software System. V.1: Conceptual Representation. Pacific Northwest Laboratory. Washington, 1988.
59. NSARS. Co-ordinated Research Programme on “The Safety Assessment of Near Surface Radioactive Waste Disposal Facilities”. Specification for Test Case 2C. IAEA, 1995.

ГЛАВА 4. РАСЧЕТ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ ПО МОДЕЛИ GENII

4.1. Общее описание компьютерной модели GENII

4.1.1. История разработки модели GENII

Методики расчета распространения радионуклидов в окружающей среде, как правило, дополняются описанием методов расчета облучения населения, например, большая часть справочника [1] посвящена этому вопросу. В настоящее время нет смысла самим разрабатывать модели облучения населения, лучше использовать готовые продукты. Выше упоминалось про американскую модель GENII, которая использовалась в Институте биофизики, поэтому в данном обзоре эта модель рекомендуется для расчета облучения населения при загрязнении окружающей среды.

В США в Северо-западной тихоокеанской национальной лаборатории (Pacific Northwest National Laboratory (PNNL)), при финансировании Министерством энергетики (Department of Energy (DOE)), с 80-х годов прошлого столетия проводятся работы по разработке компьютерной программы для расчета доз на население при распространении радионуклидов в объектах окружающей среды. Вторая модификация модели была разработана в 1988 г. и получила название GENII (Generation II) [2]. С тех пор это название присутствует во всех разработках этих программ PNNL, последняя разработка была выпущена в 2010 г. [3]. После этого происходила только разработка разных вариантов модели для различных задач.

Компьютерные коды GENII разработаны в соответствии с национальными стандартами США и прошли несколько независимых, в т.ч. международных, проверок. Компьютерные коды GENII используются во всех организациях, регулирующих атомную энергетику США: в Министерстве энергетики (DOE), в Комиссии по ядерному регулированию (Nuclear Regulatory Commission (NRC)) и в Агентстве по защите окружающей среды (Environmental Protection Agency (EPA)). Кстати, последняя разработка модели GENII за 2010 г. [3] была выполнена в

соответствии с требованиями ЕРА. Кроме США, модель GENII используется еще в 40 странах.

Такого универсального пакета, как GENII в Российской Федерации нет. В отечественных методиках приводятся только формулы для расчета доз, иногда эти формулы реализуются в виде компьютерных программ, которые используются, в основном, самими разработчиками программ. Программы расчета доз по пищевым цепочкам, согласно справочнику по расчету атмосферных выбросов [1], или согласно другим отечественным документам получаются очень неудобными из-за очень большого количества разных формул, параметров и поправок к ним. В этом смысле модель GENII является «спасательным кругом» для расчета доз на население при распространении радионуклидов в окружающей среде.

Модель GENII содержит программы по расчету переноса радионуклидов с поверхностными водами и подземной миграции радионуклидов. Но особенно выделяются модели атмосферного переноса загрязнителей, следует заметить, что модель кратковременного выброса рассматривается только в лагранжевой системе координат. В данном обзоре модель GENII рассматривается только для расчетов облучения населения, а активность радионуклидов в окружающей среде должна рассчитываться по специальным моделям, или принимается из экспериментальных данных.

Компьютерный пакет GENII за 1988 г. [2] был получен в Институте биофизики на курсах МАГАТЭ по оценке безопасности приповерхностных пунктов захоронения радиоактивных отходов, проходивших в Аргоннской национальной лаборатории США с 14 февраля по 4 марта 1994 года. Модель GENII в Институте биофизики многократно использовалась, как для расчета облучения населения при поступлении радионуклидов в поверхностные воды, так и при атмосферных выбросах, перечислить все случаи использования этой модели не представляется возможным.

В настоящее время модель GENII используется в России, например, по ней рассчитывалось облучение населения в районе расположения ПО «Маяк». По этой модели в России, или в странах СНГ организуются учебные курсы. Получить модель GENII можно бесплатно в организации Radiation Protection Computer Code Analysis and Maintenance Program (RAMP), которая связана с Комиссией по ядерному регулированию США (NRC). Для этого нужно зарегистрироваться в RAMP, подробности можно узнать на сайте: <https://ramp.nrc-gateway.gov/>

4.1.2. Нормативные требования к расчету облучения населения

В модели GENII рассчитываются те дозы на население, которые требуются нормативными документами США. Например, в модели GENII не рассчитываются эквивалентные дозы на хрусталик глаза, стопы ног и кисти рук, которые записаны в требованиях НРБ-99/2009. В США эти дозы нужно считать только для персонала.

