

ВЫСШЕЕ  
ОБРАЗОВАНИЕ

И. Н. Бекман

# Радиоэкология и экологическая радиохимия

Учебник  
2-е издание

**И. Н. Бекман**

# **РАДИОЭКОЛОГИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ РАДИОХИМИЯ**

**УЧЕБНИК ДЛЯ ВУЗОВ**

**2-е издание, исправленное и дополненное**

**Книга доступна в электронной библиотеке [biblio-online.ru](http://biblio-online.ru),  
а также в мобильном приложении «Юрайт.Библиотека»**

**Москва ■ Юрайт ■ 2021**

УДК 539.16(075.8)  
ББК 24.13я73  
Б42

**Автор:**

**Бекман Игорь Николаевич** — профессор, доктор химических наук, профессор кафедры радиохимии химического факультета, заслуженный профессор Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова.

**Рецензенты:**

*Сергиевский В. В.* — доктор химических наук, профессор, заслуженный деятель науки Российской Федерации, заведующий кафедрой общей химии факультета технической физики Национального исследовательского ядерного университета «Московский инженерно-физический институт»;

*Афанасов М. И.* — доктор химических наук, профессор кафедры радиохимии химического факультета Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова.

**Бекман, И. Н.**

Б42 Радиоэкология и экологическая радиохимия : учебник для вузов / И. Н. Бекман. — 2-е изд., испр. и доп. — Москва : Издательство Юрайт, 2021. — 497 с. — (Высшее образование). — Текст : непосредственный.

ISBN 978-5-534-07879-4

В книге представлены методы оценки интегрального экологического риска, связанного с использованием радионуклидов и (или) испускаемых ими ионизирующих излучений. Приведены некоторые сведения по радиоактивности, ионизирующим излучениям, ядерно-физическим свойствам наиболее опасных радиоактивных изотопов и способам расчета радиационных доз, получаемых человеком, населением и популяцией. Рассмотрены источники поступления радионуклидов в различные компоненты среды обитания и дан анализ современного загрязнения радионуклидами почв, атмосферы, воды, растений и животных. Обсуждены методы математического описания процессов миграции радиоактивных веществ.

*Учебник может быть использован для подготовки студентов бакалавриата и магистратуры в области радиоэкологии, охраны окружающей среды, радиоэкологической безопасности и экологической радиохимии.*

УДК 539.16(075.8)  
ББК 24.13я73

ISBN 978-5-534-07879-4

© Бекман И. Н., 2015  
© Бекман И. Н., 2016, с изменениями  
© ООО «Издательство Юрайт», 2021

# Оглавление

<b>Предисловие .....</b>	<b>7</b>
<b>Основные сокращения, используемые в книге .....</b>	<b>8</b>
<b>Введение .....</b>	<b>10</b>
<b>Глава 1. Физические и биологические аспекты радиоз экологии....</b>	<b>17</b>
1.1. Радиационная доза .....	18
1.2. Дозы от естественных и искусственных радионуклидов .....	28
1.3. Биологическое действие излучений .....	31
1.4. Радиационный гормезис .....	37
1.5. Воздействие радиации на природные биосистемы .....	39
<b>Глава 2. Анализ и управление экологическим риском .....</b>	<b>46</b>
2.1. Опасность и риск .....	46
2.2. Радиационный и ядерный риски .....	50
<b>Глава 3. Юридические аспекты охраны окружающей среды.....</b>	<b>55</b>
3.1. Обеспечение ядерной и радиационной безопасности .....	55
3.2. Международные аспекты ядерной безопасности .....	59
3.3. Радиационная и ядерная безопасность России .....	61
3.4. Уголовное право России в сфере безопасности .....	65
<b>Глава 4. Природные радиоактивные элементы .....</b>	<b>67</b>
4.1. Уран .....	67
4.2. Радий .....	75
4.3. Полоний .....	82
4.4. Торий .....	86
4.5. Калий .....	93
<b>Глава 5. Проблема радона .....</b>	<b>96</b>
5.1. Свойства радона .....	96
5.2. Мониторинг эманаций .....	98
5.3. Радон в природных средах .....	108
5.4. Миграция радона и продуктов его распада .....	113
5.4.1. Процессы эманирования .....	113
5.4.2. Процессы эксхалации радона .....	117
5.4.3. Перенос радона в атмосфере .....	121
5.5. Радон в ядерной геофизике .....	123
5.6. Радоновый риск .....	126
5.7. Экологические аспекты проблемы радона .....	129



5.8. Радиационная доза от радона .....	133
5.9. Дозовая нагрузка на население от изотопов радона .....	137
5.10. Радон в жилых помещениях.....	143
5.11. Карты радонового потенциала .....	158
5.12. Радонотерапия.....	159
<b>Глава 6. Техногенные радионуклиды .....</b>	<b>161</b>
6.1. Тритий .....	161
6.2. Углерод.....	167
6.3. Криптон .....	174
6.4. Стронций .....	178
6.5. Технеций.....	182
6.6. Йод .....	185
6.7. Цезий .....	190
6.8. Плутоний .....	195
<b>Глава 7. Мониторинг радионуклидов.....</b>	<b>201</b>
7.1. Виды и задачи радиэкологического мониторинга .....	201
7.2. Методы мониторинга радиационных полей .....	204
7.3. Отбор проб компонентов окружающей среды .....	210
7.4. Мониторинг радиоактивности атмосферы .....	211
7.5. Мониторинг радиоактивности воды .....	216
7.6. Мониторинг радиоактивности почвы .....	219
7.7. Мониторинг донных отложений .....	220
7.8. Отбор проб компонентов биосистемы .....	222
7.9. Радионуклидный мониторинг в морях и реках.....	223
7.10. Лабораторный анализ.....	228
<b>Глава 8. Загрязнение радионуклидами среды обитания .....</b>	<b>239</b>
8.1. Испытания ядерного оружия .....	239
8.2. Полигоны .....	242
8.3. Мирные взрывы.....	244
8.4. ЯТЦ как источник радионуклидов.....	246
8.5. Атомные электростанции .....	267
8.6. Атомный флот.....	271
8.7. Горнодобывающая промышленность и медицина .....	272
<b>Глава 9. Радионуклиды в биосистемах.....</b>	<b>277</b>
9.1. Источники излучения в среде обитания.....	277
9.2. Радионуклиды космического происхождения .....	282
9.3. Терригенные радионуклиды .....	285
9.4. Радионуклиды в атмосфере .....	288
9.5. Радионуклиды в гидросфере .....	302
9.6. Радионуклиды в пресных водах.....	304
9.7. Радионуклиды в морях и океанах .....	318
9.8. Радионуклиды в гидробионтах.....	340
9.9. Радионуклиды в почве .....	352

9.10. Миграция радионуклидов в почве .....	371
9.11. Радионуклиды в растениях .....	388
9.12. Радионуклиды в птицах .....	410
9.13. Радионуклиды в животных и в человеке .....	410
9.14. Радионуклиды в сельскохозяйственной продукции .....	419
<b>Глава 10. Экологический риск ядерной индустрии.....</b>	<b>424</b>
10.1. Радиационные аварии и их последствия .....	424
10.2. Ядерные аварии.....	431
10.3. Аварии спутников, самолетов и морских судов .....	446
<b>Глава 11. Загрязнение радионуклидами некоторых регионов ....</b>	<b>449</b>
<b>Глава 12. Теория миграции радионуклидов .....</b>	<b>460</b>
12.1. Перемещение радиоактивных веществ.....	460
12.2. Феноменологическое описание диффузии.....	462
12.3. «Аномальная» диффузия .....	469
12.4. Флуктуации радиационного фона .....	483
12.5. Автоволновые колебания в экологических системах .....	490
<b>Рекомендованная литература .....</b>	<b>496</b>



# Предисловие

Учебник «Радиоэкология и экологическая радиохимия» посвящен способам оценки интегрального экологического риска человека, отдельных представителей биоты и экосистемы в целом, возникающего от находящихся в среде обитания радиоактивных веществ, а также от локального, регионального и глобального радиационного фона. Рассмотрены источники и пути поступления радиоактивных веществ в среду обитания, особенности их поведения в литосфере, атмосфере, гидросфере и биосфере, процессы аккумуляции радионуклидов различными представителями биосистемы, состояние радиоактивных изотопов в компонентах живой природы, процессы миграции, диффузии, массопереноса и транспорта радиоактивных веществ в природных и техногенных средах, особенности действия ионизирующего излучения на структурные элементы биосферы, механизмы и закономерности формирования радиационных повреждений на клеточном, организменном, надорганизменном, экосистемном уровнях, а также принципы санитарно-гигиенического и экологического нормирования и вопросы радиационной безопасности. Отдельные главы посвящены ядерно-физическим и токсикологическим свойствам наиболее опасных радиоактивных веществ. Описаны методы мониторинга радионуклидов и радиохимические методы выделения и идентификации радионуклидов, обсуждены экологические проблемы ядерной индустрии. Дана теория нормальной (фиковской) диффузии, суб- и супердиффузии.

Учебник предназначен для студентов и аспирантов высших учебных заведений физического, химического, биологического, географического, геологического, сельскохозяйственного и медицинского профилей. Он может быть полезен для научных работников и преподавателей, специализирующихся в области радиоэкологии, радиохимии, в сфере экологической и радиационной безопасности, а также в вопросах охраны окружающей среды.

Представленный материал — конспект курса лекций, который много лет автор читал на кафедре радиохимии химического факультета Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова для студентов IV—V курсов и аспирантов.

Материал предполагает знакомство читателей с основными положениями радиохимии, радиометрии и классической экологии.

Автор выражает благодарность Э. М. Бекман и И. М. Бунцевой за постоянную помощь и поддержку.

## Основные сокращения, используемые в книге

АМАД — активностный медианный аэродинамический диаметр частиц аэрозоля

АПЛ — атомная подводная лодка

АЭС — атомная электростанция

ВВЭР — водо-водяной энергетический реактор

ГК — гуминовый комплекс

ДС<sub>А</sub> — допустимое содержание радионуклида в критическом органе

ДК<sub>В</sub> — допустимая концентрация радионуклида в атмосферном воздухе или воде

ДК<sub>А</sub> — допустимые концентрации радионуклида в воздухе рабочей зоны

ДНК — дезоксирибонуклеиновая кислота

ДПР — долгоживущие продукты распада

ЖКТ — желудочно-кишечный тракт

ЖРО — жидкие радиоактивные отходы

ИИИ — источник ионизирующего излучения

ИНЕС — Международная шкала ядерных событий

КПРР — короткоживущие продукты распада радона

ЛД — летальная доза

ЛПЭ — линейная передача энергии

МАГАТЭ — Международное агентство по атомной энергии

МЗА — минимально значимая активность

МКРЗ — Международная комиссия по радиологической защите

МОКС — смешанное оксидное уран-плутониевое топливо

НИС — научно-исследовательское судно

НКДАР ООН — Научный комитет ООН по действию атомной радиации

НРБ — нормы радиационной безопасности

ОСП — основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности РФ

ОЯТ — отработавшее ядерное топливо

ПДД — предельно допустимая доза

ПДП — предельно допустимое поступление

РАО — радиоактивные отходы

РБГ — радиоактивный благородный газ

РБМК — реактор большой мощности канальный

РИТЭГ — радиоизотопный термоэлектрический генератор

РНК — рибонуклеиновая кислота  
РУ — рабочий уровень  
СЦР — самоподдерживающаяся цепная реакция деления  
ТБФ — трибутилфосфат (экстрагент)  
ТВЭЛ — тепловыделяющий элемент  
ТУЭ — трансурановый элемент  
ТЧ — топливные частицы  
ЧАЭС — Чернобыльская атомная электростанция  
ЭДТА — этилендиаминтетрауксусная кислота  
ЭРОА — эквивалентная равновесная объемная активность радона  
ЭЭД — эффективная эквивалентная доза  
ЯТЦ — ядерный топливный цикл

## Введение

Космическое излучение, радионуклиды и испускаемая ими радиация существовали задолго до возникновения жизни на Земле. Существуют они и сейчас, оказывая влияние на биологические, химические и геологические процессы. В XX в. к природным радионуклидам добавились техногенные, так что радиационное воздействие на биоту усилилось, хотя ему еще далеко до уровней, существовавших в доисторические времена.

В ходе своей эволюции человек всегда находился в поле ионизирующего излучения. Тело его пронизывает космическое излучение (особенно интенсивное в горах и в полетах на самолете), его облучает радиация, исходящая из почвы, грунта, горных пород и строительных материалов, он вдыхает радиоактивный радон, купается в морской воде и, следовательно, интенсивно облучается  $\gamma$ -излучением от изотопа  $^{40}\text{K}$ , ест пищу, содержащую радиоактивные элементы. Тело человека содержит  $^{14}\text{C}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ , продукты распада радона и многочисленные техногенные радионуклиды. При медицинском осмотре пациента облучают рентгеновским излучением, а при радионуклидной диагностике и терапии в его организм вводят радиоактивные препараты, порой в опасных количествах.

Радиация оказывает влияние (положительное или отрицательное) не только на человека, но и на все компоненты растительного и животного мира. В какой-то степени она управляет протеканием биологических, химических и физических процессов в среде обитания.

Изучением влияния радиации на взаимодействие одного экологической системы с таким же видом и с окружающей средой занимается наука — радиоэкология, которая, как и сама экология, относится к биологическим наукам. Состоянием и миграцией радионуклидов в природных и техногенных средах, в отдельных компонентах экологической системы (в стволе дерева, в теле человека и т. п.) и во всей экосистеме, в популяции, в человечестве в целом занимается экологическая радиохимия, которая, как и радиохимия, относится к химии.

Начнем с определения некоторых понятий.

---

**Экология** — наука о взаимодействиях живых организмов и их сообществ между собой и со средой обитания.

---

Экология — биологическая наука, изучающая организацию и функционирование надорганизменных систем различных уровней: популя-



ций, видов, сообществ, экосистем и биосферы в целом. Значительное внимание уделяется состоянию организмов, населяющих общую территорию, их отношению друг к другу и к окружающей среде. Существуют такие разделы, как экология леса, водоема, почвы, человека, социальная экология (взаимодействие человека, общества и окружающей среды) и др.

Начнем с определения некоторых важных понятий.

---

**Энвайронментология** — наука об охране окружающей среды, включает комплекс мер по ограничению влияния человеческой деятельности на природу. По своим понятиям и методам близка к прикладной экологии, но не совпадает с ней.

---

Экология — синтетическая наука. Она затрагивает почти все сферы жизнедеятельности живых организмов (и их совокупностей) и человека.

Роль химии в экологии достаточно высока.

**Химическая экология** — биологическая наука, изучающая химические взаимодействия между видами в экосистеме; выявляет химические связи, организующие живые организмы в экосистемы. Объектами ее исследования являются природные вещества, посредством которых осуществляется взаимодействие между организмами: сигнальные вещества, токсины и ингибиторы.

**Экологическая химия** — химическая наука, изучающая химические процессы, определяющие состояние и свойства среды обитания живых организмов — атмосферы, гидросферы и почв, на состояние которых оказывает воздействие деятельность человека, а также процессы превращения химических веществ в окружающей среде и долговременные последствия, связанные с антропогенными изменениями ее состава. Экохимия разрабатывает новые химические технологии, снижающие отрицательное воздействие токсинов на окружающую среду, технологии переработки отходов, очистки воздуха и воды. Экологические технологии предоставляют собой химические способы извлечения радионуклидов из почв, вод озер, рек, водохранилищ и атмосферы.

**Химия окружающей среды** — раздел химии, изучающий химические превращения, происходящие в природных и техногенных средах, включенных в экосистемы. Состоит из таких разделов, как геохимия, химия почв, гидрохимия, химия атмосферы, химия природных соединений и др. Изучает химические процессы во всех оболочках Земли, в том числе в биосфере. Значительное внимание уделяет миграции и превращению всех химических соединений, в том числе природных и антропогенных токсинов. В задачи входят определение источников поступления и миграции химических веществ в земных оболочках, механизмов их превращений, путей и интенсивности стоков из земных оболочек, характера взаимодействия соединений и элементов между собой. Включает экологическую химию и сведения о Земле как реакционном пространстве,

ее энергетическом балансе и эволюции, о структуре, свойствах и составе атмосферы, гидросферы и литосферы.

**Физическая химия окружающей среды** рассматривает кинетику и термодинамику химических реакций в природе, а также процессы реакционной диффузии, адсорбции и массопереноса в природных гетерогенных средах.

**Радиационная экология или радиоэкология** — биологическая наука, изучающая процессы взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой обитания в условиях радиоактивного загрязнения. Исследует отношение экосистем, популяций, сообществ и организмов к воздействию ионизирующих излучений. Основное внимание уделяет описанию особенностей существования живых организмов и их сообществ в условиях наличия естественных и техногенных радионуклидов, при воздействии на биосистемы космического излучения и ионизирующего излучения от природных и техногенных радиоактивных изотопов.

Радиоэкология рассматривает радиацию как важный экологический фактор, способный вызвать благоприятные и отрицательные изменения в биосистеме.

---

**Радиоэкология** — часть биоэкологии, задача которой — вскрытие путей попадания радионуклидов в живой организм и защита его от такого попадания. Она выясняет особенности взаимоотношения живых организмов с естественными и искусственными источниками радиации, являющимися факторами среды обитания, изучает роль популяций и биоценозов в круговороте радионуклидов, а также способы выживания и адаптации живых организмов в условиях облучения от радионуклидов. Существует два направления в радиоэкологии — изучение поведения радионуклидов в экосистемах и их компонентах (почве, растительном покрове, сообществах животных) и воздействия ионизирующего излучения на биоту и человека, кроме того, эту науку подразделяют на радиоэкологию гидробиоценозов (водную радиоэкологию) и радиоэкологию наземных биогеоценозов. Разделами радиоэкологии наземных биогеоценозов являются лесная радиоэкология, сельскохозяйственная радиоэкология и радиоэкология животного мира. Значительное внимание уделяется процессам распространения радионуклидов в природных средах и пищевым цепочкам.

---

**Замечание.** Распространение и накопление радионуклидов в компонентах окружающей среды и в живых организмах становится предметом радиоэкологических исследований только в том случае, если эти радионуклиды и связанные с ними ионизирующие излучения заметным образом влияют на функционирование организма или экосистемы. Если, как это часто бывает, радиоактивные вещества не выходят из мест своего пребывания (закрытые системы) или если биота равнодушна к излучению, то наличие радиоактивных изотопов в среде обитания никоим образом не интересует радиационную экологию. Радиационная экология занимается эффектами положительного или

отрицательного влияния ионизирующей радиации на биоту. Важное направление радиационной экологии — направленное применение радиации для управления биологическими процессами (примерами являются стимуляция развития некоторых растений в результате облучения, радиационная стерилизация, т. е. уничтожение вредных микроорганизмов и др.).

Радиоэкология взаимодействует со многими науками. Так, ядерная геохимия выявляет законы формирования скоплений горных пород и минералов, ответственных за поступление радионуклидов в атмосферу, гидросферу и почву с последующим перемещением в живые организмы, ядерная физика и радиометрия позволяют регистрировать радиационные поля и пространственно-временные распределения источников излучения в природных и техногенных средах, рассчитывать дозовые нагрузки на биосистемы; экологическая радиохимия — исследовать состояние радионуклидов в водных растворах, коллоидах и аэрозолях, формы, в которых происходит миграция радионуклидов в среде, изменение этих форм либо при прохождении геохимических барьеров типа река — море или океан — атмосфера, либо при изменении температуры, кислотности, влажности и т. п. Сведения о концентрировании радионуклидов различными организмами и их отдельными органами, данные о последствиях (положительных или отрицательных) воздействия ионизирующего излучения дает радиобиология. Последствия внедрения радионуклидов в тело человека рассматривает радиационная и ядерная медицина.

**Радиационная биология, или радиобиология,** — наука, изучающая действие всех видов излучений на биологические объекты. Она занимается изысканием различных средств защиты организма от излучений и путей его пострадиационного восстановления от повреждений, прогнозированием опасности для человечества повышения уровня радиации окружающей среды, изысканием новых путей использования ионизирующих излучений в медицине, сельском хозяйстве, пищевой и микробиологической промышленности.

**Радиационная токсикология** — раздел радиобиологии, изучающий пути поступления радиоактивных изотопов в организм, их распределение, кинетику обмена и биологическое действие.

**Радиология медицинская** — область медицины, изучающая применение ионизирующих излучений для распознавания и лечения болезней, влияние излучений на организм и проблемы противолучевой защиты.

**Экологическая радиохимия** — химическая наука, изучающая состояние и миграцию радиоактивных элементов, радиоактивных изотопов стабильных элементов и содержащих радиоактивные изотопы веществ в различных типах природных сред (гидросфера, почва, атмосфера), в компонентах биосистемы (растения, животные, рыбы, человек и др.), в конкретных экосистемах и биоты в целом. Существенное внимание уделяется методам качественного и количественного анализа радионуклидов, определению характера распределения радионуклидов

по размерному спектру коллоидов или аэрозолей, анализу химических последствий процессов радиоактивного распада и накопления, радиационным эффектам ионизирующего излучения и атомов отдачи.

**Радиационная гигиена** — отрасль гигиены, изучающая источники, уровни и последствия воздействия ионизирующих излучений на человека с целью разработки и обоснования нормативов, мер профилактики и защиты от повреждающего воздействия этих излучений.

**Радиационная медицина** — раздел медицины, посвященный изучению влияния ионизирующего излучения на организм человека, проблемам диагностики, лечения и профилактики заболеваний, которые вызваны действием ионизирующего излучения, разработке и применению ионизирующих излучений в диагностике, терапии и хирургии.

**Ядерная медицина** — раздел медицинской радиологии, использующий радионуклиды и ионизирующие излучения для исследования функционального и морфологического состояния организма, а также для лечения заболеваний человека.

**Радиационная ветеринария** — область ветеринарии, основное направление которой — установление предельно допустимых уровней содержания и поступления радионуклидов веществ в организм животного с воздухом, водой, расчет радиационных доз, полученных конкретным органом и всем животным, оценка последствий радиационных воздействий, направленное использование ионизирующих излучений и радионуклидов для диагностики и терапии.

Экологическая радиохимия изучает процессы накопления и вывода радиохимических веществ в неорганических и органических компонентах биосистемы, а также химические процессы, происходящие с молекулами, содержащими радионуклиды в пищевых цепочках (например, почва — растительность — травоядные животные — молоко — человек — почва... или донные осадки — микробы — планктон — рыба — человек — ...). Как это принято в химии, определяются зарядовые состояния (валентности) радионуклидов, их состояние (молекулярно-дисперсное или коллоидное), термодинамические и кинетические параметры всех химических реакций (окислительно-восстановительных, каталитических, ферментативных, ионного обмена, гидролиза и т. п. с учетом изотопных эффектов), зависимость этих параметров от pH и ионной силы среды, от температуры и радиационных воздействий, от размерных спектров частиц коллоидов и аэрозолей, величины и знака заряда коллоида, от степени гидратации молекулы и характера комплексообразования и т. п., но не в колбе или в пробирке, а в конкретных компонентах природной или техногенной среды. Физико-химические аспекты химической экологии обеспечивают адекватное описание кинетики миграции, диффузии, массопереноса и транспорта радионуклидов и радиоактивных веществ в компонентах окружающей среды.

Несмотря на то что радиоэкология, радиобиология и экологическая радиохимия — разные науки, идеи их сильно переплетены, поэтому в данной книге они рассматриваются совместно.

Радиационная экология (радиоэкология) — междисциплинарное научное направление, изучающее влияние радионуклидов, находящихся в окружающей среде, и испускаемых ими ионизирующих излучений на живую природу. Этот раздел экологии занимается определением механизмов миграции радиоактивных веществ по разнообразным экосистемам (в атмосфере, почве, воде, воздухе) и по пищевым цепям. В задачи радиоэкологии входит радиационный мониторинг среды обитания, расчет доз, получаемых компонентами живой природы, и оценка возможных последствий таких воздействий, проведение экспериментов как в лабораториях, так и в естественных экосистемах, создание математических моделей массопереноса и накопления радиоактивных веществ в экосистеме и т. п.

**Цели** образования бакалавра по курсу «Радиоэкология и экологическая радиохимия»:

- освоение принципов и методов современной радиоэкологии и экологической радиохимии; способов охраны окружающей среды и основных направлений в решении проблем радиационной, ядерной, экологической и промышленной безопасности;

- выработка навыков оценки интегрального экологического радиационного риска и управления им.

**Задачи** дисциплины:

- сформировать прочные знания по ядерно-физическим, физическим, химическим и токсическим свойствам экологически опасных радиоактивных изотопов;

- научить методам качественного и количественного анализа радионуклидов, способам измерения ионизирующих излучений и методам ядерной спектроскопии, способам определения валентных состояний радионуклидов в природных объектах, анализу радиоактивных веществ, входящих в состав коллоидов, взвесей и аэрозолей;

- ознакомить с методами изучения и моделирования транспортных процессов в природных и техногенных средах.

В результате изучения дисциплины и выполнения необходимого объема самостоятельной работы студент должен обладать следующими компетенциями:

**знать**

- основы влияния ионизирующих излучений на биологические объекты;

- характеристики источников природных и техногенных радионуклидов и географические особенности распределения естественного фона;

- основные технологии ядерной индустрии и возможные их потенциальные опасности для среды обитания;

- математический аппарат и закономерности миграции радиоактивных веществ в природных и техногенных средах;

- закономерности транспорта радионуклидов по пищевым цепочкам в целях снижения их поступления в организм человека;

### **уметь**

- критически оценивать преимущества и недостатки современных и перспективных методов анализа радиационного, ядерного и радиоэкологического риска и управления им;

- быть способным обеспечить радиационную безопасность сотрудников предприятий ядерного топливного цикла, населения, сельскохозяйственных и диких растений и животных;

- направленно использовать радионуклиды и радиацию для управления экологическими процессами;

### **владеть**

- навыками обращения с радиоактивными веществами при соблюдении правил техники безопасности работы в химической лаборатории и в полевых условиях с учетом гигиенических нормативов;

- методами расчета дозы от различных видов ионизирующих излучений, полученными отдельными организмами и целыми сообществами;

- способами отбора проб горных пород, почвы, воды, воздуха, растительных и животных объектов и проведения их химического качественного и количественного анализа;

- методами измерения радиационных полей, радиоактивности образцов, проведения ядерной спектроскопии и масс-спектрометрии объектов исследования;

- способами ликвидации последствий инцидентов в ЯТЦ и методами уменьшения вредных последствий действия радиации на биологические объекты.

В соответствии с поставленной целью предлагаемый учебник состоит из 12 глав. Первая часть посвящена физическим и химическим аспектам радиоэкологии, включая определение дозовых понятий, биологическое действие ионизирующих излучений на человека и природные биосистемы. В гл. 2 дан критический анализ современных представлений о природе радиоэкологического риска и способа управления им. В гл. 3 представлены юридические усилия по охране окружающей среды, предпринятые в России и на международном уровне. В гл. 4 рассмотрены ядерно-физические, физические, химические и токсические свойства основных экологически значимых радиоактивных природных элементов, в гл. 5 — проблема радона, а в гл. 6 — свойства техногенных радиоактивных изотопов. Глава 7 посвящена мониторингу радионуклидов в природных и техногенных средах. Загрязнение радионуклидами, попадающими в экосистему благодаря деятельности человека, обсуждено в гл. 8, а накопление радионуклидов различными представителями биоты — в гл. 9. Глава 10 целиком посвящена рискам, исходящим от предприятий атомной промышленности. В гл. 11 даны примеры загрязнения радионуклидами различных регионов России. Теория миграции, диффузии и массопереноса радиоактивных веществ в природных и техногенных средах изложена в гл. 12.



# Глава 1

## ФИЗИЧЕСКИЕ И БИОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАДИОЭКОЛОГИИ

Все ионизирующие излучения (рентгеновские и  $\gamma$ -лучи,  $\alpha$ -,  $\beta$ -частицы, нейтроны, протоны высоких энергий) обладают выраженным биологическим действием, в основе которого лежат многообразные взаимозависимые реакции, вызывающие функциональные и морфологические изменения в живых клетках, органах и организме в целом. В этой главе рассмотрены некоторые проблемы дозиметрии и последствия воздействия радиации, испускаемой радионуклидами, на биологические объекты.

Прежде всего дадим определения некоторых важных понятий.

**Радиоактивный распад** — спонтанное изменение состава или внутреннего строения нестабильных атомных ядер путем испускания элементарных частиц,  $\gamma$ -квантов и (или) ядерных фрагментов.

**Активность радиоактивного источника** — ожидаемое число элементарных радиоактивных распадов в единицу времени:

$$a = \lambda N, \quad (1)$$

где  $N$  — число атомов, не претерпевших распад к моменту времени  $t$ ;  $\lambda$  — константа;  $a$  — радиоактивность радионуклида, расп/с.

**Постоянная распада,  $\lambda$  [ $\text{с}^{-1}$ ]** — статистическая вероятность распада атома за единицу времени; обратно пропорциональна средней продолжительности жизни атома изотопа. Величина, постоянная для каждого радиоактивного изотопа и одна из основных его характеристик (константа распада).

**Период полураспада** — промежуток времени, в течение которого распадается половина данного количества радионуклида:

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0,69315}{\lambda}. \quad (2)$$

Основной закон радиоактивного распада:

$$a = a_0 e^{-\lambda t}, \quad (3)$$

где  $a_0$  — активность в начальный момент времени ( $t = 0$ ).



Единица активности в системе СИ — беккерель (Бк, Bq): 1 Бк = 1 расп/с. Внесистемная единица — кюри (Ки), 1 Ки =  $3,7 \cdot 10^{10}$  Бк.

---

**Беккерель** — единица активности радиоактивных изотопов в системе СИ, названа по имени А. Беккереля, обозначается 1 Бк и соответствует 1 распаду в секунду.

---

## 1.1. Радиационная доза

**Грей** (Гр, Gy) — единица поглощенной дозы. В единицах СИ: 1 Гр = 1 Дж/кг = 100 рад.

**1 Кл/кг** — единица экспозиционной дозы в системе СИ. Специального названия не имеет. Это такое количество гамма- или рентгеновского излучения, которое в 1 кг сухого воздуха образует  $6,24 \cdot 10^{18}$  пар ионов, которые несут заряд в 1 кулон каждого знака (1 кулон =  $3 \cdot 10^9$  ед. СГСЭ = 0,1 ед. СГСМ). Физический эквивалент 1 Кл/кг равен 33 Дж/кг (для воздуха). Соотношения между рентгеном и Кл/кг следующие: 1 рентген =  $2,58 \cdot 10^{-4}$  Кл/кг.

Экспозиционная доза  $X$  рентгеновского или  $\gamma$ -излучения равна отношению суммарного заряда всех ионов одного знака, создаваемых корпускулярным излучением (сопряженным с электромагнитным) в элементарном объеме воздуха при нормальных условиях, к массе воздуха в этом объеме. При выполнении электронного равновесия экспозиционная доза в воздухе эквивалентна поглощенной дозе.

В системе СИ единицей экспозиционной дозы является Кл/кг. В условиях электронного равновесия дозе 1 Кл/кг соответствует поглощенная доза 33,85 Гр в воздухе или 36,9 Гр в биологической ткани. Внесистемная единица экспозиционной дозы — Р (рентген). 1 Р =  $2,58 \cdot 10^{-4}$  Кл/кг. 1 Р =  $8,8 \cdot 10^{-3}$  Гр. Для мягких тканей в поле рентгеновского или  $\gamma$ -излучения поглощенная доза 1 рад (1 рад = 100 эрг/г = 0,01 Дж/кг = 0,01 Гр) соответствует экспозиции 1 Р (1 Р = 0,88 рад); 100 рад = 1 Зв.

Мерой воздействия ионизирующего излучения на вещество служит поглощенная доза, определенная как отношение поглощенной энергии излучения в единице массы.

**Доза поглощенная ( $D$ )** — величина энергии ионизирующего излучения, переданная веществу:

$$D = \frac{dE}{dm}, \quad (4)$$

где  $dE$  — средняя энергия, переданная ионизирующим излучением облучаемому веществу (не обязательно воздуху), находящемуся в элементарном объеме, а  $dm$  — масса вещества в этом элементарном объеме.

Единицей поглощенной энергии в системе СИ является грей (Гр) — джоуль на килограмм массы (Дж/кг).

Дозу излучения  $D$ , поглощенную веществом за время  $t$  действия потока корпускулярного ионизирующего излучения, называют мощностью поглощенной дозы,  $D^*$ :

$$D^* = \frac{dD}{dt} . \quad (5)$$

Мощность поглощенной дозы  $D^*$  измеряют в ваттах на килограмм (Вт/кг).

**Доза в органе или ткани ( $D_T$ )** — средняя поглощенная доза в определенном органе или ткани человеческого тела:

$$D_T = \frac{1}{m_T} \int_{m_T} D \cdot dm , \quad (6)$$

где  $m_T$  — масса органа или ткани, а  $D$  — поглощенная доза в элементе массы  $dm$ .

«Тканевая доза» — поглощенная доза в мягкой биологической ткани, весовой состав которой, %: Н — 10,1; С — 11,1; N — 2,6; О — 76,2.

При одинаковых поглощенных дозах различные виды радиации производят неодинаковое биологическое воздействие на организм. Обусловлено это тем, что тяжелая частица (например, протон) производит на единице пути в ткани больше ионов, чем легкая (например, электрон). При одной и той же поглощенной дозе радиобиологический разрушительный эффект тем выше, чем плотнее ионизация, создаваемая излучением.

В дозиметрии эти эффекты учитываются введением взвешивающих коэффициентов  $W_R$  и  $W_T$ .

При расчете **эквивалентной дозы** поглощенная доза, усредненная по ткани или органу, умножается на весовой множитель излучения,  $W_R$  ( $W_R$  зависит от величины ЛПЭ излучения), что позволяет учесть эффективность данного вида излучения при создании биологических эффектов. Для учета различной вероятности эффекта поражения при получении одинаковой дозы для разных органов и тканей эквивалентная доза для каждого органа и ткани умножается на тканевый весовой множитель,  $W_T$ , что позволяет учесть радиочувствительность этого органа. Общая сумма таких взвешенных эквивалентных доз для всех облученных тканей человека называется **эффективной дозой**.

**Доза эквивалентная ( $H_{T,R}$ )** — поглощенная доза в органе или ткани, умноженная на соответствующий взвешивающий коэффициент для данного вида излучения,  $W_R$ :

$$H_{T,R} = W_R \cdot D_{T,R} , \quad (7)$$

где  $D_{T,R}$  — средняя поглощенная доза в органе или ткани  $T$ , а  $W_R$  — взвешивающий коэффициент для излучения  $R$ .

При воздействии различных видов излучения эквивалентная доза  $H_T$  определяется как сумма эквивалентных доз для  $R$  видов излучения:

$$H_T = \sum_R H_{T,R}. \quad (8)$$

---

**Эффективная доза** — мера риска возникновения последствий, облучения всего тела человека или отдельных его органов и тканей с учетом их радиочувствительности. Используется для оценки возможных стохастических эффектов (злокачественных образований). Она применима только для хронического облучения в малых дозах и является мерой оценки ущерба для здоровья при отдаленных последствиях. Одинаковой величине эквивалентной дозы соответствует одинаковая радиационная опасность, которой подвергается человек при воздействии на него любого вида излучения. Для организма в целом коэффициент  $W_T = 1$ . Для оценки полной эффективной эквивалентной дозы, полученной человеком, рассчитывают и суммируют указанные дозы для всех органов. Коэффициент  $W_T$  определяет риск облучения данного органа по отношению к риску облучения всего организма, точнее — отношение вероятности возникновения стохастических эффектов в результате облучения какого-либо органа к вероятности их возникновения при равномерном облучении всего тела. Эффективная и эквивалентная дозы — меры вреда от воздействия ионизирующего излучения на человека и его потомков.

---

Для измерения эквивалентной и эффективной доз используется та же единица, что и для поглощенной дозы, т. е. джоуль на килограмм, но для отличия от единицы поглощенной дозы [Гр] она называется «**зиверт** (Зв)».

---

**Зиверт** (Зв, Sv) — единица эквивалентной и эффективной эквивалентной доз в системе СИ. 1 Зв равен эквивалентной дозе, при которой произведение величины поглощенной дозы в греях (в биологической ткани) на средний коэффициент качества,  $W_R$ , равно 1 Дж/кг. Это — поглощенная доза, при которой в 1 кг вещества выделяется энергия в 1 Дж.  $1 \text{ Зв} = 1 \text{ Гр} \cdot W_R = 1 \text{ Дж/кг} \cdot W_R$ . При  $W_R = 1$  (для рентгеновского, гамма-, бета-излучений, электронов и позитронов) 1 Зв соответствует поглощенной дозе в 1 Гр около 100 рентген;  $1 \text{ Зв} = 1 \text{ Дж/кг} = 100 \text{ рад}$ .

---

Зиверт (Зв) равен дозе любого вида ионизирующего излучения, производящего такое же биологическое действие, как и доза рентгеновского или гамма-излучения в 1 Гр. Один грэй — поглощенная доза излучения, при которой облученному веществу массой 1 кг передается энергия ионизирующего излучения 1 Дж. Для среднего человека массой 70 кг 1 Зв соответствует поглощенной энергии 70 Дж. Для теплотехники это небольшая величина, ее достаточно для нагрева стакана

воды на 0,1 градуса. Для человека же такая доза означает сильное поражение.

**Эффективная эквивалентная доза (E)** — сумма произведений эквивалентной дозы в органах и тканях на взвешивающие коэффициенты:

$$E = \sum_T W_T \cdot H_T, \quad (9)$$

где  $H_T$  — эквивалентная доза в органе или ткани  $T$ , а  $W_T$  — взвешивающий коэффициент для органа или ткани  $T$ , т. е. множитель эквивалентной дозы в органах и тканях, используемый для учета различной чувствительности разных органов и тканей в возникновении стохастических эффектов радиации; характеризует относительный риск на единицу дозы по выходу отдаленных последствий при облучении данного органа по отношению к облучению всего тела.

Эффективная (эквивалентная) доза учитывает суммарную радиоактивность поступающих в организм радионуклидов с учетом их периода полураспада и периода полувыведения из организма. На практике понятие эквивалентной дозы применяют лишь для характеристики радиационных воздействий в малых дозах (не более пяти годовых предельно допустимых доз (ПДД) для профессионалов).

**Доза эффективная (эквивалентная) годовая** — сумма эффективной (эквивалентной) дозы внешнего облучения, полученной за календарный год, и ожидаемой эффективной (эквивалентной) дозы внутреннего облучения, обусловленной поступлением в организм радионуклидов за этот же год. Единица годовой эффективной дозы — *зиверт* [Зв].

В случае облучения больших групп людей дают оценку суммарного ожидаемого эффекта. Для оценки ущерба здоровью персонала и населения от стохастических эффектов, вызванных действием ионизирующих излучений, используют коллективную эффективную эквивалентную дозу (меру коллективного риска).

Эффективная эквивалентная коллективная доза — мера коллективного риска возникновения эффектов облучения (определяется как сумма индивидуальных эффективных доз). Единица эффективной эквивалентной коллективной дозы — *человеко-зиверт* (чел.-Зв).

**Ожидаемая (полная) коллективная эффективная эквивалентная доза** — коллективная эффективная эквивалентная доза, которую получают многие поколения от какого-либо радиоактивного источника за все время его дальнейшего существования.

**Коллективная эффективная доза** — мера коллективного риска возникновения стохастических эффектов облучения; эффективная доза, полученная группой людей от какого-либо источника излучения; равна сумме индивидуальных эффективных доз. Единица эффективной коллективной дозы — *человеко-зиверт* (чел.-Зв).

**Полная коллективная эффективная доза** — коллективная эффективная доза, которую получают поколения людей от какого-либо источника за все время его существования.

**Популяционная доза** — сумма индивидуальных доз, отражает степень радиационной опасности для всего населения в противоположность индивидуальной дозе, являющейся показателем риска для отдельного индивидуума этой популяции. Согласно МКРЗ ее следует удерживать «так низко, как это разумно при учете социальных и экономических условий».

В радиоэкологии человека для оценки поражения групп населения используется показатель человеко-зиверт. Дозы, полученные населением, измеряются в человеко-греях и человеко-зивертах — в зависимости от того, измеряется ли накопление энергии или биологический ущерб.

Полная коллективная эффективная доза — коллективная эффективная доза, которую получают поколения людей от какого-либо источника за все время его дальнейшего существования:

$$E = \sum H_{jT} \cdot W_{jT}, \quad (10)$$

где  $E$  — эффективная доза;  $H_{jT}$  — эквивалентная доза в органе или ткани;  $W_{jT}$  — взвешивающий коэффициент для органа или ткани.

Коллективная эффективная эквивалентная доза используется для оценки последствий облучения больших контингентов населения. Она равна произведению эффективной эквивалентной индивидуальной дозы на число облучаемых людей. Эффективная (индивидуальная и коллективная) эквивалентная доза позволяет установить связь радиационных загрязнений среды обитания с медицинскими последствиями.

Помимо внешнего облучения возможно внутреннее облучение, возникающее при попадании радиоактивных веществ в организм. Источниками доз радиации могут быть вещества, проникшие внутрь организма при еде, питье, дыхании, через порезы или раны или введенные в организм при медицинских процедурах. Размер радиационной дозы зависит от качественного и количественного состава (тип распада, активность) радионуклидов, от химической формы радионуклида и его состояния (молекулярно-дисперсное, аэрозоль, коллоид), от путей проникновения (пероральный, ингаляционный, трансдермальный), скорости и продолжительности его проникновения в организм, усвояемости изотопа из ЖКТ или легких, от характера его распределения, от скорости выведения радионуклида из критического органа или организма и т. п.

Критерием внутреннего облучения человека является годовое поступление (количество радиоактивных веществ, попавших в организм через органы дыхания и пищеварения). Годовое поступление нормируется путем установления допустимых уровней содержания радионуклидов в воздухе и в различных продуктах питания с учетом их среднего годового потребления. Например, уровни удельных активностей  $\alpha$ -,  $\beta$ -излучателей в питьевой воде не должны превышать 0,1 и 1 Бк/л соответственно. Для определения скорости поступления радионуклидов в организм человека необходимо знать такие параметры, как интенсивность дыхания, потребление питьевой воды и пищи, а для оценки дозы

от попавших внутрь человека радионуклидов — параметры самого человека и некоторых его органов.

Радиоактивные изотопы при попадании в организм распределяются в тех органах, где уже имеются стабильные изотопы этого элемента или химически подобные ему. Известно, что мягкая биологическая ткань на 80 % состоит из воды, кости — из фосфата кальция, в состав гемоглобина крови входит железо и т. д. Изучение распределения радиоактивных изотопов в организме человека показало, что тритий распределяется равномерно по всему организму, фосфор на 70 % усваивается костями, железо на 60 % переходит в кровь. В связи с неравномерностью распределения радионуклидов в организме и неравномерным облучением различных органов при расчете доз вводится понятие критического органа.

---

**Критический орган** — орган или ткань, часть тела, облучение которых в данных условиях может причинить наибольший ущерб здоровью облученного лица или его потомства.

---

Орган является критическим, если он усваивает наибольшее количество радиоактивного вещества, поступившего в организм, играет важную роль в жизнедеятельности всего организма и обладает высокой радиочувствительностью. Критические органы подразделяются на несколько групп по мере уменьшения радиочувствительности: первая группа — половые органы, красный костный мозг; вторая группа — мышцы, щитовидная железа, жировая ткань, печень, почки, легкие, хрусталики глаз; третья группа — кожный покров, костная ткань, кисти рук, предплечья, голени и стопы.

Вследствие радиоактивного распада и минерального обмена происходит уменьшение концентрации каждой порции радионуклида, находящегося в организме. Количество радиоактивного изотопа в организме (при однократном введении) уменьшается в результате радиоактивного распада ( $\lambda$ ) и биологического выведения ( $\lambda_b$ ). Оба процесса идут независимо друг от друга и могут быть охарактеризованы эффективной постоянной выведения  $\lambda_{эфф}$ , показывающей скорость изменения содержания радиоактивного изотопа в критическом органе:

$$\lambda_{эфф} = \lambda + \lambda_b. \quad (11)$$

Для расчета поглощенных и эффективных доз, создаваемых в организме или критическом органе, используется понятие эффективного периода полувыведения радионуклидов из организма:

$$T_{эфф} = \frac{T \cdot T_b}{T + T_b}, \quad (12)$$

где  $T_{эфф}$  — эффективный период полувыведения;  $T$  — период физического полураспада;  $T_b$  — период биологического полувыведения радио-

нуклида в процессе минерального обмена ( $T_{\text{эфф}}$  — время, за которое количество радиоактивного изотопа в критическом органе уменьшится в два раза).

Величина периода биологического полувыведения зависит от химической формы радионуклида и от физиологической функции органа. Если активность радионуклида уменьшается одновременно за счет распада и биологического выведения, то эффективный период полувыведения меньше как  $T$ , так и  $T_6$ . Накопление нуклида в организме зависит от соотношения  $T$  и  $T_6$ : при  $T_6 \gg T$  нуклид выводится из организма с периодом, равным периоду полураспада; при  $T_6 = T$  выведение нуклида будет с периодом, равным  $0,5T_6$  или  $0,5T$ ; при  $T_6 \ll T$  выведение нуклида определяется  $T_6$ .

Динамика накопления эквивалентной дозы от излучения радионуклидов, находящихся внутри организма, определяется сочетанием кинетики поступления радионуклида в организм с кинетикой выхода его из организма. Общая доза складывается из дозы, полученной в ходе процесса поступления радионуклида (зависит от времени, в течение которого человек дышал загрязненным воздухом, пил радиоактивную воду, принимал пищу), и дозы, полученной уже после того, как поступление радиоактивных веществ было прекращено (зависит от времени пребывания в экологически чистом месте после удаления из опасной зоны).

Если в объекте облучения одновременно находятся  $\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучающие изотопы, то доза, полученная объектом облучения, является суммой соответствующих доз:

$$D_{\alpha, \beta, \gamma} = D_{\alpha} + D_{\beta} + D_{\gamma}. \quad (13)$$

На основании данных радиобиологии и радиационной медицины определены максимально допустимые дозы облучения при контакте с радионуклидами и источниками ионизирующих излучений, а также допустимые уровни содержания радиоактивных веществ в воде и воздухе.

Радиационная безопасность персонала, населения и пациентов считается обеспеченной, если соблюдаются основные принципы радиационной безопасности и требования радиационной защиты, установленные федеральными законами от 09.01.1996 № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения» и от 30.03.1999 «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения», нормами радиационной безопасности (НРБ-99/2009) и санитарными правилами (ОСП-99/2010).

Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) применяются для обеспечения безопасности человека во всех условиях воздействия на него ионизирующего излучения искусственного или природного происхождения. Они распространяются на следующие виды воздействия ионизирующего излучения на человека: в условиях нормальной эксплуатации техногенных источников излучения; в результате радиационной ава-



рии; от природных источников излучения; при медицинском облучении.

Устанавливаются следующие категории облучаемых лиц: 1) персонал — лица, работающие с техногенными источниками (категория А) или находящиеся по условиям работы или проживания в сфере их воздействия (категория Б); категория В — население страны, республики или области, включая лиц из персонала вне сферы их производственной деятельности.

Для категории А вводятся предельно допустимые дозы — наибольшая индивидуальная эквивалентная доза за календарный год, при которой равномерное облучение в течение 50 лет не может вызвать в состоянии здоровья неблагоприятных изменений. Для категории Б определяется предел дозы. Устанавливаются три группы критических органов: 1-я группа — все тело, гонады и красный костный мозг; 2-я группа — мышцы, щитовидная железа, жировая ткань, печень, почки, селезенка, ЖКТ, легкие, хрусталики глаз и т. п., за исключением тех, которые относятся к 1-й и 3-й группам; 3-я группа — кожный покров, костная ткань, кисти, предплечья, голени и стопы. Дозовые пределы облучения для разных категорий лиц даны в табл. 1.

Таблица 1

**Дозовые пределы внешнего и внутреннего облучения, мЗв/год**

Категория лиц	Группы критических органов		
	1	2	3
Категория А, предельно допустимая доза (ПДД)	50	150	300
Категория Б, предел дозы (ПД)	5	15	30

Для категорий облучаемых лиц устанавливаются нормативы:

а) основные пределы доз;

б) допустимые уровни монофакторного воздействия (для одного радионуклида и одного вида внешнего облучения): пределы годового поступления; допустимые среднегодовые объемные активности; допустимые среднегодовые удельные активности;

в) контрольные уровни (дозы, уровни активности, плотности потоков и др.), учитывающие достигнутый уровень радиационной безопасности и обеспечивающие условия, при которых радиационное воздействие будет ниже допустимого.

**Предельно допустимая доза** — величина годовой эффективной или эквивалентной дозы техногенного облучения, которая не должна превышать в условиях нормальной работы. Соблюдение предела годовой дозы предотвращает возникновение детерминированных эффектов, а вероятность стохастических эффектов сохраняется при этом на приемлемом уровне.

**Предельно допустимая концентрация** — утвержденный в законодательном порядке санитарно-гигиенический норматив: такая кон-

центрация химических элементов и их соединений в окружающей среде, которая при повседневном влиянии в течение длительного времени на организм человека не вызывает патологических изменений или заболеваний.

**Предел годового поступления** — допустимый уровень поступления данного радионуклида в организм в течение года, который приводит к облучению человека дозой, равной пределу годовой дозы.

Предел дозы равен величине годовой эффективной или эквивалентной дозы в органе или ткани, которая не должна превышать в условиях нормальной работы. Соблюдение предела годовой дозы предотвращает возникновение детерминированных эффектов, а вероятность стохастических эффектов сохраняется при этом на приемлемом уровне.

Основные пределы доз облучения не включают в себя дозы от природного и медицинского облучения, а также дозы вследствие радиационных аварий. Профессиональное облучение от искусственных источников за каждый год работы не должно превышать 50 мЗв; ежегодная средняя доза, рассчитанная за 5 лет, должна быть меньше 20 мЗв; предел дозы для населения от техногенных источников — 1 мЗв/год; эффективная доза для персонала не должна превышать за период трудовой деятельности (50 лет) 1000 мЗв (т. е. 1 Зв), а для населения за период жизни (70 лет) — 70 мЗв.