В модели GENII есть два варианта метода оценки облучения человека, первый вариант основан на 26, 30 и 48 публикациях МКРЗ, этот вариант называется «ICRP-30/48», согласно этому варианту можно рассчитывать дозы только для взрослого населения. Второй вариант метода расчета доз основан на 56, 60, 67, 68, 69, 71 и 72 публикациях МКРЗ, этот вариант называется «ICRP-60», согласно этому варианту можно рассчитывать дозы на население для разных возрастных групп.

Отечественные Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009 [4] разработаны на основе рекомендаций МАГАТЭ. В США МАГАТЭ не рассматривается, как авторитетная организация, поэтому методы расчета доз и дозовые коэффициенты в модели GENII принимаются согласно рекомендациям МКРЗ. Для того, чтобы расчеты по модели GENII соответствовали отечественным Нормам радиационной безопасности результаты расчетов доз

нужно умножить на отношение дозовых коэффициентов НРБ-99/2009 и коэффициентов модели GENII. Этого можно не делать, если дозы не нужно сравнивать с НРБ-99/2009.

4.1.3. Основные компоненты модели GENII

В модели GENII имеется два основных способа расчета доз в зависимости от времени поступления радионуклидов в окружающую среду. Один способ предусматривает кратковременный (острый) выброс или сброс, второй – хроническое поступление загрязнения. Для установления предельно допустимого выброса или допустимого сброса учитывается хроническое облучение населения, для оценки последствий аварий – используется кратковременный выброс или сброс.

В модели GENII расчет доз от трития и ^{14}C , как и в отечественных документах проводится отдельно от других радионуклидов. Имеется также возможность оценки доз от дочерних продуктов распада радона. В модели GENII имеется блок расчета доз на наземную и водную биоту, в данном обзоре этот блок не рассматривается.

В модели GENII имеется возможность рассчитывать чувствительность и неопределенность облучения населения в зависимости от изменения параметров. Неопределенность расчетов оценивается путем расчета распределения вероятностей доз облучения или других параметров.

В отечественных НРБ-99/2009 [4] отсутствует осознание того, что превышение установленных пределов может быть осуществлено только с какой-либо вероятностью. Агентство по защите окружающей среды США (EPA) признает только вероятностные расчеты. Для использования модели GENII в EPA в модели и был разработан блок расчета распределения вероятностей доз облучения.

Пути и виды облучения при атмосферных выбросах по модели GENII приведены в табл. 4.1. Эти виды облучения учитываются как при хроническом выбросе, так при кратковременном. Внешнее облучение от радионуклидов в воздухе при кратковременном выбросе рассматривается как от полубесконечной среды (воздуха), так и от струи конечных размеров. При хроническом облучении, в основном, рассматривается полубесконечный источник, хотя можно провести расчет и от струи.

Таблица 4.1. Виды облучения при атмосферных выбросах

№ п/п	Путь облучения	Вид облучения
1	Воздух	Ингаляционный
2	Пылеподъем	Ингаляционный
3	Поступление почвы (грязи) в организм	Пероральный
4	Облучение от радионуклидов в воздухе	Внешнее
5	Облучение от поверхности земли	Внешнее
6	Облучение от растительной пищи	Пероральный
7	Облучение от животной пищи	Пероральный

Пути и виды облучения по модели GENII при загрязнении поверхностных вод приведены в табл. 4.2. Из табл. 4.2 видно, что в модели GENII, в отличие от отечественных методик, рассчитывается облучение при приеме душа и от поступления воды в организм при плавании, возможно, что эти дозы соизмеримы с дозами, учитываемыми в отечественных методиках.

При расчете доз для кратковременных выбросов и сбросов учитывается сезон, в котором произошел выброс или сброс: зима, весна, лето или осень, для хронических выбросов и сбросов проводится годовое осреднение. Следует отметить, что расчет по пищевым цепочкам в зависимости от четырех сезонов представляет очень значительную сложность, отечественные документы не в состоянии обеспечить такую детальность расчетов.

**Таблица 4.2. Виды хронического облучения при сбросах
в поверхностные воды**

№ п/п	Путь облучения	Вид облучения
1	Питьевая вода	Пероральный
2	Испарение при приеме душа (ванны)	Ингаляционный
3	Поступление воды в организм при приеме душа (ванны)	Пероральный
4	Облучение при купании	Внешнее
5	Поступление воды при купании в организм	Пероральный
6	Плавание не лодке	Внешнее
7	Облучение от береговых отложений	Внешнее
8	Облучение от поверхности земли	Внешнее
9	Облучение от растительной пищи	Пероральный
10	Облучение от животной пищи	Пероральный
11	Облучение от потребления рыбы и других гидробионтов	Пероральный

4.2. Использование пакета FRAMES для расчета облучения населения

4.2.1. Общее описание пакета FRAMES

Модель GENII реализована в компьютерном пакете FRAMES. **Очень важно:** для нормальной работы пакета FRAMES в операционной системе для десятичных дробей должна учитываться точка, а не запятая. В Windows-7 для этого нужно войти в «панель управления», далее войти в «язык и региональные стандарты», далее в «форматы», далее в «дополнительные параметры», далее в «числа», в строке «разделитель целой и дробной части» должна быть точка, а не запятая.

Важно! Обычно для радионуклидов, имеющих дочерние продукты с очень малым периодом полураспада, дозы рассчитываются от обоих радионуклидов, как от материнского. Примером является стронций-90 и его дочерний радионуклид иттрий-90, суммарная доза от них рассчитывается, как от стронция-90. В модели GENII дозы от стронция-90 и иттрия-90

рассчитываются отдельно, обычно автоматически задается равенство активностей этих радионуклидов.

В пакете FRAMES происходит соединение различных моделей распространения радионуклидов в окружающей среде и моделей облучения населения. Для установки программы на компьютере запускается установочный модуль **GENISetup2Jun2010.exe**, на диске появляется папка FRAMES и соответствующая иконка на рабочем столе. Модуль **GENISetup2Jun2010.exe** может располагаться на любом диске, а папка FRAMES появляется только на диске (C:).

В папке FRAMES есть папка **Documentation**, в которой находится описание модели [3], а также руководства по работе с ней [5, 6]. При клике на икону **LaunchFRAMES** появляется окно, приведенное на рис. 4.1. На появившемся окне на правом поле нет иконок со стрелками, на рис. 4.1 они добавлены для дальнейшего описания.



Рис. 4.1. Окно для работы с пакетом FRAMES

На рис. 4.1 на верхней панели кнопка **File** предназначена для работы с «рабочими» файлами модели GENII, имеющими расширение ***.gid**. Кнопка **Site** управляет именами различных вариантов модели. Кнопка **Customize** обеспечивает внешний вид, кнопка **GO** запускает программу, **Help** – помощь. Самыми важными являются кнопки **File** и, конечно, **GO**.

При клике на кнопку **File** появится список возможных файлов ***.gid**: **New** – создание нового файла, **Open** – открытие уже имеющегося. В пакете FRAMES есть две папки с файлами ***.gid**. Папка **Examples** содержит готовые к работе файлы ***.gid**. На черном поле рис. 4.1 приведен пример из папки **Examples** – файл **Genii_21.gid**, этот файл представлен в виде иконок, соединенных стрелками. В папке **Template** содержатся только нерабочие заготовки.

На вертикальной панели слева приведены иконки, которые могут перетаскиваться на черное поле справа путем клика **правой кнопки** мыши и также кликом **правой кнопки** удаляться с этого поля. Слева от иконки на черном поле имеется светофор. Красный цвет означает, что параметры иконки заданы неверно. Желтый цвет – что параметры заданы правильно, но расчет не проведен. Зеленый цвет, что расчет выполнен. В папке **Examples** на светофорах всех иконок зеленый цвет, а в папке **Template** – красный.

При клике **правой кнопкой** мыши на иконку появляется список характеристик иконки: **Connect-Disconnect** – соединение-разъединение; **General Info** – общая информация; **User Input** – задаваемые параметры; **Run Model** – запуск модели с этой иконки; **Rename** – переименовать, **Delete** – удалить, **View/Print User Input** – просмотр/печать входной информации, **View/Print Module Output** - просмотр/печать выходной информации.

Важное замечание. При входах в иконки по **User Input**, при выходе из иконок обязательно кликать на кнопку **File** и далее на **Save and Exit**. Если параметры какой-нибудь иконки будут заданы неправильно и у нее загорится красный цвет светофора, то красный

цвет будет у всех следующих иконок. После исправления и получения желтого цвета на данной иконке, у всех следующих иконок с красным цветом надо входить по **User Input** кликать на кнопку **File**, далее на **Save and Exit** и получать желтый цвет.