Официальные пределы доз на биоту не установлены, считается, что эти уровни близки к 0,4 Гр/год.

Организация работ с радиоактивными веществами, обеспечивающая безопасность, регламентируется Санитарными правилами работы с радиоактивными веществами и ионизирующими излучениями.

---

**ОСП (ОСПОРБ—99/2010)** — основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности России, устанавливающие требования по защите людей от вредного радиационного воздействия при облучении от источников ионизирующего излучения, на которые распространяется действие НРБ—99/2009.

---

По потенциальной радиационной опасности установлены четыре категории объектов. I категория — радиационные объекты, при аварии на которых возможно их радиационное воздействие на население и могут потребоваться меры по его защите; II категория — объекты, при аварии на которых радиационное воздействие ограничивается территорией санитарно-защитной зоны; III категория — объекты, при аварии на которых радиационное воздействие ограничивается территорией объекта; IV категория — объекты, при аварии на которых радиационное воздействие ограничивается помещениями, где проводятся работы с источниками излучения.

Наиболее опасными с точки зрения внутреннего облучения оказываются  $\alpha$ -излучающие нуклиды, так как пробег  $\alpha$ -частиц в веществе мал

и их энергия целиком поглощается вблизи места локализации радиоактивного нуклида. При оценке опасности внутреннего облучения учитывают, в каких органах происходит накопление радиоактивного нуклида, вид и энергию излучения, период полураспада, физико-химические свойства нуклида, биологическую скорость выведения из организма.

**Минимально значимая активность (МЗА)** — активность открытого источника ионизирующего излучения в помещении или на рабочем месте, при превышении которой требуется разрешение органов государственной санитарно-эпидемиологической службы на использование этих источников.

Радионуклиды как потенциальные источники внутреннего облучения разделяются по степени радиационной опасности на четыре группы.

Таблица 2

**Классификация радионуклидов по степени радиационной опасности**

Группа	Степень радиотоксичности	Активность		Радионуклиды
		Бк/л	Ки/л	
А	Особо высокая	3,7—370	$10^{-10}$ — $10^{-8}$	$^{210}\text{Pb}$ , $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{U}$ , $^{238}\text{Pu}$ , $^{230}\text{Th}$
Б	Высокая	37—3700	$10^{-9}$ — $10^{-7}$	$^{106}\text{Ru}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{144}\text{Ce}$ , $^{210}\text{Bi}$ , $^{234}\text{Th}$ , $^{235}\text{U}$ , $^{214}\text{Pu}$ , $^{90}\text{Sr}$
В	Средняя	370— $37 \cdot 10^3$	$10^{-8}$ — $10^{-7}$	$^{22}\text{Na}$ , $^{32}\text{P}$ , $^{35}\text{S}$ , $^{36}\text{Cl}$ , $^{45}\text{Ca}$ , $^{59}\text{Fe}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{89}\text{Sr}$ , $^{90}\text{Y}$ , $^{92}\text{Mo}$ , $^{125}\text{Sb}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{140}\text{Ba}$
Г	Малая	370— $37 \cdot 10^3$	$10^{-8}$ — $10^{-7}$	$^7\text{Be}$ , $^{14}\text{C}$ , $^{18}\text{F}$ , $^{57}\text{Cr}$ , $^{55}\text{Fe}$ , $^{64}\text{Cu}$ , $^{129}\text{Te}$ , $^{195}\text{Pt}$ , $^{197}\text{Hg}$ , $^{200}\text{Tl}$
Д	Наименьшая	$14,8 \cdot 10^4$	$4 \cdot 10^{-6}$	Тритий и его соединения

---

**Радиотоксичность** — свойство радиоактивных изотопов вызывать большие или меньшие патологические изменения при попадании их в организм.

---

Радиотоксичность зависит от вида радиоактивного распада. При  $\alpha$ -распаде поглощенная доза при одной и той же активности в органе или ткани будет в 20 раз больше по сравнению с поглощенной дозой при  $\beta$ -распаде, следовательно, лучевое поражение в первом случае будет более выраженным. При большей энергии излучения степень радиопоражаемости выше. Если изотоп при радиоактивном распаде дает начало новому радиоактивному нуклиду или целому семейству, повышение суммарной мощности поглощенной дозы повышает радиотоксичность. Важны путь поступления радиоактивного вещества в организм (наиболее опасно пероральное поступление) и степень критичности органа, в котором оно накапливается. Суммарная доза возрастает с увеличением  $T_{\text{эфф}}$ .

## 1.2. Дозы от естественных и искусственных радионуклидов

Доза облучения от природных источников (естественный радиационный фон) создается источниками ионизирующего излучения, находящимися как вне, так и внутри живого организма. В дозиметрии внешнего облучения учитывается только  $\gamma$ -компонента.

При известной концентрации в грунте какого-либо радионуклида, например  $^{40}\text{K}$ , можно оценить дозу на поверхности этого грунта. Доза от бесконечной во всех трех направлениях среды, содержащей  $\gamma$ -излучающий радионуклид в воздухе на высоте 1 м от грунта:

$$D = \frac{2\pi a K_{\gamma} t}{\mu}, \text{ Гр}, \quad (14)$$

где  $a$  — объемная радиоактивность, Бк/м<sup>3</sup>;  $K_{\gamma}$  — гамма-постоянная радиоактивного изотопа, Гр · м<sup>2</sup>/(с · Бк);  $\mu$  — коэффициент ослабления  $\gamma$ -квантов в грунте, м<sup>-1</sup>;  $t$  — время облучения, с.

В грунте доза будет в 2 раза больше.

Если грунт представляет собой гранит, содержащий 1000 Бк/кг  $^{40}\text{K}$ , 60 Бк/кг  $^{238}\text{U}$  и 80 Бк/кг  $^{232}\text{Th}$ , то мощность дозы на расстоянии 1 м равна 0,12 мкГр/ч. За год эквивалентная доза от такого грунта равна 1,168 мЗв, что в 3 раза выше средней эквивалентной дозы внешнего облучения от земных источников радиации, равной 0,35 мЗв/год. Мощности дозы (10<sup>-10</sup> Гр/ч) в воздухе на высоте 1 м от поверхности Земли при содержании радионуклида активностью 1 Бк/кг равны 0,43; 4,27; 6,62 для  $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  соответственно.

Средняя эквивалентная доза внешнего облучения, которую человек получает от земных источников естественной радиации, составляет 0,35 мЗв/год. Но некоторые группы населения получают значительно большие дозы облучения. Так, около 3 % населения Земли получают 1 мЗв/год. Есть места, где уровни земной радиации намного выше. В Бразилии в 200 км к северу от Сан-Паулу мощность дозы в 800 раз превосходит среднее значение и достигает 250 мЗв/год. В городе Гуарапара (Южная Америка), уровень радиации на пляже около 175 мЗв/год. На юго-западе Индии вдоль морского побережья длиной 55 км уровень радиации местами достигает 17 мЗв/год. В Иране в районе города Рамсер у подземных источников, богатых радием, были зарегистрированы уровни 400 мЗв/год.

Доза облучения естественными радионуклидами зависит не только от местности, где проживает человек, но и от того, какие материалы были использованы при обустройстве жилища. Жилые здания построены из различных неорганических материалов (камень, гравий, песок, цемент и т. д.), добытых в карьерах, и всегда содержат естественные радиоактивные нуклиды. Наибольшее содержание радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ ) обнаружено в золе, шлаке, пемзе, граните, гипсе и шлакобетоне, а наиболее низкое — в карбонатных породах (например, в мраморе, известняке).

Среднее значение эффективной удельной активности в строительных материалах в России равно 89 Бк/кг. Низкая мощность дозы наблюдается в деревянных домах (30—70 нГр/ч), сравнительно высокая — в бетонных, кирпичных и каменных (100—120 нГр/ч), а наиболее высокая — в домах из легкого бетона (172 нГр/ч). В Петербурге среднее значение мощности дозы в зданиях города равно 91 нГр/ч: в домах, построенных до 1960 г., — 70 нГр/ч, а в домах, построенных после 1960 г., — 99 нГр/ч. Средняя мощность дозы  $\gamma$ -излучения на улицах города 52 нГр/ч, в садах и парках — 44 нГр/ч. Житель в г. Санкт-Петербурге, живя в домах старой постройки, получает эквивалентную эффективную дозу 0,42 мЗв/год, а в новых зданиях — 0,52 мЗв/год.

Рекомендации МКРЗ не делают различия между естественными и техногенными радионуклидами. Рекомендуемый уровень эффективной эквивалентной дозы (ЭЭД) составляет 0,1 мЗв за 1 год потребления питьевой воды. Соответствующий уровень ЭЭД представляет не более 5 % средней ЭЭД, приписываемой естественным источникам фоновое излучения.

Вклад внутреннего облучения (1,34 мЗв/год) в мощность эффективной эквивалентной дозы примерно в 2 раза превышает вклад внешнего облучения (0,65 мЗв/год). Среди радионуклидов, дающих наибольший вклад в мощность дозы внутреннего облучения, на первом месте стоят короткоживущие продукты распада  $^{222}\text{Rn}$  (около 60 %). Далее идут  $^{40}\text{K}$  (13 %),  $^{220}\text{Rn}$  (13 %) и  $^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Po}$  (8 %). Мощности доз, обусловленные космическим излучением и внешним облучением радионуклидами, примерно равны. Среднее значение эффективной эквивалентной дозы по земному шару — 1,3 мЗв/год. Для населения умеренных широт эта доза примерно равна 2,2 мЗв/год (добавка возникла из-за облучения населения продуктами распада  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  примерно 1,5 мЗв/год).

Таблица 3

**Средние годовые эффективные эквивалентные дозы облучения  
от естественных источников радиации**

Источник облучения	Доза, мкЗв/год		
	внешнее облучение	внутреннее облучение	суммарно
Космическое излучение	300	15	315
$^{40}\text{K}$	120	180	300
Ряд $^{238}\text{U}$	90	1150	1240
Ряд $^{232}\text{Th}$	140	230	370
Сумма	650	1575	2225

Существенный вклад в дозу внутреннего облучения вносят естественные радионуклиды  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ , поступающие в организм человека с пищей. Среднее содержание  $^{40}\text{K}$  в биологической ткани составляет 60 Бк/кг, что обуславливает среднюю эквивалентную эффективную дозу 180 мкЗв/год. Наибольшую дозу  $^{40}\text{K}$  создает в красном

костном мозге. Эквивалентная эффективная доза, формируемая в теле человека  $\alpha$ -излучением  $^{210}\text{Po}$ , для районов с нормальным содержанием этого радионуклида составляет 330 мкЗв/год. Радионуклиды  $^{210}\text{Po}$  и генетически связанный с ним  $^{210}\text{Pb}$  концентрируются в рыбе и моллюсках, поэтому люди, потребляющие много рыбы и других даров моря, могут получать относительно высокие дозы облучения. Из известных изотопов радия только  $^{226}\text{Ra}$  (1600 лет) и  $^{228}\text{Ra}$  (6,7 лет) играют значительную роль в облучении человека. Годовая тканевая эквивалентная доза, создаваемая ими и продуктами их распада, составляет 0,19 мЗв для костной эндостальной ткани и 0,05 мЗв/год для легких. В районах с нормальным радиационным фоном в результате поступления Ra в организм человека годовая эффективная доза достигает 0,02 мЗв.

Глобальное среднее значение эффективной эквивалентной дозы, получаемой человеком от естественных источников (внешних и внутренних), составляет примерно 2,4 мЗв/год. Типичными дозами, получаемые человеком, являются: 36 мкЗв — банановый эквивалент — доза, полученная человеком, съевшим 1 банан; 40 мкЗв — доза, полученная при полете по маршруту Новосибирск — Москва и обратно; 1,8 мЗв — годовая доза крота; 5 мЗв — ПДД при проведении плановых медицинских процедур; 20 мЗв — ПДД для персонала группы А; 50 мЗв — годовая доза, при превышении которой начинается отселение; 0,2—0,5 Зв — разовые дозы, обратимо изменяющие состав крови; 1,6 мЗв — доза при флюорографии грудной клетки в трех проекциях; 0,3 Зв — доза при рентгенограмме желудка; 4—5 Зв — ЛД<sub>50</sub>, дозы, при которых погибает половина облученных людей. В России суммарная доза находится в пределах от 4 до 4,5 мЗв в год на каждого жителя.

При оценке доз от техногенных радионуклидов, попавших в биосистему, учитывают, что долгоживущие радионуклиды (например,  $^{129}\text{J}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ) создают низкую индивидуальную дозу, но большую коллективную дозу и, следовательно, большой популяционный риск. Связано это с тем, что долгоживущие радионуклиды будут облучать все живое в течение десятков тысяч лет.

В России дозы облучения 133 млн человек (примерно 90 % всего населения России) не превышают 2 мЗв, но 11 млн человек (7,4 % от населения страны) живут в условиях повышенного (2—5 мЗв), а 3,7 млн (2,5 %) — высокого облучения от Rn — свыше 5 мЗв. Один миллион жителей России облучаются от Rn в дозе, превышающей 10 мЗв. При этом 68 % этих жителей приходится на наиболее облучаемую группу. Облучению с уровнем, превышающим 20 мЗв, подвергаются 200 тыс. человек. Еще более значительному облучению подвергаются работники подземных сооружений. Годовые дозы облучения горняков неурановых шахт могут достигать 0,45 Зв.

Полная коллективная годовая эффективная доза населения России за счет всех источников ионизирующего излучения на рубеже веков составила 478 000 чел.-Зв (3,45 мЗв в расчете на одного жителя).

Из них 69,8 % дают природные источники и 29,4 % — медицинское облучение. На долю иных источников, в том числе и за счет прошлых радиационных аварий и деятельности предприятий ЯТЦ, приходится менее 1 %. В России наибольшие вклады в коллективную дозу населения за счет облучения природными источниками вносят Корякский автономный округ (95 %), Республика Алтай (92 %), Ростовская область и республика Саха (86 %), Челябинская и Омская области и Алтайский край (82 %), наименьшие — Смоленская и Калужская области (43 и 50 % соответственно).

### 1.3. Биологическое действие излучений

Из-за неодинаковой радиочувствительности разных видов растений и животных облучение природных биоценозов приводит к значительным сдвигам в структуре сообществ. Одни виды заменяются другими, изменяются меж- и внутривидовые отношения, меняется устойчивость биосистемы по отношению к внешним условиям (тепло, свет, влага). Иногда наблюдается стимуляция развития в результате облучения.

Эффект облучения зависит от величины поглощенной дозы, ее мощности, объема облучаемых тканей и органов и вида излучения.

Ионизирующая радиация при воздействии на организм человека может вызвать два вида эффектов, которые относятся к болезням: детерминированные пороговые эффекты (лучевая болезнь, лучевой дерматит, лучевая катаракта, лучевое бесплодие, аномалии в развитии плода и др.) и стохастические (вероятностные) беспороговые эффекты (злокачественные опухоли, лейкозы, наследственные болезни).

---

**Эффекты облучения детерминированные** — клинически выявляемые вредные биологические эффекты, вызванные ионизирующим излучением, в отношении которых предполагается существование порога, ниже которого эффект отсутствует, а выше — тяжесть эффекта зависит от дозы.

---

Детерминированные эффекты возникают, когда число клеток, погибших в результате облучения, потерявших способность воспроизводства или нормального функционирования, достигает критического значения, при котором нарушаются функции пораженных органов. К таким эффектам относят клинически выявляемые радиационные поражения органов и тканей и различных систем организма человека. Они имеют дозовый порог, причем клиническая тяжесть поражения возрастает с увеличением дозы. По времени появления детерминированные эффекты подразделяются на ранние и поздние. Форма зависимости доза — эффект для детерминированных эффектов имеет сигмоидальный вид, и для ее математического описания можно использовать любую функцию, имеющую S-образный вид (например, интегральное нормальное или логнормальное распределение). Часто для оценки ра-



радиационных рисков детерминированных эффектов используют двухпараметрическую функцию распределения Вейбулла вида

$$R = 1 - e^{-\ln 2 \left( \frac{D}{D_{50}} \right)^\chi}, \quad (15)$$

где  $R$  — риск (вероятность) радиационного поражения;  $D$  — доза облучения;  $\chi$  — параметр формы, определяющий крутизну функции риска;  $D_{50}$  — медианная доза, которая представляет собой медианную летальную дозу ( $LD_{50}$ ), если изучаются летальные эффекты, и медианную эффективную дозу  $ED_{50}$ , если рассматриваются нелетальные детерминированные эффекты.

Большую роль играет фактор мощности дозы, т. е. интенсивность радиационного воздействия на живой объект. Обычно используют степенную функцию

$$D_{50} = \frac{\alpha}{P} + \beta, \quad (16)$$

где  $P$  — мощность дозы;  $\alpha$  и  $\beta$  — параметры.

С увеличением мощности дозы облучаемая биологическая система будет быстрее реагировать на воздействия излучения и, с другой стороны, процессы восстановления в этой системе будут подавляться значительно, по сравнению с малыми мощностями доз. Естественно, что любая биологическая система не может в силу инерционности реагировать на воздействие мгновенно, поэтому с возрастанием мощности дозы величина  $D_{50}$  стремится к предельному значению  $\beta$ .

**Эффекты облучения стохастические (вероятностные или беспороговые)** — вредные биологические эффекты, вызванные ионизирующим излучением, не имеющие дозового порога возникновения, вероятность возникновения которых пропорциональна дозе и для которых тяжесть проявления не зависит от дозы. С увеличением дозы повышается не тяжесть этих эффектов, а вероятность (риск) их появления.

Для оценки стохастических эффектов при облучении всего тела используют эффективный эквивалент дозы:

$$E = \sum_R \sum_T W_T H_{RT}, \quad (17)$$

где  $W_T$  — взвешивающий коэффициент ткани/органа  $T$ , отражающий его вклад в общее поражение организма. Единицей измерения эффективного эквивалента дозы служит *зиверт*.

Для количественной оценки частоты стохастических эффектов принята гипотеза о линейной беспороговой зависимости вероятности отдаленных последствий от дозы облучения с коэффициентом риска около  $7 \cdot 10^{-2}$  Зв. Риск возникновения стохастических эффектов существует при любом сколь угодно малом уровне облучения. Эти эффекты делятся на соматические и генетические (наследственные), в зависимости

от того, затрагивают ли они соматические или зародышевые клетки. Соматическое повреждение проявляется в течение жизни человека, а генетическое повреждение — лишь на определенном этапе жизни его потомства.

Система радиационной защиты основана на выполнении двух условий: безусловном предотвращении острых (детерминированных) эффектов и снижении уровня риска отдаленных (стохастических) эффектов до приемлемого (оправданного) уровня. Детерминированные эффекты возникают при относительно больших дозах (более 0,5 Гр) за короткий промежуток времени и характеризуются наличием порога радиационного воздействия, ниже которого эффект не наблюдается. Например, легкая форма лучевой болезни наступает при дозе 1,0 Гр, а тяжелая — 4,5 Гр. Стохастические эффекты — это раковые заболевания различной этиологии и генетические нарушения у потомства. Они проявляются спустя годы после облучения с различной степенью вероятности в зависимости от полученной дозы. Стохастические эффекты не имеют дозового порога, и возможная частота эффектов прямо пропорциональна дозе.

При *прямом действии* излучения разрушаются молекулы, непосредственно поглотившие энергию излучения. Основными прямыми характеристиками биологического воздействия ионизирующего излучения являются: ионизация атомов и разрыв химических связей в молекулах. Они прослеживаются в водных соединениях и органических макромолекулах с образованием радикалов, которые вступают в реакции с молекулами структурных элементов клетки. Появляются несвойственные организму химические соединения — токсины. Нарушаются биохимические функции клетки, происходит гидролиз АТФ, снижается уровень метаболизма. В совокупности это приводит к соматическим и генетическим последствиям.

Самыми опасными являются повреждения ДНК внутри ядра клетки, а также внутриклеточных мембран. В результате облучения ДНК возникают такие типы повреждения макромолекулы, как одно- и двуниевые разрывы; межмолекулярные поперечные сшивки полинуклеотидных цепей; разветвление цепи вследствие одно- и двуниевых разрывов. При облучении нити ДНК резко скручиваются, образуются водородные мостики между различными нитями ДНК, нарушается спиральное строение молекулы; особенно важно разрушение двойных спиралей ДНК.

Поскольку у человека основную часть массы тела составляет вода, первичные процессы взаимодействия излучения и с биологическим веществом во многом определяются поглощением излучения водой клеток, ионизацией молекул воды с образованием высокоактивных в химическом отношении радикалов. Образовавшиеся вредные для организма и реакционноспособные перекисные соединения запускают цепь биохимических реакций, приводящих к нарушению жизнедеятельности отдельных функций или систем организма в целом.

Повреждение биомолекул химически активными продуктами радиолиза воды называют **непрямым (косвенным) действием** излучения. Оно значительно сильнее прямого действия.

После разрушения клеток в ткани начинают ускоренно делиться здоровые клетки, восполняя утерянные. Однако регенерирующим способностям тканей есть предел. Как только облучение вызывает разрушение клеток в количестве, превышающем регенеративные способности ткани, она не справляется со своими функциями, так что начинают проявляться функциональные расстройства. Это — порог дозы, после которого появляются детерминированные эффекты.

Несмотря на отсутствие доказательств вредного действия радиации при дозах менее 100 мЗв, в России установлены крайне жесткие предельно допустимые нормативы для техногенного облучения населения — 1 мЗв/год. Чтобы вызвать острое поражение организма (лучевую болезнь), дозы облучения должны превысить уровень в несколько зиверт.

---

**Лучевая болезнь** — реакция организма на воздействие ионизирующей радиации, характеризующаяся комплексом дозозависимых, последовательно развивающихся морфологических и функциональных изменений всех органов и систем.

---

Летальными считаются следующие дозы: 100 Зв — смерть наступает через несколько часов или дней вследствие повреждения центральной нервной системы; 10—50 Зв — смерть наступает через одну-две недели вследствие внутренних кровоизлияний; 3—5 Зв — 50 % облученных умирает в течение одного-двух месяцев из-за поражения клеток костного мозга.

Тяжесть лучевого поражения зависит от облученного органа. Наиболее тяжело проявляются последствия облучения всего тела по сравнению с облучением отдельных частей тела или органов. Имеет место зависимость биологического эффекта действия радиации от времени, за которое получена одна и та же доза облучения. Чем меньше время, за которое получена доза, тем больше вредный эффект и тяжелее лучевое поражение. Например, доза в 2,5 Зв/сут приведет к развитию острой лучевой болезни средней тяжести, а равномерно растянутая на 50 лет не вызовет изменений.

Таблица 4

**Воздействие различных доз облучения на человеческий организм**

Доза, Гр	Причина и результат воздействия
$(0,7—2) \cdot 10^{-3}$	Доза от естественных источников в год
0,05	Предельно допустимая доза профессионального облучения в год
0,1	Уровень удвоения вероятности генных мутаций
0,25	Однократная доза оправданного риска в чрезвычайных обстоятельствах

Доза, Гр	Причина и результат воздействия
1,0	Доза возникновения острой лучевой болезни
3—5	Без лечения 50 % облученных умирает в течение 1—2 месяцев вследствие нарушения деятельности клеток костного мозга
10—50	Смерть наступает через 1—2 недели вследствие поражений желудочно-кишечного тракта
100	Смерть наступает через несколько часов или дней вследствие повреждения центральной нервной системы

Особенностью воздействия ионизирующего излучения является его онкогенная направленность.

Рак — наиболее серьезное из всех последствий облучения человека при малых дозах. Рак развивается у незначительного числа людей, подвергшихся облучению, но каждый облученный имеет дополнительный шанс заболеть раком.

**Замечание.** В 1991 г. Международная комиссия по радиационной защите определила риск смерти от радиационно индуцированного рака на уровне 7—11 случаев на 1 млн облученных дозой 100 чел. · Зв.

Риск развития любых смертельных злокачественных опухолей после облучения всего организма при низких дозах и мощностях дозы, низкой линейной передачи энергии, для обоих полов и всех возрастов оценивается как  $10^{-2}$  Зв<sup>-1</sup>.

Комитет по изучению радиационных эффектов при ООН (НКДАР) в своих рекомендациях опирается на два основных допущения: 1) не существует никакой пороговой дозы, за которой отсутствует риск заболевания раком. Любая сколь угодно малая доза увеличивает вероятность заболевания раком для человека, получившего эту дозу, и всякая дополнительная доза облучения еще более увеличивает эту вероятность; 2) вероятность заболевания возрастает прямо пропорционально дозе облучения: при удвоении дозы риск удваивается, при получении трехкратной дозы утраивается и т. д.

Первыми в группе раковых заболеваний, поражающих население в результате облучения, стоят лейкозы. Распространенными видами рака являются рак молочной железы и рак щитовидной железы. Эти разновидности рака излечимы, а смертность от рака щитовидной железы низка. Рак легких тоже принадлежит к распространенным разновидностям раковых заболеваний среди облученных групп населения. Для населения всех возрастов и обоих полов в течение жизни риск смерти от радиационно-индуцированного рака после острой дозы 1 Зв составляет 9 % для мужчин и 13 % для женщин (в среднем 11 %).

Установлено, что разные органы и ткани сильно различаются по своей чувствительности к ионизирующей радиации, а также по роли в лучевой патологии и конечном исходе болезни.

**Радиочувствительность** — вероятность повреждения клетки, ткани или органа в результате облучения на единицу дозы. Бергонье

и Трибондо (1906): «законы радиочувствительности»: радиочувствительность выше, если клетка имеет продолжительную фазу митоза и менее дифференцирована. В качестве интегрального критерия радиочувствительности наиболее часто используют величину  $D_{50}$  (летальная доза) — доза, облучение которой вызывает 50%-ную гибель биообъектов.

Примером крайне низкой радиочувствительности служат бактерии, обнаруженные в канале ядерного реактора, где они не только не погибали, а размножались. Величины  $D_{50}$  значительно различаются даже в пределах одного вида. В одном организме различные ткани и клетки имеют разную радиочувствительность: наряду с чувствительными (костный мозг, лимфоидная ткань, эпителий слизистой тонкого кишечника) имеются относительно устойчивые ткани (мышечная, нервная, костная). Чувствительность клеток к излучению зависит от их способности к размножению. Ядро клетки более радиочувствительно по сравнению с цитоплазмой.

Степень радиочувствительности зависит от общего состояния организма, его возраста и пола. Дети чувствительны к действию радиации. Даже небольшие дозы при облучении хрящевой ткани могут у них рост костей, приводя к аномалиям развития скелета. Крайне чувствителен к действию радиации мозг плода, особенно если мать подвергается облучению между восьмой и пятнадцатой неделями беременности.

По морфологическим изменениям радиочувствительность органов человека располагается в ряд: органы кроветворения > половые железы > слизистые оболочки, слюнные, потовые и сальные железы, волосяные сосочки, ЖКТ > печень, органы дыхания, железы внутренней секреции > органы выделения > мышечная и соединительная ткани > соматические костная и хрящевая ткани > нервная ткань. Органы кроветворения наиболее радиочувствительны, поражение костного мозга, тимуса, селезенки, лимфатических узлов ведут к проявлению острой лучевой болезни. К наиболее радиочувствительным органам эндокринной системы относятся половые железы.

Внутреннее облучение намного опаснее внешнего. Радионуклиды, накапливаясь в органах и тканях, становятся источником длительного внутреннего облучения. Степень опасности зависит от физико-химических свойств радионуклидов:  $^{14}\text{C}$  опасен, поскольку является изотопом основного биогенного элемента. Биологическое действие его связывают не только с радиационными, но и трансмутационными эффектами, которые возникают при превращении атомов  $^{14}\text{C}$  в атомы  $^{14}\text{N}$  в результате  $\beta$ -распада. Особую опасность эти процессы приобретают при включении  $^{14}\text{C}$  в ДНК и РНК половых клеток, так как даже единичные акты его распада ведут к мутациям.

В радиобиологии при рассмотрении воздействия инкорпорированных радионуклидов обычно учитывается только радиационное воздействие, создаваемое ионизирующими излучениями, возникающими при их распаде. Считается, что при одинаковой дозе облучения радиа-

ционные эффекты будут одинаковыми при нахождении источника излучения внутри или вне живого организма. Это, однако, не так. При нахождении радиоактивного элемента внутри организма он может проявлять традиционные (химические) токсические свойства, никак не связанные с радиацией. Более того, при распаде некоторых радионуклидов могут возникать стабильные изотопы элементов, являющиеся клеточными ядами. Например, при распаде  $^{137}\text{Cs}$  образуется Ba, который может оказать существенное влияние на химические процессы, протекающие в клетке.

При распаде инкорпорированных радионуклидов и их превращении в другие химические элементы в живую клетку могут попадать радиоактивные атомы, которые включаются в ее метаболизм и тем самым входят в состав жизненно важных молекул. Сюда относятся изотопы Cs, являющиеся химическим аналогом K,  $^{90}\text{Sr}$ , аналог Ca, радиоактивные изотопы J, включающиеся в гормоны, вырабатываемые щитовидной железой,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$  и др. Еще один эффект связан с «горячими» атомами. Энергия химических связей для биомолекул составляет около 5 эВ и не превышает десятка электронвольт. При радиоактивном распаде превращающийся атом получает импульс отдачи. Энергия отдачи равна (эВ): 3,18 ( $^3\text{H}$ ), 6,25 ( $^{14}\text{C}$ ), 39,4 ( $^{40}\text{K}$ ), 20,61 ( $^{90}\text{Sr}$ ), 41,42 ( $^{90}\text{Y}$ ), 5,3 ( $^{131}\text{J}$ ), 4,2 ( $^{134}\text{Cs}$ ), 9,55 ( $^{137}\text{Cs}$ ). При распаде  $^{14}\text{C}$  за счет энергии отдачи может быть разорвана любая одинарная связь атома углерода, а при распаде  $^{40}\text{K}$  и  $^{90}\text{Sr}$  атом отдачи получает энергию, достаточную для разрыва не только своей связи в молекуле, но и для разрушения еще нескольких связей. Если энергии отдачи недостаточно, чтобы разрушить молекулу, то возникающие эффекты связаны с образованием в результате распада атома нового элемента, причем сильно ионизированного.

Эти процессы особенно важны при попадании в организм изотопов йода. Йод, попавший в щитовидную железу, быстро включается в процесс образования гормонов, производимых железой. В 90 % случаев распада  $^{131}\text{J}$  энергии атомов отдачи достаточно для разрыва химической связи, но недостаточно, чтобы получившийся атом ксенона ушел далеко от места, в котором распался атом йода. Атом Xe получается однократно ионизованным и легко может вступить в химическую валентную связь. В результате распада йода образуется либо разрушенная молекула гормона, т. е. весьма активные радикалы, либо молекула гормона, в которой атом йода заменен на атом ксенона. Выделяющаяся при отдаче энергия приводит к повышению кинетической энергии окружающих атомов и молекул, что вызовет локальный перегрев в точке распада исходного атома.

## 1.4. Радиационный гормезис

Сейчас существуют два направления в радиобиологии с разными подходами к оценке влияния на биоту малых доз радиации. Первый



подход постулирует, что проблемы малых доз не существует и все закономерности больших доз можно экстраполировать на малые. Второй — малые дозы по эффекту принципиально отличаются от больших.

Концепция «радиационный гормезис» предполагает, что если большие дозы радиации оказывают неблагоприятные эффекты на живые организмы — угнетают деление клеток, рост и развитие, то малые дозы стимулируют практически все физиологические процессы. Конкретные величины малых доз зависят от видовой характеристики; для млекопитающих они лежат в диапазоне до 0,5 Гр. Установлено, что под влиянием малых доз ионизирующих излучений естественная продолжительность жизни животных увеличивается на 10 % по сравнению с контролем.

**Гормезис** — эффект стимулирования жизнедеятельности организма, повышения его устойчивости к действию повреждающих факторов, увеличения способности к выживанию.

**Радиационный гормезис** — благоприятное воздействие ультрамалых доз облучения.

Естественная радиация — не только один из важнейших факторов эволюции живого на Земле, но и необходимое условие существования биологических объектов. Тысячелетний процесс адаптации человечества к окружающей природной среде привел к тому, что существующий уровень естественного облучения живых существ является безопасным. Развиваясь и прогрессируя в полях естественных излучений, материя выработала защитные механизмы и реакции от вредных последствий действия радиации. В организме человека на уровне ДНК — носителя генетической информации — функционируют механизмы устранения радиационно-генетических изменений. У жителей Хиросимы и Нагасаки, переживших атомные бомбардировки, и их потомков не выявлено повышения частоты радиационных мутаций и генетических заболеваний.

Имеется физиологический уровень воздействия излучений, благоприятный для жизнедеятельности:  $\gamma$ -облучение в малых дозах стимулирует прорастание семян, вызывает увеличение вегетативной массы растений. Малые дозы активируют иммунную систему и повышают устойчивость клеток и организма к последующим более высоким дозам облучения. Предпосевное облучение семян повышает их всхожесть и урожайность. Сокращение продолжительности жизни животных, содержащихся при повышенном уровне воздействия ионизирующих излучений, наблюдалось при суточных дозах более 0,01 Гр. При меньших уровнях доз продолжительность жизни повышалась. Ежедневное облучение крыс  $\gamma$ -лучами в дозе 8 мГр повышает продолжительность их жизни на 25—30 %. Облучение грудной клетки обезьян в дозе 1 Гр увеличило их устойчивость к дифтерийному токсину. Низкодозовое облучение снижает вероятность развития рака, вызванного не только облучением, но и другими воздействиями.

В 1976 г. в США были опубликованы данные по диспансеризации населения страны за 15 лет наблюдений по частоте возникновения всех

видов онкологических заболеваний. Оказалось, что если по стране частота возникновения всех видов рака составляет 150 человек на каждые 100 тыс. населения, то в 14 штатах, где радиоактивный фон примерно в 1,5 раз больше, это число равно 133 человека на 100 тыс., а в четырех штатах с превышением среднего фона до 2,5 раз — 125 человек на каждые 100 тысяч населения. У населения, подвергшегося облучению при бомбардировках Хиросимы и Нагасаки, отдаленные последствия облучения заключаются в снижении случаев лейкемии. Средний возраст людей, получивших небольшие дозы облучения, на 3 года превышает средний возраст остального населения. Для населения Земли общая смертность, в том числе и от рака, ниже в местности с повышенным (в 5 раз) природным радиоактивным фоном. Незначительное повышение доз облучения повышает иммунный статус, увеличивает продолжительность жизни, уменьшает восприимчивость к инфекциям и т. п. Таким образом, наружное облучение в сверхмалых дозах не приносит вреда организму, более того, оно стимулирует его защитные силы.

## 1.5. Воздействие радиации на природные биосистемы

Поскольку радиочувствительность разных видов растений и животных существенно различна, то облучение природных биоценозов приводит к значительным сдвигам в структуре сообществ: одни виды заменяются другими, меняются межвидовые и внутривидовые отношения. Меняется также устойчивость сообщества организмов по отношению к внешним условиям (тепло, свет, влага).

---

**Биоценоз** — исторически сложившаяся совокупность животных, растений, грибов и микроорганизмов, населяющих относительно однородное жизненное пространство (определенный участок суши или акватории) и связанных между собой окружающей их средой.

---

В ряде регионов живые организмы обитают в условиях увеличенного природного радиационного фона. В таких регионах наблюдается большее число генетических нарушений, но такие популяции более устойчивы к радиационной нагрузке. Диапазон устойчивости к радиации в живой природе необычайно широк. Так, у насекомых доза облучения, вызывающая 100%-ный летальный исход, находится в пределах сотен зиверт. Наиболее чувствительны к радиационному излучению эмбрионы, затем идут личинки и куколки. Облучение насекомых вызывает снижение способности самок откладывать яйца, приводит к замедлению развития и роста, нарушению процессов линьки. Доза 10—40 Зв вызовет нарушения поведения насекомых, препятствует их нормальному размножению и жизни. Радиочувствительность большинства бактерий примерно 1000—3000 Гр, а бактерий *Micrococcus radiodurens*, обитающих в каналах ядерных реакторов, 10<sup>6</sup> Гр.



Доза (Зв), при которой погибает 50 % особей на 30-й день ( $D_{50}$ ), для вирусов составляет 4500—7000, для бактерий типа кишечной палочки 50—100, для водорослей 180, для высших растений 10—1500, для беспозвоночных (амебы) 1000, для гидр 50, моллюсков 120—200, для личинок насекомых 100—250, для позвоночных: змеи 80—200, лягушки 5—10, голуби 25—30, кролики — 6, куры 10—15, рыбы 5—20, грызуны 5—9, собаки 2—4, обезьяны 2—5,5, человек — около 5. Наиболее устойчивы к действию ионизирующих излучений микроорганизмы — дозы, способные вызвать их гибель, составляют сотни и тысячи грей. Для беспозвоночных животных летальные дозы на порядок ниже; для позвоночных они составляют десятки грей, а наиболее радиочувствительны млекопитающие: по мере усложнения биологической организации объектов их устойчивость к радиации снижается. Амфибии, рептилии, птицы более устойчивы к ионизирующим излучениям, чем млекопитающие. К счастью, у млекопитающих хорошо развиты восстановительные процессы. Степень устойчивости к ионизирующей радиации сильно колеблется в пределах одного вида. Эффект зависит от режима облучения (одно-, многократное, хроническое), возраста и физиологического состояния животных. Обычно млекопитающие, облученные в дозе 5—10 Зв, в среднем живут от нескольких дней до нескольких недель.

Наиболее чувствительны к облучению быстро делящиеся клетки (этим объясняется снижение чувствительности с возрастом). Поэтому любой компонент системы (будь то часть организма, одна особь или популяция), претерпевающий быстрый рост, оказывается восприимчивым к облучению не зависимо от своего систематического положения.

У высших растений чувствительность к ионизирующему излучению пропорциональна размеру клеточного ядра, т. е. объему хромосом и содержанию ДНК. При изменении объема хромосом их чувствительность к облучению изменяется на три порядка. Растения с большим объемом хромосом гибнут при дозе менее 10 Зв, а растения с мелкими хромосомами или малым их количеством устойчивы к дозе 500 Зв или выше. Это связано с тем, что при увеличении хромосомной «мишени» повышается вероятность прямого «попадания» излучения. У высших животных не обнаружено такой прямой зависимости между чувствительностью и клеточной структурой; для них важнее чувствительность отдельных органов. Так, млекопитающие плохо переносят даже низкие дозы вследствие высокой чувствительности к облучению быстро делящейся кроветворной ткани костного мозга.

Для того чтобы та или иная система могла переносить более высокий уровень излучения, чем тот, при котором она эволюционировала, должна произойти адаптация, сопровождающаяся гибелью чувствительных видов. Радиационный стресс может изменить основные межпопуляционные взаимодействия, например равновесие между хищниками и жертвами, или вызвать внезапное нашествие вредителей.

В интервале доз 10—100 Зв средняя продолжительность жизни млекопитающих слабо зависит от величины поглощенной дозы (около 3,5 дн.). Эффект независимости средней продолжительности жизни от величины дозы облучения получил название «3,5-дневный эффект», а возникающий лучевой синдром — «желудочно-кишечный». Облучение в дозах, превышающих 100 Гр, приводит к гибели млекопитающих, наступающей в первые несколько дней или даже несколько часов. Если поглощенная доза достигает 1000 Гр и более, животные гибнут сразу же «под лучом».

После аварии на ЧАЭС, когда основным источником облучения был радиоактивный  $^{131}\text{I}$ , дикие животные получили по 150—200 Зв на щитовидную железу. Это вызвало те же болезни, что и у человека. Через полгода, когда  $^{131}\text{I}$  распался и основными источниками облучения стали  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , внутреннее облучение у отдельных видов животных оказалось высоким. Прежде всего, пострадали дикие кабаны, волки, донные рыбы. Летальная доза при внешнем облучении у большинства диких животных составляет около 10 Зв, но отдельные особи погибают уже при дозах на все тело, примерно равных 2 Зв. Внутреннее облучение у многих млекопитающих вызвало рост заболеваемости, преждевременную гибель, сокращение срока жизни, снижение плодовитости. Наблюдались и генетические последствия: встречались необычно большие зайцы, ежи без колючек, наблюдалось временное отсутствие потомства у волчиц. Одновременно произошло увеличение численности диких кабанов, лосей, волков, птиц. Это связано с тем, что со значительных территорий произошло отселение людей и созданы заповедники.

В районе ЧАЭС в течение летнего периода 1986 г. даже в максимально зараженной зоне наблюдалась хотя и уменьшенная по численности, но достаточно большая популяция мышей. На участках со средней загрязненностью выжил заметный процент зимовавших животных, и, наконец, на участках с низким загрязнением изменения численности популяции мышей по сравнению с контролем не отмечено. В течение летнего периода вся территория, включая максимально зараженные места, была заселена животными. Крупные животные (лисы, зайцы, одичавшие собаки) начали быстро размножаться на зараженной территории из-за отсутствия человека и благодаря большому количеству кормов в виде мелкого домашнего скота и птицы и необрушенных сельскохозяйственных угодий.

Таблица 5

**Радиочувствительность различных объектов к дозам  
γ-излучения, вызывающим 50%-ную смертность**

Биологический вид	Доза, Гр	Биологический вид	Доза, Гр
Овца	1,5—2,5	Рыбы	7,0—600,0
Осел	2,0—3,8	Кролик	9,0—10,0
Собака	2,5—3,0	Хомяк	9,0—10,0

Биологический вид	Доза, Гр	Биологический вид	Доза, Гр
Человек	2,5—3,5	Змеи	80,0—200,0
Обезьяна	2,5—6,0	Насекомые	10,0—100,0
Мыши	6,0—15,0	Растения	10,0—1500,0
Крысы	7,0—9,0	Бактерии	50,0— 10 000,0
Птицы	8,0—20,0	Вирусы	200,0— 10 000,0

Доза внешнего облучения на организм животных формируется за счет воздействия  $\gamma$ -излучения;  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучения не вносят существенного вклада в общее внешнее облучение животных, так как они поглощаются воздухом или эпидермисом кожи. Радиационное поражение кожных покровов  $\beta$ -частицами возможно при содержании скота на открытой местности в момент выпадения радиоактивных осадков. Возможно однократное, фракционное и непрерывное длительное воздействие ионизирующего излучения на организм животных. Общее облучение, при котором радиационному воздействию подвергается все тело, имеет место при обитании животных на территории, загрязненной радиоактивными веществами.

Влияние низких доз радиации на численность популяции птиц изучено на примере размножения воробьев в Калифорнии, где после аварии на ЧАЭС было обнаружено снижение численности большинства видов. При этом снижение численности птиц коснулось только тех районов, где во время прохождения над США чернобыльских облаков выпадали дожди. Снижение численности затронуло только те виды птиц, которые питались листогрызущими насекомыми и семенами травянистых растений, и не затронуло дятлов и ласточек. У птиц, питающихся исключительно листогрызущими гусеницами, отмечена 100%-ную гибель потомства, а у птиц, питающихся как листогрызущими, так и другими насекомыми, погибло около 65 % потомства, у зерноядных птиц погибло около 50 % молодняка. На близрасположенных горных территориях, где радиоактивных дождей не было, численность птиц в 1996 г. не отличалась от средних многолетних величин.

Накопление радионуклидов в водных экосистемах выше, чем в наземных, так как потоки питательных веществ в водной среде более интенсивны. Ионизирующие излучения оказывают разрушающее действие на организм рыб. Такое действие проявляется на всех стадиях развития: на оплодотворенной и развивающейся икре, на личинках, мальках и взрослых рыбах, на производителях и на их половых продуктах — икре и спермиях. В зависимости от дозы облучения наблюдаются тяжелые поражения половых желез, кроветворных органов, дефекты в развитии и уродства, отставание в росте и т. д. Еще более, чем рыбы, чувствительны к радиации кормовые объекты рыб — планктонные

и бентосные беспозвоночные животные. Смертельные дозы для рыб значительно выше, чем для млекопитающих, и только развивающаяся икра чрезвычайно чувствительна.

Ионизирующие излучения оказывают угнетающее и разрушающее действие на рыб. Такое разрушающее действие проявляется на всех стадиях развития: на оплодотворенной и развивающейся икре, на личинках, мальках и взрослых рыбах, на производителях и на их половых продуктах — икре и спермиях. В потомстве облученных производителей возможны генетические поражения. В зависимости от дозы облучения наблюдаются тяжелые поражения половых желез, крови, кроветворных органов, дефекты в развитии и уродства у эмбрионов и личинок, отставание в росте и т. д. Под действием облучения у рыб отмечаются аноксия, резко выраженная лейкопения, депрессия роста, общая мышечная слабость, снижение реакции на внешнее раздражение и в конечном счете — высокая смертность.

Смертельной для рыб является доза 35—40 Зв. Первые изменения в организме появляются при действии дозы в 6 Зв. Повышение дозы до 14 Зв ведет к развитию лейкопении и соматическим нарушениям. Личинки рыб могут жить некоторое время после действия на них 20—40 Зв. Характерной особенностью действия облучения является наличие скрытого периода, в течение которого в организме нельзя обнаружить каких-либо изменений. Он длится у рыб 1—3 недели, а затем появляются поражения. В дальнейшем наступает период, когда рыбы гибнут или выздоравливают.

Под действием  $^{90}\text{Sr}$  проявляются морфологические, а  $^{137}\text{Cs}$  — генетико-биохимические аномалии. Наиболее чувствительны к действию  $^{90}\text{Sr}$  планктонные организмы, затем рыбы и менее всего — водные растения. Безвредная концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в воде для наиболее чувствительных организмов примерно равна  $5 \cdot 10^{-5}$  Ки/л. Короткоживущие радиоизотопы менее опасны при загрязнении ими организма рыб, чем долгоживущие, которые являются высокооргано-тропными, так что рыбы, загрязненные ими, могут стать опасными источниками заражения других животных, в том числе человека.

Радиорезистентность растений на 1—2 порядка выше по сравнению с млекопитающими. Степень поражения тканей растения зависит от генетических, физиологических факторов и условий внешней среды. К генетическим факторам относятся видовые и сортовые особенности растения, которые определяются цитогенетическими показателями. Цитогенетические характеристики — размеры ядер, число и строение хромосом — определяют радиоустойчивость растений, зависящей от объема клеточных ядер. Радиочувствительность сельскохозяйственных культур определяется по снижению урожайности на 50 % при облучении от всходов до цветения. Физиологические факторы — фазы и стадии развития растений в момент начала облучения, скорость роста и обмен веществ растительного организма; факторы внешней

среды — погодно-климатические условия в период облучения, условия минерального питания растений и др.

Таблица 6

**Радиочувствительность различных растений при хроническом облучении**

Растение	Продолжительность облучения, нед.	Мощность дозы, Р/сут.		
		видимое повреждение отсутствует	среднее повреждение	сильное повреждение
Сосна	10 сезонов (120 нед.)	0,75	1	3,5
Лилия	8	10	20	40
Традесканция болотная	12	15	20	40
Бобы конские	15	30	60	90
Хлопчатник	15	25	112	250
Махорка	15	50	10,0	400
Хризантема	12	215	430	870
Гладиолус	12	800	1500	5000

На устойчивость растений к облучению влияет их степень пloidности. Более чувствительны диплоидные виды. Дозы, повреждающие полиплоидные виды, выше. На радиочувствительность растений влияет скорость роста, т. е. скорость клеточного деления. При остром облучении растения обладают большей радиочувствительностью в стадии наиболее интенсивного роста, медленно растущие растения устойчивее к действию облучения, чем растения с ускоренным ростом. При хроническом облучении проявляется обратная зависимость: чем выше скорость роста, тем меньше угнетаются растения.

Для растений, длительное время произраставших в условиях повышенного радиационного фона, характерна адаптация к нему, увеличение их радиорезистентности. Это — результат действия естественного отбора. На протяжении многих поколений радиационно-чувствительные особи в первую очередь погибали на радиационно-загрязненных территориях. Выжившие генетически ущербны, но зато способны существовать при повышенной радиационной нагрузке. В популяциях, обитающих в нормальных условиях, есть группы особей с пониженной радиочувствительностью — они и выживают, и дают потомство при повышенных уровнях радиации, а более радиочувствительные гибнут или устраняются от размножения.

В процессе роста и развития радиочувствительность растений существенно изменяется. По поражению основного побега все злаковые культуры проявляют наибольшую чувствительность к действию радиации в первый период вегетации. Облучение растений в эти периоды

тормозит ростовые процессы и нарушает взаимосогласованность физиологических функций, определяющих формообразовательные процессы. Облучение растений в период формирования материнских клеток пыльцы может привести к значительной стерильности и потере урожая зерна. Критическая доза облучения (например, 30 Гр для пшеницы) в этот период вызывает полную стерильность соцветий основных побегов. При облучении растений в период формирования одноядерных пыльцевых зерен устойчивость к действию ионизирующей радиации у растений значительно повышается. На последующих этапах органогенеза устойчивость растений к действию радиации возрастает еще сильнее. Облучение растений в период цветения и налива зерна не вызывает заметного снижения их продуктивности.

Наиболее устойчивы к облучению осоки, менее устойчивы — верески и злаки. Наиболее чувствительны к радиации деревья, менее чувствительны кусты, травянистые виды и еще менее чувствительны мхи и лишайники. Сосны значительно более чувствительны к радиации, чем дубы. Травянистые сообщества более устойчивы, чем зрелые леса.

Воздействие радиации на растения зависит от степени загрязнения почвы радионуклидами и вызывает разные последствия. Например, при загрязнении до 40 Ки/км<sup>2</sup> наблюдается ускорение роста хвойных деревьев, но при загрязнении 200 Ки/км<sup>2</sup> и выше прекращается их рост. При незначительном радиоактивном загрязнении наблюдается рост и некоторых лиственных деревьев. Однако при определенных уровнях загрязнения (более 3700 кБк/м<sup>2</sup>) у некоторых растений наблюдается замедление роста, снижение урожайности и гибель.

При аварии ЧАЭС сильно пострадала сосновая роща, на которую в первые дни выпало большое количество выброшенной радиоактивности. На расстоянии около 1 км от реактора лес сохранился, хотя много деревьев погибло и наблюдались частые соматические изменения на ветвях сосен (удлиненные или укороченные иглы, измененная кустистость веток и т. д.). Меньше пострадали лиственные и травянистые растения. Растительность в зоне ЧАЭС не исчезла и не деградировала, за исключением небольших участков территории. Вытеснение хвойных пород лиственными на незначительных территориях не внесло дисбаланс в природную среду. В целом растительный мир пострадал незначительно, но накопление радионуклидов в растениях создало угрозу здоровью людей по цепям питания.