Описывать, для чего нужны все иконки на левой вертикальной панели нет смысла, они в дальнейшем не понадобятся. Достаточно описать иконки, показанные на черном правом поле рис. 4.1, где приведен пример из папки **Examples** – файл **Genii_21.gid**. Этот файл предназначен для расчета облучения от кратковременного атмосферного выброса. Иконки имеют следующие функции:

- иконка **Constituent** (обязательная) задает радионуклидный состав, для которого рассчитывается облучение, этот состав учитывается на всех стадиях расчета, поэтому эта иконка соединена со всеми иконками голубыми стрелками;

- иконка **User Defined** (обязательная) задает общее описание пути облучения (воздух вода и т.д.), следует после иконки **Constituent**, а после нее следуют другие иконки;

- иконка **Air** (необязательная) уточняет модель пути облучения, в данном случае кратковременный атмосферный выброс;

- иконка **Exposure Pathways** (необязательная) определяет путь облучения;

- иконка **Receptor Intakes** (необязательная) определяет поступление радионуклидов или время облучения;

- иконка **Health Impacts** (обязательная) производит расчет доз облучения и рисков, а также выдачу результатов в разных формах;

- иконка **Report Generator** (ненужная) производит выдачу результатов в соответствии с требованиями американского Агентства по защите окружающей среды (EPA).

4.2.2. Использование примеров папки Examples для расчета основных доз облучения населения

В данном обзоре невозможно описать все возможные варианты использования пакета FRAMES. Лучше использовать

готовые заготовки, имеющиеся в папке **Examples**, детальное описание файлов этой папки есть в руководстве [5]. В папке **Examples** есть примеры, которые можно использовать для расчета облучения населения от длительного и кратковременного атмосферного выброса, а также от длительного сброса в поверхностные водоемы.

Хроническое облучение, как при выбросах, так и при сбросах можно рассчитать с помощью готового файла **genii_05.gid**, который имеется в папке **Examples**. Файл предназначен для расчета доз облучения при известной активности радионуклидов в воде, в воздухе и в подземных водах, можно использовать все активности вместе, но лучше по отдельности. При хроническом облучении от воздуха рассчитываются дозы, приведенные в табл. 4.1, а от загрязненной воды в таблице 4.2. Файл **genii_05.gid** приведен на рис. 4.2.

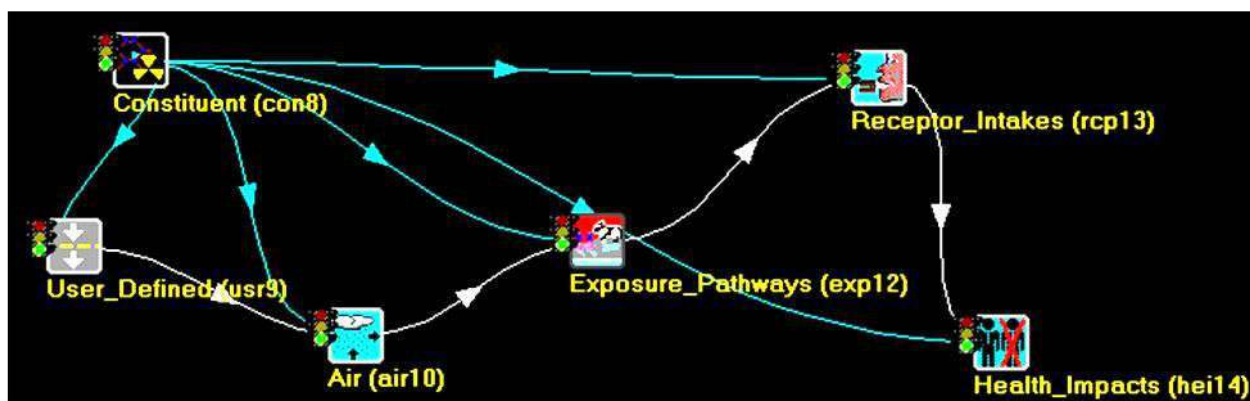


Рис. 4.2. Файл **genii_05.gid** для расчета хронического облучения от радионуклидов в воздухе, в поверхностных водах и в подземных водах

В файле **genii_05.gid** на рис. 4.2 иконки **User Defined** сверху вниз соответствуют воздуху, поверхностным водам и подземным водам. Для воздуха нужно удалить две нижние иконки **User Defined** правой кнопкой мыши. Получится файл **genii_05.gid** для расчета доз только от радионуклидов в воздухе, его не надо сохранять, а нужно сразу переименовать путем использования **Save As**. Этот переименованный файл ***.gid** (пользователь вместо звездочки должен вставить нужное имя) предназначен для расчета

доз от радионуклидов в воздухе и на почве, активность в воздухе задается пользователем.