## Глава 2

# АНАЛИЗ И УПРАВЛЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИМ РИСКОМ

Опасность со стороны каких-либо воздействий на экологическую систему составляет экологический риск.

В данной главе мы рассмотрим сначала методы анализа и управления экологическим риском, а затем займемся риском, связанным с ионизирующим излучением и радионуклидами, находящимися в экосистеме.

### 2.1. Опасность и риск

Уже с первых шагов человек понимает, что существование в данном мире — непрерывное столкновение с опасностями. Необходимость адекватной оценки опасностей со стороны окружающей среды и нежелательных последствий от собственной деятельности стимулировала введение понятия риска. Риск представляет собой количественную меру опасности.

Риск — вероятность неблагоприятного развития событий с плохим концом: смертью, травмой, болезнью, неважным самочувствием, дискомфортом, испорченным настроением. Анализировать риск — значит обнаружить все реальные опасности, оценить вероятность их появления, рассчитать возможные последствия и ущерб от всех опасностей. Управление риском означает попытку избежать каких-то опасностей или сведение последствий каких-либо видов деятельности к минимальному ущербу.

---

**Риск** — 1) возможная опасность; 2) ситуативная характеристика деятельности, состоящая в неопределенности ее исхода и возможных неблагоприятных последствий в случае неуспеха.

---

Понятие риска относится к системе, включающей источник опасности и объект, на который этот источник может воздействовать. Концепция минимального (оптимального) риска предполагает, что избежать риска невозможно, но можно уменьшить его до приемлемого уровня.

Риск характеризуется сочетанием вероятностей: 1) вероятность возникновения неблагоприятного воздействия; 2) вероятность возникновения неблагоприятного воздействия именно данного типа и мас-



штаба; 3) вероятность того, что данный тип воздействия вызывает определенную величину отклонений состояния субъекта от его динамического равновесия.

Меру риска вычисляют по формуле

$$R = \frac{\text{Число неблагоприятных событий}}{\text{Общее число событий}}. \quad (1)$$

В этой формуле в числителе записывается число событий, неблагоприятных с точки зрения исследователя (например, число автомобильных аварий), а в знаменателе — общее число событий (число автомобилей на дороге). Число событий рассчитывают за определенный отрезок времени: за год, десятилетие, век и т. п. Если несколько опасностей возможны одновременно, то риски суммируются методами математической статистики.

Управление риском представляет собой группу процедур, направленных на обоснование принятия административных решений. Риск-анализ обеспечивает создание критериев отбора мер, которые наиболее эффективны экологически, приемлемы технологически и наилучшим образом соответствуют конкретной окружающей среде. Оценка риска включает информацию о вероятности разрушения природных систем, аварий на технических системах и их последствий для населения.

Риски выражают через вероятность смерти индивида в течение года. Например, риск смерти в результате падения метеорита равен  $6 \cdot 10^{-11}$  за год, т. е. человек имеет шесть шансов из миллиарда погибнуть в течение 100 лет от падения метеорита. Опасность мала и не учитывается. Люди считают для себя приемлемыми гораздо более высокие риски. Так, выкуривание 20 сигарет в день приводит к смерти с вероятностью  $5 \cdot 10^{-3}$ , т. е. человек имеет пять шансов из тысячи погибнуть в течение года от курения, но продолжает курить. Риск при вождении мотоцикла —  $2 \cdot 10^{-3}$ , управлении автомобилем —  $1,7 \cdot 10^{-4}$ , в альпинизме —  $4 \cdot 10^{-5}$ , рентгенодиагностике —  $1 \cdot 10^{-5}$ .

---

**Экологический риск** — уровень вероятности возникновения неблагоприятных последствий природных явлений, функционирования промышленности, транспорта и т. п. для жизнедеятельности людей, сохранности природных ресурсов, экосистем, исторических, культурных и материальных ценностей.

---

Цель определения величины экологического риска — оценка вероятности неблагоприятного влияния на человека, домашних животных, дикой природы или на экологические системы химических веществ или физических воздействий.

При оценке экологического риска учитывают общее повреждение здоровья, травмы, стрессы морального или этического характера. Под **интегральным экологическим риском** понимают оценку неблагоприятных воздействий на окружающую среду и биосферу в целом.

**Экологическая безопасность** — совокупность условий, обеспечивающих минимальный уровень неблагоприятных воздействий природы и технологических процессов ее освоения на здоровье людей. Ее рассматривают в пределах всех форм природопользования. Она касается как прямого, так и косвенного воздействия человека (глобального, регионального и локального) на окружающую среду.

**Окружающая среда** — понятие, характеризующее природные условия в конкретно избранном месте и экологическое состояние данной местности. Относится к описанию природных условий на поверхности Земли, состоянию ее локальных и глобальных экосистем и их взаимодействию с человеком.

**Среда обитания** — совокупность конкретных абиотических и биотических условий, в которых обитает данная особь, популяция или вид, часть природы, окружающая живые организмы и оказывающая на них прямое или косвенное воздействие. Из среды организмы получают все необходимое для жизни и в нее же выделяют продукты обмена веществ.

**Экологическая система** (экосистема) — биологическая система, состоящая из сообщества живых организмов, среды их обитания, системы связей, осуществляющей обмен веществом и энергией между ними.

Обеспечение экологической безопасности — это планирование и осуществление комплекса мероприятий, обеспечивающих предотвращение или ликвидацию отрицательных последствий для окружающей среды и населения при развитии промышленности, энергетики, коммуникаций и сельского хозяйства. Система экологической безопасности обеспечивает допустимое негативное воздействие техногенных и антропогенных факторов на биоту и человека. В нее входят: экологическая оценка территории; составление кадастров объектов воздействия на окружающую среду, природных ресурсов, «загрязненных» площадей; экологический мониторинг. Управленческие решения включают формирование экологической политики; предупреждение проявления антропогенных факторов; минимизацию последствий проявления техногенных факторов.

В качестве примера рассмотрим экологические опасности, связанные с выбросом токсичного химического вещества в атмосферу.

Здесь **опасность** — способность химического соединения наносить вред организму и (или) относительная токсичность вещества или смеси веществ. Идентификация опасности — процесс установления причинной связи между экспозицией химического вещества и частотой развития и (или) тяжестью неблагоприятных эффектов на здоровье человека.

В случае газообразных химических токсинов схема цепочки анализа риска выглядит так:

ИСТОЧНИК  $\Rightarrow$  ДИСПЕРСИЯ  $\Rightarrow$  ЭКСПОЗИЦИЯ  $\Rightarrow$  ДОЗА  $\Rightarrow$  РИСК.

Анализ риска начинается с идентификации опасности.

**ИСТОЧНИК.** Источниками токсичных веществ могут быть химические, металлургические и биотехнологические заводы, газо- и нефтепе-

перерабатывающие предприятия, АЭС, свалки, бензозаправки, автотранспорт, аэродромы, горно-обогатительные комбинаты, животноводческие фермы и др. Управление риском включает определение опасности вещества, накопленного в источнике, степени его токсичности, величины запасов в источнике, вероятности его выхода из источника.

**ДИСПЕРСИЯ.** Токсичное вещество не опасно, если оно надежно замуровано и не может далеко продвигаться от источника. Однако если источник открытый, вещество начинает его покидать и распространяться в окружающей среде. При анализе миграционного процесса определяют скорость распространения токсина в окружающей среде, расстояние, на которое он способен удалиться от источника за время своей жизни; скорость уменьшения концентрации токсина в источнике; скорость увеличения концентрации токсина в среде обитания; способность к накоплению в компонентах биоты; химические превращения во время миграции; вероятность его трансформации в более опасные вещества.

**ЭКСПОЗИЦИЯ.** После перемещения токсин достигает живого существа и вступает с ним в контакт. Определяют, какой организм вступил в контакт с токсином; как именно, как долго и часто вступает организм в контакт с токсином; скорости накопления и вывода из организма; где именно накапливается токсин; вероятность синергизма от совместного воздействия различных типов токсинов.

**ДОЗА.** Вещество, попавшее в организм, распространяется по нему и начинает отрицательно воздействовать на функционирование его систем. Суммарный эффект воздействия и определяет дозу. На этом этапе измеряют концентрацию токсина в организме, время его пребывания в организме или в критическом органе и степень его токсичности.

**РИСК.** Риск определяется вероятностью возникновения негативных последствий для организма из-за контакта с токсином. Здесь выясняют, насколько хорошо организм способен сопротивляться негативным последствиям действия токсина; к каким последствиям приводит контакт организма с токсином; каковы последствия для экосистемы в целом.

Доза, т. е. количество токсичного вещества в организме, сама по себе мало что значит. Важно, причинит ли она организму ущерб, и если причинит, то какого типа и какой тяжести, важно также, не вызовет ли она эпидемию, способную нанести вред всей популяции.

Два основных элемента риска связаны уравнением

$$\text{Риск} = (\text{опасность}) \cdot (\text{экспозиция}) = (\text{токсичность}) \cdot (\text{экспозиция}).$$

Оценка риска здоровья проводится по схеме: **источник** → **эмиссия** → **среда** → **экспозиция** → **человек**. Различают риски от однократного поступления токсина в организм и хроническое поражение населения.

При анализе риска для населения учитываются такие факторы, как годовая статистика смертности, смертность на единицу населения, причина смерти, половозрелая группа; заболеваемость, детские поли-

клиники, скорая помощь, диагноз; учитываются базы данных по населению, миграции, карта распределения плотности населения и медицинских учреждений, маршруты передвижения населения. Получают количественные зависимости риска смерти от интенсивности воздействия неблагоприятного фактора среды. Окончательно рассчитывают варианты развития ситуации «среда — здоровье», оптимизированные под разные управленческие решения.

В настоящее время имеется несколько программ для компьютерного анализа риска, связанного с поступлением в среду обитания газобразного токсина. Например, система обработки информации *EHIPS* — *Environmental Health Information Processing System*.

## 2.2. Радиационный и ядерный риски

Поскольку проявление ряда неблагоприятных радиационных последствий не имеет порога, то основой системы радиационной безопасности является понятие приемлемого риска. Существует уровень безусловно приемлемого риска, принимаемого обществом и не требующего ни планирования, ни проведения каких-либо защитных мероприятий, — один случай смерти в год на миллион человек.

---

**Радиационный риск** — вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения.

---

Риск (в том числе радиационный) рассчитывается по формуле

$$R = P \cdot Y, \quad (2)$$

где  $R$  — риск;  $P$  — вероятность;  $Y$  — ущерб.

Оценить реальный радиационный риск достаточно сложно. Это связано с неопределенностью медицинских последствий воздействия малых доз радиации в течение продолжительного времени; с трудностями в наблюдении за лицами, подвергшимися радиационному заражению; с сокрытием фактов аварийных выбросов радионуклидов в биосферу и др.

Индивидуальный радиационный риск — отношение числа летальных исходов ( $N_{\text{л}}$ ) в результате воздействия ионизационного излучения к общему числу подвергшихся воздействию ( $N_{\text{обл}}$ ):

$$R_{\text{инд}} = N_{\text{л}} / N_{\text{обл}}. \quad (3)$$

Будущие риски оцениваются по формулам:

$$R_{\text{инд}} = r \cdot H_{\text{инд}}, \quad (4)$$

где  $H_{\text{инд}}$  — индивидуальная эффективная эквивалентная доза, Зв;  $r$  — коэффициент смертельного исхода (коэффициент риска), связанного

с действием ионизирующего излучения, отнесенного к 1 Зв и 1 человеку ( $\text{Зв}^{-1} \cdot \text{чел.}^{-1}$ );

$$H_{\text{инд}} = D \cdot W_R, \quad (5)$$

где  $D$  — поглощенная доза;  $W_R$  — взвешивающий коэффициент для конкретного вида излучения.

Коллективный риск оценивается по формуле

$$R_{\text{колл}} = r \cdot H_{\text{колл}}, \quad (6)$$

где  $H_{\text{колл}}$  — коллективная эффективная эквивалентная доза,  $H_{\text{колл}} = H_{\text{инд}} \cdot N$ ;  $R_{\text{колл}}$  — риск коллективный — число дополнительных случаев смертельных исходов в результате действия ионизирующего излучения в год.

Единицей измерения этой величины служит человеко-зиверт ( $\text{Зв} \times \text{чел.}$ ). Ее используют для оценки последствий облучения больших контингентов населения. Коллективная доза равна произведению эффективной эквивалентной индивидуальной дозы на число облучаемых людей  $N$ .

Уровни доз позволяют судить о возможных эффектах в биоте или у человека. Помимо индивидуальных доз для человека оценивают коллективные дозы, характеризующие воздействие на популяцию в целом. Популяционный риск определяет число случаев смерти или заболеваний, которые могут возникнуть во всей популяции или в отдельных ее группах (наиболее уязвимых) в результате воздействия изучаемого загрязнителя.

Он связан с индивидуальным риском выражением:

$$\text{Популяционный риск} = \text{Индивидуальный риск} \times \text{Численность населения (или подгруппы)}.$$

Индивидуальный и популяционный канцерогенные риски характеризуют верхнюю границу *возможного* канцерогенного риска на протяжении периода, соответствующего средней продолжительности жизни человека (70 лет).

Федеральным законом «О радиационной безопасности населения» определена величина допустимой дозы дополнительного облучения в 1 мЗв в год. Индивидуальный пожизненный риск от такой дозы дополнительного облучения находится на уровне  $5 \cdot 10^{-5}$ , который соответствует диапазону 10—30 % годовых доз облучения населения регионов России от других источников — естественного фона, медицинской диагностики и радона.

В основе обеспечения радиационной безопасности персонала и населения лежат величины приемлемого риска. Предел индивидуального пожизненного риска в условиях нормальной эксплуатации для облучения персонала в течение года равен  $10^{-3}$ , для населения —  $5 \cdot 10^{-5}$ ,

уровень пренебрежимого риска —  $10^{-6}$ . Этот коэффициент позволяет оценить вероятность фатальных исходов, сопряженных с облучением. Так, коэффициент  $1,65 \cdot 10^{-5} \text{ мЗв}^{-1} \cdot \text{чел.}^{-1}$  означает, что два человека из 10 000 умрут от раковых заболеваний при получении дозы, равной 1 мЗв. Индивидуальные канцерогенные риски, обусловленные хроническим облучением населения, проживающего в зоне влияния крупнейших предприятий ядерной индустрии, составляют  $10^{-6}$ — $10^{-7}$ . На уровне пренебрежимого риска находятся также риски смерти среди населения, проживающего вблизи АЭС  $((3-8) \cdot 10^{-7})$ .

При учете радионуклидного риска учитывают эффекты синергизма: степень воздействия радиации часто усиливается наличием в среде вредных примесей (например, в атмосфере — оксидов азота, серы, СО; в почвах и в водах — ионов тяжелых металлов, пестицидов и т. д.); т. е. эффектами радиоэкологического синергизма.

---

**Ядерный риск** — риск, связанный с поступлением потенциально опасных радиоактивных материалов в окружающую среду в результате неконтролируемых ядерных реакций.

---

**Замечание.** Важный аспект ядерного риска — распространение в мире ядерного, термоядерного и нейтронного оружия. В данной книге мы этими вопросами заниматься не будем.

В ядерной безопасности наиболее серьезным риском является возникновение самоподдерживающейся цепной реакции (СЦР) деления.

Аварии с возникновением СЦР создают мощные источники облучения. СЦР может возникнуть на таких объектах, как предприятие по переработке ОЯТ, АЭС, АПЛ и ледоколы, объекты, на которых находится атомное оружие, базы перегрузки ядерного топлива на суда, хранилища отходов, скважины с жидкими РАО. Поэтому ядерная безопасность требует принятия мер сведения вероятности СЦР к нулю.

Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов относятся к серьезным проблемам современности. Развитие ядерной энергетики непосредственно зависит от решения экологических проблем. В плане воздействия на природную среду ядерная энергетика имеет ряд преимуществ перед другими источниками энергии. Перспективы развития ядерной энергетики связаны с ее менее вредным экологическим воздействием по сравнению с энергетикой на ископаемом топливе, если учитывать объем и состав токсичных выбросов в окружающую среду. Ядерная энергетика имеет преимущество с точки зрения сохранения запасов кислорода и поддержания баланса парниковых газов в атмосфере. Ее развитие обеспечивает сокращение потребления невозполнимых органических ресурсов. Прогресс в развитии ядерной энергетики обеспечивает устойчивую эволюцию биосферы.

Управление радиационным и ядерным рисками направлено на обеспечение радиационной безопасности, т. е. на осуществление комплек-

са мероприятий по использованию источников ионизирующего излучения, создающих условия, исключающие облучение и радиоактивное загрязнение персонала, населения и окружающей среды. Цель проводимой в ядерной отрасли природоохранной работы — исключение негативного влияния предприятий ЯТЦ на здоровье населения. Она достигается снижением выбросов и сбросов радиоактивных веществ в объекты окружающей среды; грамотным обращением с радиоактивными отходами, РАО; реабилитацией территорий, загрязненных при производстве ядерных материалов; своевременным выводом из эксплуатации ядерных установок, радиационных источников, созданием надежных пунктов хранения ядерных материалов и радиоактивных веществ; совершенствованием мониторинга.

Основными задачами в сфере радиоэкологии являются:

- обеспечение экологической безопасности и социально приемлемого уровня радиационного воздействия на население и окружающую среду;

- рациональное использование природных ресурсов и ядерных материалов, включая ОЯТ, а также охрана окружающей среды;

- устранение отрицательных экологических последствий и ущерба, нанесенного природной среде предприятиями ЯТЦ.

Важно учитывать, что оценка воздействия радиационного фактора строится на двух принципах: гигиеническом и экологическом. При нормировании по гигиеническому принципу в основу закладывается ограничение содержания радионуклидов в объектах окружающей среды, оцененное по допустимому воздействию на здоровье человека. При применении экологического принципа исходят из действия ионизирующих излучений непосредственно на сами объекты окружающей среды (биоту).

Гигиенический принцип радиационной защиты человека основан на трех постулатах: 1) оправданность использования источников ионизирующих излучений (превышение пользы от применения источников над ущербом в результате их использования); 2) оптимизация — поддержание доз облучения на минимальном уровне с учетом влияния социальных и экономических факторов (предусматривается максимальное ограничение вероятностных эффектов облучения (злокачественные опухоли и генетические последствия облучения); 3) непревышение дозовых пределов облучения человека (предполагается исключение проявления детерминированных — пороговых эффектов). При определении степени радиационного воздействия используется линейная беспороговая концепция доза-эффект.

Согласно постулату МКРЗ, если защищен человек, то защищена и биота. Этот постулат базируется на следующих аргументах: 1) человек — самый радиационно-чувствительный живой организм; 2) для обеспечения радиационной безопасности человека в нормативы заложены большие коэффициенты запаса (максимально допустимая доза облучения человека равна 1 мЗв/год, что ниже летальных доз



6—8 Зв в 10 000 раз); 3) охрана здоровья человека рассматривается как задача первостепенной важности.

Дозовая шкала облучения человека по уровню опасности (мЗв/год) выглядит так: очень серьезная опасность более 100, большая 10—100, нормальная ситуация — 1—10 (естественный фон), очень низкая опасность — 0,1—1. Аналогичная шкала для биоты менее разработана, но принимают (Зв): гибель радиорезистентных экосистем (луговые травы и сельскохозяйственные посевы) — 60—70, гибель радиочувствительных экосистем — хвойных и лиственных лесов — 10—30, выпадение важных видов-доминантов в экосистемах — 5—10; рекомендуемые МАГАТЭ уровни безопасности воздействия ионизирующих излучения на биоту в среде ее обитания — 0,4—4.

Биота намного радиационно устойчивее человека. Нормативы допустимого облучения человека — 1 мЗв/год, а биоты в среде ее обитания — 0,4—4 Зв/год, т. е. допустимые дозы облучения живых организмов выше, чем человека, в 400—4000 раз. Допустимые дозы облучения биоты превышают природный радиационный фон в 200—2000 раз.

Проблемы поражения биоты (включая генетические аспекты) важны при крупных радиационных авариях с выбросами радиоактивных веществ в окружающую среду, когда формируются высокие дозовые нагрузки на природные экосистемы (порядка 10 Зв и выше).

# Глава 3

## ЮРИДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Ядерная безопасность определяет основные требования к радиационной защите и безопасности и дает рекомендации, касающиеся порядка их применения.

Данная глава посвящена рассмотрению некоторых юридических аспектов экологической, радиационной и ядерной безопасности.

### 3.1. Обеспечение ядерной и радиационной безопасности

Опасность — процессы, вызывающие нежелательные последствия, а безопасность — такое состояние системы, при котором проявление опасности исключено с определенной (считающейся допустимой) вероятностью.

---

**Экологическая безопасность** — совокупность условий, обеспечивающих минимальный уровень неблагоприятных воздействий природы и технологических процессов на здоровье людей. Она касается как прямого, так и косвенного воздействия человека на окружающую среду. Особое внимание уделяется социальной составляющей безопасности, так как даже мнимая угроза может приводить к усилению стресса у населения и как результат — к повышению заболеваемости.

---

Цель экологической безопасности — обеспечение состояния защищенности природной среды и жизненно важных интересов человека от возможного негативного воздействия хозяйственной деятельности, чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера. Это состояние обеспечивается за счет совершенствования технологий в сторону уменьшения отходов и сокращения энергопотребления.

**Радиационная безопасность** — свойство предотвращать переоблучение людей и окружающей среды, система мер, обеспечивающая такую защищенность персонала и населения от радиационных воздействий, при которой не возникают нестохастические соматические эффекты, а вероятность стохастических эффектов мала и приемлема.

**Радиационная безопасность населения** — состояние защищенности людей настоящего и будущего поколений от вредного для их здоровья воздействия ионизирующего излучения.

**Режим радиационной безопасности** — порядок действия населения и применения средств и способов защиты в зоне радиоактивного загрязнения с целью возможного уменьшения воздействия ионизирующего излучения на людей.

**Ядерная безопасность** — предотвращение тяжелых ядерных аварий, система мер для снижения вероятности аварий с повреждением ядерного топлива или переоблучением персонала.

Частными случаями являются безопасности АЭС, предприятия ядерно-топливного цикла, источников ионизирующего излучения и т. п.

**Безопасность АЭС** — свойство АЭС при нормальной эксплуатации и в случае аварий ограничивать радиационное воздействие на персонал, население и окружающую среду установленными пределами. Уровень безопасности считается приемлемым, если обеспечено соблюдение требований специальных норм.

**Экологическая безопасность АЭС** — необходимая и достаточная защищенность окружающей среды от вредных воздействий АЭС при нормальной эксплуатации и в случае аварий.

Безопасность ядерной индустрии обеспечивается атомным законодательством, устанавливающим критерии и нормы безопасности.

**Атомное законодательство** — система законов, определяющих политику безопасного для населения и окружающей среды применения атомной энергии. Включает: атомные законы и законодательные акты о защите окружающей среды, статьи Уголовного кодекса.

**Критерии (пределы) безопасности** — установленные нормативно-техническими документами и (или) органами Государственного надзора и контроля значения параметров и (или) характеристик последствий аварий, при соблюдении которых обеспечивается безопасность АЭС и предприятий ЯТЦ.

**Нормативы безопасности** — государственные положения для обеспечения безопасности персонала, населения, окружающей среды.

**Нормы защиты окружающей среды** — нормативы, предусматривающие обязательное восстановление качества среды, т. е. необходимую дезактивацию территорий, рекультивацию пахотных земель, очистку воды водоемов.

Контроль исполнения атомного законодательства обеспечивают специальные уполномоченные органы, в частности Государственный санитарный надзор.

**Государственный санитарный надзор** — контроль за соблюдением министерствами, ведомствами, предприятиями, учреждениями, фирмами и отдельными гражданами санитарных норм и правил; осуществляется санитарно-эпидемиологической службой.

Систематическое наблюдение за состоянием радиационной обстановки, как на объектах использования атомной энергии, так и в окружающей среде осуществляется методами радиационного мониторинга. В случае аварий оценивается ущерб, нанесенный предприятию, его работникам, населению или окружающей среде.

**Радиоэкологический ущерб** — потери популяций из-за облучения от загрязненных поверхностей, водоемов, донных отложений при питании представителей биоценозов загрязненной растительностью; уничтожения загрязненных особей; косвенные потери — нарушение равновесия в экосистеме из-за выполнения работ по дезактивации территорий и водоемов, отчуждения территорий.

**Ядерный ущерб** — вред жизни и здоровью физических лиц; ущерб имуществу физических и юридических лиц; экономические потери; ущерб окружающей природной среде; затраты на превентивные меры.

Ядерные риски оценивают посредством страхования. Ядерный пул страхует риски предприятий атомной промышленности. В 2005 г. Россия ратифицировала Венскую конвенцию о гражданской ответственности за ядерный ущерб, которая устанавливает обязанность владельцев ядерных объектов страховать свою гражданскую ответственность на сумму не менее 60 млн долл., а обязанность по возмещению ущерба, превышающего эту сумму, возлагается на государственный бюджет.

Законодательство в области возмещения ядерного ущерба утверждает: оператор ядерной установки несет ответственность за ядерный ущерб и обязан возместить причиненный ущерб полностью; возмещению подлежат: непосредственный вред жизни, здоровью, имуществу физических и юридических лиц, окружающей среде.

Деятельность человека, которая дополнительно увеличивает облучение, получаемое людьми от естественного радиационного фона, называется *практической деятельностью*. Деятельность, направленная на снижение существующего воздействия излучения или имеющейся вероятности подвергнуться воздействию, не связанному с контролируемой практической деятельностью, называется *вмешательством*.

Практическая деятельность, связанная с воздействием излучения, относится к ситуациям, в которых облучение может быть снижено путем определенного вмешательства.

**Вмешательство** — действие (мероприятие, работа), направленное на снижение вероятности облучения людей, дозы облучения, неблагоприятных последствий облучения.

**Уровень вмешательства** — величина радиационного фактора (величина активности, вероятности облучения, ожидаемая доза облучения, плотность загрязнения поверхности, психологическая необходимость защитных мероприятий и др.), при превышении которого следует проводить защитные мероприятия.

Например, если достигнуты уровни облучения, характеризующиеся поглощенной за 2 дня дозой в 1 Гр на все тело, 2 Гр на хрусталик или гонады, 3 Гр на кожу, 5 Гр на щитовидную железу и 6 Гр на легкие, то необходимо вмешательство для принятия защитных мер. Нормы вводятся на все виды обращения с источниками ионизирующего излучения. Так, нормативные значения в условиях подземной разработки равны 2,5 мкЗв/ч.

Следует учитывать, что любое вмешательство до того, как оно приводит к уменьшению риска, может увеличить риск облучения. Например, выемка ОЯТ из ненадежных хранилищ и перенос в новые более надежные контейнеры связаны вначале с увеличением радиационного риска, а затем с его снижением. Такая операция становится оправданной в случае, если суммарное снижение риска заметно превышает его повышение на начальных этапах вмешательства. Таким образом, принятие решения о вмешательстве всегда является результатом решения оптимизационной задачи в координатах «риск, затраты, выгоды». Нормы и правила регламентируют облучение работников в процессе их профессиональной деятельности, пациентов при диагностике или лечении, а также лиц из состава населения, которые могут оказаться под воздействием радиации.

Принципы радиационной защиты и безопасности сводятся к следующему:

- практическая деятельность, которая приводит к облучению в результате воздействия излучения, только если приносит облучаемым людям или обществу пользу в объеме, превосходящем радиационный ущерб;

- индивидуальные дозы, обусловленные облучением от всех видов деятельности, не должны превышать установленных пределов дозы;

- источники излучения и установки должны быть обеспечены мерами защиты так, чтобы величина и вероятность облучения и число людей, подвергающихся облучению, сохранялись на низком уровне и чтобы дозы облучения и связанные с ними риски были ограничены;

- облучение от источников излучения, которые не являются частью практической деятельности, должно быть снижено путем вмешательства;

- юридическое лицо, получившее разрешение на осуществление практической деятельности, при которой используется источник излучения, должно нести основную ответственность за защиту и безопасность.

Санитарные правила устанавливают предельно допустимые выбросы радиоактивных газов и аэрозолей в атмосферу и предельно допустимые сбросы жидких РАО во внешнюю среду. Они регламентируют среднемесячные допустимые выбросы газоаэрозольных и годовые допустимые сбросы жидких РАО АЭС во внешнюю среду, действующие в период нормальной эксплуатации АЭС. При этом учитываются все возможные пути воздействия РАО на человека (внешнее облучение, внутреннее облучение в результате ингаляционного поступления радионуклидов в организм, с водой и по пищевым цепочкам), географические, метеорологические и др.

Рекомендованный выброс не приводит на местности к дозе, превосходящей предельно допустимую. Разрешено однократно превысить в 5 раз среднесуточный допустимый выброс при условии, что суммарный выброс за квартал или за год не превышает расчетного значения.

Обычно операторы АЭС поддерживают уровень выбросов радионуклидов намного меньший допустимого.

### **3.2. Международные аспекты ядерной безопасности**

Для регулирования взаимодействия государств в области радиационной безопасности принят ряд международных конвенций и соглашений. К важнейшим из них относятся:

- Конвенция об оперативном оповещении о ядерной аварии, 1986 г.;
- Конвенция о физической защите ядерного материала, 1987 г.;
- Базельская конвенция о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением, 1989 г.;
- Конвенции о помощи в случае ядерной или радиационной аварийной ситуации, 1991 и 2005 гг.;
- Конвенция об оценке воздействия на окружающую среду в трансграничном пространстве, 1991 г.;
- Принципы, касающиеся использования ядерных источников энергии в космическом пространстве, 1992 г.;
- Конвенции о ядерной безопасности, 1994 и 1996 гг.;
- Венская конвенция о гражданской ответственности за ядерный ущерб, 1997 г.;
- Объединенная конвенция о безопасности обращения с ОЯТ и о безопасности обращения с радиоактивными отходами, 1997 г.;
- Конвенция о дополнительном возмещении за ядерный ущерб, 1997 г.;
- Конвенция об оперативном оповещении о ядерной аварии, 2004 г.;
- Кодекс поведения по обеспечению безопасности и сохранности радиоактивных источников, 2004 г.

Глобальный режим ядерной безопасности включает безопасность АЭС, исследовательских реакторов, установок топливного цикла; радиационную защиту; радиационную безопасность персонала и пациентов; защиту населения и окружающей среды; безопасность и сохранность радиоактивных источников; безопасность перевозки радиоактивных материалов; обращение с радиоактивными отходами и их захоронение; снятие с эксплуатации ядерных установок; восстановление загрязненных площадок.

Существует много международных организаций, разрабатывающих нормативы и законодательство в области радиационной безопасности и отслеживающих все юридические аспекты в этой области, а также организаций, отслеживающих состояние дел в области ядерной безопасности. Ниже перечислены некоторые из них.

- **ВОЗ** — Всемирная организация здравоохранения.
- **МАГАТЭ (IAEA)** — Международное агентство по атомной энергии.
- **МКРЕ** — Международная комиссия по радиологическим единицам и измерениям.

- МКРЗ — Международная комиссия по радиологической защите.
- НКДАР ООН — Научный комитет ООН по действию атомной радиации.

Ядерной безопасностью занимаются и многочисленные неправительственные организации, например организация «Инициатива по сокращению ядерной угрозы» — *Nuclear Threat Initiative (NTI)*.

Основной международной организацией в области радиационной безопасности является Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ), которое уполномочено устанавливать нормы безопасности. Главной целью Агентства является достижение «более скорого и широкого использования атомной энергии для поддержания мира, здоровья и благосостояния во всем мире». МАГАТЭ координирует усилия, принимаемые во всем мире в целях повышения ядерной безопасности, радиационной безопасности, безопасности перевозки и безопасности радиоактивных отходов, а также аварийной готовности.

МАГАТЭ выполняет две функции: разработка и принятие норм безопасности для охраны здоровья от воздействия излучения и обеспечение применения этих норм по просьбе государства-члена. Обеспечение ядерной безопасности осуществляется путем разработки международных правовых соглашений; норм безопасности, отражающих международный консенсус; предоставления услуг экспертов по рассмотрению и обеспечению безопасности, а также подготовки кадров; стимулирования научных исследований, технического сотрудничества и обмена информацией.

Целью Норм МАГАТЭ является определение основных требований к защите населения от рисков для здоровья при воздействии ионизирующих излучений и к безопасному использованию источников излучений. Нормы включают основные требования, которые должны выполняться при осуществлении всех видов деятельности, связанной с ионизирующим излучением. Нормы закладывают основные принципы и аспекты для создания эффективных программ радиационной защиты, и их следует использовать, исходя из местных условий и технических возможностей каждой страны.

Виды практической деятельности, к которой применяются основные нормы безопасности ОНБ, включают:

- производство источников и использование излучения или радиоактивных веществ для медицинских, промышленных, ветеринарных или сельскохозяйственных целей;
- производство ядерной энергии, включая любую деятельность в области ЯТЦ, которая сопряжена с облучением в результате воздействия излучения или радиоактивных веществ;
- практическую деятельность, связанную с облучением от природных источников, которые указаны регулирующим органом как требующие контроля.

Источники включают:

- радиоактивные вещества и устройства, содержащие радиоактивные вещества или создающие излучение, закрытые источники, открытые источники и генераторы излучения;



— установки и объекты, на которых имеются радиоактивные вещества или устройства, создающие излучение.

Облучением, на которое распространяются требования Норм, является профессиональное облучение; медицинское облучение; облучение населения, создаваемое практической деятельностью или источником в рамках любой практической деятельности. Облучение от природных источников рассматривается как ситуация хронического облучения и подпадает под действие требований, касающихся вмешательства.

Нормальное облучение отдельных лиц ограничивается таким образом, чтобы ни суммарная эффективная доза, ни суммарная эквивалентная доза, получаемые соответствующими органами или тканями в результате возможного сочетания облучений от разрешенной практической деятельности, не превышали любого из соответствующих пределов дозы, указанных в Нормах. Пределы дозы не применяются к медицинскому облучению в рамках разрешенной практической деятельности.

За исключением медицинского облучения, оптимизация мер защиты и безопасности обусловлена граничными дозами, которые:

- не превышают ни соответствующие значения, установленные или согласованные для такого источника регулирующим органом, ни значения, которые могут привести к превышению пределов дозы;

- для любого источника, сопряженного с выбросами радиоактивных веществ в окружающую среду, обеспечивают условия, при которых суммарный эффект каждого годового выброса от источника будет ограничен так, чтобы эффективная доза в любой год, получаемая любым лицом из состава населения, включая тех, кто находится вдали от источника, и тех, кто будет жить в будущем, едва ли могла превысить предел дозы.

Проводятся мониторинг и измерения тех параметров, которые необходимы для проверки соблюдения требований Норм.

Важно понимать, что сведения, получаемые в радиозоологии, играют важную роль при выработке международных соглашений, направленных на полное прекращение испытаний ядерного оружия, сокращение его производства; на них основаны нормативные документы, в том числе определяющие порядок захоронения радиоактивных отходов, безопасную работу ядерных реакторов, условия работы персонала; возможность использования сельскохозяйственной и иной продукции населением и т. д.

### **3.3. Радиационная и ядерная безопасность России**

Ядерную безопасность России регулируют федеральные законы. Среди них наиболее важными являются федеральные законы от 21.11.1995 № 170-ФЗ «Об использовании атомной энергии», от 09.01.1996 № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения», от 30.03.1999 № 52-ФЗ «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения»; Закон

РСФСР от 19.12.1991 «Об охране окружающей природной среды», федеральные законы от 10.01.2002 № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды» (поправки от 10.01.2014), от 09.01.1995 № 170-ФЗ «Об использовании атомной энергии», от 12.05.2000 № 68-ФЗ «Об административной ответственности за нарушение законодательства в области использования атомной энергии», от 10.07.2001 № 92-ФЗ «О специальных экологических программах реабилитации радиационнозагрязненных участков территории», от 29.12.2010 № 442-ФЗ «О внесении изменений в Лесной кодекс РФ», от 28.12.2013 № 406-ФЗ «О внесении изменений в Федеральный закон “Об особо охраняемых природных территориях”» и др.

Отдельные аспекты экологической и ядерной безопасности затрагивают такие законы, как Закон РФ от 21.02.1992 № 2395-1 «О недрах», федеральные законы от 04.05.1999 № 3-ФЗ «Об охране атмосферного воздуха», от 23.11.1995 № 174-ФЗ «От экологической экспертизе», от 27.12.2002 № 184-ФЗ «О техническом регулировании»; от 08.08.2001 № 128-ФЗ «О лицензировании отдельных видов деятельности», от 21.07.1997 № 116-ФЗ «О промышленной безопасности опасных производственных объектов», от 21.12.1994 № 68-ФЗ «О защите населения и территории от чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера», от 30.03.1999 № 52-ФЗ «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» и др.

Федеральный закон «Об использовании атомной энергии» определяет правовую основу и принципы регулирования отношений, возникающих при использовании атомной энергии. Он направлен на защиту здоровья и жизни людей, охрану окружающей среды, защиту собственности при использовании атомной энергии, призван способствовать развитию атомной науки и техники, и укреплению международного режима безопасного использования атомной энергии.

Государственное регулирование безопасности при использовании атомной энергии предусматривает деятельность специально уполномоченных на то Президентом РФ и Правительством РФ федеральных органов исполнительной власти, направленную на организацию разработки, утверждение и введение в действие норм и правил в области использования атомной энергии, выдачу разрешений на право ведения работ в области использования атомной энергии, осуществление надзора за безопасностью, проведение экспертизы и инспекции, контроля за разработкой и реализацией мероприятий по защите работников объектов использования атомной энергии, населения и охране окружающей среды в случае ядерной аварии.

Нарушение должностными лицами органов государственной власти и органов местного самоуправления в области использования атомной энергии влечет за собой дисциплинарную, административную или уголовную ответственность в соответствии с законодательством РФ.

Закон «О радиационной безопасности населения» утверждает принципы обеспечения радиационной безопасности:

— **принцип нормирования** — не превышение допустимых пределов индивидуальных доз облучения граждан от всех источников ионизирующего излучения;

— **принцип обоснования** — запрещение всех видов деятельности по использованию источников ионизирующего излучения, при которых полученная для человека и общества польза не превышает риск возможного вреда, причиненного дополнительным к естественному радиационному фону облучением;

— **принцип оптимизации** — поддержание на возможно низком и достижимом уровне с учетом экономических и социальных факторов индивидуальных доз облучения и числа облучаемых лиц при использовании любого источника ионизирующего излучения.

Государственное нормирование в области обеспечения радиационной безопасности осуществляется путем установления санитарных правил, норм, гигиенических нормативов, правил радиационной безопасности, государственных стандартов, строительных норм и правил, правил охраны труда, распорядительных, инструктивных и методических документов по радиационной безопасности. В случае радиационных аварий допускается облучение, превышающее установленные допустимые пределы доз, в течение определенного промежутка времени и в пределах, определенных санитарными нормами и правилами.

Граждане России, иностранные граждане и лица без гражданства, проживающие на территории РФ, имеют право на радиационную безопасность. Это право обеспечивается за счет проведения комплекса мероприятий по предотвращению радиационного воздействия на организм человека ионизирующего излучения выше установленных норм, правил и нормативов, выполнения гражданами и организациями, осуществляющими деятельность с использованием источников ионизирующего излучения, требований к обеспечению радиационной безопасности. Лица, виновные в невыполнении или в нарушении требований к обеспечению радиационной безопасности, несут административную, гражданско-правовую и уголовную ответственность в соответствии с законодательством РФ.

В Федеральном законе «Об охране окружающей среды» говорится: каждый имеет право на благоприятную окружающую среду, каждый обязан сохранять природу и окружающую среду, бережно относиться к природным богатствам, которые являются основой устойчивого развития, жизни и деятельности народов, проживающих на территории РФ. Этот Закон определяет правовые основы государственной политики в области охраны окружающей среды, обеспечивающие решение социально-экономических задач, сохранение благоприятной окружающей среды, биологического разнообразия и природных ресурсов в целях удовлетворения потребностей нынешнего и будущих поколений, укрепления правопорядка в области охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности. Закон определяет порядок

проведения экспертизы безопасности объектов использования атомной энергии.

Ядерная безопасность регулируется также указами и распоряжениями Правительства РФ. Например, Указ Президиума ВС СССР от 03.03.1988 № 8559-XI «Об уголовной ответственности за незаконные действия с радиоактивными материалами», «Об административной ответственности организаций за нарушение законодательства в области использования атомной энергии», постановление Правительства РФ от 22.04.2002 «Об утверждении положения о Федеральном надзоре России по ядерной и радиационной безопасности» (утратило силу), от 15.12.2000 № 973 «Об утверждении положения об экспорте и импорте ядерных материалов».

В России за радиационную безопасность ответственны следующие организации.

**Росатом (Россия)** — Федеральное агентство по атомной энергии образовано в 2004 г. Является уполномоченным федеральным органом исполнительной власти, осуществляющим функции по проведению государственной политики, нормативно-правовому регулированию, оказанию государственных услуг и управлению государственным имуществом в сфере использования атомной энергии, развития и безопасного функционирования атомной энергетики, ядерного оружейного комплекса, ЯТЦ, атомной науки и техники, ядерной и радиационной безопасности, нераспространения ядерных материалов и технологий.

**Ростехнадзор** — Федеральная служба России по экологическому, технологическому и атомному надзору. Является регулирующим органом по Конвенции о ядерной безопасности и компетентным органом РФ по Базельской конвенции о контроле за трансграничной перевозкой опасных отходов и их удалением; осуществляет правовое регулирование взимания платы за негативное воздействие на окружающую среду.

**Минздрав России** — Министерство здравоохранения РФ. Включает Департамент государственного санитарно-эпидемиологического надзора.

**Санитарно-эпидемиологическая служба** — система государственных учреждений России, осуществляющих государственный санитарный надзор, а также разработку и проведение санитарно-профилактических и противоэпидемических мероприятий.

В 1999 Минздрав России издал Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1.758—99.

**НРБ** — *нормы радиационной безопасности, документ, регламентирующий в России допустимые уровни воздействия ионизирующих излучений на живой организм с учетом облучения человека извне и изнутри. В основу НРБ положены предельно допустимые дозы (ПДД) для различных критических органов и тела в целом.*

Организация работ с радиоактивными веществами, обеспечивающая максимально возможную безопасность, регламентируется Сани-

тарными правилами работы с радиоактивными веществами и ионизирующими излучениями. Эти правила обязательны для лабораторий, предприятий и организаций, использующих (или хранящих) радиоактивные изотопы и источники ионизирующих излучений, а также для проектных и строительных организаций, занимающихся постройкой объектов, предназначенных для работы с радиоактивными веществами.

**ОСПОРБ-99** — основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности РФ, устанавливающие требования по защите людей от вредного радиационного воздействия при всех условиях облучения от источников ионизирующего излучения, на которые распространяется действие НРБ-99.

### 3.4. Уголовное право России в сфере безопасности

«Экологические преступления» являются институтом Особенной части российского уголовного законодательства, предусмотренным гл. 26 УК РФ. Данный институт относится к субинституту «Преступления против общественной безопасности и общественного порядка».

---

**Экологические преступления** — преступные посягательства на экологическую безопасность, т. е. безопасность окружающей природной среды как условия и средства обитания человека и живых организмов, а в принципе — и их выживания.

---

Определение экологического преступления дано в ст. 85 Закона России «Об охране окружающей природной среды». Под ним понималось общественно опасное деяние, посягающее на установленный в РФ экологический правопорядок, экологическую безопасность общества и причиняющее вред окружающей природной среде и здоровью человека.

Общественная опасность экологических преступлений заключается в том, что оно посягает на человека через природу посредством уничтожения или качественного ухудшения биологической основы его существования. Объектом данной группы преступлений являются общественные отношения по рациональному использованию природных ресурсов, сохранению благоприятной для человека и иных живых существ природной среды и обеспечению экологического правопорядка и безопасности населения.

Исходя из непосредственного объекта, экологические преступления подразделяются на два вида.

1. Экологические преступления общего характера. Они посягают на природу в целом. К ним относятся: нарушение правил охраны окружающей среды при производстве работ (ст. 246 УК РФ), нарушение правил обращения экологически опасных веществ и отходов (ст. 247 УК РФ), нарушение ветеринарных правил и правил, установленных для борьбы с болезнями и вредителями растений (ст. 249 УК РФ).

2. Специальные экологические преступления, которые посягают на отдельные компоненты или составляющие природы (воздух, воду и т. п.). К ним относятся: загрязнение вод (ст. 250 УК РФ), загрязнение атмосферы (ст. 251 УК РФ), загрязнение морской среды (ст. 252 УК РФ), нарушение законодательства РФ о континентальном шельфе и об исключительной экономической зоне РФ (ст. 253 УК РФ), порча земли (ст. 254 УК РФ), нарушение правил охраны и использования недр (ст. 255 УК РФ), незаконная добыча водных животных и растений (ст. 256 УК РФ), нарушение правил охраны рыбных запасов (ст. 257 УК РФ), незаконная охота (ст. 258 УК РФ), уничтожение популяций организмов, занесенных в Красную книгу РФ (ст. 259 УК РФ), незаконная порубка леса (ст. 260 УК РФ), уничтожение или повреждение лесов (ст. 261 УК РФ), нарушение режима особо охраняемых природных территорий и природных объектов (ст. 262 УК РФ).

Активное накопление в мире радиоактивных материалов, возможность использования их в преступных целях заставили ввести уголовную ответственность за несанкционированное обращение с радионуклидами. Нормы уголовного права направлены на защиту жизни, здоровья и собственности; обеспечение выполнения предписаний и запретов административных и хозяйственных органов; охрану атомных секретов.

Законодательство РФ предусматривает наказание за несанкционированное обращение с радиоактивными материалами. Приведем некоторые статьи из Уголовного кодекса РФ (УК РФ) от 13.06.1996 № 63-ФЗ (Раздел IX. Преступления против общественной безопасности и общественного порядка. Глава 24. Преступления против общественной безопасности).

Статья 205. Террористический акт.

Статья 215. Нарушение правил безопасности на объектах атомной энергетики.

Статья 220. Незаконное обращение с ядерными материалами или радиоактивными веществами.

Статья 221. Хищение либо вымогательство ядерных материалов или радиоактивных веществ.

Статья 226.1. Контрабанда радиоактивных веществ, радиационных источников, ядерных материалов и др.

## Глава 4

# ПРИРОДНЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ

В данной главе рассмотрены свойства экологически значимых природных радионуклидов и особенности их влияния на здоровье человека.

### 4.1. Уран

**Уран** — актинид, природный радиоактивный элемент 7-го периода периодической таблицы,  $Z = 92$ .

Z	Элемент	Изоотопы	Z	Элемент	Изоотопы
92	U	$^{238}\text{U}$ $4,47 \cdot 10^9$ г $^{234}\text{U}$ $2,46 \cdot 10^5$ л	92	U	$^{235}\text{U}$ $7,04 \cdot 10^8$ г
91	Pa	$\alpha$ $^{234}\text{Pa}$ $8,7$ ч	91	Pa	$\alpha$ $^{231}\text{Pa}$ $3,28 \cdot 10^4$ л
90	Th	$\beta$ $^{234}\text{Th}$ $24,1$ дн $^{230}\text{Th}$ $7,54 \cdot 10^4$ л	90	Th	$\beta$ $^{231}\text{Th}$ $1,068$ дн $^{227}\text{Th}$ $72$ дн
89	Ac	$\alpha$	89	Ac	$\beta$ $^{227}\text{Ac}$ $22$ л
88	Ra	$^{226}\text{Ra}$ $1600$ л	88	Ra	$\beta$ $^{226}\text{Ra}$ $11,2$ дн
87	Fr	$\alpha$	87	Fr	$\beta$ $^{223}\text{Fr}$ $21$ м
86	Rn	$^{222}\text{Rn}$ $3,824$ дн $^{218}\text{Rn}$ $35$ мс	86	Rn	$\beta$ $^{219}\text{Rn}$ $3,92$ с
85	At	$\alpha$ $^{218}\text{At}$ $1,3$ с	85	At	$\beta$ $^{219}\text{At}$ $0,9$ м $^{215}\text{At}$ $10^{-4}$ с
84	Po	$\alpha$ $^{218}\text{Po}$ $3,1$ м $^{214}\text{Po}$ $164,3$ мс $^{210}\text{Po}$ $138,4$ дн	84	Po	$\beta$ $^{215}\text{Po}$ $1,83 \cdot 10^{-3}$ с $^{211}\text{Po}$ $5 \cdot 10^{-3}$ с
83	Bi	$\alpha$ $^{214}\text{Bi}$ $19,9$ м $^{210}\text{Bi}$ $5,012$ дн	83	Bi	$\beta$ $^{215}\text{Bi}$ $7,4$ м $^{211}\text{Bi}$ $2,14$ м
82	Pb	$\alpha$ $^{214}\text{Pb}$ $26,8$ м $^{210}\text{Pb}$ $22,2$ л $^{206}\text{Pb}$	82	Pb	$\beta$ $^{211}\text{Pb}$ $36,1$ м $^{207}\text{Pb}$
81	Tl	$\alpha$ $^{210}\text{Tl}$ $1,3$ с $^{206}\text{Tl}$ $4,2$ м	81	Tl	$\beta$ $^{207}\text{Tl}$ $4,77$ м

Рис. 1. Радиоактивные ряды: слева — семейство  $^{238}\text{U}$  (ряд  $4л + 2$ ),  
справа — семейство  $^{235}\text{U}$  (ряд  $4л + 3$ )

В природном U содержатся три радиоактивных изотопа:  $^{238}\text{U}$  (99,2739 %),  $^{235}\text{U}$  (0,7205 %) и  $^{234}\text{U}$  (0,0056 %). Нуклиды  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  являются родоначальниками радиоактивных рядов;  $^{234}\text{U}$  генетически связан с  $^{238}\text{U}$ , и их активности равны. Удельная радиоактивность природного U — 0,67 мКи/г. Шесть изотопов U способны к спонтанному делению:  $^{232}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{236}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$ . Изотопы  $^{233}\text{U}$  и  $^{235}\text{U}$  делятся под действием как тепловых, так и быстрых нейтронов, а ядра  $^{238}\text{U}$  — быстрыми нейтронами ( $E_n > 1,1$  МэВ).



**Уран-238** (уран I,  $4,468 \cdot 10^9$  лет) — относится к семейству  $4n + 2$ . 1 моль  $^{238}\text{U}$  испускает  $3 \cdot 10^6$   $\alpha$ -част/с, образуя такое же количество  $^{234}\text{Th}$ . Любой член цепочки распадается с одинаковой скоростью  $3 \cdot 10^6$  расп/с на моль  $^{238}\text{U}$ . Среднее время жизни  $^{234}\text{Th}$   $3 \cdot 10^6$  с, поэтому при равновесии 1 моль  $^{238}\text{U}$  содержит  $9 \cdot 10^{12}$  атомов  $^{234}\text{Th}$ , т. е.  $1,5 \cdot 10^{-11}$  моль. Аналогично, в равновесии в закрытой системе количество каждого члена ряда, за исключением конечного — свинца, пропорционально величине его периода полураспада.

$^{238}\text{U}$  образуется в результате следующих распадов:

—  $\beta^-$ -распад нуклида  $^{238}\text{Pa}$  (2,27 мес.):



—  $\alpha$ -распад нуклида  $^{242}\text{Pu}$  ( $3,75 \cdot 10^5$  лет):



Распад  $^{238}\text{U}$  происходит по следующим направлениям:

—  $\alpha$ -распад в  $^{234}\text{Th}$  (вероятность 100 %, энергия распада 4,269 МэВ):



энергия испускаемых  $\alpha$ -частиц 4,151 МэВ (в 21 % случаев) и 4,198 МэВ (в 79 % случаев);

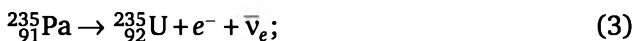
— спонтанное деление (вероятность  $5,45 \cdot 10^{-5}$  %).

Среди продуктов распада  $^{238}\text{U}$  экологический интерес представляют изотопы:  $^{234}\text{U}$  ( $2,47 \cdot 10^5$  лет);  $^{230}\text{Th}$  ( $8 \cdot 10^4$  лет);  $^{226}\text{Ra}$  (1602 года);  $^{222}\text{Rn}$  (3,825 дн.);  $^{210}\text{Bi}$  (5,01 дн.);  $^{210}\text{Po}$  (138,4 дн.) и  $^{210}\text{Pb}$  (21 год).

**Уран-235** (актиноуран,  $7,04 \cdot 10^8$  лет) относится к семейству  $4n + 3$ . Делится нейтронами любых энергий, способен к самопроизвольному делению, входит в состав природного урана (0,7205 %),  $\alpha$ -излучатель (энергии 4,397 (57 %) и 4,367 (18 %) МэВ),  $7,038 \cdot 10^8$  лет, материнские нуклиды  $^{235}\text{Pa}$  (24,44 мин),  $^{235}\text{Np}$  (396,1 дн.) и  $^{239}\text{Pu}$  ( $2,411 \cdot 10^4$  лет), дочерний —  $^{231}\text{Th}$  (25,52 ч). Интенсивность спонтанного деления  $^{235}\text{U}$  — 0,16 делений/(с · кг).

Уран-235 образуется в результате следующих распадов:

—  $\beta^-$ -распад нуклида  $^{235}\text{Pa}$  (24,44 мин):



— К-захват, осуществляемый нуклидом  $^{235}\text{Np}$  (396,1 дн.):



—  $\alpha$ -распад нуклида  $^{239}\text{Pu}$  ( $2,411 \cdot 10^4$  лет):



Распад  $^{235}\text{U}$  происходит по следующим направлениям:

—  $\alpha$ -распад в  $^{231}\text{Th}$  (вероятность 100 %, энергия распада 4,678 МэВ):

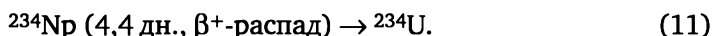
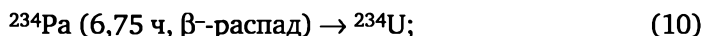
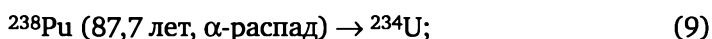
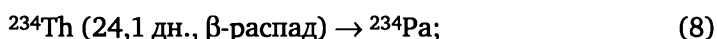
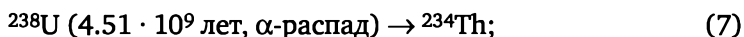


— спонтанное деление (вероятность  $7 \cdot 10^{-9} \%$ ).

Удельная активность  $^{235}\text{U}$  (всего 2,1 мкКи/г) в природном уране в 21 раз меньше активности  $^{238}\text{U}$ .

**Уран-234** (уран II, UII,  $2,455 \cdot 10^5$  лет) — продукт распада  $^{238}\text{U}$ ,  $\alpha$ -излучатель (энергия  $\alpha$ -частиц 4,777 (72 %) и 4,723 (28 %) МэВ), материнские нуклиды:  $^{238}\text{Pu}(\alpha)$ ,  $^{234}\text{Pa}(\beta^-)$ ,  $^{234}\text{Np}(\beta^+)$ , дочерний изотоп  $^{230}\text{Th}$  (75 380 лет).

$^{234}\text{U}$  образуется по реакциям:



Обычно  $^{234}\text{U}$  находится в равновесии с  $^{238}\text{U}$ , распадаясь и образуясь с одинаковой скоростью. Примерно половину радиоактивности природного урана составляет вклад  $^{234}\text{U}$ .  $^{234}\text{U}$  — сильный  $\gamma$ -излучатель.

Распад  $^{234}\text{U}$  происходит по следующим направлениям:

—  $\alpha$ -распад в  $^{230}\text{Th}$  (вероятность 100 %, энергия распада 4,857 МэВ):



энергия испускаемых  $\alpha$ -частиц 4,722 МэВ (в 28,4 % случаев) и 4,775 МэВ (в 71,4 % случаев);

— спонтанное деление (вероятность  $1,73 \cdot 10^{-9} \%$ ).

Уран относят к семейству актинидов, хотя U нетипичный актинид (химический аналог W); известно пять его валентных состояний — от +2 до +6; в растворе наиболее устойчивое окислительное состояние +6. Относится к химически активным элементам. В нейтральных и кислых растворах U(IV) существует в виде уранил-иона,  $\text{UO}_2^{2+}$ , который образует хорошо растворимые в воде соли и склонен к образованию комплексных соединений как с неорганическими, так и с органическими лигандами.

Уран в компонентах окружающей среды определяют путем измерения  $\alpha$ -активности сухих и зольных остатков проб.

Прямой инструментальный  $\gamma$ -спектрометрический метод позволяет определить активность и концентрацию только равновесной компоненты  $^{238}\text{U}$  по  $\gamma$ -радиоактивности дальних дочерних продуктов распада  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$ . При измерения производят при условии сохранения

векового радиоактивного равновесия между родоначальником ряда и дочерним радионуклидом  $^{226}\text{Ra}$ . Удельную активность  $^{238}\text{U}$  в рудной пробе рассчитывают по линиям его дочернего продукта распада  $^{234}\text{Th}$  (92,4 + 92,8 кэВ).  $^{235}\text{U}$  в объектах окружающей среды невозможно определить прямым инструментальным  $\gamma$ -спектрометрическим методом из-за интерференции основной высокоинтенсивной  $\gamma$ -линии 185,71 кэВ его первого дочернего продукта  $^{231}\text{Th}$ , с  $E_\gamma = 185,97$  кэВ дочернего радионуклида  $^{226}\text{Ra}$  из ряда  $^{238}\text{U}$ .

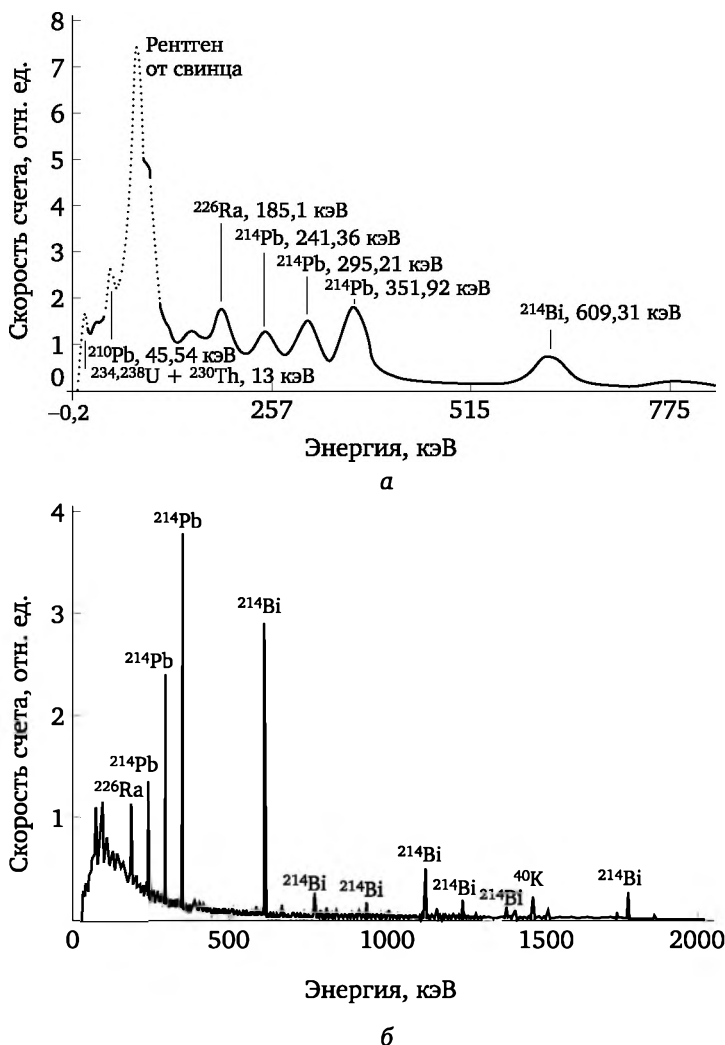


Рис. 2. Гамма-спектр природного урана:

а — сцинтилляционный детектор; б — полупроводниковый детектор

Для определения неравновесных компонент концентраций изотопов U вначале измеряют суммарные концентрации изотопов U в образце почвы по индикации родоначальников рядов  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$ . Для

этого используют способность ядер атомов  $^{235}\text{U}$  делиться тепловыми нейтронами, а ядра атомов  $^{238}\text{U}$  — быстрыми нейтронами с энергией более 1,4 МэВ. Для определения концентрации  $^{235}\text{U}$  в образце используют метод запаздывающих нейтронов, который, однако, неприменим в присутствии Th. Поэтому для определения концентраций  $^{238}\text{U}$  обычно используют нейтронно-активационный анализ на базе активации ядер  $^{238}\text{U}$  в ядерной реакции  $(n, \gamma)$  с последующей  $\gamma$ -спектрометрией наведенной активности. Наиболее распространены два варианта: *INAA* и *RNAA*.

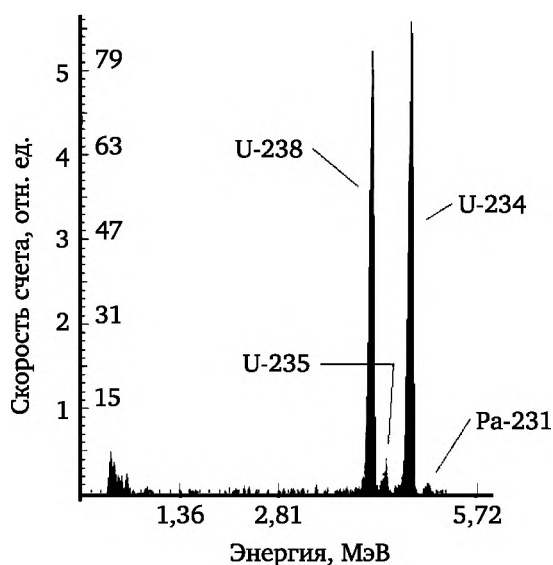


Рис. 3.  $\alpha$ -Спектр природного урана

*INAA* — инструментальный нейтронно-активационный анализ, в котором проводится облучение  $^{238}\text{U}$  тепловыми нейтронами в реакторе с последующим измерением  $\gamma$ -излучения от короткоживущих продуктов ядерных реакций  $^{239}\text{U}$  (23,5 мин) или  $^{239}\text{Np}$  (2,35 дн.).

*RNAA* — радиохимический нейтронно-активационный анализ, использующий *INAA*, в котором увеличение чувствительности достигается радиохимическими методиками с последующей  $\alpha$ -спектроскопией.

Изотопные отношения U определяют  $\alpha$ -спектрометрией,  $\gamma$ -сцинтилляционной спектрометрией, высокого разрешения  $\gamma$ -спектрометрией на германиевом детекторе,  $\alpha/\beta$  жидкостной сцинтилляционной спектрометрией и масс-спектрометрией.

Метод низкоэнергетической фотонной спектрометрии (диапазон энергий 63—200 кэВ) — быстрый способ анализа жидких и твердых образцов на U, не требующий каких-либо химических операций. Энергии  $\gamma$ -линий 63,3; 92,8; 143,8; 185,7 кэВ используют для нахождения отношения  $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ . Учет низкоэнергетической линии 143,8 вместо 185,7 кэВ позволяет избежать коррекции на  $^{226}\text{Ra}$  при определении  $^{235}\text{U}$ . В процессе определения отношения  $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$  для нахожде-

ния  $^{238}\text{U}$  используют энергии 63,3 и 92,8 кэВ —  $\gamma$ -линии одинаковой интенсивности.

При определении U в минералах пробу разлагают HF, экстрагируют U этилацетатом и после реэкстракции определяют его колориметрически в виде комплекса с арсеназо III. Для определения U в почвах, илах, растениях и тканях животных применяют экстракционно-люминесцентный метод. Определение U в природных водах основано на концентрировании U из воды на гидроксиде железа с последующей экстракцией ТБФ и реэкстракции арсеназо III с дальнейшим определением фотометрическим методом. Определение U в растительности ведут измерением люминесценции U в перлах NaF. Для идентификации форм нахождения U в минеральных водах успешно используется криогенная лазерная флуоресцентная спектроскопия с разрешением во времени. Определение  $^{234}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  в образцах морской воды ведут  $\alpha$ -спектрометрией после концентрирования U(VI) на анионной глине (например, гидротальците) при pH 6,5 и соосаждения с  $\text{LaF}_3$ .

Уран широко распространен в природе; в значительных концентрациях он обнаружен во многих горных породах, в океанах, а также в лунных породах и метеоритах. В земной коре его больше, чем Ag, Bi, Cd или Hg (по распространенности он занимает 38-е место).

Уран — характерный элемент для гранитного слоя и осадочной оболочки земной коры. Среднее содержание U в земной коре (кларк)  $2,5 \cdot 10^{-4} \%$  по массе (2—4 ppm в зависимости от региона), в кислых изверженных породах  $3,5 \cdot 10^{-4} \%$ , в глинах и сланцах  $3,2 \cdot 10^{-4} \%$ , в основных породах  $5 \cdot 10^{-5} \%$ , в ультраосновных породах мантии  $3 \cdot 10^{-7} \%$ . Количество U в слое литосферы толщиной 20 км около  $1,3 \cdot 10^{14}$  т. Он входит в состав всех пород, слагающих земную кору, а также присутствует в природных водах и живых организмах. Основная масса U содержится в кислых, с высоким содержанием кремния, породах. Наименьшая концентрация U имеет место в ультраосновных породах, максимальная — в осадочных породах (фосфоритах и углистых сланцах). В океанах содержится  $10^{10}$  т U. Концентрация U в почвах варьируется в интервале 0,7—11 ppm (15 ppm в сельскохозяйственных почвах, удобряемых фосфорными удобрениями). Вокруг рудоносных залежей U на многие сотни километров образуются урановые провинции с повышенным содержанием U, в которых облучение биоты в 2—10 раз выше среднего.

Особенностью U(VI) является его высокая миграционная способность, обусловленная образованием растворимых анионных карбонатных, фульватных и других комплексов.  $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]_4$  — наиболее стабильный комплекс, существующий в интервале pH 6,5—11,5. Ввиду больших количеств кальция и карбонатных ионов в грунтовых водах U в них пребывает в виде  $\text{CaUO}_2(\text{CO}_3)_3^{2-}$  или  $\text{Ca}_2\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3(\text{aq})$ . Наиболее устойчивые водорастворимые соединения U в воде существуют при pH 2,0—4,2. В этих условиях они не подвергаются гидролизу и имеют наименьшую сорбционную активность по отношению взвешенных

примесных частиц, что позволяет проводить экспресс-контроль природных вод на наличие солей урана.

В организм животных и человека U поступает с пищей и водой в ЖКТ, с воздухом в дыхательные пути, через кожные покровы и слизистые оболочки. Поступление U в организм с пищей около 0,07 мкг/дн. Соединения U всасываются в ЖКТ в количестве, примерно равном 1 % от поступающего количества растворимых соединений и 0,1 % трудно-растворимых. Распределяется U в организме неравномерно. Основное депо — селезенка, почки, скелет, печень и, при вдыхании труднорастворимых соединений, — легкие и бронхолегочные лимфатические узлы. В человеческом организме содержится около 0,1 мг U: 66 % в скелете, 16 % в печени, 8 % в почках и 10 % в других тканях. В крови U (в виде карбонатов и комплексов с белками) длительно не циркулирует. Вошедший в кровоток U биоаккумулируется и много лет остается в костях (из-за склонности образовывать фосфаты).

Уран опасен для здоровья человека, причем химическая токсичность U представляет большую опасность, чем его радиоактивность.

У взрослых людей в организме задерживается 1,1 %, у подростков — 1,8 % суточного поступления U. Нитрат уранила, фторид уранила, оксид U(VI), хлорид U(V), диуранаты аммония и натрия могут в значительных количествах всасываться через кожу. Нерастворимые соединения U ( $^{238}\text{UO}_2$ ,  $^{238}\text{UO}_4$ ,  $^{238}\text{U}_3\text{O}_8$ ) практически через кожу не проходят. Растворимые соединения U быстро всасываются в кровь и разносятся по органам и тканям. По удельному содержанию U в ранние сроки (4 ч) почки занимают первое место по сравнению с другими органами. В скелете в ранние сроки U откладывается не более 0,1 %, на 4 сут. происходит накопление U в значительных количествах. Через 16 сут. происходит медленное выведение его из организма с  $T_6 = 150+200$  сут. В отдаленные сроки кости (критический орган) содержат 90 % отложившегося в организме U.

На характер распределения U в организме существенное влияние оказывает его валентность. При внутривенном введении U(IV) накапливается в почках до 20 %, в костях — 10—30 %; немного откладывается в печени. U(IV), наоборот, накапливается в большем количестве в печени и селезенке — до 50 %, в костях и почках — 10—20 %. Это связано с тем, что U(IV) легко присоединяется к белкам и не проникает через мембраны, а U(VI) такими свойствами не обладает.

Химическая токсичность соединений U сильно колеблется в зависимости от типа соединения. Известно, что даже в больших дозах относительно не ядовиты:  $\text{UO}_2$ ,  $\text{U}_3\text{O}_8$ ,  $\text{UF}_4$  (практически нерастворимые соединения), однако они могут быть опасны при вдыхании; в больших дозах ядовиты:  $\text{UO}_3$ , UCU (медленно растворяются в организме); в умеренных количествах ядовиты:  $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$ ,  $\text{UO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Na}_2\text{U}_2\text{O}_7$  (растворимые соединения); даже в малых дозах сильно ядовиты:  $\text{UO}_2\text{F}_2$ ,  $\text{UF}_6$  (токсичность U усиливается токсичностью аниона). Химическая токсичность U и его соединений близка к токсичности Hg или As и их соединений.

Независимо от путей поступления в организм, выделение U происходит с калом и мочой. Большая часть U, поступившего в организм, выделяется в первые 24 ч. За первые сутки при внутривенном введении  $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$  нитрата уранила с мочой выводится 50 % введенного количества, а с калом — 1—3. При ингаляционном поступлении в организм человека  $\text{UO}_2$  и  $\text{U}_3\text{O}_8$  биологический период полувыведения для легких находится в пределах 118—150 сут., а для скелета равен 450 дн. (период полувыведения урана из скелета  $T_6$  примерно равен 300 дн.). Суточное выведение U из организма человека составляет: с мочой  $0,5 \cdot 10^{-7}$ — $5 \cdot 10^{-7}$ , с калом —  $1,4 \cdot 10^{-6}$ — $1,8 \cdot 10^{-6}$  г. Растворимые соединения U выводятся намного быстрее, чем нерастворимые.

Уран вызывает одинаковые поражения независимо от растворимости того или иного соединения. Различие заключается лишь в скорости развития интоксикации и степени тяжести поражения. В ранние сроки воздействия сильнее сказывается химическая токсичность элемента, в поздний период преобладает радиационный фактор. Уран вызывает не только функциональные, но и органические изменения как в результате непосредственного действия на организм, так и опосредованно через центральную нервную систему и железы внутренней секреции. При урановом отравлении наряду с патологией различных органов и систем ведущим является нарушение функции почек; поражаются также печень и желудочно-кишечный тракт. Наибольшую патологию в легких вызывает  $\text{UF}_6$ .

Опасны аэрозоли U и его соединений. Для аэрозолей растворимых в воде соединений U ПДК в воздухе  $0,015 \text{ мг/м}^3$ , для нерастворимых форм урана ПДК  $0,075 \text{ мг/м}^3$ . В легких человека, случайно вдохнувшего  $^{238}\text{U}_3\text{O}_8$ , через 1,5 года определяется 3 % поступившего количества.

Таблица 1

**Предельно допустимые концентрации U в воде, воздухе и человеческом организме, обусловленные радиационной токсичностью**

Изотоп	$E_{\alpha}$ , Мэв	Предельно допустимая концентрация				Предельно допустимое поступление в организм	
		в воде		в воздухе			
		мкКи/мл	мкКи/мл	мкКи/мл	мкКи/мл	мкКи	мкг
Природный U в растворимом состоянии	4,43	$7 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-11}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	0,2	$3,1 \cdot 10^5$
Природный U в нерастворимом состоянии	4,43	—	—	$1,7 \cdot 10^{-11}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$	0,009	$1,4 \cdot 10^4$
$^{235}\text{U}$	4,58	—	—	$3,0 \cdot 10^{-10}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	0,009	$1,4 \cdot 10^4$



Изотоп	$E_{\alpha}$ Мэв	Предельно допустимая концентрация				Предельно допустимое поступление в организм	
		в воде		в воздухе			
		мкКи/мл	мкКи/мл	мкКи/мл	мкКи/мл	мкКи	мкГ
$^{233}\text{U}$ в рас- творимом состоянии	4,9	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-8}$	0,04	4,2
$^{233}\text{U}$ в не- раство- римом состоянии	4,9	—	—	$1,6 \cdot 10^{-11}$	$1,7 \cdot 10^{-9}$	0,008	0,84

Работы с ураном и его соединениями проводят с соблюдением санитарных правил и норм радиационной безопасности.

Неотложная помощь при отравлении ураном включает дезактивацию кожи водой с мылом или содовым раствором. Внутрь рекомендованы раствор двузамещенного фосфата натрия 10:200, слизистые отвары, молоко, яичный белок, промывание желудка.

Таблица 2

## Гигиенические нормативы урана

	Группа радиационной опасности	МЗА, Бк
$^{230}\text{U}$ , $^{233}\text{U}$ , $^{234}\text{U}$ и уран обогащенный, $^{235}\text{U}$ , $^{235}\text{U}$	Б	$3,7 \cdot 10^4$
$^{232}\text{U}$	А	$3,7 \cdot 10^3$
$^{238}\text{U}$	Г	$3,7 \cdot 10^6$ (300 г)
$^{240}\text{U}$	В	$3,7 \cdot 10^5$
Уран естественный	Г	$3,7 \cdot 10^6$ (300 г)

## 4.2. Радий

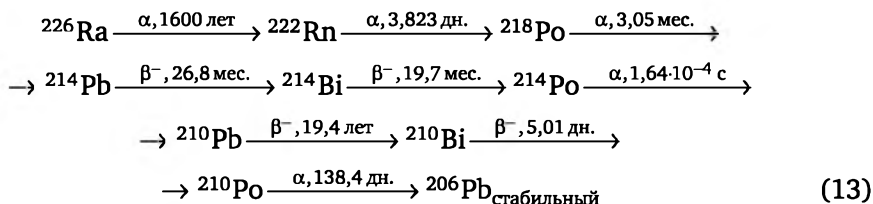
**Радий** (Ra) — щелочноземельный металл главной подгруппы 11-й группы периодической системы,  $Z = 88$ .

В природе как члены естественных радиоактивных рядов встречаются четыре изотопа:  $^{226}\text{Ra}$  (1600 лет, ряд  $^{238}\text{U}$ ),  $^{224}\text{Ra}$  (ThX, 3,66 дн., ряд  $^{232}\text{Th}$ ),  $^{228}\text{Ra}$  (MsThI, мезоторий-1, 5,76 лет),  $^{223}\text{Ra}$  (AcX, 11,43 дн., ряд  $^{235}\text{U}$ ). Непосредственный продукт распада Ra — радиоактивный газ Rn, конечные продукты распада — изотопы Pb и Bi.  $^{226}\text{Ra}$  вместе с продуктами своего распада излучает все три вида радиации —  $\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -лучи,  $^{228}\text{Ra}$  — достаточно мощный природный  $\beta$ -излучатель.

**Радий-224** (ThX).  $^{224}\text{Ra}$  — член радиоактивного семейства  $^{232}\text{Th}$ ,  $\alpha$ , 3,6319 дн., энергия распада 5,78885 МэВ, средняя энергия  $\alpha$ -излучения 5,78 МэВ, дочерний нуклид  $^{220}\text{Rn}$  (55,6 с) — торон. Активность 1 г  $^{224}\text{Ra}$  около  $5,892 \cdot 10^{15}$  Бк. Материнский изотоп  $^{228}\text{Th}$  ( $\alpha$ -распад, 1,9116 лет), кроме того,  $^{224}\text{Ra}$  образуется при  $\beta$ -распаде  $^{224}\text{Fr}$  (3,33 мин, энергия распада 2,83 МэВ) и  $\beta^+$ -распаде  $^{224}\text{Ac}$  (2,78 ч, энергия распада 1,408 МэВ).

**Радий-226** принадлежит к радиоактивному семейству  $^{238}\text{U}$ . Активность 1 г этого нуклида  $3,6577 \cdot 10^{10}$  Бк (около 1 Ки).  $T_{1/2} = 1600$  лет,  $\alpha$ -распад, энергия распада 4,87062 МэВ, энергия испускаемых  $\alpha$ -частиц 4,7843 МэВ (в 94,45 % случаев) и 4,601 МэВ (в 5,55 % случаев), при этом часть энергии выделяется в виде  $\gamma$ -кванта (в 3,59 % случаев происходит испускание  $\gamma$ -кванта с энергией 186,21 кэВ), дочерний нуклид  $^{222}\text{Rn}$  (3,8235 дн.).  $^{226}\text{Ra}$  образуется в результате распада  $^{230}\text{Th}$  ( $\alpha$ , 75 380 лет), кроме того,  $^{226}\text{Ra}$  образуется при  $\beta$ -распаде  $^{226}\text{Fr}$  (49 с, энергия распада 3,7 МэВ) и осуществлении электронного захвата нуклидом  $^{226}\text{Ac}$  (энергия распада 1,113 МэВ). Период полураспада по спонтанному делению  $^{226}\text{Ra}$  составляет около  $10^{14}$  лет, что соответствует 0,6 акту деления на 1 г  $^{226}\text{Ra}$  в 1 с.  $^{226}\text{Ra}$  образуется в результате распада  $^{230}\text{Th}$  ( $\alpha$ , 75 380 лет), кроме того,  $^{226}\text{Ra}$  возникает при  $\beta$ -распаде  $^{226}\text{Fr}$  (49 с,  $E_{\text{расп}} = 3,7$  МэВ) и осуществлении электронного захвата нуклидом  $^{226}\text{Ac}$  ( $E_{\text{расп}} = 1,113$  МэВ). За счет радиоактивного распада ядер  $^{226}\text{Ra}$  и дочерних продуктов распада 1 г Ra выделяет 550 Дж/ч теплоты. При распаде  $^{226}\text{Ra}$  превращается в  $^{222}\text{Rn}$ . За 1 сутки из 1 г  $^{226}\text{Ra}$  образуется около 1 мм<sup>3</sup> Rn.

Распад  $^{226}\text{Ra}$  приводит к образованию радиоактивной цепочки:



Соль Ra является чистым  $\alpha$ -излучателем. При накоплении в ней продуктов распада препарат становится источником  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучения. Равновесная соль Ra — мощный постоянный источник  $\gamma$ -излучения.

**Радий-228** (мезоторий I, MsTh I, 5,75 лет) — член радиоактивного семейства  $^{232}\text{Th}$ . Образуется при  $\alpha$ -распаде  $^{232}\text{Th}$  ( $1,405 \cdot 10^{10}$  лет, энергия распада 4,0816 МэВ).  $^{228}\text{Ra}$  претерпевает  $\beta$ -распад (5,75 лет, энергия распада 0,0458 МэВ), продукт распада  $^{228}\text{Ac}$  ( $\beta$ -распад, 6,15 ч, энергия распада 2,1238 МэВ). Активность 1 г  $^{228}\text{Ra}$  около  $1,01 \cdot 10^{13}$  Бк.

С химической точки зрения Ra — щелочноземельный металл, похож на Ba, но химически более активен. В соединениях проявляет степень окисления +2.

Определение Ra проводят  $\alpha$ - и  $\gamma$ -спектрометрическими методами, эманионным, радиометрическим, автордиографическим, а также методами изотопного разбавления и активационного анализа. Удельная активность  $^{226}\text{Ra}$  определяется линией 186,0 кэВ в  $\gamma$ -спектре, за вычетом

вклада  $^{235}\text{U}$  (185,7 кэВ). При определении Ra методом изотопного разбавления в качестве носителя используется Pb. Для обнаружения  $^{226}\text{Ra}$  в различных объектах используются  $\alpha$ - и  $\gamma$ -спектрометры, с помощью которых можно определять до  $10^{-6}\%$  Ra без его предварительного выделения.

Характерной особенностью  $\alpha$ -активных изотопов Ra является существование у них газообразного продукта распада — Rn. Радон регистрируется достаточно надежно, а по нему можно обнаружить его предшественника — Ra и идентифицировать его изотоп.

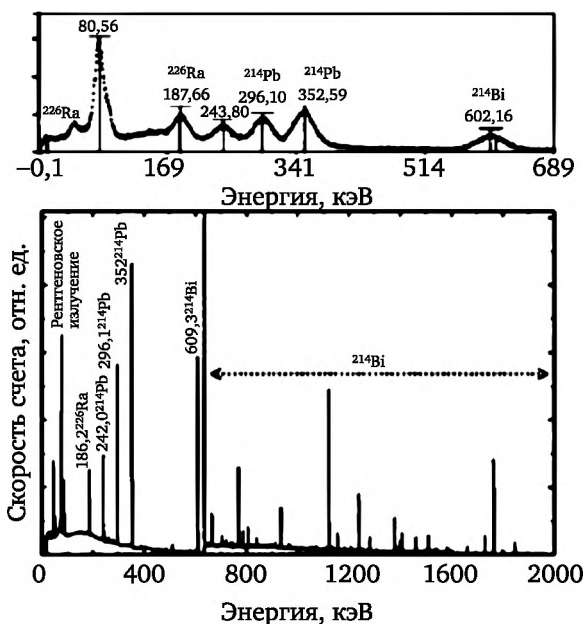


Рис. 4.  $\gamma$ -Спектр  $^{226}\text{Ra}$  и продуктов его распада: сцинтилляционный детектор (вверху) и полупроводниковый детектор (внизу)

В тех случаях, когда анализируемая проба содержит смесь изотопов Ra, их идентификацию производят, наблюдая за изменением активности газовой компоненты, выделенной из образца, с последующим разложением полученной кривой на ее составляющие в соответствии с постоянными радиоактивного распада  $\lambda$ . По форме кривой изменения активности выделенной порции газа можно идентифицировать изотопы радона.

При интерпретации  $\gamma$ -спектров Ra следует учитывать, что спектры Ra и Rn аналогичны; исключение составляет только линия 186 кэВ в спектре Ra, которая отсутствует в спектре Rn.

Несколько сложнее обстоит дело с идентификацией  $^{228}\text{Ra}$ , когда он находится в смеси с другими изотопами Ra, ввиду того что  $\gamma$ -спектр препаратов  $^{228}\text{Ra}$ , полностью относящийся к дочернему  $^{228}\text{Ac}$  (6,13 ч), почти совпадает со спектрами продуктов распада  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{224}\text{Ra}$ . В таких случаях получающийся с помощью германиевого детектора спектр смеси расшифровывают методом разложения, с вычитанием спектра  $^{224}\text{Ra}$ ,

нормированного к пику  $^{208}\text{Tl}$  с энергией 2,62 МэВ, и затем спектра  $^{226}\text{Ra}$ , нормированного к пику  $^{214}\text{Bi}$  с  $E_\gamma = 1,76$  МэВ. В некоторых случаях  $^{224}\text{Ra}$  предварительно осаждают, например, на Mn-волоконных адсорбентах, и определяют его эманационным сцинтилляционным методом (по  $^{220}\text{Rn}$ ).

Классический метод определения  $^{228}\text{Ra}$  в природных водах основан на  $\gamma$ -спектрометрии (по  $^{228}\text{Ac}$ ). В нем сначала осуществляется выделение и очистка  $^{228}\text{Ra}$ , после чего происходит накопление дочернего  $^{228}\text{Ac}$  в течение 36 ч. В экспресс-анализе  $^{228}\text{Ac}$  выделяется из воды быстрым осаждением с карбонатом кальция при малом количестве фосфата и очищается от Ca, Pb, Bi, U, Th и Ra пропусканием анализируемой пробы воды через колонку с катионитом. Результат анализа выдается через 6 ч.

Для выделения Ra используются методы соосаждения с сульфатом бария из растворов ЭДТА или соосаждения с  $\text{BaCl}_2$  из концентрированных растворов HCl. При определении  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$  и  $^{223}\text{Ra}$  регистрируется изменение  $\alpha$ -активности во времени. Обработка подобной кривой методом наименьших квадратов позволяет определить содержание изотопов Ra в смеси. Наблюдение за  $\beta$ -активностью радиевых препаратов не является столь эффективным способом идентификации, поскольку наличие небольших количеств  $\beta$ -излучающих примесей сильно искажает форму начальной части кривой накопления.

Изотопы Ra обнаруживают по  $\gamma$ -активности продуктов его распада. В цепочке  $^{226}\text{Ra}$   $\gamma$ -кванты с энергиями 1,76 и 0,609 МэВ являются наиболее характерными, так как они менее всего перекрываются излучением других  $\gamma$ -активных веществ.  $\gamma$ -Кванты с энергией 2,62 МэВ, испускаемые  $^{208}\text{Tl}$ , относящимся к генетической цепочке  $^{224}\text{Ra}$ , наиболее жесткие среди всех  $\gamma$ -излучений естественных радиоэлементов и потому являются надежным индикатором присутствия Rn. Для идентификации  $^{223}\text{Ra}$  может быть использовано  $\gamma$ -излучение  $^{211}\text{Pb}$  с энергиями 0,404; 0,425 и 0,829 МэВ.

Изотопы Ra часто идентифицируют по энергетическому спектру испускаемых ими и продуктами их распада  $\alpha$ -частиц. Однако получение  $\alpha$ -спектра представляет по сравнению с  $\gamma$ -спектроскопией более сложную задачу.  $\alpha$ -Спектр может быть получен с помощью импульсной ионизационной сеточной камеры, пропорционального счетчика, а также с помощью полупроводниковых детекторов высокого разрешения.

Определение  $^{226}\text{Ra}$  в почве, растительности и пищевых продуктах проводят эманационным или радиометрическим методом, основанном на выделении суммы изотопов радия в виде сульфата Ra/Ba и непосредственном измерении  $\alpha$ -активности препарата  $^{226}\text{Ra}$  после полного распада  $^{224}\text{Ra}$ . Определение  $^{228}\text{Ra}$  основано на осаждении дочернего  $^{228}\text{Ac}$  и измерение  $\beta$ -активности выделенного препарата на малофоновой установке. В организме радий регистрируется по  $\gamma$ -излучению от тела, по выдыхаемому радону, а также по  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучению от крови.

Радий и его соединения широко распространены в природе и являются одним из основных источников естественного радиационного фона. Существуют геохимические провинции с повышенным содержанием радия. Он обнаружен в травянистых и цветочных растениях, кофе, древесине, морских водорослях и т. д. Поведение Ra в природе обусловлено его химическими свойствами: соли Ra изоструктурны солям Ba, Ra обладает более основными свойствами, чем Ba. Соли Ra хуже растворимы, чем соли Ba.

Изотопы Ra отличаются очень низкими концентрациями в природе. Так, среднее содержание  $^{226}\text{Ra}$  в земной коре около  $1 \cdot 10^{-10} \%$ , а в природных водах —  $10^{-14}$ — $10^{-12}$  г/л. Низкие концентрации в природных водах определяют поведение атомов Ra, характерное для радионуклидов в разбавленных растворах. В присутствии носителя (Ba) Ra ведет себя в соответствии с его геохимическими особенностями. Если концентрация Ba в природных водах мала, атомы Ra ведут себя как типичные радиоколлоиды. Они способны адсорбироваться на любых отрицательно заряженных поверхностях твердой фазы либо соосаждаться с гидроксидами металлов.

В большинстве пород концентрации изотопов Ra определяются концентрациями U и Th. Исключение составляют молодые вулканические породы, для которых отмечается обогащение  $^{226}\text{Ra}$  относительно  $^{238}\text{U}$  либо  $^{228}\text{Ra}$  относительно  $^{232}\text{Th}$ . Как член семейства  $^{238}\text{U}$ , изотоп Ra  $^{226}\text{Ra}$  содержится во всех рудах U. В рудах U содержится также  $^{223}\text{Ra}$ , а в рудах Th —  $^{224}\text{Ra}$  и  $^{228}\text{Ra}$ . Благодаря наличию Th в урановых рудах  $^{226}\text{Ra}$  часто смешан с  $^{228}\text{Ra}$ . В урановых рудах на 1 т U приходится около 0,34 г Ra (содержание, устанавливающееся при радиоактивном равновесии в ряду  $^{238}\text{U}$ , но многие руды не являются равновесными). В верхнем слое земной коры толщиной 1,6 км содержится  $1,8 \cdot 10^7$  т  $^{226}\text{Ra}$ . В результате вымывания Ra из руд U он содержится в растворенном состоянии в воде и образует вторичные руды, например черные глины. Вымытый из урановых минералов Ra обычно концентрируется на глинах, причем чем старше горные породы по возрасту происхождения, тем больше в них содержится  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$ , но меньше  $^{40}\text{K}$ . Радий подвергается выщелачиванию водой из горных пород, и потому урановые минералы теряют значительную часть Ra (иногда до 85 %). Затем Ra мигрирует с подпочвенными водами.

Радий поступает в организм человека через органы дыхания (в том числе — при курении), желудочно-кишечный тракт (пища, питье) и неповрежденную кожу (например, с грязных рук). Поступление Ra в организм человека с воздухом составляет  $10^{-15}$  г · сут $^{-1}$ . Поступление с пищей более значительно (90 % Ra поступает в организм с пищей и 10 % с водой), особенно с пищей, возвращенной в регионах с повышенным его содержанием. Довольно много Ra поступает в организм человека с водой.  $^{226}\text{Ra}$  обнаружен в большинстве проб питьевой воды. Его содержание составляет 0,3—8,0 пг · л $^{-1}$  в разных районах мира, за исключением небольшого числа районов с высоким содержанием Ra в воде.

## Поступление Ra в организм человека

Поступление с пищей в районах, Бк/сут.:	
с нормальным радиационным фоном	$(1,48—6,3) \cdot 10^{-2}$
с повышенным радиационным фоном	$> 12,2 \cdot 10^{-2}$
Концентрация, Бк/кг:	
в костях	$7,4 \cdot 10^{-2}—2,8$
в мягких тканях	$2,7 \cdot 10^{-3}$
Общее содержание в теле, Бк	0,55—51,8

Суточное поступление в организм человека  $^{226}\text{Ra}$  с пищей и водой составляет  $2,3 \cdot 10^{-12}$  Ки ( $2,3 \text{ пг} \cdot \text{дн.}^{-1}$ ), а потери с мочой и калом —  $0,8 \cdot 10^{-13}$  и  $2,2 \cdot 10^{-12}$  Ки. Независимо от химической формы соединения Ra при поступлении, 80 % поступившего в организм Ra накапливается в костной ткани человека. Довольно активно он накапливается в мозгу. Содержание Ra в организме человека зависит от района проживания и характера питания. Данные по условному человеку (пг): содержание Ra в организме человека — 31, в скелете — 27; суточное поступление — 2,3. Радий быстро покидает кровеносное русло, но небольшие количества его длительно циркулируют в крови: через 14 лет после поступления Ra в крови циркулирует примерно 0,03 % элемента, содержащегося в организме.

В ранние сроки после введения заметные количества Ra находятся в мягких тканях. Однако уже через сутки концентрация Ra в костях на 1—2 порядка выше, чем в мягких тканях. При поступлении Ra в организм он отлагается на поверхности костей и в областях костной ткани с интенсивным обменом веществ.  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{228}\text{Ra}$  распределяются по всему объему минеральной кости, а  $^{223}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{227}\text{Ra}$  — по поверхности кости во все периоды времени после отложения их в скелете. Выявлено два типа распределения Ra: образование участков интенсивного отложения — «горячих пятен» и сравнительно равномерное диффузное распределение. «Горячие пятна» содержат в 16—218 раз больше Ra на единицу костной массы, чем участки диффузного распределения.

$^{226}\text{Ra}$  выводится из скелета человека с  $T_6 = 17$  лет, из легких — 180 дн. Выведение Ra из организма происходит через ЖКТ. В течение 24—48 ч большая часть принятого с пищей Ra выводится с калом и мочой (5 %). Выведение Ra через почки ограничено из-за реабсорбции его в канальцах.

Радий не играет никакой биологической роли. Он опасен только в некоторых лабораториях, производствах и медицинских учреждениях. Его радиотоксичность намного сильнее химической, которая аналогична бариевой. Большие концентрации  $^{226}\text{Ra}$  в организме вредно действуют на животных и человека, вызывая болезненные изменения в виде остеопороза, самопроизвольных переломов, опухолей. Радиоток-

сическое действие Ra, попадающего в организм, имеет специфические особенности, связанные с сильно ионизирующим действием коротко-пробежных  $\alpha$ -частиц, большим периодом полураспада, ярко выраженной органотропностью и длительной задержкой в организме. Максимально допустимое количество  $^{226}\text{Ra}$ , фиксированного в человеческом организме, примерно равно 0,1 мкг.

Радий — остеотропное вещество с высокой токсичностью из-за своего свойства накапливаться в костной ткани (70—90 %), которая обладает высокой радиочувствительностью, следствием чего являются лейкозы, лучевые остеосаркомы. Кроме того, Ra накапливается в легких и печени.

Характерным для поражения Ra является патология костного мозга. Отмечены случаи поражения кожи, ломкости ногтей, выпадения волос у людей, проработавших в контакте с Ra около 2 лет. Наряду с жалобами на общую слабость, головную боль, головокружение, боли в сердце у лиц, контактирующих с Ra, возникают специфические боли в костях рук и ног, груди, ребрах, иногда позвоночнике.

В отдаленные сроки после поражения Ra развиваются злокачественные новообразования. Остеосаркомы наблюдались при дозах 9—440 Гр, а карциномы при дозах 6—260 Гр.  $^{224}\text{Ra}$  практически всю энергию распада отдает на костные структуры. При инкорпорации  $^{226}\text{Ra}$  значительные количества проникают в минеральные структуры костной ткани, где отсутствуют эндостальные клетки, вследствие чего основная доля энергии  $\alpha$ -излучения из-за малого пробега  $\alpha$ -частиц в тканях (40 мкм) не реализуется. Доза  $^{224}\text{Ra}$  на эндостальные клетки в 9 раз больше, чем средняя доза на всю кость, в то время как при инкорпорации она составляет 2/3 среднего значения. При инкорпорации  $^{226}\text{Ra}$  остеосаркомы отсутствовали у людей, в скелете которых дозы были ниже 7 Гр. Минимальный период развития остеосарком при инкорпорации  $^{226}\text{Ra}$  при средних кумулятивных дозах 9 Гр для женщин и мужчин составляет 7 и 4 года соответственно.

Радий разрушает не только здоровые ткани, но убивает и злокачественные новообразования, излечивая рак кожи.

Для  $^{223}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$  группа радиационной опасности Б, МЗА =  $3,7 \cdot 10^4$  Бк; для  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  группа радиационной опасности А, МЗА =  $3,7 \cdot 10^3$  Бк. Допустимая концентрация Ra в воздухе не более 10 мг/км<sup>3</sup> или  $10^{-11}$  г/м<sup>3</sup>. При такой концентрации в 1 м<sup>3</sup> происходит около 2 расп/с.

В НРБ установлены следующие ограничения по содержанию изотопов радия в воде:

Изотоп	Предельный уровень поступления, Бк/год	Уровень вмешательства, Бк/л
$^{226}\text{Ra}$	$6,7 \cdot 10^2$	0.5
$^{228}\text{Ra}$	$1,9 \cdot 10^2$	0.2

Работа с препаратами Ra требует принятия особых мер предосторожности. Она проводится в герметичных перчаточных боксах, исключая-



щих утечку Rn. Неотложная помощь включает дезактивацию открытых участков кожи водой с мылом, каолиновой пастой с 20%-ным цитратом натрия. Внутрь адсорбар или серноокислый барий 25:200.

### 4.3. Полоний

Полоний — элемент VI группы периодической системы элементов, аналог теллура. Семь изотопов полония с массовыми числами 210—218 входят в природные радиоактивные ряды U, Th и Ac; в процессе распада они превращаются в стабильные или радиоактивные изотопы Pb. Самые легкие изотопы Po — чистые  $\alpha$ -излучатели, более тяжелые одновременно испускают  $\alpha$ - и  $\gamma$ -лучи. Некоторые изотопы распадаются путем электронного захвата, а самые тяжелые проявляют также очень слабую  $\beta$ -активность. Радионуклиды Po входят в состав естественных радиоактивных рядов:

ряд  $^{238}\text{U}$ :  $^{210}\text{Po}$  (138,376 дн.),  $^{218}\text{Po}$  (3,10 мин) и  $^{214}\text{Po}$  ( $1,643 \cdot 10^{-4}$  с);

ряд  $^{232}\text{Th}$ :  $^{216}\text{Po}$  (0,145 с) и  $^{212}\text{Po}$  ( $2,99 \cdot 10^{-7}$  с);

ряд  $^{235}\text{U}$ :  $^{215}\text{Po}$  ( $1,781 \cdot 10^{-3}$  с) и  $^{211}\text{Po}$  (0,516 с).

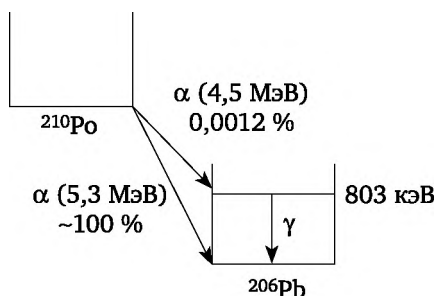


Рис. 5. Схема распада  $^{210}\text{Po}$

Полоний-210 (138,376 дн.) — член уранового семейства. Он появляется в природной смеси урана в результате ряда последовательных превращений изотопов тяжелых элементов, первый из которых —  $^{238}\text{U}$ .

Полоний-210 — практически чистый  $\alpha$ -излучатель, в подавляющем числе случаев он распадается на основное состояние  $^{206}\text{Pb}$  с испусканием  $\alpha$ -частиц с энергией 5,3 МэВ, и только ничтожная доля (0,00122 %) ядер  $^{210}\text{Po}$  распадается на возбужденное (803 кэВ) состояние  $^{206}\text{Pb}$ , которое распадается с испусканием  $\gamma$ -квантов (выход  $\gamma$ -квантов  $1,1 \cdot 10^{-3}$  %). Удельная активность  $^{210}\text{Po} = 1,66 \cdot 10^{14}$  Бк/г.

Степени окисления Po  $-2$ ,  $+2$ ,  $+4$ ,  $+6$ , наиболее устойчивая в растворе  $+4$ . Полоний обладает амфотерными свойствами. Образует коллоидальные гидроксиды или основные соли в щелочных, нейтральных или слабокислых растворах.

Определение Po основано на регистрации  $\alpha$ -излучения  $^{210}\text{Po}$ . Сначала раствор Po упаривают на металлическом диске, затем реги-

стрируют  $\alpha$ -спектр полупроводниковым детектором либо используют жидкосцинтилляционный счетчик. Массы Po более 1 мкг определяют  $\gamma$ -счетом ( $E_\gamma = 0,803$  МэВ) или калориметрически (удельное тепловыделение  $^{210}\text{Po}$  около 140 Вт/г). Эти методы не требуют разрушения образца. При определении  $^{210}\text{Po}$  в моче ее пробу нагревают, окисляют  $\text{KBrO}_3$ , и центрифугируют для удаления суспендированного органического материала и выделяют Po микроосаждением с  $\text{CuS}$ , после фильтрования количество  $^{210}\text{Po}$  определяют  $\alpha$ -спектроскопией.