Активность на почве рассчитывается путем учета скорости осаждения (**Deposition**) радионуклидов из воздуха на почву для стационарных условий. Дальнейшую работу с файлом можно понять, кликая правой кнопкой мыши на соответствующие иконки и используя руководство [5]. Следует заметить, что хроническое облучение только от почвы можно рассчитать с помощью файла **genii_07.gid**.

Для расчета хронических доз от воды следует в файле **genii_05.gid** правой кнопкой мыши удалить верхнюю и нижнюю иконки **User Defined**, которые соответствуют воздуху и подземным водам. Далее все делается так же, как и при расчете доз от воздуха.

Для расчета облучения при кратковременном (аварийном) выбросе можно использовать файл **genii_21.gid** из папки **Examples**, этот файл приведен на рис. 4.1. Для использования этого файла его нужно сразу переименовать путем использования **Save As**, этот переименованный файл ***.gid** показан на рис. 4.3 (пользователь вместо звездочки должен вставить свое имя файла). Важное замечание: показанный на рис. 4.3 файл отличается от файла **genii_21.gid** рис. 4.1 тем, что в нем удалена ненужная иконка **Report Generation**. Активность на почве рассчитывается путем учета осаждения из воздуха. Детальную работу с файлом можно понять, кликая правой кнопкой мыши на соответствующую иконку, а также по руководству [5].

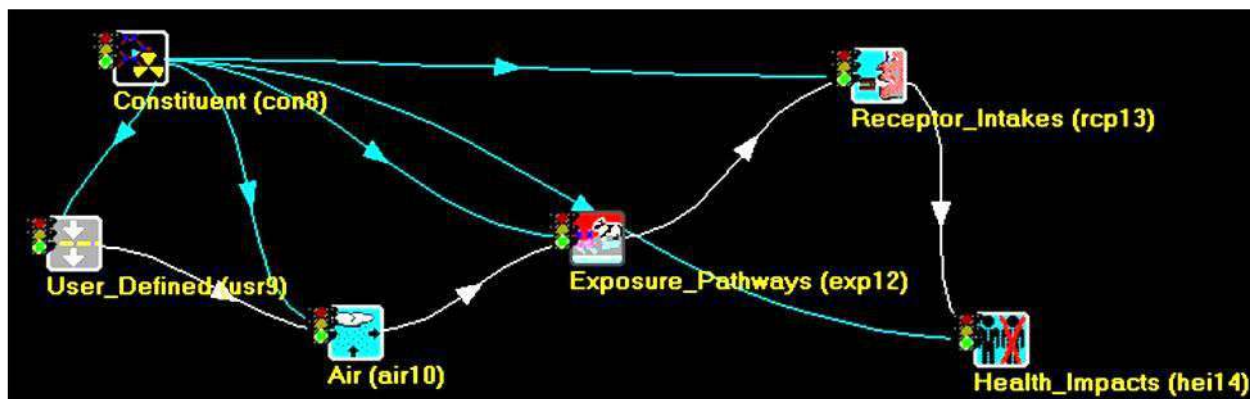


Рис. 4.3. Файл *.gid для расчета облучения от радионуклидов в воздухе и на почве при кратковременном выбросе

Литература к главе 4

1. Гусев Н.Г, Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере (справочник). М.: Энергоатомиздат, 1991.
2. Napier B.A., Peloquin R.A., Strenge D.L., Ramsdell J.V. GENII – The Hanford Environmental Radiation Dosimetry Software System. Volume 1: Conceptual Representation. Pacific Northwest Laboratory. Washington, 1988.
3. Napier B.A., D.L., Strenge J.V., Ramsdell Jr., Eslinger P.W., Fosmire C. GENII Version 2 Software Design Document. Pacific Northwest National Laboratory. Richland, Washington, 2009.
4. Нормы радиационной безопасности: СанПиН 2.6.1.2523-09 (НРБ-99/2009).
5. Napier B.A. GENII Version 2 Users' Guide. PNNL-14583, Rev. 3a. June 2010.
6. GETTING STARTED WITH GENII VERSION 2 FULL Edition.

Формат 60x90/16, объём 12 усл. печ. л.
Бумага 80 г/м² офсетная.
Гарнитура Times New Roman.
Тираж 500 экз. Заказ № Л296.

Отпечатано в типографии
ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России.
123098 Москва, ул. Живописная, 46.
Тел.: (499) 190-93-90, 190-94-09.
rcdm@mail.ru, lochin59@mail.ru
www.fmbafmbc.ru