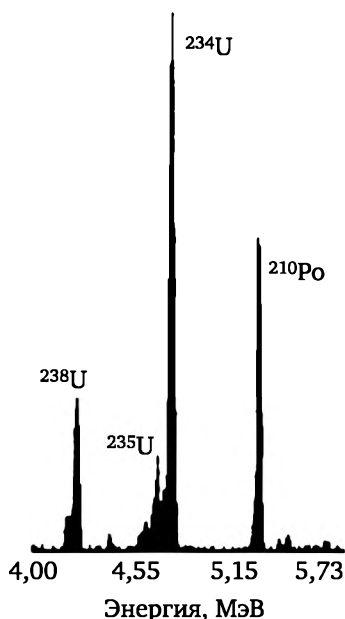


Рис. 6.  $\alpha$ -Спектр  $^{210}\text{Po}$  на фоне изотопов урана

Полоний всегда присутствует в урановых и ториевых минералах. Равновесное содержание Po в земной коре  $2 \cdot 10^{-14}$  масс. %. В урановых рудах равновесное отношение U к Po составляет  $1,9 \cdot 10^{10}$  (в равновесии с 1 г Ra находится 0,2 мг Po). Основным источником  $^{210}\text{Po}$  в окружающей среде является  $^{222}\text{Rn}$ , выделяющийся из почвы. Для средних широт Северного полушария средние концентрации  $^{210}\text{Po}$  составляют  $0,12 \cdot 10^{-3}$  Бк/м<sup>3</sup>. Концентрация  $^{210}\text{Po}$  в почве колеблется в пределах  $(7,4—22,2) \cdot 10^{-2}$  Бк/год в зависимости от типа почвы; в атмосферных осадках —  $(0,37—9,2) \cdot 10^{-2}$  Бк/л; в воде открытых водоемов концентрация  $^{210}\text{Po}$  в 10—100 раз меньше.

За сутки в организм человека с пищей поступает  $3,7 \cdot 10^{-2}—3,7 \cdot 10^{-1}$  Бк  $^{210}\text{Po}$ . В регионах, где человек потребляет пищу морского происхождения, а также питается мясом северных оленей, наблюдается повышенное поступление  $^{210}\text{Po}$  в организм — около 10 Бк/сут. Полоний накапливается растениями, в том числе — табаком. 20 %  $^{210}\text{Po}$ , содержащихся в табаке сигарет, попадает в легкие человека. В сигарете

содержится примерно 10 мБк  $^{210}\text{Po}$  (в табачный дым переходит 4 мБк). В легких курильщика, выкуривающего 50 сигарет в сутки, создаются концентрации  $^{210}\text{Po}$  1,66 мБк/год, что выше, чем у некурящих, в 8 раз. Годовое поступление  $^{210}\text{Po}$  в легкие человека, выкуривающего одну пачку сигарет в сутки, примерно равно 60 мБк. Из-за вдыхания изотопов  $^{210}, ^{214}\text{Po}$  в США от рака легких умирает 15 000—20 000 курильщиков.

В зубах и других костных тканях жителей России содержание  $^{210}\text{Po}$  составляет 1,9 Бк/кг. Клетки костной поверхности за счет  $^{210}\text{Po}$  получают дозу  $29 \cdot 10^{-6}$  Гр/год, клетки костного мозга —  $3,9 \cdot 10^{-6}$  Гр/год. Общее содержание  $^{210}\text{Po}$  в организме человека составляет 18,5 Бк, из них 11,8 Бк в костях, 6,3 Бк в мягких тканях.  $^{210}\text{Po}$ , находящийся в костях, образуется в основном из своего предшественника  $^{210}\text{Pb}$ . В мягкие ткани  $^{210}\text{Po}$  поступает из воздуха и пищи, преобладая в тканях печени и почек. Наибольшее количество  $^{210}\text{Po}$  (на 1 г ткани) наблюдается в почках, крови и лимфатических узлах. На долю пищевого поступления приходится 2,78 Бк, а 85 % общего содержания  $^{210}\text{Po}$  обусловлено распадом одного из его материнских нуклидов —  $^{210}\text{Pb}$ . Коэффициент всасывания  $^{210}\text{Po}$  из ЖКТ при поступлении его в составе белков составляет 0,43, с минеральными солями — 0,33. Величина всасывания из ЖКТ человека равна 0,2. Из поступившего Po доли 0,1; 0,1; 0,1 и 0,7 переносятся в печень, почки, селезенку и все другие ткани соответственно.

Таблица 4

Содержание  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  в организме человека

Показатель	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$
При нормальном содержании в пище:		
Поступление с пищей, Бк <sup>-2</sup> /сут	5,18—22,9	4,8—17,0
Содержание у некурящих, Бк/кг:		
костная ткань	3	2,4
мягкая ткань	0,14—0,2	0,1—0,2
Содержание у курящих, Бк/кг:		
костная ткань	4,81	3,7
мягкая ткань	0,22—0,33	0,18—0,33
При высоком содержании в пище:		
поступление с морскими продуктами, Бк <sup>-2</sup> /сут	62,9	
поступление с мясом северных оленей, Бк <sup>-2</sup> /сут	13,3—162	222—1272
Содержание, Бк/кг:		
костная ткань	9,25	7,4
мягкая ткань	0,44—0,55	1,33—2,66

Основное количество Po фиксируется в поверхностном слое кожи толщиной 500 мкм. Через кожные покровы человека за первые сутки

всасывается 2 % нанесенного Po. Всасывание  $^{210}\text{Po}$  через ссадины увеличивается в 40 раз, из кожно-мышечных ран — в 750 раз по сравнению с резорбцией через неповрежденную кожу. Еще интенсивнее  $^{210}\text{Po}$  всасывается из мышечной ткани (20 % общего количества в течение первого часа). При ожоге I и II степени за 1 ч контакта радионуклида всасывается в 6 раз больше, чем за это же время через неповрежденную кожу.

Естественный вывод Po из организма затруднен, так как он не входит в состав химических соединений, участвующих в метаболизме. Полоний элиминируется с калом в 10—20 раз больше, чем с мочой. При поступлении с пищей  $^{210}\text{Po}$  наибольшая экскреция с мочой наблюдается через 24 ч, с калом — через 3 сут. Из организма человека  $^{210}\text{Po}$  выводится с  $T_6 = 80$  лет.

Полоний-210 при попадании в организм считается одним из самых токсичных веществ. При попадании на кожу  $\alpha$ -частицы вызывают ее сильное лучевое поражение; они легко проникают внутрь сквозь кожные покровы.  $^{210}\text{Po}$  опасен и на расстоянии, превышающем длину пробега  $\alpha$ -частиц, так как его соединения саморазогреваются и переходят в аэрозольное состояние.

Для  $^{210}\text{Po}$  эквивалент эффективной дозы 0,51 мкЗв/Бк при поступлении с пищей и 2,5 мкЗв/Бк при ингаляции. Так как удельная активность  $^{110}\text{Po}$   $1,66 \cdot 10^8$  МБк/год, то летальная доза для организма взрослого человека 4,6 Дж/кг — 0,1—0,3 ГБк (0,6—2 мкг) — при попадании через легкие; 1—3 ГБк (6—18 мкг) — при попадании в организм через пищеварительный тракт.

Биологическое действие  $^{210}\text{Po}$  обусловлено  $\alpha$ -излучением. Он высокотоксичен из-за низкого периода полураспада и высокой энергии излучаемых  $\alpha$ -частиц. Для  $^{210}\text{Po}$  предельно допустимое содержание в воздухе составляет всего 40 миллиардных долей микрограмма в 1 м воздуха, т. е. Po в 4 трлн раз токсичнее синильной кислоты. Вред наносят испускаемые Po  $\alpha$ -частицы (и в меньшей мере также  $\gamma$ -лучи), которые разрушают ткани и вызывают злокачественные опухоли.

Максимально допустимое поступление  $^{210}\text{Po}$  при вдыхании 1,1 кБк (30 нКи, 6,8 пг). Максимальная допустимая концентрация  $^{210}\text{Po}$  в воздухе на рабочем месте около 10 Бк/м<sup>3</sup>. Максимально допустимое содержание в теле  $1,1 \cdot 10^3$  Бк (примерно  $6,8 \cdot 10^{-12}$  г).

Таблица 5

Содержание  $^{210}\text{Po}$  в печени и крови человека

	$^{210}\text{Po}$ , пКи/кг, в организме человека	
	некурящий человек	курящий человек
Печень	31,1	57,7
Кровь	4,4	26,0

Для  $^{210}\text{Po}$  группа радиационной опасности А, МЗА =  $3,7 \cdot 10^3$  Бк.

При работе с закрытыми источниками  $\gamma$ -излучения мощность дозы за защитой не должна быть выше 0,014 мЗв/ч. В этом случае при 36-часовой рабочей неделе и постоянном пребывании в помещении экспозиционная доза не превышает 0,5 ПДД, т. е. 0,025 Зв/год. На расстоянии 0,5 м такую мощность дозы создает источник  $^{210}\text{Po}$  активностью 2590 ГБк. При работе с источниками  $^{210}\text{Po}$  меньшей активности можно не принимать мер по защите от  $\gamma$ -излучения. Работа с  $^{210}\text{Po}$  должна вестись дистанционно в герметичных боксах с отдельной фильтрационной системой.

При попадании полония в организм человека неотложная помощь включает дезактивацию кожи водой с мылом, затем 5%-ным раствором унитиола или оксатиола. Внутрь — противоядие от тяжелых металлов.

## 4.4. Торий

**Торий** (Th) — химический элемент III группы, 7-го периода периодической системы, первый член семейства актинидов;  $Z = 90$ .

Поскольку лишь  $^{232}\text{Th}$  ( $1,405 \cdot 10^{10}$  лет) обладает достаточно большим периодом полураспада по отношению к возрасту Земли, то практически весь природный Th состоит из этого нуклида.

Средняя энергия  $\alpha$ -излучения  $^{226}\text{Th}$ ,  $^{227}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{229}\text{Th}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$  равна соответственно 6,42; 5,95; 5,49; 4,95;  $1,38 \cdot 10^{-2}$ ; 4,07 МэВ/(Бк · с).

**Торий-228** (радиоторий,  $\text{RdTh}$ , 1,9116 лет) принадлежит к радиоактивному семейству  $^{232}\text{Th}$ .  $^{228}\text{Th}$  непосредственно образуется в результате  $\beta^-$ -распада нуклида  $^{228}\text{Ac}$  ( $\text{MsTh2}$ , 6,15 ч):



Кроме того,  $^{228}\text{Th}$  образуется при  $\beta^+$ -распаде  $^{228}\text{Pa}$  и  $\alpha$ -распаде  $^{232}\text{U}$ :



$^{228}\text{Th}$   $\alpha$ -радиоактивен ( $T_{1/2} = 1,9116$  лет, энергия распада 5,52 МэВ), дочерним нуклидом является  $^{224}\text{Ra}$ :



Энергия  $\alpha$ -частиц:  $E_{\alpha 1} = 5,42$  МэВ, 72,2 % и  $E_{\alpha 2} = 5,34$  МэВ, 27,2 %.

**Торий-230** (ионий,  $\text{Jo}$ ,  $7,538 \cdot 10^4$  лет) принадлежит к радиоактивному семейству  $^{238}\text{U}$ .

$^{230}\text{Th}$  образуется в результате следующих распадов:

—  $\beta^-$ -распад  $^{230}\text{Ac}$  ( $T_{1/2} = 122$  с):



—  $\beta^+$ -распад  $^{230}\text{Pa}$  ( $T_{1/2} = 17,4$  дн.):



—  $\alpha$ -распад  $^{234}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 2,455 \cdot 10^5$  лет):



Z	Элемент	Изотопы					
90	Th	$^{232}\text{Th}$ 1,4·10 <sup>10</sup> л		$^{228}\text{Th}$ 1,912 л			
89	Ac		$^{228}\text{Ac}$ 6,15 ч				
88	Ra	$^{226}\text{Ra}$ 5,75 л		$^{224}\text{Ra}$ 3,632 дн			
87	Fr		$^{224}\text{Fr}$ 3,33 м				
86	Rn			$^{220}\text{Rn}$ 56,6 с			
85	At				$^{216}\text{At}$ 1·10 <sup>-4</sup> с		
84	Po			$^{216}\text{Po}$ 0,145 с		$^{212}\text{Po}$ 298 нс	
83	Bi				$^{212}\text{Bi}$ 60,55 м		
82	Pb			$^{212}\text{Pb}$ 10,64 ч		$^{208}\text{Pb}$	
81	Tl				$^{208}\text{Tl}$ 3,05 м		

Рис. 7. Семейство  $^{232}\text{Th}$ , ряд 4л

Торий-230  $\alpha$ -радиоактивен ( $T_{1/2} = 7,538 \cdot 10^4$  лет, энергия распада 4,77 МэВ), дочерний нуклид  $^{226}\text{Ra}$  (энергия распада 4,77 МэВ):



энергия испускаемых  $\alpha$ -частиц 4,687 МэВ (76,3 %) и 4,620 МэВ (23,4 %).

**Торий-231** (UY, 25,52 ч) — продукт  $\alpha$ -распада  $^{235}\text{U}$ , испытывает  $\beta^-$ -распад, дочерний нуклид  $^{231}\text{Pa}$ .

**Торий-232** — основной изотоп тория. Относится к радиоактивному 4л-семейству генетически связанных радионуклидов; родоначальник природного радиоактивного семейства тория. Этот ряд заканчивается образованием стабильного  $^{208}\text{Pb}$ , в нем генерируется  $^4\text{He}$  (из  $\alpha$ -частиц). В ряду Th имеется радиоактивный газ — торон ( $^{220}\text{Rn}$ ). Активность 1 г Th равна 4070 Бк. С  $^{232}\text{Th}$  в равновесии находится  $^{228}\text{Th}$  (RdTh, 1,91 лет,  $\alpha$ - и  $\gamma$ -излучатель).

$^{232}\text{Th}$  образуется в результате следующих распадов:

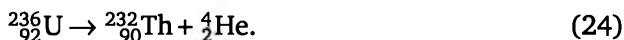
—  $\beta^-$ -распад нуклида  $^{232}\text{Ac}$  ( $T_{1/2} = 119$  с):



— *K*-захват, осуществляемый нуклидом  $^{232}\text{Pa}$  ( $T_{1/2} = 1,31$  дн.):



—  $\alpha$ -распад нуклида  $^{236}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 2,342 \cdot 10^7$  лет):



Распад  $^{232}\text{Th}$  происходит по следующим направлениям:

—  $\alpha$ -распад в  $^{228}\text{Ra}$  (вероятность 100 %, энергия распада 4,081 МэВ), энергия испускаемых  $\alpha$ -частиц 3,947 МэВ (в 21,7 % случаев) и 4,012 МэВ (в 78,2 % случаев):



—  $\alpha$ -распад в  $^{228}\text{Ra}$  (вероятность 100 %, энергия распада 4,081 МэВ), энергия испускаемых  $\alpha$ -частиц 3,947 МэВ (в 21,7 % случаев) и 4,012 МэВ (в 78,2 % случаев):



— спонтанное деление (вероятность  $11 \cdot 10^{-10}$  %).

**Торий-234** ( $UX_1$ , 24,1 дн.) — изотоп ряда  $^{238}\text{U}$ , образуется при  $\alpha$ -распаде  $^{238}\text{U}$  ( $4,468 \cdot 10^9$  лет, энергия распада 4,27 МэВ),  $\beta$ -излучатель, дочерний нуклид  $^{234}\text{Pa}$  (6,7 ч, энергия распада 2,197 МэВ), распадается (1,17 мин) на  $^{234}\text{U}$ .

В природных объектах под влиянием нейтронной бомбардировки постоянно образуются изотопы  $^{227}\text{Th}$ ,  $^{228}\text{Th}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{231}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{234}\text{Th}$ .

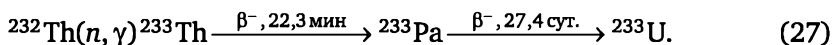
Степени окисления Th +4, +3, +2, +1 (основная +4). Хотя Th относится к семейству актинидов и должен быть аналогом Ce, по химическим свойствам он близок к Ti, Zr и Hf. В соединениях ионного или ковалентного типа Th почти всегда четырехвалентен. При образовании полуметаллической связи (например, в сульфидах, карбидах и др.) возможны значительные отклонения от нормальной валентности. Ион  $\text{Th}^{4+}$  отличается склонностью к гидролизу и образованию комплексных соединений.

При определении Th используются гравиметрические, объемные и колориметрические методы. Стандартным методом является осаждение Th растворами аммиака или щавелевой кислоты с последующим прокаливанием до  $\text{ThO}_2$ . Объемные методы основаны на титровании трилоном-Б или осаждении Th в виде труднорастворимых соединений постоянного состава и определении его по избытку осадителя. Для определения малых количеств Th применяются колориметрические методы с использованием *п*-арсоновой кислоты. Радиометрическое титрование производится фосфатом натрия, меченным радиоактивным изотопом фосфора  $^{32}\text{P}$ . Торий также определяют методами оптического рентгеноспектрального анализа.

В случае равновесия с продуктами распада его измеряют по накоплению  $^{220}\text{Rn}$ . Используется также определения Th по  $\alpha$ -излучению

продуктов распада. Определение Th в почве, иле и растительности с реактивом арсеназо III основано на предварительном извлечении Th из пробы путем соосаждения с Са в виде оксалата, очистке от примесей на анионите с последующим фотометрическим определением (реактив «ТОРОН»). Идентификация суммы изотопов Th основана на выделении изотопов на катионообменной смоле с последующей сорбцией на люминофоре и измерении их  $\alpha$ -активности. Для определения содержания  $^{234}\text{Th}$  в морской воде используют импрегнированные  $\text{MnO}_2$  дисковые миниадсорберы с последующим  $\beta$ -счетом самого  $^{234}\text{Th}$  или его дочернего продукта  $^{234\text{m}}\text{Pa}$ .

Определение содержания Th в организме проводят измерением  $\alpha$ -,  $\gamma$ -излучения в выдыхаемом воздухе ( $^{220}\text{Rn}$ ), а также в крови, выделениях, промывных водах; в воздухе — контролируют по уровню  $\gamma$ -излучения. Для определения содержания Th в объектах окружающей среды применяют нейтронно-активационный анализ. При облучении Th нейтронами реактора происходит реакция:



Содержание  $^{232}\text{Th}$  определяют по  $\gamma$ -активности образовавшегося  $^{233}\text{Th}$  ( $E_\gamma = 86,6$  кэВ) или по  $\gamma$ -активности  $^{233}\text{Pa}$  ( $E_\gamma = 0,312$  МэВ) без разложения исследуемых образцов.

Промышленное значение имеет  $^{232}\text{Th}$ , его содержание в земной коре составляет  $12 \cdot 10^{-4} \%$  (масс. кларк). Содержание  $^{228}\text{Th}$  в земной коре составляет  $1,64 \cdot 10^{-13} \%$ , что по массе равно  $3,9 \cdot 10^{10}$  кг, а по активности —  $1,18 \cdot 10^{27}$  Бк.  $^{232}\text{Th}$  является исходным (сырьевым) радионуклидом для получения долгоживущего изотопа  $^{233}\text{U}$  ( $1,585 \cdot 10^5$  л), который делится тепловыми нейтронами и используется как топливо в ядерных реакторах.

Некоторые изотопы тория находятся в природных образцах в следовых количествах, так как входят в радиоактивные ряды:  $^{227}\text{Th}$  (18,68 дн.),  $^{228}\text{Th}$  (1,9116 лет),  $^{229}\text{Th}$  (7340 лет),  $^{230}\text{Th}$  (75 380 лет),  $^{231}\text{Th}$  (25,52 ч),  $^{234}\text{Th}$  (24,1 дн.).

Торий — один из источников радиоактивного фона Земли. Содержание тория в минерале торианите составляет 45—88 %, в минерале торите — до 62 %. Содержание Th в речной воде  $8,1 \cdot 10^{-4}$  Бк/л, что на порядок ниже, чем урана, и на два порядка ниже, чем  $^{40}\text{K}$  ( $3,7 \cdot 10^{-2}$  Бк/л).

В небольших количествах Th присутствует во всех горных породах, грунтах и почвах. Запасы Th в земной коре ( $3,3 \cdot 10^6$  т) соизмеримы с запасами U ( $3,5 \cdot 10^6$  т) — его количество примерно равно количеству Pb. Почвы обычно содержат 5—12 частей на миллион (ppm) Th. Торий концентрируется в нескольких минералах, в основном в монаците — смешанном фосфате РЗЭ (в основном — Ce) и Th (до 12 %  $\text{ThO}_2$ ). Радиоактивность минералов Th связана не с  $^{232}\text{Th}$ , а с другими изотопами Th — членами ториевого и урановых рядов, хотя их содержание по массе пренебрежимо мало.



По распространенности в земной коре Th приближается к Pb, хотя Th все же почти в 2 раза меньше Pb. Содержание Th в 3 раза выше U. Содержание Th в земной коре  $8 \cdot 10^{-4}$  вес. % (8—13 г/тВ). Торий — характерный элемент верхней части земной коры — гранитного слоя и осадочной оболочки, где его в среднем содержится соответственно  $1,8 \cdot 10^{-3}$  и  $1,3 \cdot 10^{-3}$  % по массе. Торий — слабомигрирующий элемент; накапливается в гранитах, щелочных породах и пегматитах. Способность к концентрации слабая. В магматических породах содержание Th уменьшается от кислых (18 г/т) к основным (3 г/т). В природных водах содержится мало Th: в пресной воде  $2 \cdot 10^{-9}$  % ( $8,1 \cdot 10^{-4}$  Бк/л), в морской воде  $1 \cdot 10^{-9}$  % (0,05 мкг/л). Это на порядок ниже, чем U, и на два порядка ниже, чем  $^{40}\text{K}$  ( $3,7 \cdot 10^{-2}$  Бк/л). Он очень слабо мигрирует в биосфере и гидротермальных растворах.

В минералах торий находится в виде устойчивого положительно-го многозарядного иона Th(IV) и встречается вместе с ионами Zr(IV), Hf(IV) и U(IV). Торий образует нерастворимые фосфаты и гидроксиды. Поэтому Th часто обнаруживают в минералах совместно с РЗЭ.

Торий не играет никакой биологической роли, хотя постоянно присутствует в тканях растений и животных. Коэффициент накопления Th (т. е. отношение его концентрации в организме к концентрации в окружающей среде) в морском планктоне — 1250, в донных водорослях — 10, в мягких тканях беспозвоночных — 50—300, рыб — 100. В пресноводных моллюсках (*Unio tancius*) его концентрация колеблется от  $3 \cdot 10^{-7}$  до  $1 \cdot 10^{-5}$  %, в морских животных от  $3 \cdot 10^{-7}$  до  $3 \cdot 10^{-6}$  %.

Торий малотоксичен, однако как природный радиоактивный элемент вносит свой вклад в естественный фон облучения организмов. Радиологическая токсичность определяется не самим Th, а элементами его радиоактивного ряда. Члены радиоактивного ряда Th имеют различные периоды полураспада, что приводит к сложной картине накопления и распада после выделения Th при его производстве.

Торий способен проникать в тело человека при ингаляции, при приеме пищи, при контакте с кожей, однако по всем этим путям только незначительно количество Th проникает в кровь. Основное количество вдохнутого или проглоченного Th выводится естественным путем. Торий, поступивший в кровь, обычно откладывается на поверхности кости. Он поглощается печенью, селезенкой, костным мозгом, лимфатическими железами и надпочечниками; плохо всасывается из ЖКТ. Поступление Th в организм человека в течение суток составляет 0,05—4 мг, а выделение его с мочой и калом — 0,1 и 2,9 мкг соответственно. Величина всасывания Th из ЖКТ составляет  $1 \cdot 10^{-4}$ . Для растворимых комплексных соединений Th в концентрации 1—200 мг/мл она колеблется от  $7 \cdot 10^{-3}$  до  $1 \cdot 10^{-4}$ . Нерастворимые соединения Th могут длительное время задерживаться в легких.

Можно было бы ожидать, что попадание больших доз соединений тория (тяжелый металл, к тому же радиоактивный) внутрь живого организма вызовет острое отравление, однако соли тория не очень

токсичны. Пищеварительный тракт усваивает очень малую долю растворимых солей тория — 0,01 % или меньше. Причина такого низкого поглощения состоит в том, что при pH пищеварительного тракта (кислая среда) соединения тория гидролизуются и торий выпадает в осадок в виде гидроксида, который выводится из организма естественным путем.

Введение растворимых солей Th в кровеносную систему вызывает разрушение красных кровяных телец. При pH крови Th осаждает содержащийся в ней протеин, что приводит к закупорке капилляров кровеносной системы. Инъекция раствора нитрата тория под кожу вызывает некроз и шелушение. Концентрации соединений Th в воздухе, приводящие к отравлениям, равны: 80 мг/м<sup>3</sup> Th(NO<sub>3</sub>)<sub>4</sub>, 50 мг/м<sup>3</sup> ThO<sub>2</sub>, 11 мг/м<sup>3</sup> ThF<sub>4</sub> и 26 мг/м<sup>3</sup> Th(C<sub>2</sub>O<sub>4</sub>)<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O. У рабочих, имеющих дело с Th, обнаружено большее число хромосомных aberrаций. Они раньше умирают, больше болеют панкреатитом и раком легких, легче подвергаются респираторным заболеваниям.

Если изотоп Th попадает внутрь организма и проникает в кровеносную систему, то он откладывается в костях вблизи кроветворных тканей. Радий, наоборот, откладывается в кристаллической части кости, в которой не происходит быстрого роста клеток и которая менее чувствительна к излучению. Излучение Th, отложившегося в костях, более вредно, чем эквивалентное по энергии излучение Ra. Важно поведение членов радиоактивного ряда Th после отложения Th в костных тканях: останутся ли они в этих чувствительных к излучению местах или перейдут в район отложения Ra. Большая часть дочернего <sup>224</sup>Ra, происходящего от <sup>228</sup>Th, попавшего в кровь и отложившегося в костной ткани, уносится потоком крови. Часть этого Ra выводится из организма, а часть откладывается в менее чувствительных кристаллических областях кости; из-за перемещения дочернего Ra токсичность радиоактивного ряда Th невелика.

Распределение в организме Th зависит от пути введения. При внутривенном введении содержание радионуклида в почках, печени, селезенке и крови больше, чем при подкожном или внутриартериальном введении. При введении небольших количеств Th он откладывается в костях. При высоких дозах увеличивается депонирование Th в костном мозге, при более низких — в компактной части кости. <sup>228</sup>Th депонируется на поверхности костей, а продукты распада накапливаются во всем объеме минеральной части кости. При нанесении на неповрежденную кожу нерастворимых соединений Th некоторая часть их обнаруживаются в крови; в случае растворимых соединений — в крови и внутренних органах.

В кристаллической части кости α-излучение <sup>228</sup>Th производит меньшее поражение, чем в тех областях, где он обычно откладывается, попадая внутрь организма. Следующий член ряда, <sup>224</sup>Ra, также не освобождается и не выводится, а остается в той области, в которой образовался. <sup>228</sup>Th в количестве  $3,7 \cdot 10^6$ — $3,7 \cdot 10^3$  Бк/кг вызывает гибель

у собак в сроки от 5 сут. до 3 лет. В отдаленные сроки после поражения радионуклидом происходит развитие злокачественных новообразований в костях.

Таблица 6

**Максимально допустимые концентрации тория в воздухе**

Форма	Содержание в организме		Концентрация в воздухе			Концентрация в воде		Характер облучения
	мкКи	мг	мкКи/мл	распад/ (мин · м <sup>3</sup> )	мкг/м <sup>3</sup>	мкКи	мг/мл	
Растворимая	—	—	$1 \cdot 10^{-11}$	110	30	$3 \cdot 10^{-7}$	2,7	а
Нерастворимая	—	—	$1 \cdot 10^{-11}$	110	30	—	—	а
Растворимая	—	—	$3 \cdot 10^{13}$	4	3	$1 \cdot 10^{-8}$	0,1	б
Нерастворимая	—	—	$3 \cdot 10^{-13}$	4	3	—	—	б
Растворимая	0,01	90	$3 \cdot 10^{-11}$	330	270	$5 \cdot 10^{-7}$	4	в
Нерастворимая	0,002	18	$3 \cdot 10^{-11}$	330	270	—	—	в
	0,0015	13	$1 \cdot 10^{-13}$	1	1	—	—	в
			$3 \cdot 10^{-13}$	4	3	—	—	в
Растворимая	0,007	63	$3 \cdot 10^{-13}$	4	3	—	—	в
Нерастворимая	0,001	9	$1 \cdot 10^{-12}$	11	9	—	—	в

Остальные члены ряда являются слишком короткоживущими и не успевают диффундировать из кости. В кости удерживается большая часть  $^{220}\text{Rn}$ . С этой точки зрения он отличается от  $^{222}\text{Rn}$ , 50—70 % которого выводится из организма. Из-за различия в периодах полураспада этих изотопов  $^{222}\text{Rn}$  значительно больше времени для диффузии из кости.

$^{228}\text{Ra}$  (мезоторий-1) значительно более токсичен, чем другие продукты распада Th. Биологическое действие  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{226}\text{Ra}$  одинаково, но они дают разные дочерние продукты, которые по-разному ведут себя внутри организма.  $^{228}\text{Ra}$  в 2 раза токсичнее  $^{226}\text{Ra}$ : максимально допустимое содержание его в организме примерно равно 0,05 мкКи, а максимально допустимая концентрация в воздухе равна  $4 \cdot 10^{-12}$  мкКи/мл; 1 мкКи  $^{226}\text{Ra}$  соответствует весу в 1 мг, тогда как в случае  $^{228}\text{Ra}$  1 мкКи равен весу 0,0042 мкг. К счастью, распространенность  $^{228}\text{Ra}$  очень мала. Его концентрация в  $^{232}\text{Th}$ , находящемся в равновесии с дочерними продуктами, примерно равна  $4,7 \cdot 10^{-10}$  г на 1 г Th.

Кроме  $^{228}\text{Ra}$ , освобождающегося при переработке Th, другой изотоп радия,  $^{224}\text{Ra}$ , и изотоп радона,  $^{220}\text{Rn}$ , поступают в атмосферу. Поскольку  $^{224}\text{Ra}$  имеет малый период полураспада, 3,64 дн., при однократном облучении он менее опасен, чем  $^{228}\text{Ra}$ . Максимально допустимая концентрация в воздухе составляет  $3 \cdot 10^{-9}$  мкКи/мл и в воде —  $1,5 \cdot 10^{-5}$  мкКи/мл.

Гигиенические нормативы тория в России

	Группа радиационной опасности	МЗА, Бк
$^{227}\text{Th}$	Б	$3,7 \cdot 10^4$
$^{228}\text{Th}, ^{230}\text{Th}$	А	$3,7 \cdot 10^3$
$^{231}\text{Th}$	В	$3,7 \cdot 10^5$
$^{232}\text{Th}, ^{234}\text{Th}$	Г	$3,7 \cdot 10^6$
Торий естественный*	Г	$3,7 \cdot 10^6$ (900 г)

\* При отсутствии операций, связанных с пылеобразованием, допускается МЗА (минимально значимая активность), равная 1 кг.

При работе с Th необходимо соблюдать правила радиационной безопасности. Особую опасность представляет выделение торием торона ( $^{220}\text{Rn}$ ), продукты распада которого достаточно долгоживущи. Предельно допустимое поступление в организм составляет  $10^{-2}$  мкКи (91 мг), для нерастворимых соединений  $^{232}\text{Th}$   $2 \cdot 10^{-3}$  мкКи (1,8 мг).

При загрязнениях торием рук, кожи лица и других частей тела проводят дезактивацию водой с мылом или 3%-ным раствором моющего порошка. При попадании соединений Th внутрь промывают полость рта и носоглотки, принимают противоядие от тяжелых металлов или активированный уголь. При ингаляционном поражении — внутрь отхаркивающие.

## 4.5. Калий

**Калий (K)** — элемент главной подгруппы первой группы, четвертого периода периодической системы элементов,  $Z = 19$ .

Природный калий состоит из трех изотопов. Два из них стабильны:  $^{39}\text{K}$  (изотопная распространенность 93,258 %) и  $^{41}\text{K}$  (6,73 %). Третий изотоп  $^{40}\text{K}$  (0,0117 %) является  $\beta$ -активным с  $T_{1/2} = 1,248 \cdot 10^9$  лет. Удельная активность 1 г  $^{40}\text{K}$  равна  $2,652 \cdot 10^5$  Бк; удельная активность природного калия равна 31 Бк/год. Активность 60,8 г чистого KCl равна 1000 Бк. Активность калия в человеке массой 70 кг равна 4000 Бк.

Распад  $^{40}\text{K}$  происходит по направлениям:

—  $\beta$ -распад (вероятность 89,28 %):



Энергия этих  $\beta$ -частиц равна 1,314 МэВ;

— электронный захват (вероятность 10,72 %):



— позитронный распад (вероятность 0,001 %):



Активность 1 г природного калия составляет 30 Бк, в секунду он испускает 27  $\beta$ -частиц и три  $\gamma$ -кванта. 1 г  ${}^{40}\text{K}$  испускает в секунду 31  $\beta$ -частицу с максимальной энергией 1,33 МэВ и 3,4  $\gamma$ -кванта.

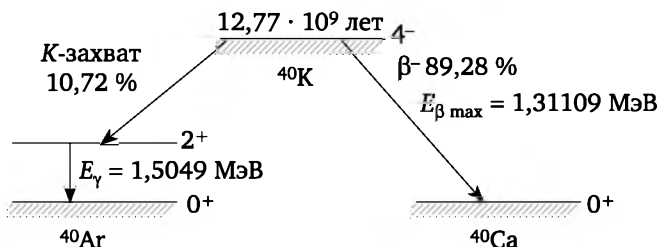


Рис. 8. Схема распада  ${}^{40}\text{K}$

В окружающей среде, растительности, почве и молоке калий определяют на фотометре со светофильтрами по резонансным линиям 766,5—769,9 нм.  ${}^{40}\text{K}$  определяют  $\gamma$ -спектрометрическим методом. Радиометрическое определение  ${}^{40}\text{K}$  в почве ведут по  $\gamma$ -линии с энергией 1,46 МэВ.

В соединениях калий одновалентен. Во многих отношениях химические свойства калия близки к свойствам натрия, но биологическими функциями и использованием клетками живых организмов они различаются.

Калий в природе в свободном состоянии не встречается. Породообразующий элемент, входит в состав слюд, полевых шпатов, сильвина  $\text{KCl}$ , сильвинита  $\text{KCl} \cdot \text{NaCl}$ , карналлита  $\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , каинита  $\text{KCl} \cdot \text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , а также присутствует в золе некоторых растений в виде карбоната  $\text{K}_2\text{CO}_3$ . Калий входит в состав всех клеток. Кларк калия в земной коре составляет 2,4 %. Концентрация в морской воде 380 мг/л.

Живые организмы, постоянно поглощая калий из окружающей среды, накапливают в себе значительные количества  ${}^{40}\text{K}$ . Так, например, его содержание в морских микроорганизмах — 330—600 Бк/кг, водорослях — 570—800, в мышцах морских организмов — 57—216 Бк/кг сухого веса при его содержании в морской воде 12—15 Бк/кг. Калий легко мигрирует по пищевой цепи. В сутки человек потребляет до 4,5 г  ${}^{40}\text{K}$ .

Радиоактивные изотопы калия проникают в организм человека с пищей и водой. Калий практически полностью всасывается из ЖКТ и равномерно распределяется по органам и тканям. Удельная активность  ${}^{40}\text{K}$  в организме человека примерно равна 60 Бк/кг. Концентрация  ${}^{40}\text{K}$  в различных органах и тканях человека 20—120 Бк/кг. Количество калия в организме человека контролируется процессами гомеостаза: оно максимально у молодых мужчин и у пожилых женщин. Эффективная годовая доза варьируется от 0,165 мЗв/год у взрослых до 0,185 мЗв/год у детей. В среднем 0,17 мЗв/год.

Выведение калия из организма происходит с мочой (в 3 раза медленнее, чем вода). В плазме крови активность  $^{40}\text{K}$  быстро снижается. Для организма человека  $T_6 = 58$  дн.

Для  $^{40}\text{K}$  группа радиационной опасности В,  $\text{МЗА} = 3,7 \cdot 10^5$  Бк.

## Глава 5

# ПРОБЛЕМА РАДОНА

Традиционно радионуклиды делят на природные (естественные) и техногенные, нарабатываемые на ядерных реакторах или ускорителях. Однако в радиоэкологии выделяют еще одну группу — техногенные радионуклиды природного происхождения. К подобным элементам относят природные радионуклиды (U, Ra, K и др.), которые миллионы лет накапливались в земной коре, но которые в рамках активной деятельности были извлечены из недр и внедрены в среду обитания человека. Наиболее ярким представителем таких радиоактивных элементов является природный радионуклид, образующийся из природного же радионуклида — Ra. В естественных условиях он не оказывает какого-либо влияния на биосферу, но человек втянул его в свое жилище, и теперь пребывает в его атмосфере.

В данной главе рассмотрены радиоэкологические особенности изотопов радона.

### 5.1. Свойства радона

**Радон (Rn)** — элемент 18-й группы 6-го периода периодической системы элементов,  $Z = 86$ . Радиоактивный благородный газ.

Изотопы Rn постоянно возникают при радиоактивном распаде изотопов Ra. Содержание Rn в земной коре глубиной до 1,6 км около 115 т. В 1 м<sup>3</sup> воздуха при нормальных условиях содержится  $7 \cdot 10^{-6}$  г Rn. Средняя концентрация Rn в атмосфере  $6 \cdot 10^{-17}$  мас %, равновесное содержание в земной коре  $7 \cdot 10^{-16}$  % по массе, в морской воде — до 0,001 пКи/л.

Природные изотопы радона:  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  и  $^{219}\text{Rn}$ ; в одну из побочных ветвей (коэффициент ветвления  $2 \cdot 10^{-7}$ ) семейства U-Ra входит еще короткоживущий ( $T_{1/2} = 35$  мс)  $^{218}\text{Rn}$ . Распадаясь с испусканием  $\alpha$ -частиц, все эти нуклиды образуют изотопы Po.

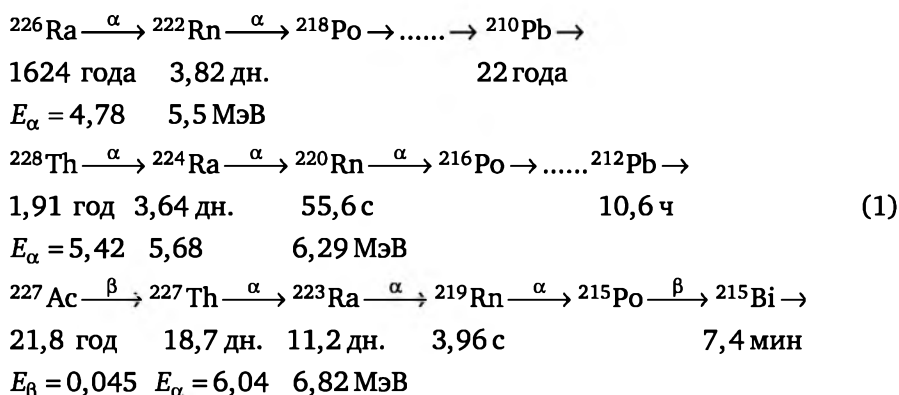
**Радон-219** (актинон, An,  $^{219}\text{Rn}$ ,  $\alpha$ -распад,  $T_{1/2} = 3,96$  с) — эманация Ac — член радиоактивного семейства  $^{235}\text{U}$  (ряд *актиния*), материнские нуклиды  $^{219}\text{At}$  ( $\beta$ -распад, 3 %,  $T_{1/2} = 31,1$  м) и  $^{223}\text{Ra}$  ( $\alpha$ ,  $T_{1/2} = 11,43$  дн.), продукт распада  $^{215}\text{Po}$  ( $T_{1/2} = 1,781$  мс), энергия распада 6,9461 МэВ).

**Радон-220** (торон, Tn,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $\alpha$ -распад, 55,6 с) — эманация тория — член радиоактивного семейства  $^{232}\text{Th}$  (ряд *тория*), материнский изотоп  $^{224}\text{Ra}$  ( $\alpha$ -распад, 3,66 дн.), продукт распада  $^{216}\text{Po}$  (145 мс), энергия распада 6,40467 МэВ.

**Радон-222** (радон, Rn,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $\alpha$ -распад, 3,8235 дн.) — эманация Ra — член радиоактивного семейства  $^{238}\text{U}$ , материнский изотоп  $^{226}\text{Ra}$ , продукт распада  $^{218}\text{Po}$  (3,10 мин), энергия распада 5,5903 МэВ. После  $^{218}\text{Po}$  распадается далее до изотопов Pb, Bi, Po и Tl, вплоть до стабильного  $^{206}\text{Pb}$  (ряд  $^{238}\text{U}$ ).

Радиоактивная цепочка  $^{226}\text{Ra}$  состоит из многих радиоактивных продуктов распада Ra (в том числе  $^{222}\text{Rn}$ ), которые в зависимости от условий хранения (герметичность) и вида препаратов Ra (жидкие или твердые) присутствуют в равновесном или неравновесном с Ra количествах.

В сокращенном виде ряды образования и распада изотопов Rn можно представить в виде:



Радон — бесцветный слегка флюоресцирующий газ, состоящий из одноатомных молекул. При нормальных условиях плотность Rn 9,73 кг/м<sup>3</sup>. Радон химически инертен, непосредственно реагирует только с F<sub>2</sub>.

Радон может адсорбироваться на поверхностях многих веществ, но наиболее хорошо он поглощается активированным углем. Радон малорастворим в воде, хотя несколько лучше, чем другие благородные газы. Растворимость Rn в 100 г воды 51,0 мл (0°). В жировой ткани человека растворимость Rn в десятки раз выше, чем в воде. Хорошо растворяется в органических жидкостях. Растворимость Rn в спиртах и жирных кислотах возрастает с увеличением их молекулярных весов. Радон получают из солей Ra. В равновесии с 1 г  $^{226}\text{Ra}$  при 0 °С и 760 мм рт. ст. находится 0,66 мм<sup>3</sup>  $^{222}\text{Rn}$ . Образующаяся при этом газовая смесь (в которой Rn составляет 1:500 000) содержит также He, H<sub>2</sub>, пары воды и CO<sub>2</sub>. Радон очищают адсорбцией активированным углем с последующей десорбцией при 350 °С.

Радон сильно токсичен, особенно продукты его распада. При распаде радона образуются нелетучие радиоактивные продукты (изотопы Po, Bi и Pb), которые с большим трудом выводятся из организма. Поэтому при работе с Rn необходимо использовать герметичные боксы и соблюдать меры предосторожности.

Радон ( $^{222}\text{Rn}$ ) относится к наивысшей группе А токсичности. Для работников категории А значения ПДП и ДК<sub>А</sub>  $^{222}\text{Rn}$  (без продуктов распада)



да) равны 146 МБк/год и 55,5 Бк/год соответственно. Годовой предел эффективной эквивалентной дозы для работающих составляет 0,05 Зв.

Еще токсичнее торон,  $^{220}\text{Rn}$ .

Концентрация  $^{220}\text{Rn}$  в воздухе легких из-за небольшого  $T_6$  ( $T_6$   $^{220}\text{Rn}$  из крови примерно соответствует 4,5 мин) никогда не достигает его концентрации в атмосфере, ее доля в организме человека 4 %. Торон попадает в воздух из заводов, перерабатывающих торий и его соединения. Он имеет очень малый период полураспада (около 1 мин), но его время жизни достаточно велико для того, чтобы газ из стройматериала с Th попал в воздух помещения. Распад  $^{220}\text{Rn}$  происходит в воздухе, и последние члены радиоактивного ряда Th оседают на частицах пыли и с ними попадают в органы дыхания. После выброса  $^{220}\text{Rn}$  в воздух активность его аэрозолей спадает с  $T = 10,6$  ч, соответствующим  $^{212}\text{Pb}$ , наиболее долгоживущему из последних членов ряда.

## 5.2. Мониторинг эманаций

Мониторинг Rn, проводимый в природных средах, — эманационная съемка — осуществляется для поиска полезных ископаемых, оконтуривания радоновых полей и оценки радиационных нагрузок на биоту. Он используется для анализа риска застройки жилыми домами территории, почвы и грунта которой содержат повышенные концентрации U, Ra и Th, для решения проблемы радонозащитности жилища, а также при организации и при эксплуатации бальнеологических курортов.

Для определения объемной активности Rn применяются:

- метод отбора проб воздуха и анализа его с помощью аппаратуры, регистрирующей  $\alpha$ -излучение Rn;

- метод пассивной сорбции Rn на активированном угле с последующим измерением на  $\gamma$ -спектрометре; разновидность этого метода, но с прокачкой воздуха через патрон с углем;

- прямое измерение объемной активности Rn (без прокачки воздуха) радоновыми радиометрами, в качестве чувствительного элемента которых применяются полупроводниковые или сцинтилляционные детекторы;

- методы, основанные на использовании пассивных твердотельных детекторов (трековые диэлектрические детекторы, электреты или термолюминесцентные), помещенных в пробоотборную камеру, устроенную таким образом, что во внутренний объем проникает  $^{222}\text{Rn}$ , но не попадают его долгоживущие продукты распада и  $^{220}\text{Rn}$ .

Методы подразделяются на инспекционные («мгновенные») и интегрирующие (показывающие усредненное значение уровня концентрации за определенный интервал времени). Приборы для «мгновенных» измерений позволяют определить источники поступления Rn в воздух помещений, причины и динамику повышенных уровней облучения населения, а следовательно, обосновать защитные противорадоновые

мероприятия. Мониторинговые обследования проводят с помощью пассивных угольно-адсорбционных и трековых камер. Пассивные радиометры с трековыми детекторами позволяют проводить интегральные измерения за большой интервал времени, на основании которых может быть принято решение о превышении установленных санитарными нормами допустимых уровней.

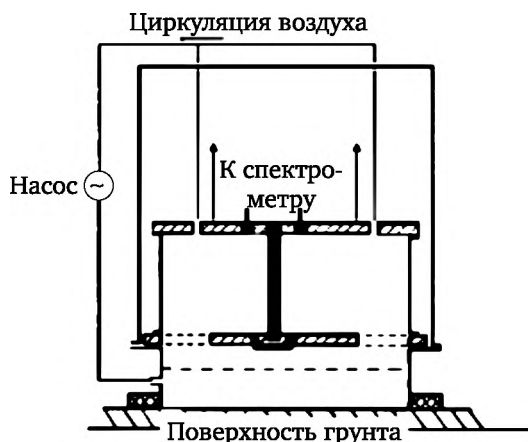


Рис. 1. Измерение концентрации радона в почве с помощью ионизационной камеры

Методика полевой эманационной съемки сводится к отбору проб подпочвенного воздуха с глубины до 0,5—1 м и определению с помощью эманометра концентрации  $R_n$  в нем.

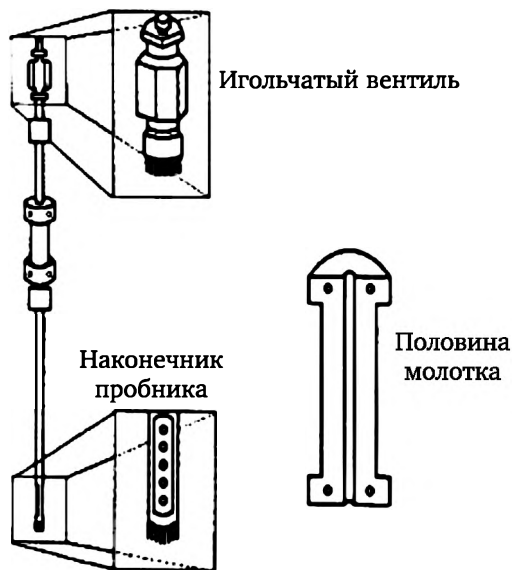
Объемное содержание  $R_n$  выражают для воздуха в единицах Бк/м<sup>3</sup>, а для воды — в Бк/л; но по-прежнему продолжают использоваться единицы эман и махе.

**Эман** — внесистемная единица измерения удельной (объемной) активности радиоактивных источников. 1 эман =  $10^{-10}$  Ки/л =  $3,7 \cdot 10^3$  Бк/м<sup>3</sup>. Обычно эман используется для измерения концентрации радона в минеральной воде и воздухе.

**Махе** — внесистемная единица объемной  $\alpha$ -активности радиоактивного источника, равна активности радионуклида, содержащегося в 1 л вещества и обеспечивающего посредством ионизации среды  $\alpha$ -частицами ионизационный ток насыщения, равный  $3,336 \cdot 10^{-13}$  А. 1 махе создает в 1 л вещества мощность экспозиционной дозы облучения в 3,6 мР/ч.

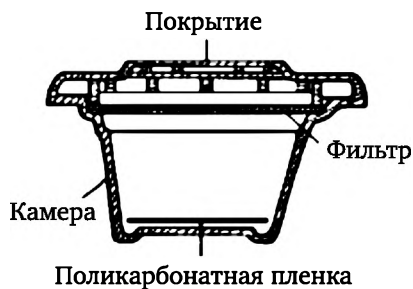
1 махе = 3,64 эман =  $3,64 \cdot 10^{-10}$  Ки/л = 13,5 кБк/м<sup>3</sup>. Эти единицы применяются в бальнеологии, в дозиметрии природных газов (воздуха) и жидкостей, лечебных грязей и т. п.

**Замечание.** Нормальное содержание  $R_n$  в почвенном воздухе около 1 махе, вместе с  $T_n$  может достигать 3—5 махе. В пределах ореолов рассеяния радиоактивных руд объектами появляются радоновые аномалии от десятков до тысяч эман.



**Рис. 2. Устройство для отбора проб почвенного воздуха**

Методика отбора проб  $R_n$  в грунте включает забивание в грунт полого стального пробника малого диаметра (рис. 2) и использование шприца для отбора пробы почвенных газов. Проба газа отбирается шприцом в верхнем конце пробника через игольчатый вентиль. Образец газа можно хранить в закрытом шприце.

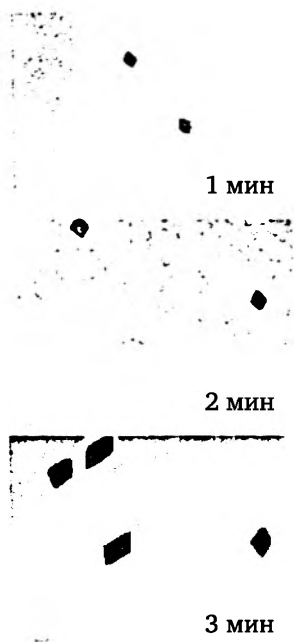


**Рис. 3. Камера для измерения концентрации радона с пленочным твердотельным детектором**

Концентрацию  $R_n$  в почве или в помещениях часто измеряют интегральными трековыми радиометрами  $R_n$ , принцип действия которых основан на радиационно-химических изменениях структуры вещества (например, полимера) под действием радиоактивного излучения. В результате воздействия  $\alpha$ -излучения на чувствительный материал трекового детектора в нем появляются латентные треки, плотность которых пропорциональна экспозиции. В качестве чувствительного элемента применяются тонкие поликарбонатные пленки или пленки из нитрата целлюлозы. Чтобы уменьшить воздействие внешних факторов (влаж-

ность, температура, механические повреждения и др.), детектор размещают в специальном контейнере с отверстиями, которые закрываются мембраной, проницаемой только для радона. При использовании селективных мембран в качестве материала окна можно практически на 100 % отделить  $^{222}\text{Rn}$  от  $^{220}\text{Rn}$ . Мембраны также препятствуют проникновению к детектору продуктов распада эманаций.

После экспозиции пленку детектора электрохимически протравливают и треки (рис. 4) считают или визуальным, или с помощью ищковых счетчиков. Число зарегистрированных треков соответствует числу  $\alpha$ -частиц, достигших пленки детектора. Они генерировались дочерними продуктами радона, образовавшимися уже в объеме детектора. Из этих данных рассчитывается средняя концентрация радона.



**Рис. 4. Поликарбонатная пленка, облученная  $\alpha$ -частицами Rn в течение различных промежутков времени и подвергнутая травлению**

В полевых условиях камеры с пленочным твердотельным детектором располагают на поверхности почвы или в скважине, пробуренной на заданную глубину, при измерениях в домах — помещают в подвалах и жилых помещениях.

Экспрессные измерения объемной активности изотопов Rn и аэрозолей долгоживущих продуктов распада  $^{220,222}\text{Rn}$  в воздухе используют для получения быстрой оценки радоноопасности в конкретном объекте (регионе и т. п.). Для этих целей применяются радиометры Rn и аэрозолей, позволяющие получить оценку мгновенных значений объемной активности изотопов Rn и аэрозолей в атмосфере обследуемого объекта. Эти средства измерений являются единственными, с помощью

которых возможно прямое определение ЭРОА изотопов Rn в воздухе и коэффициента радиоактивного равновесия между Rn и его дочерними продуктами.

**Активность эквивалентная равновесная объемная (ЭРОА) дочерних продуктов изотопов радона** —  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  — взвешенная сумма объемных активностей короткоживущих дочерних продуктов изотопов радона —  $^{218}\text{Po}$  (RaA);  $^{214}\text{Pb}$  (RaB);  $^{214}\text{Bi}$  (RaC);  $^{212}\text{Pb}$  (ThB);  $^{212}\text{Bi}$  (ThC) соответственно: (ЭРОА) Rn =  $0,10A_{\text{RaA}} + 0,52A_{\text{RaB}} + 0,38A_{\text{RaC}}$ ; (ЭРОА) Tn =  $0,91A_{\text{ThB}} + 0,09A_{\text{ThC}}$ , где  $A_i$  — объемные активности дочерних продуктов изотопов радона.

Для изучения концентрации Rn в подпочвенном воздухе используют эманометры.

**Эманометр** — прибор, предназначенный для измерения концентраций эманации (радона и торона) в воздухе. Состоит из герметичной камеры, в которую вводят воздух, содержащий эманации, и измерительной аппаратуры. В комплект прибора входят портативный насос, пробоотборник, осушитель и резиновые шланги. Изучаемый воздух закачивается в камеру, и по ионизационному току или по сцинтилляции в ZnS определяется концентрация эманации.

Эманометры реализуют методы, при которых воздух при измерениях предварительно отфильтровывают от аэрозолей дочерние продукты распада. После этого измерительное устройство с анализируемым воздухом, содержащим Rn, выдерживается в течение некоторого времени (150—180 мин) для установления равновесия между Rn и долгоживущими продуктами распада (ДПР), после чего производится определение объемной активности радона по излучению радона и (или) ДПР. Широко распространены установки со съёмными сцинтилляционными камерами, которые заполняют в исследуемом помещении, а анализируют в лаборатории. Нижняя граница диапазона измерений этих детекторов составляет 20—500 Бк/м<sup>3</sup>.

Радоновые мониторы обеспечивают измерение объемной активности изотопов Rn в воздухе и возможность анализа изменения объемной активности Rn в воздухе в течение длительного (до нескольких месяцев и даже лет) времени, сопоставления этих изменений со временем суток, года, метеоусловиями и т. д.

Схема сцинтилляционного детектора Rn на базе полусферической камеры, стенки которой покрыты слоем люминофора ZnS(Tl), реагирующего исключительно на  $\alpha$ -частицы, представлена на рис. 5. При измерении активности  $^{222}\text{Rn}$  проба исследуемого газа запускается в камеру, камера закрывается и находится в таком состоянии в течение 3 ч (до установления радиоактивного равновесия между Rn и ДПР), затем производится измерение активности.

Активность  $^{220}\text{Rn}$  (или  $^{219}\text{Rn}$ ) измеряют в проточном режиме при оптимальной скорости газа-носителя. Зависимость величины скорости счета от объемной скорости воздушной струи выражается формулой

$$I = aQ_0i \left( e^{-\lambda \frac{V_1}{\omega}} - e^{-\lambda \frac{V_1+V_2}{\omega}} \right), \quad (2)$$

где  $a$  — доля образующегося радиоактивного газа, увлекаемого воздушной струей;  $Q_0$  — количество радиоактивного газа;  $I$  — скорость счета, создаваемая в детекторе единицей количества радиоактивного газа;  $\lambda$  — постоянная распада радиоактивного газа;  $V_1$  — объем системы без детектора;  $V_2$  — объем детектора;  $\omega$  — объемная скорость воздушной струи.

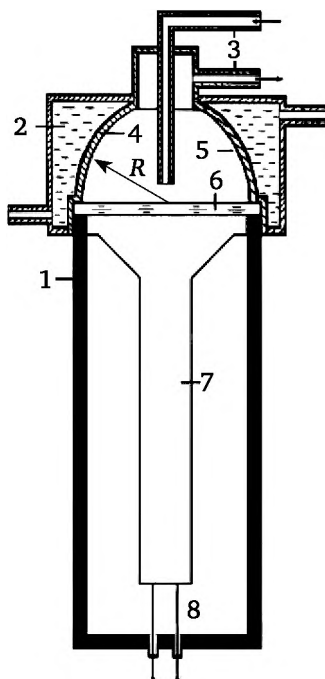


Рис. 5. Схема сцинтилляционного радонметра:

1 — корпус прибора; 2 — водяное охлаждение детектора (используется при анализе горячих вулканических газов и при измерениях в пустыне); 3 — патрубки для ввода/вывода исследуемого газа; 4 — корпус полусферической камеры детектора; 5 — слой сцинтиллятора  $ZnS(Tl)$ ; 6 — светопровод, 7 — ФЭУ

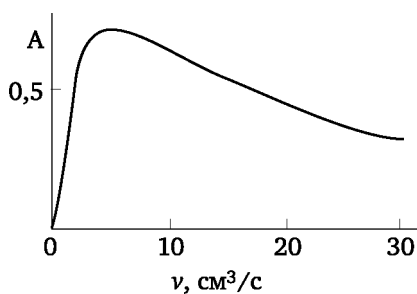


Рис. 6. Зависимость ионизационного тока торона от скорости потока воздуха

Оптимальная скорость, соответствующая максимальному значению скорости счета, находится по формуле

$$\omega = \frac{\lambda V_2}{\ln \frac{V_1}{V_1 + V_2}}. \quad (3)$$

Промышленность выпускает радиометры объемной активности радона на базе пленочных сцинтилляторов, регистрирующих  $\alpha$ -излучение. Преимущество — низкая адсорбция продуктов распада Rn на его поверхности. Радиометр определяет мгновенную активность Rn, рассчитывает ЭРОА Rn в единицах Бк/м<sup>3</sup> и в единицах величин скрытой энергии МэВ/л, эквивалентную равновесную объемную активность радона (или торона).

Адсорбционный метод основан на адсорбции Rn из воздуха на активированном угле и последующем анализе с помощью  $\gamma$ -спектрометра излучения продуктов распада Rn. При регистрации Rn в почве, уголь в специальной камере экспонируется фиксированное время в приповерхностном слое почвы. Затем в лабораторных условиях измеряют его активность на  $\gamma$ -спектрометре и таким образом определяют Rn по его продуктам распада. При этом учитывается время жизни как изотопов Rn, так и их продуктов распада. Для определения количества Rn в воздухе жилого помещения используют коллектор (рис. 7) из нержавеющей стали, в котором имеется отверстие, покрытое фильтром, что позволяет эксплуатировать коллектор в условиях повышенной влажности. Коллектор заполняется активированным углем и в течение 1—7 дн. экспонируется в атмосфере. Через 3 ч измеряется  $\gamma$ -активность датчика. Затем детектор прогревается при 110 °С для десорбции Rn и вновь используется.

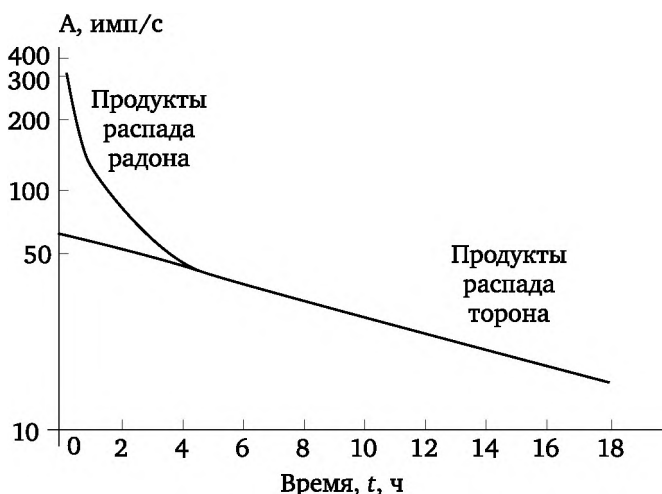


**Рис. 7. Адсорбционные фильтры на основе активированного угля для определения концентрации радона**

Методы определения Rn по продуктам его распада основаны на пропускании воздуха сквозь специальный фильтр с последующим измерением его активности.

При использовании промышленных радиометров аэрозолей долгоживущих продуктов распада  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  сначала проводится отбор проб воздуха на аэрозольные (например, петряновские) фильтры, а затем — регистрация  $\alpha$ - и (или)  $\beta$ -активности осевших на фильтрах аэрозолей радионуклидов в течение времени  $t$ . Выпускаются спектрометрические детекторы, в которых используются дискриминации продуктов распада по различию в энергии их излучения. Нижний предел диапазона измерений объемной активности аэрозолей обычно составляет 10—20 Бк/м<sup>3</sup>.

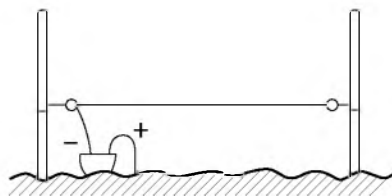
С целью анализа воздух пропускают через фильтр и измеряют кривую изменения  $\alpha$ -активности фильтра от времени (рис. 8). Активный налет  $^{222}\text{Rn}$  распадается довольно быстро ( $T_{\text{эфф}} = 40$  мин) и на фильтре остается долгоживущий активный налет  $^{220}\text{Rn}$  ( $T_{\text{эфф}} = 19,6$  ч). Разлагая по стандартной методике кривые распада, можно найти вклады радона и торона.



**Рис. 8. Кривые распада  $\alpha$ -активности фильтра (смесь радона и торона):**  
 эффективный период полураспада активного налета радона  $T_{\text{эфф}} = 40$  мин;  
 эффективный период полураспада активного налета торона  $T_{\text{эфф}} = 10,6$  ч

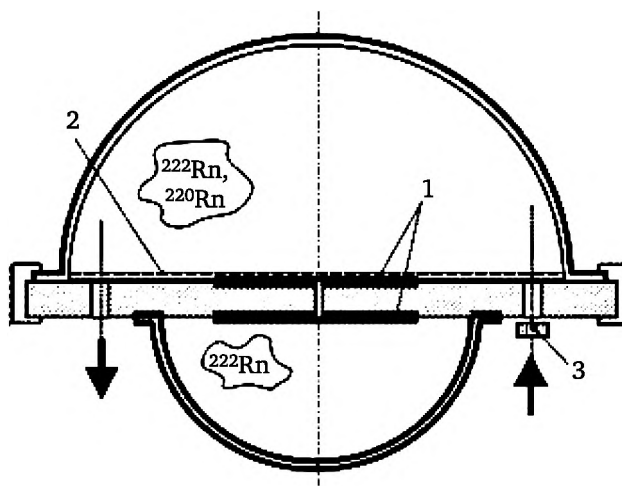
Радиоактивность атмосферного воздуха исследуют путем измерения содержания короткоживущих продуктов распада  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  методом анализа кривых распада активного налета, собранного на металлической проволоке, соединенной с отрицательным полюсом батареи напряжением 2000 В (рис. 9). Образовавшиеся при распаде Rn короткоживущие продукты в момент возникновения заряжены положительно и собираются на отрицательно заряженной металлической проволоке. Проволока некоторое время выдерживается в атмосфере. При малой экспозиции на проволоке собираются  $\text{RaA}(^{218}\text{Po})$ ,  $\text{RaB}(^{214}\text{Pb})$ ,  $\text{Ra}(C + C'')$  ( $^{214}\text{Bi} + ^{210}\text{Tl}$ ), при длительной — накапливается и долгоживущий продукт распада  $^{220}\text{Rn}$  —  $\text{ThB}(^{212}\text{Pb})$ . Проволоку отсоединяют от батареи, наматывают на проволоочную катушку и помещают в сцинтилляционную камеру.





**Рис. 9. Схема активирования проволоки продуктами распада радона**

Двухпленочный чашечный метод используют для отдельного измерения концентраций  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ , при их совместном присутствии в атмосфере. Устройство (рис. 10) представляет собой ячейку из двух полусферических стальных камер диаметром 120 и 75 мм. Анализируемый воздух поступает в большую камеру и через капиллярное отверстие диффундирует в меньшую камеру. В каждой камере имеется свой пленочный детектор. Пленка в большой (входной) камере регистрирует треки  $\alpha$ -частиц, возникающие в основном из-за распада  $^{220}\text{Rn}$  и его дочерних продуктов. Вторая пленка (в дальней малой камере) регистрирует треки, обусловленные распадом  $^{222}\text{Rn}$  и его активного налета при незначительном вкладе  $^{220}\text{Rn}$  (торон за время прохождения по капилляру успевает распасться). После экспонирования пленки подвергают травлению и подсчитывают треки. Предел обнаружения составляет 3 Бк/м<sup>3</sup> для  $^{222}\text{Rn}$  и 9 Бк/м<sup>3</sup> для  $^{220}\text{Rn}$  при двухмесячной экспозиции.



**Рис. 10. Устройство с двумя пленочными твердотельными детекторами для одновременного концентраций, как радона, так и торона в воздухе:**

1 — поликарбонатные пленки; 2 — пористый металл;

3 — фильтр из стекловолокна

Основной целью радиоэкологического мониторинга является обеспечение гарантии соблюдения нормативных уровней по ЭРОА изотопов радона в атмосфере обследуемого объекта.

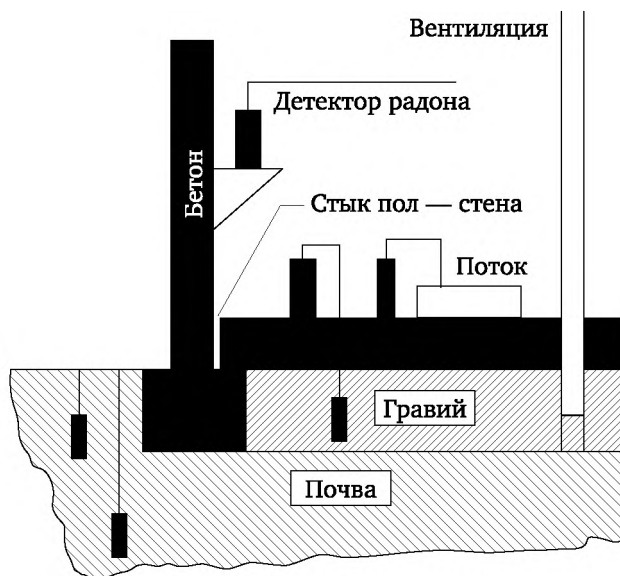


Рис. 11. Схема измерения  $R_n$  в жилом помещении и окружающей среде

При мониторинге радона проводят качественный и количественный анализ материнских изотопов  $R_n$  в грунте, воде, почве и строительных материалах, связанных с конкретным помещением, зданием или населенным пунктом. Одновременно осуществляют качественный и количественный анализ изотопов  $R_n$  в атмосфере воздуха застройки и в воздухе жилых помещений. Дополнительно измеряют изменения во времени концентраций продуктов распада  $R_n$  в воздухе помещений. При этом определяется общая активность эманаций, вклады различных типов излучателей, распределение нуклидов между «свободными» и адсорбированными на аэрозолях видами, зарядовое состояние продуктов распада, их распределение по размерному спектру аэрозолей.

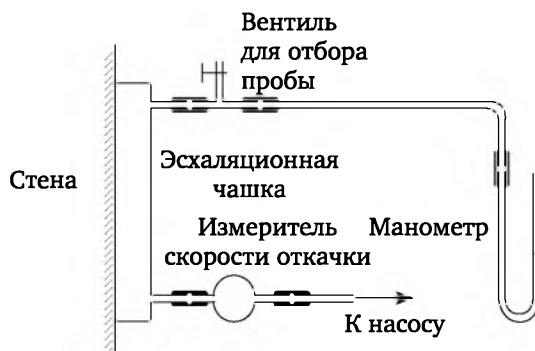


Рис. 12. Аппаратура для измерения выхода радона из строительных конструкций

Для регистрации активности продуктов распада фильтр помещают в зазор между двумя счетчиками, один из которых регистрирует  $\beta$ -,

а другой —  $\alpha$ -активность фильтра. Оба счетчика измеряют изменение активностей во времени. Математическим анализом таких кривых оценивают относительные содержания  $^{220}\text{Rn}$  и  $^{222}\text{Rn}$  в воздухе.

Для определения концентрации Rn в воде необходимо отбирать пробу как можно ближе к месту выхода воды на поверхность земли. Воду затыгивают в предварительно откаченные, герметически закрытые сосуды. Набирая воду из газированного источника, необходимо следить за тем, чтобы в сосуд не попали пузырьки газа, так как радиоактивность газа больше радиоактивности воды.

### 5.3. Радон в природных средах

Естественная радиоактивность воздуха в основном обусловлена выделением из почв газообразных продуктов радиоактивных семейств U и Th —  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{219}\text{Rn}$  и дочерними продуктами их распада. Источниками поступления  $^{222}\text{Rn}$  в окружающую среду является  $^{226}\text{Ra}$ , содержащийся в горных породах, а также  $^{220}\text{Rn}$  и  $^{222}\text{Rn}$ , содержащиеся в почвах, подземных и поверхностных водах, в донных отложениях, в природном газе, наземных и водных растениях. Радон выделяется при извержениях вулканов, при сбросе вентилируемого воздуха шахт и с отвалов горнодобывающих предприятий. Основной источник атмосферного Rn — диффузия из почвы. Радон в больших количествах поступает в атмосферу из ТЭС, работающих на органическом топливе — угле, сланце, нефти.

Основной путь переноса Rn — из горных пород по трещинам с газовой фазой и с водой к поверхности земли через почву, в которой он может содержаться в значительном количестве. Среднемировая скорость выхода Rn из земли (грунта) =  $0,02 \text{ Бк} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ , а из океанов  $70 \text{ мкБк} \cdot \text{м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ . Активность Rn в атмосфере Земли  $1,5 \cdot 10^{18} \text{ Бк}$ .

Таблица 1

Источники радона в атмосфере

Источник	Генерация Rn в год, Бк
Почва	$9 \cdot 10^{18}$
Растения и грунтовая вода	$< 2 \cdot 10^{18}$
Океаны	$8,5 \cdot 10^{17}$
Дома	$3 \cdot 10^{16}$
Природный газ	$3 \cdot 10^{14}$
Уголь	$2 \cdot 10^{13}$
В среднем	$1,2 \cdot 10^{18}$

Дочерние продукты распада  $^{220}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  находятся в воздухе в виде аэрозолей, причем отношение их концентраций к концентрации самих эманаций составляет 0,9—0,4, снижаясь до 0,1 после дождей.

Большая часть Rn выделяется из скальных пород в земной коре и переносится к поверхности потоками грунтовых вод. Среднее содержание  $^{238}\text{U}$  на материках примерно 3 мкг/т. Активность горных пород составляет  $5 \cdot 10^4$  Бк/т. Радон в недрах Земли распространен крайне неравномерно, поскольку он накапливается в тектонических нарушениях, куда поступает по системам микротрещин из горных пород.

В результате радиоактивного распада атомы Rn попадают в кристаллическую решетку минералов. Процесс выделения Rn из минералов и пород в поровое или трещинное пространство получил название *эманирования*. Не все атомы Rn могут выделиться в поровое пространство, поэтому для характеристики степени высвобождения Rn используется *коэффициент эманирования (эманирующая способность)*. Его величина зависит от характера породы, ее структуры и степени ее раздробленности. Чем меньше зерна породы, чем больше внешняя поверхность зерен, тем активнее идет процесс эманирования.

---

**Эманиция** — истечение чего-либо откуда-либо, появление чего-либо в результате выделения из чего-либо более сложного; то, что возникло, появилось в результате такого истечения. В химии термин «эманиция» применяют применительно к любому из природных изотопов радона ( $^{219}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ). Ранее «эманицией» называли сам химический элемент радон.

---

*Эманирование* — выделение радиоактивных изотопов радона из твердых веществ, содержащих изотопы радия. Используется, например, при поиске радиоактивных руд и минералов.

Эманирующая способность (отношение в процентах количества выделившейся (например, из сухой почвы) эманиции к полному количеству образовавшейся в почве эманиции) зависит от состава вещества, кристаллической структуры, удельной поверхности, температуры, периода полураспада радиоактивного газа и т. д. Она складывается из составляющей, обусловленной процессом энергии отдачи, которую приобретает атом в результате  $\alpha$ -распада материнского изотопа Ra, а также составляющих, определяемых процессами диффузии и адсорбции атомов эманиции.

Атомы эманиций выходят за пределы твердой матрицы породы и почвы в поровое пространство не столько за счет диффузии, сколько за счет эффекта отдачи. Длина пробега  $^{222}\text{Rn}$  составляет 20—70 нм в твердом зерне почвы, 100 нм в воде и 63 мкм в воздухе. Процесс выхода Rn из твердой фракции почвы в поровое пространство характеризуется эманирующей способностью, которая в зависимости от размера и формы зерен почвы или породы изменяется в диапазоне 0,05—0,7.

*Эманирующая способность (ЭС)* — отношение количества эманиции, выделяющейся из вещества, к общему количеству эманиции, образующейся в данном веществе за определенный промежуток времени,

т. е. отношение скорости выделения эманации к скорости ее образования в исследуемом образце:

$$\text{ЭС} = E_{\text{Rn}} = \frac{J(t)}{G(t)}, \quad (4)$$

где  $G(t)$  — скорость образования эманации в момент времени  $t$ ;  $J(t)$  — скорость выделения эманации из образца (поток).

---

**Эксхалляция** — выделение газов (любых!) из горных пород, почвы, вулканов и т. п. Термин используется при описании миграции радона в региональном и глобальном масштабах.

---

**Замечание.** При изучении выхода эманации из тел небольших размеров (например, из зерен порошков) используют термин **эманирование**, при изучении выхода эманации из обширных геологических структур или из слоя почвы большого поля предпочитают термин **эксхалляция**.

После выхода из кристаллической решетки радийсодержащего минерала Rn заполняет поровое пространство породы. Горные породы — бипористые среды, причем емкость пор определяется объемом слабо проводящих поровых блоков, а проницаемость — объемом трещин. Обычно основное количество Rn хранится в порах, а распространяется он по проводящим каналам — трещинам. В зоне аэрации, т. е. выше уровня грунтовых вод, поры заполнены воздухом. Ниже уровня грунтовых вод все пустотное пространство пород заполнено водой (в нефтегазоносных районах оно может быть также заполнено нефтью и газом). В первом случае Rn распространяется по законам диффузии, во втором — переносится флюидами.

Соотношение между Rn в газообразном и жидком состояниях существенно зависит от температуры. При *теплой влажной* погоде ( $T = 25$  °C, коэффициент разделения радона между водной и газовой фракциями  $\text{ЭС} = 0,23$ ) и типичных параметрах почвы (удельная активность  $R_a = 30$  Бк/кг,  $\text{ЭС} = 0,2$ , пористость  $\epsilon = 0,25$ ) концентрация  $^{222}\text{Rn}$  в поровом пространстве  $78$  кБк/м<sup>3</sup>; при *холодной сухой* погоде ( $T = 0$  °C,  $\text{ЭС} = 0,53$ ) концентрация Rn в поровом пространстве равна  $21$  кБк/м<sup>3</sup>.

Эманирующая способность тем выше, чем выше трещиноватость пород. Радонопроницаемость пород (почвы) зависит от пористости и содержания влаги. При радиоактивном распаде  $10$ — $50$  % Rn покидает минеральные зерна, поступая в подземный «почвенный газ», который, кроме того, содержит газы биологического распада и влагу. Типичная удельная активность почвенного Rn  $7,4$ — $74$  кБк/м<sup>3</sup>. Верхний слой почвы содержит около  $30$  Бк на  $1$  кг  $^{226}\text{Ra}$ . Медленная диффузия Rn приводит к тому, что его выход с поверхности почвы невысок —  $0,4$  пКи/м<sup>2</sup> · с. Количество Rn на открытом воздухе в среднем составляет  $0,4$  пКи/л. При миграции в порах почвы Rn распадается на расстоянии в несколь-

ко метров, но в сухой проницаемой почве он мигрирует значительно дальше. Радон растворим в воде, и подземные водные потоки способны разносить его на значительные расстояния. Rn мигрирует в водной среде (диффузионная длина пробега Rn в воде — десятки сантиметров), но он может увлекаться потоком воды, пара (в гейзерах) или природного газа на довольно большие расстояния.

Величина потока Rn из горных пород определяется концентрацией в них материнских нуклидов эманации, их коллекторскими свойствами (способностью аккумулировать Rn) и коэффициентом эманирования (способностью выделять накопленный Rn). Часто слаборадиоактивные породы содержат в своих пустотах и трещинах Rn в количествах, в тысячи раз больших, чем более радиоактивные горные породы. При подвижках горных пород Rn выделяется в атмосферу, причем в наибольших количествах из участков Земли, где имеются его коллекторы.

Концентрации изотопов Rn и продуктов их распада в приземном слое воздуха разных районов земного шара различны; водная поверхность, снежный и ледовый покровы препятствуют выходу радиоактивных газов из почв и горных пород, эманирование же из самих этих объектов очень мало. Поэтому среднее содержание  $^{222}\text{Rn}$  в воздухе континентальных областей равно 3,7, в приморских районах и на островах — 0,37, над океанами и полярными областями — 0,037 Бк/м<sup>3</sup>. Для разных типов почв эманующая способность по  $^{222}\text{Rn}$  меняется от 0,2 для серозема и песчаной до 0,5 для краснозема и чернозема и до 0,90 для почв горной тундры.

В результате процессов диффузии и адвекции (перемещение Rn флюидами) происходит процесс миграции Rn в почве, приводящий к выходу его в атмосферу. Характеристикой процесса миграции Rn в почве служит эффективный коэффициент диффузии  $D$ , связывающий градиент концентрации Rn с током его в воздухозаполненных порах почвы. В реальных условиях при наличии водозаполненных пор и разном распределении концентрации Rn в воздушных и водных порах почвы коэффициент диффузии зависит не только от пористости почвы, но и от ее влажности и состава. Коэффициенты диффузии для разных типов почв изменяются в диапазоне  $10^{-8}$ — $10^{-5}$  м<sup>2</sup>/с. У типичных сухих почв с пористостью  $\epsilon = 0,25$   $D_{\text{Rn}} = 5 \cdot 10^{-7}$  м<sup>2</sup>/с (с ростом влажности коэффициент диффузии понижается). По мере углубления в грунт содержание эманации возрастает с 250 Бк/л при глубине 10 см до 4500 Бк/л при глубине 250 см.

Скорость эксхалации  $^{222}\text{Rn}$  с земной поверхности и содержание его в приземном слое воздуха зависят не только от его содержания в почвенном воздухе, но и от типа почвы в данной местности, ее влажности и температуры, а также от атмосферного давления. Поэтому поток Rn из почвы и соответствующие его концентрации в атмосфере изменяются в зависимости от местности и времени суток. В среднем выбросы Rn примерно равны  $4,44 \cdot 10^{18}$  Бк/год.

Средние концентрации Rn и Tn в воздухе составляют  $3 \cdot 10^{-13}$  и  $0,5 \cdot 10^{-13}$  Ки/л. В районах повышенной естественной радиоактивности эти значения могут быть выше в несколько десятков раз. Выход эманации из почвы в атмосферу зависит от времени года. Так, экскаляция  $^{222}\text{Rn}$  в Павловске (под Санкт-Петербургом) в среднем составляет весной, летом, осенью и зимой (2,6; 6,6; 7,7 и 5,2)  $\cdot 10^{-10}$  Ки/м<sup>3</sup>  $\cdot$  ч соответственно.

Помимо содержания естественных радиоактивных элементов U и Th в почве большое влияние на величину удельной концентрации изотопов Ra в атмосферном воздухе оказывают условия перемещения воздушных масс. Наибольшая концентрация изотопов Ra наблюдается в приземном слое атмосферы, с увеличением высоты она уменьшается. Если их концентрацию на уровне почвы принять за 100 %, то на высоте 100 м концентрация  $^{222}\text{Rn}$  69 %, а  $^{220}\text{Rn}$  — 25 %.

Концентрация Rn в водах зависит от концентрации материнских элементов в горных породах, омываемых ею, коэффициента эманирования, пористости или трещиноватости горных пород и скорости движения воды. Рыхлые или трещиноватые породы характеризуются повышенными концентрациями Rn. Примером пород, которые имеют повышенную концентрацию U, являются граниты, сиениты, пегматиты, кислые вулканические породы, а также кислые гнейсы. Только незначительная часть Rn, которая аккумулируется в воде, накапливается из Ra в воде. Поэтому самые высокие уровни Rn в воде встречаются в водах, омывающих кристаллические породы высокой трещиноватости с высоким содержанием Ra, а также омывающих пески, в которых произошло переотложение Ra, вымытого ранее из кристаллических пород. Подземная вода собирает Rn с огромных массивов. Поэтому количество Rn в воде выше количества Ra иногда в сотни раз.

Подземные воды трещинных массивов кислых кристаллических пород обычно отличаются наиболее высокой концентрацией Rn, достигающей 500 Бк/л и выше. Значительно ниже концентрация Rn в водах основных изверженных пород. Трещинные воды известняков, песчаников, сланцев имеют концентрацию Rn в пределах 10—100 Бк/л. Подземные воды в горизонтах грунтовых вод, залегающих недалеко от поверхности, имеют более низкую концентрацию Rn, менее 50 Бк/л. В поверхностных водах концентрация Rn меньше 2 Бк/л, так как Rn успевает распасться в течение существования воды в поверхностных условиях или уйти в атмосферу за счет аэрации.

В глубинных грунтовых водах Rn заметно больше, чем в поверхностных водостоках и водоемах. Например, в подземных водах его концентрация может изменяться от 4—5 Бк/л до 3—4 МБк/л, т. е. в миллион раз. В водах озер и рек концентрация Rn редко превышает 0,5 Бк/л, а в водах морей и океанов — 0,05 Бк/л. Радон попадает из вод в атмосферу за счет процессов экскаляции-дегазации с выносом Rn из воздушных пузырьков, содержащихся в воде, в воздух. Наиболее интенсивно этот процесс происходит при разбрызгивании, испарении и кипении

воды. Радон содержится во многих минеральных водах, используемых в медицинских целях (например, на бальнеологических курортах). Подземные воды, основным лечебным фактором которых является Rn, пользуются большой популярностью во всем мире. По существующим в России стандартам к радоновым минеральным водам относятся воды, содержание Rn в которых более 185 Бк/л.

Концентрация Rn в минеральных водах сильно колеблется. Так, в месторождении Барбанштейн (Австрия) концентрация Rn достигает 2200, Баден-Баден (Германия) — 780, Яхимов (Чехия) — 6290 Бк/л. В российских месторождениях, приуроченных к районам развития докембрийских и палеозойских кристаллических пород или горноскладчатым сооружениям, установлены следующие концентрации (Бк/л): Железноводское — 314, Кисловодское — 248, Белокуриха — 1300, Дарасун — 847, Вишневогорский (Урал) — 552, Молоковский минеральный бальнеологический курорт (Забайкалье) — 2000. Среди радоновых вод наибольшую ценность представляют воды, обогащенные  $\text{CO}_2$ , Si и другими биологически активными элементами.

## **5.4. Миграция радона и продуктов его распада**

Наблюдения за динамикой изменений распределения Rn в грунте и его стоком в приземный слой атмосферы ведутся давно. В сейсмологии изменения в динамике распределения подпочвенного Rn перед землетрясениями позволяют использовать Rn как их предвестника. В приземном слое атмосферы под действием ионизации воздуха за счет стока Rn вблизи земной поверхности возникает электродный эффект, который влияет на электрические характеристики атмосферы вблизи поверхности земли. Сток Rn в атмосферу меняет электрические свойства ее приземного слоя.

### **5.4.1. Процессы эманирования**

Поток Rn, выделяющийся из непористого твердого вещества, зависит от его состава, кристаллической структуры, удельной поверхности, температуры, периода полураспада эманации и т. д. Он складывается из составляющей, обусловленной процессом энергии отдачи, которую приобретает атом в результате  $\alpha$ -распада материнского изотопа Ra, а также составляющих, обусловленных процессами диффузии и адсорбции атомов эманации. Эманирование зависит от состава и строения вещества, его удельной поверхности, температуры и других факторов. В пористом теле диффузия Rn зависит от общей пористости, доли открытой пористости, степени извилистости пор, степени заполнения пор жидкостью (вода, нефть) и т. п.

Рассмотрение процесса эманирования начнем с простейшего случая — выделения Rn из небольшого образца («зерна») простой геометрической формы. Диффузионную среду будем считать однородной.



Рассмотрим кинетику выделения  $^{222}\text{Rn}$ , образующегося из  $^{226}\text{Ra}$ , равномерно распределенного в исследуемом объекте. Сначала обсудим стационарное состояние, при котором ни поток эманации, ни скорость ее генерации не изменяются во времени.

Суммарная скорость выделения эманации, отнесенная к скорости ее образования,  $E_{\text{Rn}}$ , состоит из эманирования за счет эффекта отдачи (выделение представляет собой выброс ядра радона, получившего энергию отдачи при  $\alpha$ -распаде ядра Ra; скорость выделения по этому механизму не зависит от температуры),  $E_R$ , и эманирования за счет диффузии (зависит от температуры окружающей среды),  $E_D$ :

$$E_{\text{Rn}} = E_R + E_D. \quad (5)$$

Благодаря энергии, выделяющейся при распаде радиоактивного ядра, дочерний изотоп приобретает импульс отдачи и в результате смещается на расстояние, равное пробегу атома отдачи в среде. За счет эффекта отдачи в атмосферу, окружающую образец, выделяются атомы эманации, образовавшиеся в приповерхностном слое толщиной, меньшей  $R$ , где  $R$  — пробег атомов отдачи в веществе.

Общее число атомов эманации, образующихся в зерне в единицу времени:

$$G_R = \frac{4}{3} \pi r_0^3 C_1 \lambda_1. \quad (6)$$

Общее число атомов эманации, выделяющихся из зерна в единицу времени в процессе отдачи:

$$J_R = C_1 \lambda_1 4\pi \int_{r_0-R}^{r_0} q(r) r^2 dr. \quad (7)$$

Эманирующая способность за счет отдачи  $E_R$ :

$$E_R = \frac{J_R}{G_R} = \frac{3}{4} \frac{R}{r_0} - \frac{1}{16} \left( \frac{R}{r_0} \right)^3. \quad (8)$$

При  $R \ll r_0$ :

$$E_R = \frac{3}{4} \frac{R}{r_0}. \quad (9)$$

Эманирование за счет отдачи пластины с гладкой поверхностью толщиной  $H \geq 2R$ :

$$E_R = \frac{R}{2H}. \quad (10)$$

Если поверхность пластины обладает сильно развитым рельефом, который можно рассматривать как самоподобную, масштабно инвари-

антную структуру, с показателем фрактала  $d_f$ , то эманлирующая способность такой двусторонней пластины:

$$E_R = \frac{1}{4-d_f} \left( \frac{R}{H} \right)^{3-d_f}, \text{ если } H \geq R, \quad (11a)$$

$$E_R = 1 - \frac{3-d_f}{4-d_f} \cdot \frac{H}{R}, \text{ если } H < R. \quad (11b)$$

При  $d_f = 2$  получим формулы для гладкой поверхности.

Рассмотрим теперь диффузионное выделение Rn из зерна сферической формы, равномерно меченого Ra. Учтем обеднение приповерхностного слоя зерна за счет эффекта отдачи.

В соответствии с первым законом Фика поток атомов эманации, выходящих из шара за счет диффузии:

$$J_D = -D4\pi r_0^2 \left( \frac{dC_2}{dr} \right)_{r=r_0}, \quad (12)$$

где  $D$  — коэффициент диффузии;  $\left( \frac{dC_2}{dr} \right)_{r=r_0}$  — градиент концентрации эманации на поверхности сферы.

Здесь и далее индекс «1» относится к Ra, индекс «2» — к Rn.

Эманлирующая способность сферы за счет диффузии:

$$E_D = -\frac{3D}{C_1 \lambda_1 r_0} \left( \frac{dC_2}{dr} \right)_{r=r_0}. \quad (13)$$

Выражение для стационарной эманлирующей способности за счет диффузии с учетом эффекта отдачи имеет вид:

$$E_D = \frac{3}{2\tilde{y}^2} \left\{ \frac{1}{\tilde{x}} - \frac{\text{sh}[\tilde{y}(1-\tilde{x})]}{\tilde{x}\text{sh}\tilde{y}} - 1 \right\} + \\ + \frac{3}{2\tilde{y}} \left\{ \left( 1 - \frac{\tilde{x}}{2} - \frac{1}{\tilde{x}\tilde{y}} \right) \text{cth}\tilde{y} + \frac{\text{ch}\tilde{y}(1-\tilde{x})}{\tilde{x}\tilde{y}^2 \text{sh}\tilde{y}} \right\}, \quad (14)$$

где  $\tilde{x} = \frac{R}{r_0}$ ;  $\tilde{y} = r_0 \sqrt{\frac{\lambda_2}{D}}$ .

Частные случаи:

если  $\tilde{y}(1-\tilde{x}) \gg 0$  и  $\tilde{y} \gg 1$ , то

$$E_D = \frac{3}{2\tilde{y}^2} \left[ (\tilde{y}-1) \left( 1 + \frac{1}{\tilde{x}\tilde{y}} - \frac{e^{-\tilde{x}\tilde{y}}}{\tilde{x}\tilde{y}} \right) - \frac{\tilde{x}\tilde{y}}{2} \right]; \quad (15a)$$

если  $\tilde{x} \ll 1$ , то

$$E_D = \frac{3}{\tilde{y}} \left( \text{cth}\tilde{y} - \frac{1}{\tilde{y}} \right); \quad (15b)$$

$$E_D = \frac{1 - \frac{1}{\tilde{y}}}{3\tilde{y}}. \quad (15в)$$

если  $\tilde{y} \rightarrow \infty$ , то

$$E_D = \frac{3}{\tilde{y}}. \quad (15г)$$

Для больших зерен полная эманлирующая способность:

$$E = E_R + E_D = \frac{3\tilde{x}}{4} + \frac{3}{\tilde{y}}. \quad (16)$$

В основе описания температурной зависимости эманлирующей способности из хорошо упорядоченного кристаллического твердого тела за счет диффузии лежит закон Аррениуса, записанный для коэффициента диффузии:

$$D = D_0 \exp\left(-\frac{Q_D}{RT}\right), \quad (17)$$

где  $D_0$  — предэкспоненциальный множитель;  $Q_D$  — энергия активации диффузии;  $T$  — температура (К).

В первом приближении эманлирующая способность с ростом температуры также возрастает по экспоненциальному закону, но с энергией активации  $Q_E = Q_D/2$ . Например, в случае эманлирования сферы

$$E_D = \frac{3}{r_0} \sqrt{\frac{D}{\lambda}} = \frac{3\sqrt{D_0}}{r_0\sqrt{\lambda}} \exp\left(-\frac{Q_D}{2RT}\right) = E_0 \exp\left(-\frac{Q_D}{2RT}\right). \quad (18)$$

Это уравнение справедливо только при малых значениях эманлирующей способности. По мере роста температуры  $E_D$  сначала экспоненциально возрастает, затем темп роста замедляется (кривая  $E(T)$  принимает S-образную форму) и, в конце концов,  $E_D \rightarrow 1$ , эманлирование достигает 100 % и перестает зависеть от температуры.

Рассмотрим нестационарное эманлирование за счет диффузии сферы радиуса  $r_0$  с равномерным распределением радия (отдачей пренебрегаем) при произвольном начальном распределении  $Rn$  и постоянной концентрации  $Rn$  на поверхности сферы.

Уравнение для второго закона Фика:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \left( \frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C}{\partial r} \right) + \lambda_0 C_0 - \lambda C \quad (19)$$

необходимо решить при краевых условиях

$$C(r_0, t) = C_0; \left( \frac{\partial C}{\partial r} \right)_{r=0} = 0; C(r, 0) = \varphi(x). \quad (20)$$

Нестационарная эманлирующая способность сферы:

$$\bar{E}_D = \frac{3\text{cth}\tilde{y}}{\tilde{y}} - \frac{3}{\tilde{y}^2} - \frac{6}{\tilde{y}^2} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{\exp\left[-\left(\frac{n^2\pi^2}{\tilde{y}^2} + 1\right)t\right]}{\frac{n^2\pi^2}{\tilde{y}^2} + 1}, \quad (21)$$

где  $\tilde{y} = r_0 \sqrt{\frac{\lambda}{D}}$ .

При  $D \rightarrow 0$ ,  $\tilde{y} \rightarrow \infty$  формула (17) переходит в

$$E_D = E_D(\infty)(1 - e^{-\lambda t}), \quad (22)$$

где  $E_D(\infty) = \frac{3}{\tilde{y}} \left( \text{cth}\tilde{y} - \frac{1}{\tilde{y}} \right)$ .

При малых временах со временем эманлирующая способность возрастает почти линейно, при больших временах эманлирование не зависит от времени — стационарное состояние диффузии.

#### 5.4.2. Процессы эксхалиции радона

Оценка радонового риска включает в себя учет процессов миграции Rn в различных компонентах окружающей среды: почвах, водах, атмосфере, строительных материалах и т. п. При этом задействуются четыре механизма: эффект отдачи, диффузия по кристаллической решетке вещества, молекулярная диффузия в почве по порам, выход Rn из компонентов геологической среды в земную атмосферу и адвекция (снос Rn воздушными потоками, течением воды, природного газа и др.). Поступление Rn в поры почвы за счет эффекта отдачи определяется энергией распада материнского нуклида, величиной площади внутренней поверхности пор, развитостью рельефа пор и влагонасыщенностью пор. Эффект отдачи не зависит от температуры. Эксхалиция за счет диффузии осуществляется миграцией Rn по веществу почвы и диффузией по порам.

Пористость среды увеличивает скорость миграции. Скорость высвобождения Rn зависит от влажности: при низком содержании влаги в почве выход из нее Rn затруднен, поскольку атомы отдачи Rn тормозятся во влаге, сконденсированной на поверхности пор. При незначительном увеличении влажности выход Rn увеличивается, поскольку десорбция из слоя влаги идет быстрее, чем из основного материала почвы, при дальнейшем увеличении влагосодержания эманлирование почвы снова уменьшается из-за уменьшения скорости миграции Rn по заполненным водой порам.

При расчете потоков Rn из почвы учитывают такие параметры, как изотопный состав материнских радионуклидов, функция распределения радия по объему зерна, период полураспада эманации, пористость почвы, доля открытой и закрытой пористости, константа адсорбции Rn

на внутренней поверхности пор, фактор извилистости пор, влажность воздуха, температура и атмосферное давление.

Коротко остановимся на задаче миграции Rn по слою пористой содержащей радий породы с последующим его переходом в атмосферу.

Перенос подпочвенного Rn описывается системой дифференциальных уравнений в частных производных, описывающей массоперенос радона в рыхлых отложениях как диффузионно-конвективный процесс. Решение таких уравнений позволяет получить представление о закономерностях распределения концентрации  $^{222}\text{Rn}$  в зоне аэрации рыхлых отложений с различными физико-механическими параметрами.

Уравнение для массопереноса радона в слое породы:

$$\varepsilon \frac{\partial C_1(z, t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_1(z, t)}{\partial z^2} + v\varepsilon \frac{\partial C_1(z, t)}{\partial z} - \lambda \varepsilon C_1(z, t) + Q; \quad (23)$$

уравнение массопереноса радона в атмосфере:

$$-\varepsilon \frac{\partial C_2(z, t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( D_T \frac{\partial C_2(z, t)}{\partial z} \right) - \lambda C_2(z, t), \quad (24)$$

где  $z$  — расстояние в вертикальном направлении;  $t$  — время;  $C_1(z, t)$  и  $C_2(z, t)$  — концентрации Rn в грунте и в атмосфере соответственно, атом/см<sup>3</sup>;  $\varepsilon$  — пористость горной породы;  $D$  — коэффициент диффузии Rn в порах, см<sup>2</sup>/с;  $\lambda$  — постоянная распада эманаций, с<sup>-1</sup>;  $v$  — скорость конвективного переноса, см/с;  $Q = \frac{E_{\text{Rn}} m_{\text{Ra}} \rho \lambda}{\varepsilon}$  — скорость выделения

эманации в поровое пространство, Ки · с/см<sup>3</sup>;  $m_{\text{Ra}}$  — количество Ra в породе, г;  $\rho$  — плотность породы, г/см<sup>3</sup>;  $E_{\text{Rn}}$  — эмануирующая способность;  $D_T$  — коэффициент турбулентной диффузии.

Эти уравнения решаются при краевых условиях, предполагающих равенство потоков и плотностей Rn на границе сред; постоянную концентрацию Rn при достижении равновесия с продуктами распада на определенной глубине рыхлых отложений; постоянную концентрацию Rn в грунте в начальный момент времени.

При распределении Rn в рыхлых отложениях бесконечной мощности, с однородным содержанием Ra в стационарных условиях концентрация Rn уменьшается по мере движения из глубины почвы к дневной поверхности, причем чем выше коэффициент диффузии Rn в порах, тем быстрее устанавливается равновесие между Rn и продуктами его распада.  $^{222}\text{Rn}$  обладает сравнительно малым периодом полураспада, поэтому за время своей жизни в пористой среде способен переместиться лишь на несколько метров. Однако если в почве реализуется не только диффузионный, но и конвекционный массоперенос, то Rn перемещается на значительно большие расстояния (выходит на поверхность с больших глубин).

В качестве примера на рис. 13 представлены кривые распределения  $^{222}\text{Rn}$  в грунте и приземном слое атмосферы в зависимости от кон-

центрации Rn (коэффициент пористости  $\epsilon = 0,25$ ; постоянная распада  $^{222}\text{Rn}$ ,  $\lambda = 2,1 \cdot 10^{-6} \text{ с}^{-1}$ ; коэффициент турбулентной диффузии  $D_T = 1000 \text{ см}^2/\text{с}$ ; значение фоновой концентрации Rn  $C_\infty = 10 \text{ кБк/м}^3$ ). Видно, что при увеличении скорости конвективного потока Rn увеличивается дальность переноса, которая может составить до нескольких десятков метров. На рис. 13, б показано, что кривые концентрации Rn в рыхлых отложениях и в приземном слое атмосферы на границе раздела совпадают. Экскаляция Rn в атмосферу составляет 0,04 при  $v = 0 \text{ см/с}$ ,  $C_\infty(0,4 \text{ кБк/м}^3)$  и 0,07 при  $v = 5 \cdot 10^{-3} \text{ см/с}$ ,  $C_\infty(0,7 \text{ кБк/м}^3)$ , а также наблюдается ее быстрое падение с высотой за счет турбулентной диффузии. При  $D^* = D/\epsilon = 5 \cdot 10^{-3} \text{ см}^2/\text{с}$  и  $v \leq 10^{-4} \text{ см/с}$  наблюдается преобладание диффузионного процесса. Значения экскаляции  $^{222}\text{Rn}$  в атмосферу различаются незначительно, так как диффузионный процесс преобладает над конвективным процессом.

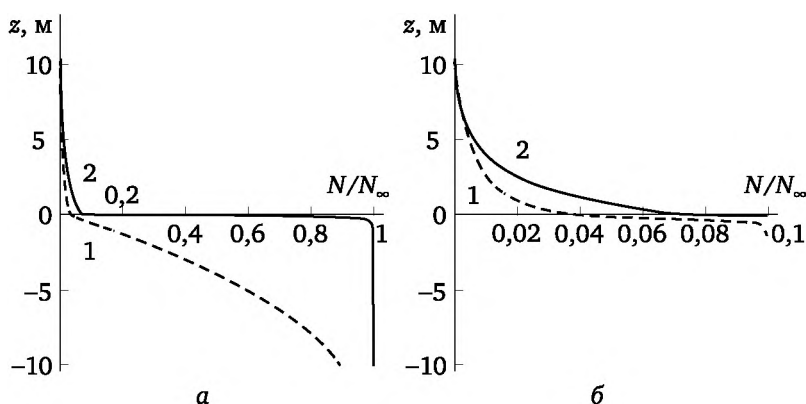


Рис. 13. Кривые распределения  $^{222}\text{Rn}$  в грунте и приземном слое атмосферы:

- а: 1 — при диффузионном процессе  $v = 0 \text{ см/с}$  и  $D = 5 \cdot 10^{-4} \text{ см}^2/\text{с}$ ,  
 2 — при диффузионно-конвективном процессе  $v = 5 \cdot 10^{-3} \text{ см/с}$   
 и с тем же самым коэффициентом диффузии;  
 б: кривые распределения  $^{222}\text{Rn}$ , построенные более детально

Если  $C_z$  — концентрация Rn в почвенном воздухе на глубине  $z$  под дневной поверхностью,  $D$  — коэффициент диффузии Rn по порам,  $E_{\text{Rn}}$  ( $0 < E_{\text{Rn}} < 1$ ) — эманулирующая способность,  $\epsilon$  — доля пор в почве,  $C_{\text{Ra}}$  — концентрация Ra (на единицу объема почвы) и  $\lambda$  — постоянная распада Rn, то концентрация Rn в слое грунта «бесконечной» толщины на глубине  $z$

$$C_z = \frac{J_{\text{Rn}} \cdot C_{\text{Ra}}}{\epsilon} \left[ 1 - \exp \left( -z \sqrt{\frac{\lambda}{D}} \right) \right]. \quad (25)$$

Скорость экскаляции радона из слоя почвы выражается уравнением

$$J_s = \frac{\lambda_{\text{Ra}} E_{\text{Rn}} C_{\text{Ra}}}{\epsilon} \sqrt{\frac{D}{\lambda}}. \quad (26)$$

Если  $E_{Rn} = 0,1$ ;  $C_{Ra} = 0,07$  Бк · см<sup>-3</sup>;  $\varepsilon = 0,3$ ,  $D = 0,01$  см<sup>2</sup> · с<sup>-1</sup>;  $\lambda = 2 \cdot 10^{-6}$  с<sup>-1</sup>, то скорость выхода  $J_s = 3 \cdot 10^{-2}$  Бк · м<sup>-2</sup> · с<sup>-1</sup>.

Пусть теперь слой пористой породы, содержащий Ra (Ra равномерно распределен по объему слоя) и расположенный на дневной поверхности, имеет конечную толщину  $H$ .

Поток Rn из пористого слоя, содержащего Ra, в атмосферу:

$$J = D \cdot S \cdot \left( \frac{\partial C}{\partial x} \right)_{x=0} = \frac{\lambda_{Ra} C_{Ra} S \sqrt{D}}{\sqrt{\lambda}} \cdot \frac{1 - \exp\left(-2\sqrt{\frac{\lambda}{D}} H\right)}{1 + \exp\left(-2\sqrt{\frac{\lambda}{D}} H\right)}, \quad (27)$$

где  $S$  — площадь дневной поверхности слоя.

Пусть теперь содержащий Ra слой покрыт таким же пористым слоем, но не содержащим Ra (толщина покрывающего слоя породы =  $h$ ).

Если  $J = DS \frac{\partial C}{\partial x}$  — поток эманации из активного слоя, то величина потока радона из почвы в атмосферу

$$J_s = \frac{2J}{\exp\left(\sqrt{\frac{\lambda}{D}} h\right) + \exp\left(-\sqrt{\frac{\lambda}{D}} h\right)}. \quad (28)$$

В спокойной атмосфере стационарное распределение Rn вблизи земной поверхности над неограниченным слоем почвы, содержащей Ra, изменяется при удалении от дневной поверхности по экспоненциальному закону:

$$C(h) = C_0 \exp\left(-z\sqrt{\frac{\lambda}{D}}\right), \quad (29)$$

где  $C(h)$  — концентрация Rn в воздухе на высоте  $z$  от слоя почвы;  $C_0$  — концентрация Rn на поверхности почвы;  $D$  — коэффициент диффузии Rn в газе и  $\lambda$  — постоянная распада Rn.

$$C_0 = \frac{\varepsilon E_{Rn} Q}{\lambda_{Rn}} \sqrt{\frac{D_G}{D_T}} \propto P_{Ra}. \quad (30)$$

Здесь  $E_{Rn}$  — коэффициент эманирования Rn в пустотное пространство (поры, трещины), меняющийся для разных пород от сотых долей процента до примерно 50 %;  $\lambda_{Rn} = 2,1 \cdot 10^{-6}$  с<sup>-1</sup> — постоянная распада;  $D_G$ ,  $C_G$  — коэффициент диффузии и концентрация Rn в пустотном пространстве грунта;  $\varepsilon$  — пористость грунта; характерный диапазон значений  $D_G$  около 0,0005—0,05 см<sup>2</sup>/с;  $D_T$  — коэффициент турбулентной диффузии в данном районе, зависящий от времени суток и удаления от поверхности земли  $z$  ( $D_T \sim z$ );  $Q$  — темп наработки атомов Rn в еди-

нице объема подпочвенного слоя. Поскольку непосредственным источником радона является  $\alpha$ -распад радия, то

$$Q = \frac{\lambda_{Ra} P_{Ra} \rho}{\varepsilon A_{Ra}}, \quad (31)$$

где  $P_{Ra}$  — весовая концентрация Ra в граммах на грамм породы плотностью  $\rho$ ;  $\lambda_{Ra}$  и  $A_{Ra}$  — постоянная распада и атомный вес Ra.

Коэффициент диффузии Rn  $D$  примерно равен  $10^{-2} \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$  в воздухе и  $10^{-5} \text{ см}^2 \cdot \text{с}^{-1}$  в воде, т. е. атому Rn требуется около 13 дней, чтобы переместиться на расстояние 5 м в воздухе или 5 см в воде. За это время активность Rn уменьшается примерно в 10 раз. Поэтому перенос Rn в воздухе и воде на большие расстояния определяется интенсивностью и направлением потоков воздуха и воды.

На скорость выхода Rn из грунта влияют метеорологические факторы: осадки, снегопад, туман, изменения атмосферного давления и т. п. Обычно осадки уменьшают эксхалацию Rn. Измеренные значения скорости выхода Rn из почвы колеблются в интервале 0,0002—0,07 Бк  $\cdot$  м<sup>2</sup>  $\cdot$  с<sup>-1</sup>. Выход Rn из морской воды на два порядка меньше.

Диффузионный механизм выделения эманации предсказывает, что при одинаковых концентрациях  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{224}\text{Ra}$  в почве  $^{222}\text{Rn}$  должно делиться намного больше, чем  $^{220}\text{Rn}$ , так как средняя продолжительность жизни радона в 6000 раз больше, чем средняя продолжительность жизни торона. На самом деле у большинства материалов, содержащих U и Th, эманацирующая способность по Rn и Tn величины одного порядка. Связано это с тем, что доминирующим процессом эманирования является не диффузия эманации по твердому телу, а отдача. Первичным процессом выделения эманаций является эффект отдачи после вылета  $\alpha$ -частицы. Эти процессы происходят настолько быстро, что различие во временах жизни не важно:

$$\frac{E_{Tn}}{E_{Rn}} = 1,29. \quad (32)$$

### 5.4.3. Перенос радона в атмосфере

После поступления радона в атмосферу или в природные воды он далее переносится по механизму молекулярной диффузии, конвективными потоками флюидов, дождевой водой и течением грунтовых вод.

Концентрация изотопов Rn в атмосфере зависит от содержания Ra в породе, от глубины ее залегания, газопроницаемости расположенной над ней породы и метеорологических факторов. Вышедшая из почвы эманация распространяется в атмосфере благодаря перемещению воздушных масс. Так, вверх она поднимается, участвуя в квазидиффузионном движении примесей воздуха, обусловленном турбулентностью, в горизонтальном же направлении переносится ветром.



Рассмотрим горизонтальное распространение Rn в атмосфере в условиях адвекции (бокового сноса). Начнем с вычисления распределения Rn над слоем породы, содержащей Ra.

Пусть атмосферный воздух движется в направлении  $x$  со скоростью  $v$  ( $v$  — скорость ветра). Обозначим расстояние в вертикальном направлении через  $z$ , а в горизонтальном  $x$ . Пусть в направлении  $x$  дует ветер со скоростью  $v$ . Тогда концентрация Rn над слоем эманлирующей породы выражается решением дифференциального уравнения в частных производных:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_T(z) \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C, \quad (33)$$

где  $\lambda$  — постоянная распада Rn;  $D_T = K_T/\rho$  — коэффициент турбулентной диффузии;  $K_T$  — коэффициент турбулентности, который является мерой перемешивания различных слоев воздуха;  $\rho$  — плотность воздуха.

Величина  $D_T$  изменяется с высотой:

$$D_T = D_{T1} z^{\frac{\chi-1}{\chi}}, \quad (34)$$

где  $D_{T1}$  — коэффициент турбулентности атмосферы на высоте 1 см от поверхности земли;  $\chi$  — постоянная, определяемая экспериментально (имеет значение 5—7).

При установившемся стационарном состоянии

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{D_T}{v} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \frac{\lambda}{v} C. \quad (35)$$

Если активный слой простирается бесконечно в направлении  $x$ , то  $\frac{\partial C}{\partial x} = 0$ . Изменение концентрации Rn с высотой  $z$ :

$$C = C_0 \exp\left(-z \sqrt{\frac{\lambda}{D_T}}\right), \quad (36)$$

где  $C_0$  — концентрация эманации у поверхности почвы.

Обычно ограничиваются небольшими высотами (до 5 м) и считают  $D_T$  постоянным. Тогда абсолютное значение этого параметра будет зависеть исключительно от скорости ветра.

Для радийсодержащего слоя почвы конечной протяженности по горизонтали распределение концентрации Rn над активным слоем:

$$C(z, x) = \frac{C_0}{\sqrt{\pi}} \left\{ \exp\left(-\sqrt{\frac{\lambda}{D_T}} z\right) \cdot \left[ \sqrt{\pi} - \int_{-\frac{z\sqrt{\lambda}}{2\sqrt{D_T}x} + \sqrt{\frac{\lambda}{v}}x}^{\infty} e^{-\xi^2} d\xi \right] - \right. \\ \left. - \exp\left(\frac{\lambda}{D_T} z\right) \cdot \int_{\frac{z\sqrt{\lambda}}{2\sqrt{D_T}x} + \sqrt{\frac{\lambda}{v}}x}^{\infty} e^{-\xi^2} d\xi \right\}. \quad (37)$$

Пусть теперь не содержащий Ra слой граничит с активным бесконечной ширины, над которым установилось стационарное распределение Rn по высоте. Ветер дует с активного слоя конечной ширины Тогда распределение радона над активным слоем:

$$C(z, x) = \frac{C_0}{\sqrt{\pi}} \left[ \exp\left(-\sqrt{\frac{\lambda}{D_T}} z\right) \cdot \int_{\frac{z\sqrt{\lambda}}{2\sqrt{D_T x}} + \sqrt{\frac{\lambda}{v}} x}^{\infty} e^{\xi^2} d\xi - \exp\left(\sqrt{\frac{\lambda}{D_T}} z\right) \cdot \int_{\frac{z\sqrt{\lambda}}{D_T x} + \sqrt{\frac{\lambda}{v}} x}^{\infty} e^{-\xi^2} d\xi \right]. \quad (38)$$

Эта модель позволяет оценить опасность от хранилищ отходов урановых обогатительных предприятий для окружающего населения при различных климатических режимах. Наиболее благоприятна для распространения Rn за пределы хранилища погода с периодическим нарастанием и затуханием ветра. В периоды затишья, после того как ветер унес очередное облако с повышенным содержанием Rn, эксхалляция из грунта приводит к возникновению над хранилищем нового подобного облака. Зная длительности ветрового и спокойного периодов, можно спрогнозировать режим загрязнения окрестностей продуктами распада Rn, а также оценить размеры области загрязнения. Исходя из известной геометрии расположения населенного пункта относительно хранилища радиоактивных отходов, можно сделать заключение о влиянии радонового поля при различных сценариях ветрового переноса. В силу достаточно короткого времени жизни атомов Rn и малости коэффициента молекулярной диффузии в воздухе  $D$  примерно  $0,1 \text{ см}^2/\text{с}$  можно ожидать, что в тихую безветренную погоду Rn не будет загрязнять атмосферу за пределами области над источником. В этом случае будет наблюдаться только вертикальный перенос Rn за счет турбулентной диффузии, создаваемой конвективными потоками воздуха.

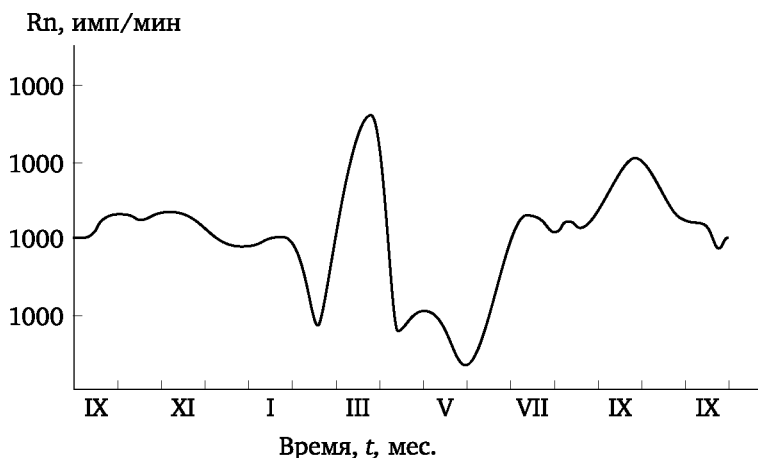
Поскольку параметры атмосферы для продуктов распада Rn отличны от параметров для самого радона (в основном — из-за дождей и снега), равновесие между Rn и его дочерними продуктами устанавливается редко. Долгоживущие продукты распада  $^{226}\text{Ra}$  ( $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Bi}$  и  $^{210}\text{Po}$ ) ведут себя в тропосфере в виде аэрозолей со временами пребывания около 10 дн.

## 5.5. Радон в ядерной геофизике

Радон постоянно находится в геосреде и эмануирует в приземный слой атмосферы с разной интенсивностью в зависимости от деформационных возмущений и других факторов. Изучение Rn как предвестника землетрясений началось в 1966 г. после сильного землетрясения

в г. Ташкенте с  $M = 5,2$ . Именно тогда были успешно спрогнозированы атершоки этого события по концентрации радона в грунтовых водах.

Миграция  $R_n$  в горном массиве и его выделение с поверхности почвы определяются коэффициентом диффузии, зависящим от пористости, проницаемости и трещиноватости, которые определяются напряженно-деформированным состоянием массива. При сжатии массива проницаемость его снижается, а при разгрузке увеличивается. Соответственно изменяется коэффициент диффузии. Поэтому изменения концентрации  $R_n$  в приповерхностном слое почвы отражают динамические изменения напряженно-деформированного состояния горного массива.



**Рис. 14. Выделение  $R_n$  из почвы в районе г. Газли перед землетрясением, во время и после него**

В г. Газли в 1976 и 1984 гг. произошли три землетрясения. Первое началось 08.04.1976 с толчка небольшой силы. Удар огромной силы до 9 баллов последовал через 15 мин и вызвал обвал практически всех зданий. Второе сильное землетрясение произошло вскоре (17.05.1976), но разрушаться уже было нечему. Третье сильное землетрясение в этом районе произошло в 1984. Как видно на рис. 14, всплеск выделения  $R_n$  произошел в марте, т. е. незадолго до землетрясения, потом выделение активизировалось в июне и продолжалось до ноября.

Радон используют как индикатор напряженного состояния горного массива.

Горная порода — трещиновато-пористая среда, состоящая из основного массива и хаотически расположенных проницаемых трещин и закрытых пор. Выделяющийся из такой среды  $R_n$  находится в трех состояниях: в пространстве закрытых пор, в трещинах и сорбированный свободной внутренней поверхностью всего массива. При сжатии породы сначала выход  $R_n$  увеличивается за счет уменьшения трещин, после чего трещины перекрываются, и его выход уменьшается. При

дальнейшем увеличении нагрузки происходит разрушение массива, объединение поровых кластеров, что дает увеличение выхода  $R_n$ . При растяжении массива на начальном этапе происходит уменьшение выхода  $R_n$  за счет увеличения объема трещин. Дальнейшее растяжение приводит к расширению трещин и раскрытию пор, т. е. к увеличению выхода радона. На этом основан прогноз тектонических событий — горных ударов в шахтах и землетрясений.



Рис. 15. Поведение объемной активности радона перед горным ударом на больших расстояниях от будущего эпицентра на руднике

Стрелками на рис. 15 отмечены горные удары, их энергия и расстояние эпицентра от точки наблюдения. Датчик радона был расположен в бокситах.

Исследования в этом направлении проводили на Североуральском бокситовом руднике в связи с проблемой горных ударов — локальных землетрясений техногенного происхождения. Регистрация концентрации  $R_n$  проводилась в стенках на шахтах рудника глубиной 350—700 м.

Обнаружено, что на расстояниях до 150 м от будущего эпицентра сильного горного удара ( $E = 1300$  Дж) за 23 ч наблюдалось существенное снижение концентрации  $R_n$ , иногда в 4 раза. Это свидетельствует о сжатии массива вблизи эпицентра горного удара. В дальней зоне, на расстояниях от 500 до 2000 м от очага горного удара, изменение концентрации радона существенно другое. Горному удару предшествует не уменьшение, а резкое увеличение (в 8—10 раз) концентрации радона в наблюдательной скважине, и горный удар следует после прохождения максимума концентрации  $R_n$ . На рис. 15 показан типичный

пример изменения концентрации  $R_n$  как для одиночного горного удара, так и для серии ударов. В последнем случае наблюдается суперпозиция кривых, типичных для одиночного удара, причем максимальные значения концентрации для каждого последующего удара снижаются. Такое поведение концентрации  $R_n$  указывает, что регистрация осуществлялась в зоне растяжения. Кроме зон растяжения и сжатия существует и третья, нейтральная зона. Эти зоны определяют динамику  $R_n$  в зависимости от пространственного расположения детектора относительно очага готовящегося события — в зоне сжатия концентрация радона меньше фоновой, в зоне растяжения выше фоновой, а в нейтральной зоне примерно равна фоновой.

Мониторинг почвенного  $R_n$  при исследовании сейсмических событий на разломе Сан-Андреас (США) показал, что за 90—100 дней перед землетрясениями во всех точках, расположенных близко к эпицентру, наблюдалось снижение концентрации  $R_n$ , которое иногда искажалось короткими выбросами, связанными с форшоками. В точках наблюдения, расположенных на значительном удалении от эпицентров, за то же время наблюдалась тенденция к увеличению концентрации  $R_n$ .

Таким образом, вариации объемной активности  $R_n$  надежно фиксируют процесс подготовки горных ударов и землетрясений. За 100 дней перед землетрясениями в дальней зоне происходит увеличение концентрации  $R_n$ , что свидетельствует о подготовке землетрясения.

## 5.6. Радоновый риск

Вредное влияние  $R_n$  на человеческий организм было замечено еще в XVI в., когда таинственная горная болезнь шахтеров привлекла внимание медиков: смертность от рака легких среди рудокопов была в 50 раз выше, чем среди прочего населения.

Таблица 2

**Заболееваемость раком легких из-за бытового радона**

Концентрация радона, Бк/м <sup>3</sup>	Заболееваемость раком легких в год на миллион человек
15	17
50	55
75	82
100	110
200	220
400	430

Впервые рак легких был обнаружен у шахтеров серебряных (как потом оказалось — урановых) рудников Шнееберга (Германия) и несколько позднее — Яхимова (Чехия). Более чем в 50 % случаев (до 60—80 %)

причиной их смерти был рак легких, преимущественно бронхиального типа. Возраст горняков на момент смерти от рака легких примерно равнялся 55 годам, а часть их умирала моложе 40 лет. Латентный период — время от начала работы в руднике до смерти от рака легких — составлял в Шнееберге 15—18 лет, в Яхимове — 13—25 лет. Концентрация  $Rn$  в рудниках колебалась в пределах 10—700 кБк/м<sup>3</sup>. Курение способствовало возникновению рака: латентный период рака легких у курящих шахтеров на 3—12 лет короче, чем у некурящих.

Радон оказался опасным и для обывателей. Радон — вторая причина возникновения у людей рака легких после курения. В США ежегодно около 20 тыс. онкологических заболеваний инициируется  $Rn$  и продуктами его распада. В этой стране примерно 13 600 случаев смерти от онкологических легочных заболеваний связывают с облучением от  $Rn$  воздуха и 200 случаев от облучения радоном, находящимся в питьевой воде. В Голландии из 8000 смертей в год от рака легкого 1000 относят за счет  $Rn$ .

Мониторинг показал, что концентрация  $Rn$  в воздухе жилых домов часто превышает уровень предельно допустимых концентраций, установленных для работников урановых рудников. Была обнаружена определенная корреляция (сильно смазанная курильщиками и эффектом миграции населения) между концентрацией  $Rn$  в жилых домах и смертностью людей от рака легких в конкретном регионе.

Рисунок 16 иллюстрирует положение радонового риска в ряду рисков, связанных как с загрязнением воздуха в закрытом помещении, так и с другими видами стрессовых воздействий на человека. Видно, что радоновый риск для значений концентраций радона в воздухе московских квартир (10—20 Бк/м<sup>3</sup>) меньше риска домохозяек. Для Петербурга (30—40 Бк/м<sup>3</sup>) риски от радона и домашней работы сравнимы друг с другом. По мере роста концентрации  $Rn$  риск резко увеличивается и при концентрациях порядка 200 Бк/м<sup>3</sup> (дома в Швеции) становится сравнимым с риском автомобильных аварий, а при концентрациях порядка 1000 Бк/м<sup>3</sup> (дома в некоторых регионах Чехии) — с риском курения.

Казалось бы, в анализе радонового риска можно опереться на весь опыт обращения с радионуклидами. Однако с экологической точки зрения радон приходится рассматривать как уникальный радионуклид, к которому не применимы обычные мерки. Наличие в литературе прямо противоположных друг другу (но довольно хорошо обоснованных экспериментально и теоретически) утверждений, касающихся биологической роли этого элемента, создали клубок противоречий под названием «проблема радона».

**Замечание.** Для иллюстрации манеры освещения журналистами проблемы радона приведем два текста, следующие друг за другом.

1. Название статьи: «Газ-убийца, крадущийся из-под земли». Начало: «По данным Дальневосточного медуниверситета, почти у половины умерших от рака легких в Хабаровске причиной смертельного заболе-

вания мог быть газ радон. Выявлена связь между острыми лейкозами и содержанием  $\alpha$ -частиц в крови у детей 6—10 лет. В 1988—1998 гг. было обследовано 328 тысяч человек — из них две тысячи умерли не без влияния радона».

2. Название статьи «О пользе радиации». Начало: «Известно, что бальнеолечение применяется в народной медицине с давних времен с использованием термальных радоновых вод. Существует широкая сеть курортов с радиоактивными водами. В настоящее время радоно-терапию рассматривают как универсальное средство лечения многих заболеваний. Например, в 2003 г. на курортах с радоновыми водами в странах СНГ ежегодно лечился примерно 1 миллион человек».

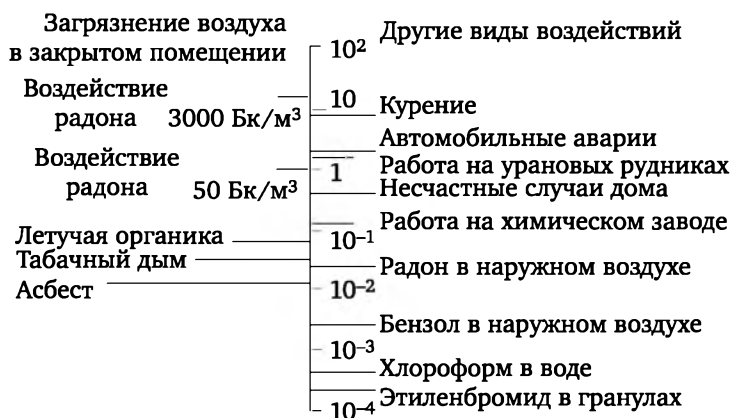


Рис. 16. Риск от химических веществ и различных видов опасной деятельности

Особенности Rn заключаются в том, что:

- радон — химически инертный, тяжелый, радиоактивный газ; чистый  $\alpha$ -излучатель;
- радон — родоначальник ряда радиоактивных превращений, продукты которых являются  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -излучателями с временами жизни, варьирующимися в широких пределах;
- радон в природе существует в виде трех изотопов различной экологической опасности; совместно с продуктами своего распада способен создавать как внешнее, так и внутреннее облучение живого организма;
- радон способен выделяться из источника как за счет диффузии, так и за счет эффекта отдачи, не зависящего от температуры;
- большая подвижность Rn приводит к сдвигам радиоактивного равновесия между ним и материнским нуклидом — Ra, что затрудняет расчет активности одного нуклида по другому;
- в атмосфере Rn диффундирует в атомарном виде, а продукты его распада — в виде аэрозолей, что приводит к сдвигам равновесия («нормальным» и «аномальным») между Rn и продуктами его распада;
- биологически Rn действует как тяжелый инертный газ, легко растворимый в жирах, крови и лимфе, как источник основных видов

ионизирующих излучений и как источник атомов отдачи высокоэнергетичных, химически и биологически активных ионов, способных пробивать оболочки клеток, создавая высокую концентрацию радикалов и возбужденных молекул.

## 5.7. Экологические аспекты проблемы радона

С точки зрения радиоэкологии человека можно выделить следующие аспекты проблемы радона.

### 1. Химические и ядерно-физические свойства радона.

*Радон — опасное вещество:* он испускают высокоэнергетическое корпускулярное излучение с весьма большим поражающим действием (биологическая эффективность). Радон — газ и легко перемещается в пространстве на достаточно большие расстояния. От него невозможно защититься простой установкой поглощающего радиацию экрана. Угольные фильтры типа противогазов или лепестков его не задерживают. Радон хорошо растворяется в крови, быстро перемещается по организму и проникает во все его органы. Особенно хорошо Rn растворяется в жирах.

*Радон — не очень опасное вещество:* радон — инертный газ. Он практически не сорбируется на внутренней поверхности легких. Попав в организм на вдохе, он на выдохе почти полностью выводится из организма (коэффициент введения в организм — менее процента). Радон — достаточно короткоживущий нуклид и быстро распадается. Период биологического выведения у него тоже короток. Поэтому, раз попав в организм, Rn менее чем за сутки полностью из него выводится. Радон не создает внешнего облучения на организм (его  $\alpha$ -частицы поглощаются любой одеждой).

Опасен не сам Rn, а продукты его распада.

### 2. Радон быстро приходит в равновесие с ближайшими продуктами своего распада («активным налетом»).

Все дочерние радионуклиды (10 для Rn, семь для Tn и восемь для An) являются высокотоксичными тяжелыми металлами (Po, Tl, Bi, Pb и др.). Продукты распада являются высокоэнергетическими  $\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучателями.  $\alpha$ -распад материнского нуклида сопровождается выделением значительной энергии отдачи. В результате дочерний элемент в виде атома отдачи внедряется в биологические ткани, где и застревает. Последовательные циклы  $\alpha$ -отдач приводят к проникновению радионуклидов на значительные глубины в биологические объекты. В воздухе продукты распада (нелетучие элементы) находятся в высокоионизированном состоянии и легко адсорбируются на любых поверхностях, в том числе — на трахеях и бронхах. Тяжелые металлы плохо выводятся из организма.

Наличие многочисленных превращений и «вилок», процессов отдачи, нескольких зарядовых состояний нуклидов, сложных спектров рас-



пада, набора времен жизни нуклидов (следовательно, весьма сложных процессов накопления и распада), широкого набора периодов биологического выведения продуктов «активного налета», сложный характер транспорта, как в окружающей среде, так и в организме, приводят к большим трудностям при расчете поглощенной дозы от Rn и продуктов его распада. Еще бóльшие проблемы возникают при предсказании биологического действия эманаций и при оценке совокупного радонового риска.

### 3. Вовлечение радона в среду обитания человека.

Современная дозовая нагрузка на население от Rn связана исключительно с активностью человека: сейчас лишь незначительная часть людей обитает в пещерах и непроветриваемых подвалах с высокой концентрацией Rn. Квартиры в многоэтажных домах расположены на высотах, которые тяжелый Rn не достигает. В большинстве стран осуществляется контроль содержания Ra в строительных материалах, поэтому выделение Rn из стен квартир незначительно. Лишь неумелые, но активные действия человека вовлекают Rn в среду обитания.

### 4. Медико-биологические свойства радона.

Радон относится к группе токсинов, привычных для человека. Он всегда присутствовал в экосистеме и в любом живом организме. Более того, контакт Rn с человеком в доисторические времена был гораздо интенсивнее, чем сейчас. Люди жили в пещерах, вырубленных в гранитах, и, несомненно, интенсивно облучались  $\gamma$ -излучениями от природных радионуклидов. В своем жилище они дышали воздухом, насыщенным Rn. Интенсивная вулканическая деятельность приводила к выбросам Rn в атмосферу. Ныне природные радионуклиды в значительной степени распались, вулканическая деятельность ослабла, человек вылез из пещер и землянок. Поэтому современная радиационная нагрузка на человека существенно меньше привычной. Радон — привычный токсин, все живое в ходе эволюции приспособилось к его присутствию в среде обитания и научилось нейтрализовать его отрицательные последствия.

Во многих регионах мира природный радиационный фон значительно выше среднего, особенно в районах, где возникали древние очаги цивилизации: Иран, дельта Нила, дельта Ганга. При этом некоторые города с необычайно высокой радиоактивностью, обусловленной Ra и Rn: Кисловодск, Мацеста, Карловы Вары и др. — скорее считаются курортными, чем местами экологического бедствия. В России выявлено несколько радоноопасных регионов и населенных пунктов, в которых до 10—50 % жилищ имеют концентрации Rn более 500 Бк/м<sup>3</sup>, а отдельные жилища более 50 000 Бк/м<sup>3</sup>. Есть дома, в которых содержание Rn выше, чем в урановых шахтах. Некоторые люди в течение жизни систематически получают за счет Rn эффективные дозы в десятки миллизиверт в год; около 1 % россиян ( $1,5 \cdot 10^6$  человек) получает от природных радионуклидов дозу в 15 мЗв/год, т. е. более 1 Зв в течение жизни. Коллективная эффективная доза облучения населения за счет Rn в по-

мещении примерно равна 150 000 Зв/год или 10,5 млн Зв за всю жизнь. Коллективная эффективная доза от воздействия Rn в 100 раз превышает дозу от аварии на ЧАЭС.

Согласно традиционной радиобиологии любое облучение организма наносит ему безусловный вред. Особенно это справедливо относительно облучения женщин и детей. Между тем один из самых знаменитых мировых курортов по лечению женского бесплодия размещается в долине Яхимталле (г. Яхимов, Чехия). Именно из отходов уранового рудника, из которого в курорт поступают радоновые воды, супругами Кюри выделены полоний и радий. Курорт функционирует уже около 200 лет.

Медицинский аспект проблемы Rn в том и заключается, что радон, с одной стороны, увеличивает число заболеваний, а с другой — является эффективным лекарственным средством.

#### 5. Проблема экстраполяции в область малых доз.

Приведенные выше оценки заболеваний раком легких от бытового Rn не являются экспериментально измеренными. Они получены расчетным методом, путем экстраполяции данных по заболеваниям шахтеров урановых рудников на низкие концентрации Rn. Правомерность линейной экстраполяции на малые дозы вызывает большие сомнения. Существует мнение, что при малых концентрациях Rn скорее полезен, чем вреден. Что касается рака легких, то эта болезнь вызывается целым рядом причин и однозначная связь ее с Rn до сих пор не установлена.

Оценку радоновой опасности начинают с характеристики эффективности источника Rn путем учета четырех факторов:

1) качественный и количественный состав материнских изотопов Rn в природной среде, т. е. относительное содержание  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{223}\text{Ra}$ , находящихся в равновесии (как правило, сдвинутом в ту или иную сторону) с  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{235}\text{U}$ ;

2) открытость источника, под которой понимают способность Rn выйти из источника и попасть в атмосферный воздух или питьевую воду. Основным процессом, приводящим к выходу Rn из источника, является эффект отдачи, когда при распаде ядра Ra выделяющаяся энергия распределяется между  $\alpha$ -частицей и ядром образовавшегося Rn. Энергии отдачи вполне достаточно, чтобы Rn мог покинуть любую кристаллическую решетку и стабилизироваться в поре или в воде. На процесс выделения Rn за счет энергии отдачи не влияет температура среды, поэтому подвижный Rn с одинаковой скоростью генерируется как летом, так и зимой. На выделение Rn за счет диффузии влияние оказывают температура, тип кристаллической решетки, пористость материала, величина периода полураспада конкретного изотопа Rn, распределение Ra по объему источника;

3) наличие в горных породах подвижных флюидов (магма, грунтовые воды, природный газ, нефть и т. п.), способных транспортировать на сравнительно большие расстояния короткоживущий Rn, «выметать»

радон к дневной поверхности Земли или доставлять его непосредственно к среде обитания человека;

4) состояние атмосферы (турбулентность, направление и сила ветра, абсолютная и относительная влажность и т. п.).

Геологический источник становится эффективным генератором атмосферного Rn при удачном сочетании высокой концентрации Ra в породе, высокой радонопроницаемости горных пород и почвы, наличии интенсивных потоков флюидов. При отсутствии какого-то одного из этих факторов эффективность источника падает. Так, плотные граниты, содержащие высокие концентрации Ra — Rn, могут быть опасны с точки зрения внешнего облучения человека  $\gamma$ -квантами, но не представляют опасности в плане появления Rn в жилом помещении из-за их крайне низкой пористости и, следовательно, эмануирующей способности. Наоборот, не слишком радиоактивные, но высокопористые шлаки или штукатурка способны обеспечить высокие потоки Rn в среде обитания человека.

Наибольшее содержание  $^{220}\text{Rn}$  и  $^{222}\text{Rn}$  наблюдается в приземном слое атмосферы. С увеличением высоты оно уменьшается (табл. 3).

Таблица 3

**Распределение концентраций  $^{220}\text{Rn}$  и  $^{222}\text{Rn}$  в неподвижной атмосфере**

$^{222}\text{Rn}$		$^{220}\text{Rn}$	
высота, м	содержание, %	высота, м	содержание, %
0,01	100	0	100
1	95	5	70
10	87	10	50
100	69	25	20
1000	38	50	5
7000	7	100	0,5

Рассеяние Rn приводит к уменьшению его концентрации непосредственно в районе источника, но ведет к увеличению его концентрации в отдаленных регионах. Миграция Rn в атмосфере зависит от характера рельефа местности (степь, горы, лес), степени развитости рельефа, климатических параметров (температура, направление и сила ветра, влажность воздуха, атмосферное давление), типа и плотности растительности, типа и топологии городской застройки, характера и интенсивности осадков, периода полураспада изотопов Rn и многих других параметров. Многие из этих параметров изменяются во времени (суточные, сезонные, годовые колебания), поэтому радоновые поля сильно эволюционируют во времени.

При анализе экспозиции человека в Rn учитываются такие факторы, как концентрации изотопов Rn во вдыхаемом воздухе, концентрации продуктов распада Rn (включая учет сдвигов равновесия между Rn

и «активным налетом» и между различными членами радиоактивного ряда), количество аэрозолей в воздухе помещения, размерный спектр их частиц и адсорбционная эффективность, характер работ в помещении (частота и интенсивность перемешивания воздуха и аэрозолей в помещении), наличие ионизаторов воздуха, время пребывания человека в помещении и т. п. В ходе экспозиции облучению подвергается весь организм, но часть Rn и продуктов его распада попадает в трахею и легкие, где сначала адсорбируются на поверхности дыхательных путей, а затем проникают в кровеносные сосуды. Кровь разносит сам Rn и образующиеся из него продукты распада по всему организму, где нуклиды накапливаются в критических органах.

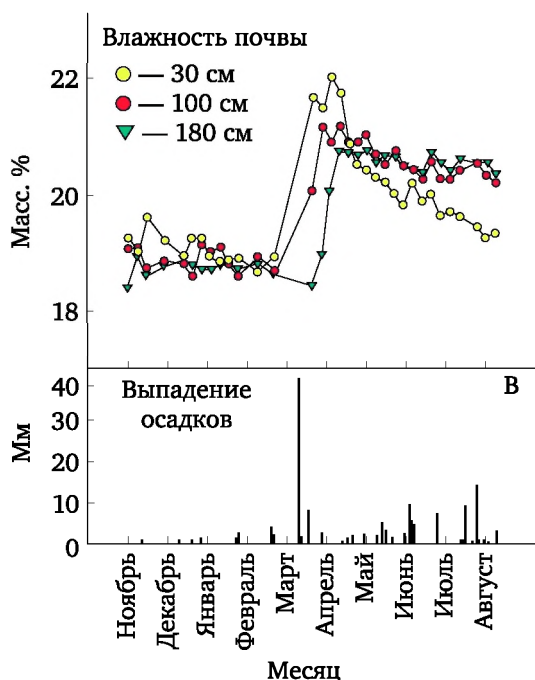


Рис. 17. Влияние таяния снегов на концентрацию радона в почве на различной глубине. Период: ноябрь 1989 — август 1990 г.

## 5.8. Радиационная доза от радона

Расчет внутренней дозы от излучения Rn и продуктов его распада — сложная задача. Необходимо учесть изотопный состав Rn; скорость поступления изотопов Rn в организм с воздухом и (или) водой; скорость выведения; дисперсное состояние (например, тип и размерный спектр аэрозолей, на которых адсорбированы продукты распада); состояние радиоактивного равновесия между нуклидами, попадающими в организм; кинетику распада и накопления всех дочерних продуктов

распада непосредственно в организме; характер и скорость миграции дозообразующих нуклидов по организму; накопление конкретных нуклидов в критических органах и т. п. Строгие расчеты доз проводятся с использованием сложного и громоздкого математического аппарата, с учетом многочисленных и плохо определенных факторов, по специальным программам, рассчитанным на достаточно мощные компьютеры. Такой подход малоприменим для решения конкретных задач дозиметрии Rn. Поэтому на практике дозу от Rn оценивают по приближенным формулам.

Как упоминалось, под радиационной дозой понимают количество энергии, поглощенное единицей массы тела за время экспозиции. Доза внутреннего облучения создается в основном за счет  $\alpha$ -излучения. Оценку дозы начинают с определения концентрации радона во вдыхаемом воздухе (или в питьевой воде), которую выражают в единицах Бк/л.

Среднее содержание Rn в воздухе приземной атмосферы составляет 3,7 Бк/м<sup>3</sup>; предельно допустимая концентрация Rn 200 Бк/м<sup>3</sup>. В радоновой дозиметрии интерес представляет не столько концентрация Rn, сколько концентрация продуктов его распада. Для описания интегральной объемной активности дочерних продуктов распада Rn в воздухе используют понятие «скрытая энергия».

---

**Скрытая энергия** — суммарная энергия  $\alpha$ -излучения, которая выделяется в единице объема воздуха при распаде всех короткоживущих дочерних продуктов распада (для <sup>222</sup>Rn вплоть до <sup>210</sup>Pb, который имеет период полураспада 22 года).

---

Если в воздухе содержится 3700 Бк/м<sup>3</sup> <sup>222</sup>Rn в полном равновесии с дочерними продуктами распада, то величина скрытой энергии равна  $1,2835 \cdot 10^5$  МэВ/л. Данная величина (единица экспозиции), округленная до  $1,3 \cdot 10^5$  МэВ/л, носит название «рабочий уровень» (*Working Level* — WL) и используется для определения объемной активности долгоживущих продуктов распада Rn в воздухе.

**Рабочий уровень, РУ (WL)**, — количество короткоживущих продуктов распада радона в литре воздуха, приводящее к эмиссии  $1,3 \cdot 10^5$  МэВ энергии  $\alpha$ -излучения при их распаде до <sup>210</sup>Pb.

В радоновой дозиметрии нет необходимости учитывать все излучение, испускаемое Rn и продуктами его распада. Достаточно оценить только вклад наиболее опасных из них. На рис. 18 жирными линиями обведены радионуклиды, дающие наибольший вклад в дозу от всех изотопов ряда U.

Поясним способ выражения потенциальной энергии  $\alpha$ -излучения в терминах рабочего уровня (РУ). Рассмотрим способы его введения на примере <sup>222</sup>Rn. РУ соответствует любой комбинации короткоживущих продуктов распада в 1 л воздуха, которая, в конце концов, приводит к выделению  $1,3 \cdot 10^5$  МэВ энергии  $\alpha$ -частиц. В эту величину не вхо-

дит энергия  $\alpha$ -частиц самого радона, а также  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучений от  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$ . Каждый атом  $^{218}\text{Po}$  испускает 6,0 МэВ  $\alpha$ -частицы, а один из его дочерних продуктов —  $^{214}\text{Po}$  — 7,68 МэВ  $\alpha$ -частицы. Следовательно, потенциальная энергия  $\alpha$ -излучения, связанная с каждым атомом  $^{218}\text{Po}$ , равна  $6,0 + 7,68 = 13,68$  МэВ. Каждый атом  $\beta$ -излучателей  $^{214}\text{Bi}$  и  $^{214}\text{Pb}$ , распадающихся в  $^{214}\text{Po}$ , выделяет 7,68 МэВ  $\alpha$ -частицы, давая прибавку энергии при продвижении к  $^{210}\text{Pb}$  с большим периодом полураспада (22 года). Вкладом  $^{210}\text{Pb}$  в РУ пренебрегают. Число  $1,3 \cdot 10^5$  МэВ определяет выделение энергии  $\alpha$ -частиц при полном распаде 100 пКи  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  и  $^{214}\text{Po}$  (смесь короткоживущих продуктов распада, находящихся в радиоактивном равновесии с 100 пКи радона).

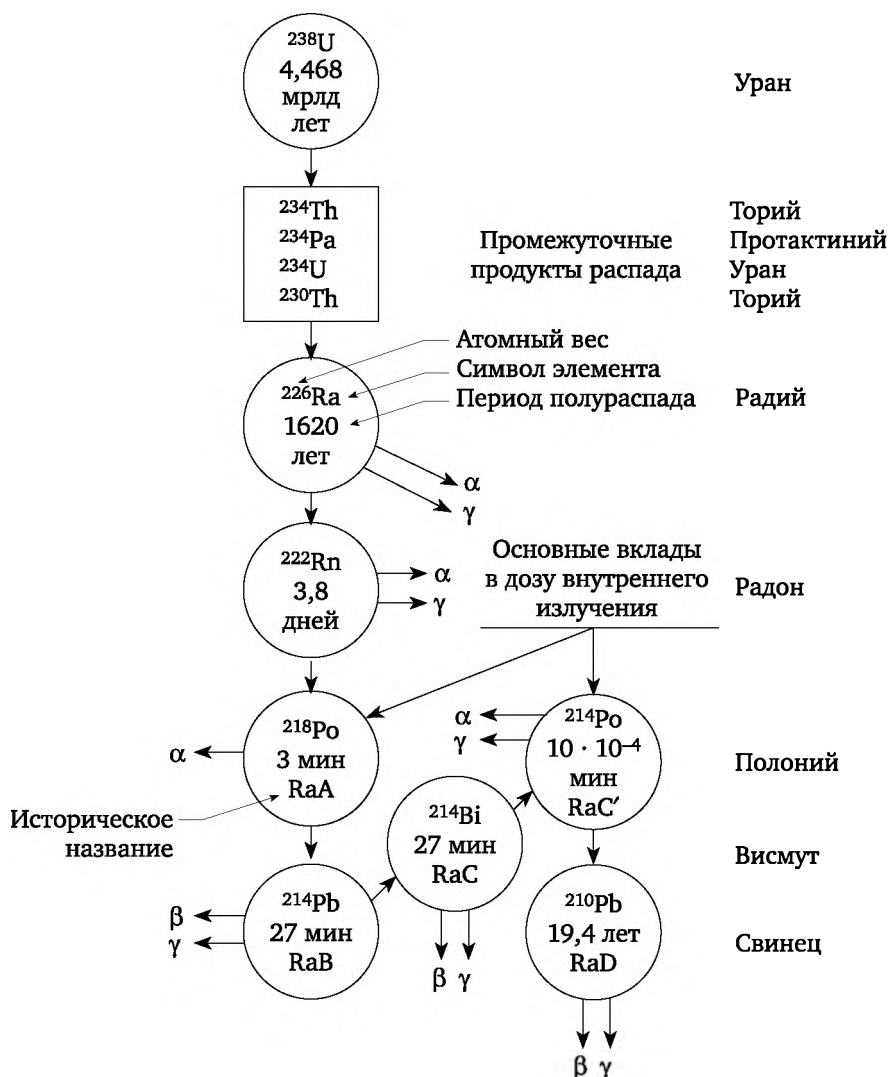


Рис. 18. Радиоактивный ряд  $^{238}\text{U}$  с выделенными продуктами распада  $^{222}\text{Rn}$ , вносящими основной вклад в дозу внутреннего облучения

## Определение единицы рабочего уровня, РУ

Нуклид	Энергия частиц, МэВ	$T_{1/2}$	Число атомов на 100 пКи	Первичная $\alpha$ -энергия на атом МэВ	Общая первичная $\alpha$ -энергия	Доля в общей $\alpha$ -энергии
$^{222}\text{Rn}$	5,49	3,82 дн.	$1,77 \cdot 10^6$	Исключена	Нет	Нет
$^{218}\text{Po}$	6,00	3,05 мин	977	6,00—7,68	$0,134 \cdot 10^5$	0,10
$^{214}\text{Pb}$	0,00	26,8 мин	8580	7,68	$0,659 \cdot 10^5$	0,52
$^{214}\text{Bi}$	0,00	10,7 мин	6310	7,68	$0,485 \cdot 10^5$	0,38
$^{214}\text{Po}$	7,66	$10^{-6}$ мин	0,0008	7,68	0,000	0,00
Общая	= 1 РУ				$1,278 \cdot 10^5$	1,00

Округленное значение РУ:  $1,3 \cdot 10^5$  МэВ.

При оценках радонового риска учитывают, что вклад собственно Rn в облучение относительно невелик. При радиоактивном равновесии между Rn и его дочерними продуктами распада этот вклад менее 2 %. Поэтому доза облучения легких от дочерних продуктов Rn определяется величиной, эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона.

**Активность эквивалентная равновесная объемная (ЭРОА)** дочерних продуктов изотопов радона —  $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$  — это взвешенная сумма объемных активностей короткоживущих дочерних продуктов изотопов радона.

Объемная активность Rn в помещении С связана с эквивалентной равновесной объемной активностью соотношением: ЭРОА =  $F \cdot C$ .

Коэффициент равновесности  $F$  определяется отношением уровня скрытой энергии при фактической концентрации дочерних продуктов радона к уровню скрытой энергии, если бы дочерние продукты находились в равновесии с Rn. Если значение неизвестно, принимают  $F = 0,5$ .

Для  $^{222}\text{Rn}$  имеем:

$$C_{\text{Rn экв}} = A_{\text{Rn}} \cdot F_{\text{Rn}} = 0,1046A_{\text{RaA}} + 0,5161A_{\text{RaB}} + 0,3793A_{\text{RaC}},$$

где  $A_{\text{Rn}}$ ,  $A_{\text{RaA}}$ ,  $A_{\text{RaB}}$ ,  $A_{\text{RaC}}$  — объемные активности Rn и его дочерних продуктов распада  $^{218}\text{Po}$  (RaA),  $^{214}\text{Pb}$  (RaB),  $^{214}\text{Bi}$  (RaC), Бк/м<sup>3</sup>, соответственно;  $F_{\text{Rn}}$  — коэффициент равновесия, который определяется как отношение эквивалентной равновесной объемной активности радона в воздухе к реальной объемной активности Rn, т. е. величина  $F_{\text{Rn}}$  характеризует степень сдвига равновесия между Rn и продуктами его распада.

Если используется параметр РУ, то фактор равновесия  $F_{Rn}$ :

$$F_{Rn} = \frac{ka_{\alpha}}{a}, \quad (39)$$

где  $a_{\alpha}$  — удельная активность  $\alpha$ -излучения продуктов распада, концентрация которых соответствующих рабочему уровню, РУ;  $a$  — удельная активность радона, Бк · л<sup>-1</sup> — величина постоянная;  $k = 3,7$  Бк · л<sup>-1</sup>/РУ.

Если  $F_{Rn} = 1$ , то, округлив коэффициенты, можно записать:

$$(\text{ЭРОА})_{Rn} = 0,10A_{RaA} + 0,52A_{RaB} + 0,38A_{RaC}.$$

Аналогично, в случае  $^{220}\text{Rn}$ :

$$(\text{ЭРОА})_{Tn} = 0,91A_{ThB} + 0,09A_{ThC},$$

где дочерние продукты распада торона —  $^{212}\text{Pb}(\text{ThB})$ ;  $^{212}\text{Bi}(\text{ThC})$ ;  $A_i$  — объемные активности дочерних продуктов изотопов Rn.

Отметим, что на практике всегда  $F_{Rn} < 1$  (обычно равно примерно 0,5). Для перехода к единицам РУ необходимо умножить величину ЭРОА на коэффициент, равный 34,6 МэВ/л · Бк.

Введение понятий РУ и ЭРОА связано с тем, что радиологическая опасность Rn возникает из-за вдыхания продуктов распада Rn, которые представляют собой короткоживущие изотопы твердых (нелетучих) элементов. Радон как инертный газ с относительно длинным периодом полураспада 3,82 дня играет вторичную роль в дозиметрии легких. Гораздо более опасными продуктами распада  $^{222}\text{Rn}$  являются  $^{218}\text{Po}$  (27 мин),  $^{214}\text{Bi}$  (20 мин) и  $^{214}\text{Po}$  ( $2 \cdot 10^{-4}$  с).  $^{214}\text{Po}$  распадается в  $^{210}\text{Pb}$  — относительно долгоживущий радионуклид (22,3 лет). Этот дочерний продукт распада Rn выводится из легких до того, как он успеет распасться в заметной степени, поэтому с дозиметрической точки зрения его можно рассматривать как стабильный.

## 5.9. Дозовая нагрузка на население от изотопов радона

Экспозиция легких в Rn и продуктах его распада приводит к дозам, составляющим 40 % от среднего эффективного дозового эквивалента в 2,4 мЗв/год, получаемого населением от всех радиационных источников.

Основное количество заряженных продуктов распада Rn осаждается на существующих в атмосфере аэрозолях. При вдыхании осажденных или не осажденных на аэрозолях продуктов распада Rn они застревают в носоглотке, трахеях и легочных каналах. Отложенные продукты распада распадаются с эмиссией  $\alpha$ - и  $\beta$ -частиц и  $\gamma$ -квантов. Внутренняя радиационная дозиметрия обычно рассматривает только  $\alpha$ -излучение. Низкая биологическая эффективность  $\gamma$ - и  $\beta$ -радиации приводит к небольшим значениям дозовых эквивалентов для этих компонентов с точ-



ки зрения легочной ткани. Доза, поглощенная легочной тканью, прямо коррелирует с концентрацией продуктов распада  $Rn$  во вдыхаемом воздухе.

Поступление в организм человека  $Rn$  и продуктов его распада происходит от вдыхания воздуха. Незначительное количество попадает с водой. Количество ингаляционного  $Rn$  зависит от концентрации в воздухе и от скорости дыхания, которая определяется физической активностью и возрастом человека. Отложение дочерних продуктов  $Rn$  в дыхательной системе зависит от размерного спектра аэрозолей, от доли свободного  $Rn$  и от интенсивности дыхания. Продукты распада  $Rn$  откладываются в легких, но не все: часть из них удаляется защитными силами организма. Доля удержания составляет около 50 %. Свободный  $Rn$  в основном сорбируется в верхних дыхательных путях, но большая его часть удаляется через нос. Участки тканей, доступные для отложения  $Rn$  в респираторном тракте, представляют собой эпителий в трахеобронхиальной области (Т-Б) и альвеолярной области легких (Л).

Радон обладает большим периодом полураспада по сравнению со временем пребывания воздуха в легких, поэтому он выбрасывается из организма, так и не успев выделить значительного количества энергии распада. Биологическое удаление продуктов распада  $Rn$  в Т-Б области осуществляется ресничным транспортом в гастроэнтеритный тракт и проницаемостью через стенки. Период биологического полувыведения,  $T_b$ , дочерних продуктов  $Rn$  изменяется от 10 мин до 4,8 ч для респираторного тракта и от 6 до 60 ч для легких. Быстрая очистка респираторного тракта идет из-за того, что поглощенные нуклиды покидают аэрозольные частицы сразу после их отложения на биологической ткани. Продукты распада  $Rn$  ведут себя как растворимые вещества, возможно, из-за их специфического физического состояния. Период биологического полувыведения растворимых веществ составляет 12 ч для легких и Т-Б; 95 % «активного налета» удаляется за 14,4 мин, а оставшиеся 5 % — за 4,8 ч.

Ингаляция  $Rn$  приводит к неоднородному облучению дыхательных путей. Максимальную дозу получают базальные клетки в эпителии верхних бронхов в трахеобронхиальной области легких из-за осаждения свободных атомов  $Rn$ , однако их доля в воздухе невелика (несколько процентов). В легких в основном откладываются адсорбированные на аэрозолях продукты распада  $Rn$ . Дозы от дочерних изотопов  $Rn$  в трахеобронхиальной области легких (масса 45 г) и в легочной области (955 г) зависят от доли свободных атомов  $Rn$ ,  $f$ , и энергии  $\alpha$ -излучения. На 1 Дж энергии, попавшей в организм, доля  $0,03(1 + 6f)$  поглощается в регионе трахеобронхиального дерева и доля  $0,38(1 - f)$  — в легочной области.

Доля свободного (не адсорбированного на аэрозолях)  $Rn$  в воздухе,  $f$ , варьируется в диапазоне 0,02—0,1. Для среднего значения 0,06 и поглощенной энергии излучения 1 Дж поглощенные дозы в легких примерно равны 0,9 Гр при ингаляции в трахеобронхиальную область и 0,4 Гр —

в легочной области. Эквивалентная доза определяется путем умножения этих величин на коэффициент качества, который для  $\alpha$ -излучения равен 20, эффективная эквивалентная доза — умножением на весовой коэффициент ткани, который для легких равен 0,12. Вклады в эффективную эквивалентную дозу легких, приходящиеся на 1 Дж энергии, внесенные при ингаляции, составляют 1,1 Зв (трахеобронхиальная область) и 0,5 Зв (легкие).

При расчетах полной эффективной эквивалентной дозы, полученной легкими, обычно принимают, что при выделении в легкие энергии в 1 Дж в них создается доза 1,6 Зв. Здесь учитывается полная энергия  $\alpha$ -частиц от всех радионуклидов в цепочке распада Rn вплоть до  $^{210}\text{Pb}$ . Деление на постоянную распада радионуклида дает потенциальную энергию  $\alpha$ -излучения на единицу активности. Значения для Rn и его короткоживущих дочерних продуктов приведены в табл. 5. Измеренная концентрация Rn в воздухе должна быть умножена на равновесную концентрацию (ЕЕС). Для ЕЕС от  $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$  и частоты дыхания  $20 \text{ м}^3 \cdot \text{дн}^{-1}$  ( $7300 \text{ м}^3 \cdot \text{год}^{-1}$ ) эффективная эквивалентная мощность дозы равна:

$$1 \frac{\text{Бк}}{\text{м}^3} \cdot 7300 \frac{\text{м}^3}{\text{год}} \cdot 34\,500 \frac{\text{МэВ}}{\text{МэВ}} \cdot \frac{\text{Дж}}{\text{МэВ}} \cdot 1,6 \frac{\text{Зв}}{\text{Дж}} = 6 \cdot 10^{-5} \text{ Зв/год.} \quad (40)$$

Эффективная эквивалентная доза на единицу концентрации радона в воздухе равна  $6 \cdot 10^{-5} \text{ Зв на Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ .

Таблица 5

Альфа-энергия Rn и короткоживущих продуктов распада

Радионуклид	Энергия на атом, МэВ	Энергия на единицу активности, МэВ $\cdot \text{Бк}^{-1}$
$^{222}\text{Rn}$	19,2	$9,15 \cdot 10^6$
$^{218}\text{Po}$	13,7	3620
$^{214}\text{Pb}$	7,69	17 800
$^{214}\text{Bi}$	7,69	13 100
$^{214}\text{Po}$	7,69	0,002
В сумме*		34 500

\* Сумма потенциальных энергий только дочерних продуктов радона.

С точки зрения рабочего уровня месяца РУМ (WLM) для профессионального облучения потенциальная энергия  $\alpha$ -излучения, попавшая в организм при ингаляции, рассчитывается следующим образом:

$$1,3 \cdot 10^5 \frac{\text{МэВ} \cdot \text{л}^{-1}}{\text{WL}} \cdot 1200 \frac{1}{\text{ч}} \cdot 170 \frac{\text{ч}}{\text{М}} \cdot 1,6 \cdot 10^{-13} \frac{\text{Дж}}{\text{МэВ}} = 4,2 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Дж}}{\text{WLM}}, \quad (41)$$

где скорость дыхания равна  $1200 \text{ л} \cdot \text{ч}^{-1}$  ( $20 \text{ л} \cdot \text{мин}^{-1}$ ) в течение 8 ч рабочего дня.

Эффективная эквивалентная доза на единицу экспозиции

$$4,2 \cdot 10^{-3} \frac{\text{дн}}{\text{WLM}} \cdot 1,6 \frac{\text{Зв}}{\text{Дж}} \cdot 7 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Зв}}{\text{WLM}}. \quad (42)$$

Эффективная эквивалентная доза на единицу облучения от ближайших продуктов распада Rn составляет для населения (вне и внутри помещения)  $5 \cdot 10^{-5} \text{Зв}(\text{Бк} \cdot \text{год} \cdot \text{м}^{-3})^{-1}$ , для профессионалов  $7 \cdot 10^{-3} \text{Зв}(\text{Бк} \times \text{год} \cdot \text{м}^{-3})^{-1}$ . Доза, вызванная вдыханием Rn без дочерних продуктов в концентрации  $1 \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ , составляет примерно  $7 \cdot 10^{-7} \text{Зв}^{-1}$ . Это лишь около 1 % эффективной эквивалентной дозы, вызванной вдыханием дочерних продуктов распада Rn, находящихся в равновесии с  $^{222}\text{Rn}$ .

Радон, растворенный в воде, может внести вклад в дозу облучения человека при питье. Потребление 0,5 л/дн радоновой воды с концентрацией радона в  $1 \text{кБк} \cdot \text{л}^{-1}$  приведет к эффективной эквивалентной дозе  $0,5 \text{мЗв} \cdot \text{дн}^{-1}$  (через рот).

Концентрации Rn в атмосфере разных регионов Земли варьируются в интервале  $0,1\text{—}10 \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ , более низкие значения имеют место над океанами и островами, более высокие — над континентами. При оценке средней эквивалентной дозы, получаемой населением, для концентрации Rn в воздухе принимают  $3,7 \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ , что соответствует равновесной концентрации продуктов распада  $2,2 \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$  ( $f=0,6$ ). Поскольку люди проводят на улице 20 % своего времени, то средняя эффективная эквивалентная доза будет  $1,5 \cdot 10^{-2} \text{мЗв}$  в год от дочерних продуктов распада Rn. В домах уровни Rn могут быть высокими из-за высокого содержания Ra в строительных материалах и (или) плохой вентиляции. Среднее значение удельной активности Rn =  $14 \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ . Используя эффективную эквивалентную дозу на единицу экспозиции для населения,  $0,06 \text{мЗв}(\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3})^{-1}$ , и долю времени, проводимую человеком в помещении 0,8, получим для равновесной эквивалентной концентрации  $14 \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ , т. е. эквивалентную дозу  $0,7 \text{мЗв/год}$ . Оценки коллективных эффективных эквивалентных доз для мирового населения (численность населения  $4 \cdot 10^9$  человек) делают путем объединения значений дозы, в табл. 6 с общей суммой выделившегося Rn. Для  $1 \text{Бк Rn}$ , попавшего в атмосферу вне жилищ ( $10^{20} \text{Бк} \cdot \text{год}^{-1}$  по всему миру), оценка дает  $1 \cdot 10^{-15} \text{чел.} \cdot \text{Зв}$ , а для воздуха в жилищах ( $3 \cdot 10^{16} \text{Бк} \cdot \text{год}^{-1}$  во всем мире) —  $9 \cdot 10^{-11} \text{чел.} \cdot \text{Зв}$ .

Выбросы Rn при горнодобывающих работах и из хвостов отходов предприятий по обогащению U имеют место в районах с низкой плотностью населения: от  $3 \text{чел} \cdot \text{км}^{-2}$  в горных районах до  $25 \text{чел} \cdot \text{км}^{-2}$  вокруг обогатительного комбината. Локальную коллективную дозу на единицу выхода Rn оценивают интегрированием по расстоянию от 1 до 100 км, при условии, что атмосферный коэффициент дисперсии  $5 \cdot 10^{-7} \text{с} \cdot \text{м}^{-3}$  на 1 км от точки выхода Rn и снижение его концентрации в воздухе обратно пропорционально 1,5 степени расстояния, выраженного в километрах. Используя фактор дозы  $0,06 \text{мЗв}$  на  $\text{Бк} \cdot \text{год} \cdot \text{м}^{-3}$  и плот-

ность населения 3 и 25 чел · км<sup>-2</sup>, получим диапазон оценок коллективной эффективной эквивалентной дозы от 3 · 10<sup>-16</sup> до 3 · 10<sup>-15</sup> чел.-Зв на 1 Бк активности выделившегося Rn. Таким образом, коллективная доза на единицу выхода Rn из почвы равна дозе для нахождения человека на свежем воздухе, примерно 1 · 10<sup>-15</sup> чел.-Зв на Бк.

Таблица 6

**Средняя эквивалентная эффективная доза при ингаляции радона**

	Равновесная эквивалентная концентрация, Бк · м <sup>-3</sup>	Доля времени нахождения в атмосфере	Дозовый фактор, мЗв на 1 Бк × год · м <sup>-3</sup>	Эффективный дозовый эквивалент, мЗв · год <sup>-1</sup>
Вне дома	2,2	0,2	0,06	0,03
Внутри дома	14,0	0,8	0,06	0,7

Часто региональную дозу, усредненную для каждого продукта распада Rn, относят к рабочему уровню месяца (РУМ), равному экспозиции в течение 170 ч при концентрации в 1 РУ. Доза, поглощенная респираторным трактом, зависит от дозового эквивалента и от таких параметров, как концентрация Rn в воздухе, сдвиг радиоактивного равновесия в активном налете, интенсивность дыхания и время пребывания в помещении.

Таблица 7

**Фиксированные факторы дозового эквивалента для <sup>222</sup>Rn и продуктов его распада**

Радионуклид	Область легких, Зв/Бк вдохнутый	Трахея — бронхи, Зв/Бк вдохнутый
<sup>222</sup> Rn + D*	0,25 · 10 <sup>-9</sup>	0,97 · 10 <sup>-9</sup>
<sup>218</sup> Po + D	4,85 · 10 <sup>-9</sup>	8,64 · 10 <sup>-8</sup>
<sup>214</sup> Pb + D	24,84 · 10 <sup>-9</sup>	1,38 · 10 <sup>-8</sup>
<sup>214</sup> Bi + D	18,90 · 10 <sup>-9</sup>	3,24 · 10 <sup>-8</sup>

\* +D показывает, что включен вклад дочерних продуктов, образовавшихся уже после отложения в легких.

Концентрация Rn в помещении 37 Бк/м<sup>3</sup> (1 пКи/л) в равновесии со своими дочерними продуктами дает 0,005 РУ, а экспозиция при 0,005 РУ в течение одного года (8760 ч, 100 % нахождение) дает 0,258 РУМ экспозицию. Поскольку обычно предполагают дозу 0,01 Гр/РУМ для основных клеток бронхиального эпителия, то экспозиция 0,258 РУМ приводит к дозовому эквиваленту 25,8 мЗв/год для этой ткани. Для расчета «всего тела дозового эквивалента» из экспозиции отдельного органа используют весовые множители. Так, умножая дозу для основных клеток респираторного тракта на весовой множитель легких 0,12, получим ежегодную дозу 0,084 мЗв · Бк · м<sup>-3</sup>. В США

рекомендовано значение 0,061 мЗв/год на 1 Бк/м<sup>3</sup> для 80 % времени нахождения в помещении. Предполагая среднюю концентрацию Rn в помещении 100 Бк/м<sup>3</sup> и фактор равновесия для продуктов Rn 0,5, получим значение эффективного дозового эквивалента примерно 3 мЗв/год. Сравнение со значением природного фонового облучения всего тела, равного 1 мЗв/год, иллюстрирует степень важности проблемы радона. Вклад в суммарную дозу облучения <sup>222</sup>Rn в 20 раз больше, чем <sup>220</sup>Rn.

Облучение за счет Rn и дочерних продуктов его распада обуславливает 15 % общего количества заболеваний раком легкого у населения Земли. Годовая коллективная экспозиционная доза облучения легких равна 10<sup>6</sup> чел · Зв. Основной вклад создают присутствие Rn в воздухе зданий (1 мЗв), γ-излучение радионуклидов, содержащихся в грунте и строительных материалах (0,5 мЗв), поступление радионуклидов с пищей и водой (0,4 мЗв), космическое излучение (0,3 мЗв). Отметим, что мощность дозы внешнего γ-излучения в зданиях равна 8—20 мкР/ч (дозы 0,4—1,0 мЗв/год) и редко превышает действующий в России контрольный уровень (33 мкР/ч над γ-фоном открытой местности). Риск развития рака легких от Rn снижается с возрастом. При обычном содержании Rn в воздухе помещений 20—60 Бк/м<sup>3</sup> доза для человека находится в диапазоне 1—3 мЗв/год, что больше, чем доза (1 мЗв/год) от других природных источников. Ингаляционное воздействие Rn, содержащегося в питьевой воде (240 пКи/л), в течение 70 лет ответственно за 5000 случаев рака легких с летальным исходом.

Концентрация в 1 Бк/м<sup>3</sup> приводит к ежегодной эффективной эквивалентной мощности дозы, получаемой обитателем от Rn, равной 0,061 мЗв/год. Влияние облучения комнатным Rn на все население маскируется высоким числом случаев рака легких из-за курения.

Доза за счет Rn составляет 1 % дозы, создаваемой дочерними продуктами распада Rn. В первые 10—15 мин после введения наблюдается резкое увеличение содержания радиоактивности во всех органах и тканях, при этом основная часть ее быстро выделяется из организма с выдыхаемым воздухом. Через 2—3 ч в большинстве органов и тканей остаются лишь следы Rn и продуктов его распада.

Таблица 8

**Ежегодная и за все время жизни человека экспозиция, риск заболевания раком легких и случаи рака, связанные с продуктами распада Rn, при различных уровнях экспозиции**

Концентрация продуктов распада Rn в помещении, Бк/м <sup>3</sup>	Доза/год на человека, мЗв	За время жизни человека доза/чел, мЗв	Жизненный риск (%) с	Случаи рака легких в год на 10 <sup>6</sup> чел.
15	0,915	54,9	0,10	16,5
50	3,05	183,0	0,33	54,9
75	4,58	274,8	0,50	82,4

Концентрация продуктов распада Rn в помещении, Бк/м <sup>3</sup>	Доза/год на человека, мЗв	За время жизни человека доза/чел, мЗв	Жизненный риск (%) с	Случаи рака легких в год на 10 <sup>6</sup> чел.
100	6,10	366,8	0,66	109,8
200	12,20	732,0	1,32	219,6
400	24,40	1464,0	2,64	439,2

Свинец-210 (22,20 лет) накапливается в костях, зубах и ногтях человека;  $^{210}\text{Bi}$  (5,01 дн.) в основном концентрируется в печени, почках, легких;  $^{210}\text{Po}$  (138,4 дн.) обнаруживается во всех органах и тканях, но концентрируется в печени, мышцах, крови и почках. Выведение его осуществляется через ЖКТ и почки, причем 0,9  $^{210}\text{Po}$  экскретируется с калом и только 0,1 с мочой;  $T_{\frac{1}{2}}$   $^{210}\text{Po}$  из всего организма составляет 37 дн.

В целом, риск от бытового Rn считается не слишком высоким. Он опасен, если помимо него на человека воздействуют другие неблагоприятные факторы: курение, диоксины и свинец из автомобильного топлива, загрязнение питьевой воды тяжелыми металлами и воздуха микробами, вирусами, грибами и т. п., звуковые и высокочастотные воздействия. При этом патогенный эффект может быть существенно выше, чем простая сумма от всех индивидуальных воздействий (синергизм). Карты распространения заболеваний раком легких показывают незначительное количество больных в горных регионах (т. е. регионах с высоким радоновым потенциалом, но с чистым воздухом и свежей водой) и большое количество больных для урбанистских и промышленных регионов (сравнительно низкие концентрации Rn, но экологически вредная окружающая среда).

## 5.10. Радон в жилых помещениях

За счет радона 50 % дозы формируются в благополучных регионах и до 92 % в регионах с повышенной радоноопасностью. В зонах с умеренным климатом объемная активность Rn в закрытых помещениях в 8—10 раз выше, чем в наружном воздухе. Поскольку современный житель 80—90 % времени проводит внутри жилых и общественных помещений, возникает необходимость оценки потенциальной опасности воздействия бытового радона на здоровье населения.

Концентрации эманаций в атмосферном воздухе (на открытой местности) определяются такими факторами, как содержание изотопов Ra в породах и почвах; тип почв, влажность, пористость, проницаемость; сезон и время суток; климатические и метеорологические условия (атмосферное давление, сила ветра и т. п.). В помещениях на эти факторы накладываются концентрации радионуклидов в строительных материалах; тип застройки (изолированность от почв, наличие подва-

лов, этажность и т. п.); потребление горячей и холодной воды и газа; проветриваемость.

Таблица 9

**Выбросы  $^{222}\text{Rn}$  в США от различных источников**

Источник	Ежегодные выбросы, Бк/г
Интерьер помещений, зданий	$5,55 \cdot 10^{14}$
Естественные почвы	$4,44 \cdot 10^{18}$
Естественные испарения	$3,26 \cdot 10^{17}$
Природный газ:	
домашние кухонные плиты	$7,4 \cdot 10^{12}$
домашние обогреватели	$2,96 \cdot 10^{11}$
промышленное использование	$4,07 \cdot 10^{14}$
Урановая промышленность:	
обогащение (действующее производство)	$7,4 \cdot 10^{15}$
обогащение (закрытое производство)	$5,55 \cdot 10^{15}$
Неурановые рудники:	
фосфатные	$1,96 \cdot 10^{15}$
угольные	$5,18 \cdot 10^{14}$
Фосфатные удобрения	$1,78 \cdot 10^{15}$
Жидкое нефтяное топливо:	
домашние кухонные плиты	$6,66 \cdot 10^{10}$
домашние обогреватели	$4,81 \cdot 10^{10}$
Геотермальная энергия	$2,15 \cdot 10^{13}$
Угольные ТЭЦ	$1,85 \cdot 10^{13}$
Нефтяные и газовые скважины	$8,51 \cdot 10^{12}$

Установлено, что уровень содержания Rn в жилищах зимой, весной и осенью выше, чем летом; в цокольных этажах Rn в 2,5 раза больше, чем на последних этажах; в хорошо утепленных домах Rn на 40 % выше, чем в плохо утепленных; «дешевые» дома содержат меньше Rn, чем «дорогостоящие»; в «некурящих» семьях содержание Rn в квартирах больше, чем в курящих; содержание Rn в сельских домах выше, чем в пригородных.

Концентрация Rn в воздухе жилых домов, особенно одноэтажных, иногда превышает уровень предельно допустимых концентраций, установленный для работников урановых рудников, а все население земного шара непрерывно облучается непосредственно в жилищах и служебных помещениях излучением от изотопов Rn и продуктов их распада. Поэтому в некоторых странах цены на жилье формируются с учетом величины концентрации Rn в помещениях.

Радон попадает в атмосферу помещений из наружного воздуха; из грунтового основания здания (почва под домом); из строительных материалов; из системы внутреннего водоснабжения здания; из сжигаемого в здании топлива (природный газ, каменный уголь, торф, горючие сланцы). Поступления Rn в сельский дом составляют (кБк/дн): из материалов, стен и грунта под домом — 60, из наружного воздуха — 10, из воды — 4, из природного газа — 3.

Радон постоянно образуется в глубинах Земли, накапливается в горных породах, а затем постепенно по трещинам перемещается к дневной поверхности. Радон проникает в дом из грунта сквозь трещины в фундаменте и через пол и накапливается в основном на нижних этажах жилищ. Скорость миграции и интенсивность поступления  $R_n$  зависят от пористости почвы, эффективности проветривания подвала, количества и размера трещин в межэтажных перекрытиях, типа и интенсивности вентиляции, этажности здания, периода полураспада изотопов  $R_n$  и т. п.

Таблица 10

Относительная значимость различных источников  $R_n$  в доме

Источник	Поток радона, $\text{Бк} \cdot \text{дн}^{-1}$	Примечание
Строительный материал	$70 \cdot 10^3$	Скорость эманирования $2 \cdot 10^{-3} \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ ; $1000 \text{ л} \cdot \text{дн}^{-1}$ и $4 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-3}$ , 100%-ное выделение; Концентрация $R_a$ снаружи дома $0,004 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-3}$ ; скорость вентиляции $0,5$ в час
Вода	$4 \cdot 10^3$	
Наружный воздух	$9 \cdot 10$	
Природный газ	$3 \cdot 10^3$	
СПГ	$0,2 \cdot 10^3$	

Распределение  $R_a$  — материнского изотопа — в грунтах под зданиями крайне неравномерно. Обычно концентрация  $R_a$  невелика, но иногда она достигает аномально высоких значений. Такие аномалии в распределении  $R_a$  получили название «горячие геологические пятна». В некоторых районах дома строятся на старых отвалах горнодобывающих предприятий, на отходах от урановой промышленности или на отходах от производства горючих сланцев, обогащенных  $R_a$ . В этих случаях скорость поступления  $R_n$  может быть на несколько порядков выше, чем из обычного грунта.

Связанными с земными недрами источниками радона являются:

1) горные породы (например, сланцы, граниты, сиениты). Повышенный геохимический фон создает значительные по площади радононосные участки, в которых концентрация  $R_n$  может превышать ПДК в десятки раз (до  $1000 \text{ Бк/м}^3$ );

2) радононосные тектонические зоны характеризуются аномально высокими концентрациями  $R_n$ . (Ширина таких зон составляет десятки — первые сотни метров при протяженности во многие сотни и тысячи метров.) Концентрация  $R_n$  в атмосфере домов, располагающихся над такими зонами, может достигать высоких значений (до  $10\,000 \text{ Бк/м}^3$ ).

Концентрации и потоки  $R_n$  из грунта крайне неравномерны — они изменяются в очень широких пределах для различных регионов и видов зданий. Обычно выход  $R_n$  из почвы составляет  $10^{-2} \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ .

Здание с газопроницаемым полом, построенное на земной поверхности, может увеличивать поток  $R_n$ , выходящего из земли, до 10 раз за счет перепада давления воздуха в помещениях здания и атмосфере.



Этот перепад примерно равен 5 Па и обусловлен двумя причинами: ветровой нагрузкой на здание и перепадом температур между комнатным воздухом и атмосферой.

Известны случаи, когда в производственных подвальных помещениях, снабженных вытяжной вентиляцией, за счет которой происходит подсос  $R_n$  из почвы, объемная концентрация  $R_n$  достигала 10 000 Бк/м<sup>3</sup>, что превышало нормы примерно в 40 раз. Важно наличие трещин в фундаменте, особенно если они находятся в соседстве с разломами в геологических структурах. Проветривание подвалов или наличие бокового сноса вдоль пола существенно понижает поток  $R_n$  из почвы в жилье. Бетонный пол в подвалах уменьшает выход  $R_n$  из почвы в жилище на порядок.

В обычно используемой воде концентрация  $R_n$  мала, но в глубоких артезианских скважинах возможно накопление больших количеств  $R_n$  — до 100 МБк/м<sup>3</sup>. В настоящее время 10 % населения Земли пьют воду с содержанием  $R_n$  0,1 МБк/м<sup>3</sup> и 1 % — 1 МБк/м<sup>3</sup>. Иногда суммарная доза радиации при использовании воды с повышенной концентрацией  $R_n$  может быть очень высокой. 60 000 шведов ежедневно потребляют воду с содержанием  $R_n$  более 1000 Бк/л, что приводит к 50 случаям заболеваний раком легких в год. Кипение и брызги увеличивают выход  $R_n$ , поэтому высокое выделение  $R_n$  происходит в туалетах, в душевых и ваннах, в прачечной и на кухне во время приготовления пищи. Концентрация  $R_n$  в доме зависит от количества используемой воды, объема дома и вентиляции. Типичное значение соотношений концентраций  $R_n$  воздух — вода составляет  $10^{-4}$ . Концентрации  $R_n$  в питьевой воде: 40 кБк · м<sup>-3</sup> в Финляндии, 7 кБк · м<sup>-3</sup> в Швеции и 0,4–4 кБк · м<sup>-3</sup> в ФРГ. При высоком содержании  $R_n$  в воде он может накапливаться в ванной комнате и на кухне в больших количествах.

Санитарные правила рекомендуют такие профилактические процедуры, как качественное проветривание помещений, особенно кухни и душевых, установление кухонной вытяжки с отведением воздуха в вентиляцию. Профилактическая мера предлагает не курить в помещениях. Табачный дым усиливает отрицательное действие  $R_n$ .

Из-за разнообразия условий радононакопления в водах в разных странах приняты различные величины предельно допустимых концентраций  $R_n$ . Так, в Финляндии они равны 300 Бк/л, в Швеции — 300 Бк/л, в Ирландии — 200 Бк/л, в России — 60 Бк/кг.

Есть несколько простых способов снижения  $R_n$  в используемой воде. Один из них — аэрирование воды («пробулькивание» воды пузырьками воздуха), при котором практически весь  $R_n$  удаляется. При кипячении же воды или приготовлении пищи радон в значительной степени улетучивается. Также заметно снизить концентрацию можно при использовании фильтров из активированного угля. Такой фильтр удаляет 99 %  $R_n$ .

Радон может попасть в жилое помещение вместе с атмосферным воздухом. Он проникает при проветривании помещения и при работе кон-

диционера. Особенно если система вентиляции в здании создает в помещении некоторое разрежение по сравнению с окружающей средой. Поступление  $R_n$  связано с менталитетом населения (например, с привычкой спать с открытыми окнами или пользоваться кондиционерами).

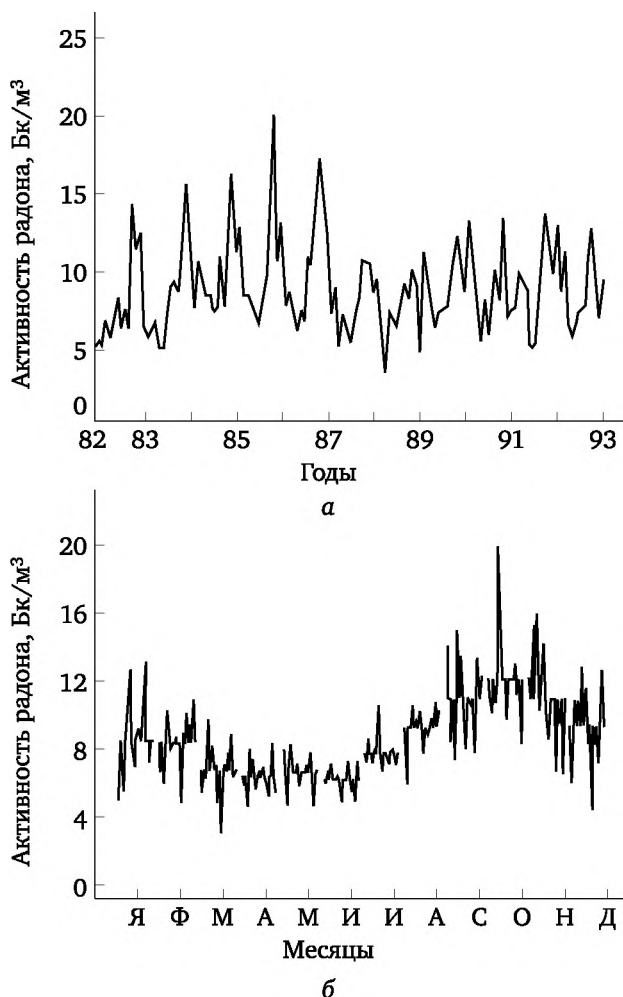


Рис. 19. Колебания концентрации радона годовые (а) и месячные (б)

Таблица 11

#### Концентрация радона в различных помещениях

Тип помещения и условия вентиляции	Концентрация $R_n$ , пКи/л
Хорошо вентилируемые служебные помещения с воздушным кондиционированием	0,06—35
Квартиры в кирпичных домах с воздушным кондиционированием	0,01—19

Тип помещения и условия вентиляции	Концентрация Rn, пКи/л
Квартиры деревянных домов	0,03—17
Кирпичные дома:	
нижние этажи	1,5—2,9
верхние этажи	0,7—1,0
Каменные дома	2,3—5,8
Дома из шлаковых панелей	4,0—8,0
Подвальные этажи с плохой вентиляцией	3,6—7,8

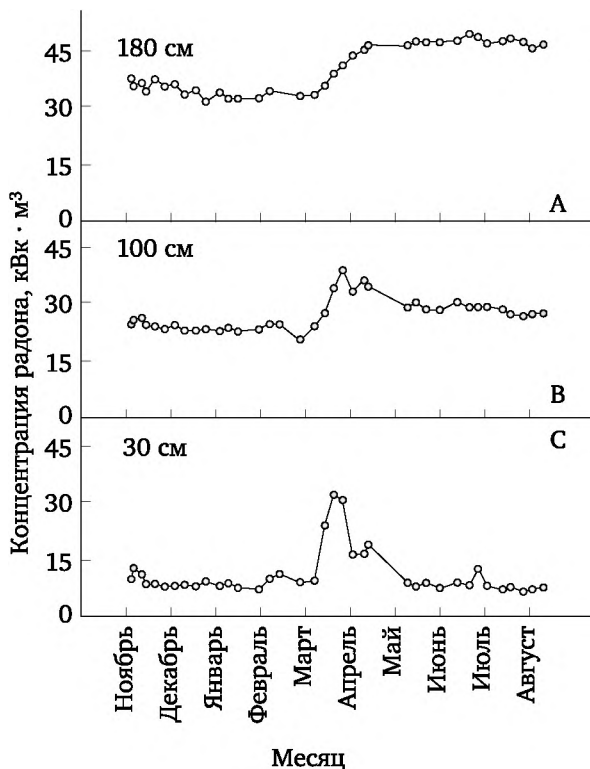


Рис. 20. Влияние таяния снегов на концентрацию Rn в почве на различной глубине

Источником Rn служит окружающая дом почва, но Rn может приноситься ветром из других регионов (с гор или «горячих пятен»). В неподвижном воздухе тяжелый Rn прижат к почве и его концентрация наибольшая на первых этажах. За время перемещения из почвы к верхним этажам Rn успевает распасться. Концентрация Rn в атмосфере зависит от температуры. Поскольку температура в течение суток изменяется периодически, то и концентрация Rn снаружи здания также циклически

изменяется. При увеличении температуры воздух нагревается, коэффициент диффузии  $R_n$  увеличивается, и он перемещается к более высоким этажам здания. При этом его активность на уровне земли падает. На колебания концентрации  $R_n$  в атмосфере влияние оказывают температура (среднее значение и амплитуда колебания, разность температур почвы и атмосферы), атмосферное давление, тип (снег, дождь, туман) и интенсивность осадков.

В некоторых регионах  $R_n$  в жилье поступает из строительных материалов, многие из которых содержат значительные количества  $U$ ,  $Th$  и  $Ra$ . Выход  $R_n$  из строительного материала в атмосферу жилья зависит от эманулирующей способности стен, которая определяется пористостью, температурой, перепадом давлений.

Дерево, кирпич и бетон выделяют мало  $R_n$ . Радиационно-опасными считаются гранит, пемза, глинозем, фосфогипс, красный кирпич, кальцево-силикатный шлак. Пенобетон, изготовленный из сланцев, и фосфогипс содержат  $Ra$  в количестве около  $100 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Особенно опасны пористые бетоны, если они изготовлены из шлаков угольных ТЭС, эманулирующая способность которых приближается к 100 %. В этом смысле граниты менее опасны: хотя  $Ra$  в них и больше, но эманулирующая способность составляет доли процента. Поэтому  $R_n$  из гранитов в жилое помещение практически не поступает. Скорость выхода  $R_n$  из материалов варьируется на несколько порядков:  $10^{-6} \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$  для гипсокартона, волоконных панелей, ДСП, кирпича,  $(0,1—10) \cdot 10^{-3} \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$  для бетона различного происхождения. Если скорость выхода  $R_n$  нормировать на эманационную способность, равную 1 %, скорость выхода  $R_n$  составит  $4,4 \cdot 10^{-6} \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$  на  $\text{Бк } Ra/\text{кг}$ . Для кирпича коэффициент эманулирования  $R_n$  около 4 %. Коэффициент эманулирования  $R_n$  для глины (10—35) %.

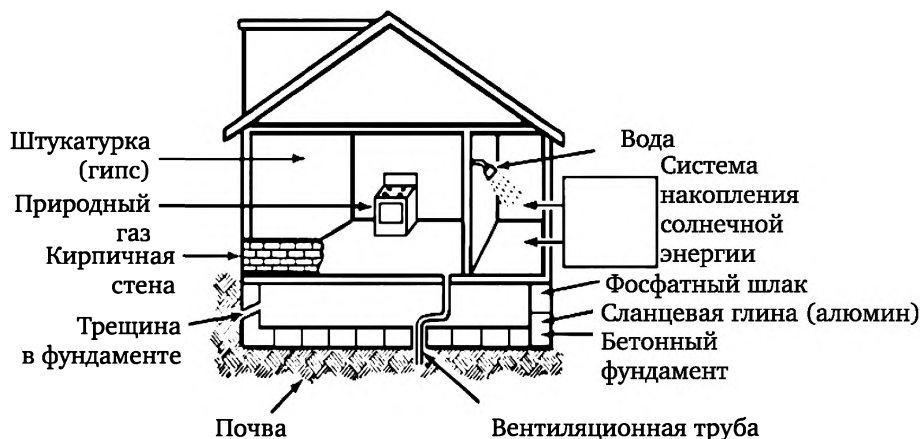


Рис. 21. Пути поступления  $R_n$  внутрь дома

Штукатурка обычно понижает поступление  $R_n$  из стен. Исключение составляет штукатурка японских традиционных домов, отличающая-

ся повышенным содержанием  $^{224}\text{Ra}$ . Во многих регионах Японии поток  $^{220}\text{Rn}$  весьма высок и достаточно опасен. Радоноопасными являются глины, используемые для штукатурки стен срубов или кладки печей. Поступление радона подавляет покрытие стен обоями, красками и лаками на эпоксидной основе.

Радон в атмосферу может поступать с продуктами сгорания топлива, в первую очередь — каменного угля. Дым, выпускаемый трубами ТЭС, работающих на угле, приводят к дополнительному облучению людей за счет Ra и Rn. На приготовление пищи и отопление жилых домов расходуется меньше угля, но зато больше зольной пыли летит в воздух в пересчете на единицу топлива. Поэтому из печей и каминов попадает в атмосферу зольной пыли не меньше, чем из труб электростанций. Кроме того, в отличие от большинства ТЭС, жилые дома имеют невысокие трубы и расположены в центре населенных пунктов, поэтому большая часть загрязнений попадает непосредственно в среду обитания людей. Из-за сжигания угля в домашних условиях коллективная эффективная доза облучения населения Земли достигает 100 000 чел.-Зв.

Природный газ также может быть источником Rn в домах. Газ транспортируется по длинным трубопроводам или поставляется в баллонах под давлением. Концентрации радона в природном газе при выходе из скважин варьируются от 0 до примерно  $40 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-3}$ . За время добычи, транзита, хранения и доставки концентрация Rn уменьшается примерно до  $1 \text{ кБк} \cdot \text{м}^{-3}$  как для природного, так и для сжиженного газа. С природным газом Rn поступает, только если газ перед подачей потребителю не выдерживался в хранилищах.

Интенсивность поступления Rn в жилье через окна и вентиляционные каналы зависит от направления и силы ветра, геометрии здания и застройки, задающих локальные потоки Rn вокруг жилья. Ветер увлекает из почвы дополнительное количество Rn и переносит его к окнам. Поступление Rn из окружающей среды в помещение определяется величиной разности давлений внутри помещения и в атмосфере, которая зависит от типа и режима работы системы вентиляции, конвективной диффузии, возникающей из-за разности температур, и эффекта Бернулли при обдувании дома ветром.

Для закрытых помещений существует связь между концентрацией радона в атмосфере, кратностью воздухообмена и количеством Rn, находящегося в воздухе помещения. Объемная активность Rn в воздухе помещений зависит: от скорости поступления Rn; отношения площади стен помещения к его объему; кратности воздухообмена  $\lambda_v$  (эта величина показывает, какая часть воздуха в помещении обменивается за счет вентиляции в единицу времени); объемной активности Rn в атмосферном воздухе и  $\lambda_{\text{Rn}}$ .

Изменение во времени концентрации Rn в помещении задается уравнением

$$\frac{dC(t)}{dt} = \frac{\sum_i J_i S_i}{V} + \frac{A_k}{V} + C_0 \lambda_v - C(t)(\lambda - \lambda_v), \quad (43)$$

где  $C(t)$  — концентрация Rn в воздухе помещения в момент времени  $t$ ;  $J_i$  — средняя плотность потока Rn с единицы  $i$ -й поверхности помещения;  $S_i$  — площадь эманулирующей поверхности;  $V$  — объем пространства;  $A_k$  — выделение Rn от источника (вода, газ);  $C_0$  — концентрация Rn во входном воздухе;  $\lambda_v$  — кратность воздухообмена,  $\text{ч}^{-1}$ ;  $\lambda$  — постоянная распада Rn.

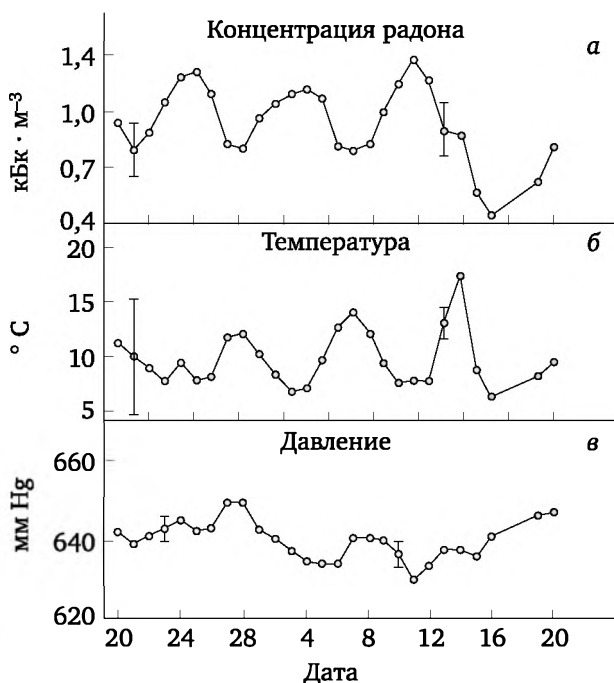


Рис. 22. Изменение во времени концентрации радона: в помещении (а), температуры в комнате (б) и атмосферного давления вне здания (в)

В стационарном состоянии (при  $t \gg (\lambda + \lambda_v)^{-1}$ ) концентрация Rn в помещении:

$$C = \frac{\sum_i J_i S_i}{V} + \frac{A_k}{V} + C_0 \lambda_v \cdot \frac{1}{\lambda + \lambda_v}. \quad (44)$$

Краткость воздухообмена в жилых домах обычно  $0,1 < \lambda_v < 1 \text{ ч}^{-1}$ , и так как  $\lambda = 7,6 \cdot 10^{-3} \text{ ч}^{-1}$  и  $\lambda_v > \lambda$ , то вышеприведенное уравнение (при условии, что эмануруют все конструкции) принимает вид

$$C = \frac{J \left( \frac{S}{V} \right) + \frac{A_k}{V}}{\lambda_{nu}} + C_0. \quad (45)$$

Если  $\lambda_v \gg \lambda$  и  $C_0$  можно пренебречь, то концентрация Rn в помещении возрастает прямо пропорционально уменьшению скорости venti-

ляции. При увеличении скорости вентиляции от 0 до 0,1 и до 1 ч<sup>-1</sup> концентрация радона уменьшается в 13 и 10 раз соответственно.

**Замечание.** Учитывая важность короткоживущих продуктов распада  $^{222}\text{Rn}$  ( $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ) и  $^{220}\text{Rn}$  ( $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ) в формировании дозы внутреннего облучения, требуется определение их концентраций в атмосфере. Из-за трудностей прямых измерений оценки проводят на основе рассмотрения равновесия в цепочке радиоактивных превращений между ними и материнским нуклидом. Для этой цели вводится понятие коэффициента равновесия  $F$ , определяемого в виде отношения действительной концентрации  $C_{\text{экв}}$  к концентрации  $C$ , когда наблюдается равновесие между всеми радионуклидами цепочки и концентрации всех дочерних продуктов равны и совпадают с концентрацией материнского нуклида:  $F = C_{\text{экв}}/C$ . Для  $^{222}\text{Rn}$  в атмосферном воздухе вне помещений  $F$  примерно равен 0,6; внутри помещений — 0,4. Для  $^{220}\text{Rn}$  при оценке создаваемой дозовой нагрузки используется непосредственно эквивалентная равновесная концентрация в воздухе, которая принимается равной 0,1 Бк/м<sup>3</sup> вне помещений и 0,3 Бк/м<sup>3</sup> внутри.



Рис. 23. Зависимость фактора равновесия  $F$  от скорости вентиляции в помещении

Кратность обмена влияет на равновесие между Rn и продуктами его распада. Зависимость коэффициента равновесия  $F$  от кратности воздухообмена  $\lambda_v$  представлена на рис. 23. Произведение  $C \cdot F$  — равновесная эквивалентная концентрация радона ( $EEC$ ) — соответствует концентрации Rn, для которой дочерние продукты Rn в равновесии с Ra имеют ту же потенциальную энергию  $\alpha$ -излучения, что и концентрация дочерних элементов.

В связи с сильным влиянием скорости вентиляции существуют большие вариации уровней Rn при изменении режима вентиляции в комнате. Этот режим связан с метеорологическими условиями (ветер, давление, температура) и зависит от деятельности человека (открытие дверей и окон и т. п.). Например, изменения выхода Rn из почвы при колебаниях атмосферного давления могут изменять концентрацию Rn в помещении в пределах одного порядка величины. Обычно максимальная удельная активность достигается ночью и рано утром,

а минимальные в поддень. Месячные колебания меняют активность Rn в 3 раза.

Важный фактор, влияющий на концентрацию продуктов распада Rn в воздухе жилых помещений, — менталитет жителей, особенно частота и качество уборки. Выбивание ковров, подметание, включение пылесосов сопровождается подниманием пыли и увеличением в воздухе концентрации радиоактивных продуктов распада Rn.

Продукты распада Rn в воздухе находятся в двух видах: в атомарно-дисперсном состоянии (т. е. в свободной ионной форме) и в адсорбированном на аэрозолях виде. Распределение радионуклидов между двумя видами (и следовательно, степень опасности для человека) зависит от процессов сорбции-десорбции продуктов распада на аэрозолях, т. е. от типа изотермы сорбции, адсорбционной емкости аэрозольной частицы и температуры. Активности адсорбированных радионуклидов распределены по размерному спектру аэрозоля. При этом радиоактивное равновесие между аэрозолями нарушается.

Первый дочерний элемент  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{218}\text{Po}$ , при рождении представляет собой ион или нейтральный атом. Но в течение нескольких секунд в большинстве случаев  $^{218}\text{Po}$  прикрепляется к частице аэрозоля и поэтому следующие продукты распада  $^{214}\text{Po}$  и  $^{214}\text{Bi}$  при рождении в основном оказываются на аэрозолях. Скорость поглощения радионуклидов аэрозолем зависит от его количества и от размерного спектра частиц. В доме с обычной концентрацией аэрозоля в воздухе (около  $10^4 \text{ см}^{-3}$ ) и распределением по размерам, скорость адсорбции  $\sim 10\text{--}2 \text{ с}^{-1}$ , т. е. среднее время жизни свободного дочернего продукта распада радона около 100 с.

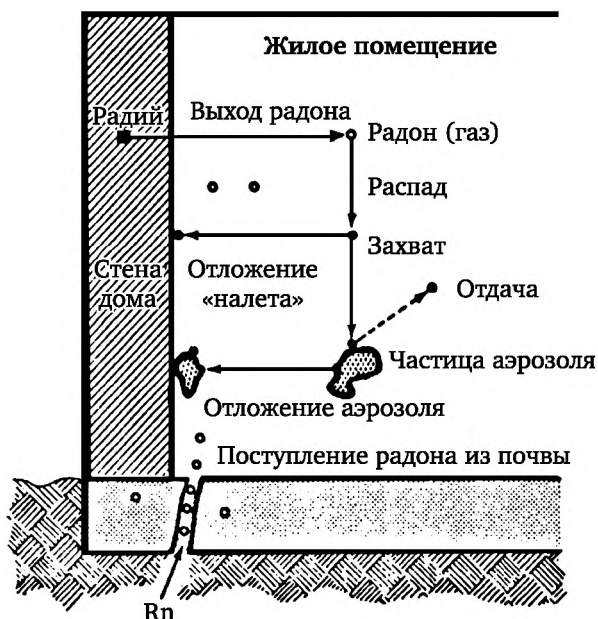


Рис. 24. Взаимодействие Rn и продуктов его распада («активного налета») с аэрозолями в воздухе жилого помещения и стенами комнаты



Скорость осаждения продуктов распада Rn, адсорбированных на аэрозоле, зависит от скорости миграции аэрозоля и от соотношения между площадью поверхности стен (пола, потолка, мебели) и объемом комнаты. Если это соотношение составляет  $2 \text{ м}^{-1}$ , среднее время нахождения ближайших потомков Rn в атмосфере составляет 1 ч. Свободный Rn имеет гораздо более высокую скорость миграции, чем аэрозоль, и скорость осаждения его выше. Среднее время Rn в свободном (атомарном) состоянии около 1 мин. Доля неадсорбированных дочерних продуктов распада Rn в воздухе увеличивается с ростом  $\lambda$  и  $\lambda_{\text{с}}$ , поэтому доля свободных атомов  $^{218}\text{Po}$  ( $\lambda = 13,6 \text{ ч}^{-1}$ ) выше, чем  $^{214}\text{Pb}$  ( $\lambda = 1,6 \text{ ч}^{-1}$ ). Она составляет 1—30 %.

Вентиляция и осаждение «активного налета» на поверхностях нарушают равновесие радона в воздухе с продуктами распада. Измеренные значения  $F$  в домах показывают большие различия из-за различных условий вентиляции. Средняя величина  $F$  для домов 0,5. В атмосферном воздухе фактор равновесия зависит от метеорологических факторов. Для урановых рудников с хорошей вентиляцией  $F$  примерно равен 0,3.

Концентрация Rn в жилом помещении определяется равновесием между поступлением Rn и его стоком. Концентрация Rn уменьшается за счет распада, уноса системой вентиляции, адсорбции на мебели, шторах и т. п. На концентрацию Rn существенное влияние оказывают тип и скорость вентиляции, характер и интенсивность тепловой конвекции, наличие и режим работы установок искусственного климата и тип теплового уплотнения окон и дверей. Обычно, чем лучше теплоизоляция, тем выше в помещении будет концентрация Rn; даже однократный воздухообмен за 1 час снижает концентрацию Rn на два порядка.

Вдыхание Rn, находящегося в помещениях, обуславливает накопление эффективной дозы облучения около 1 мЗв в год. В неблагоприятных случаях дозы от Rn могут быть гораздо больше. В отдельных домах содержание Rn такое же, как в урановых шахтах. В Великобритании выявлено 20 тыс. домов, в которых эффективные дозы за счет Rn более 20 мЗв в год. Иногда концентрации Rn и его дочерних продуктов в воздухе более  $1000 \text{ Бк/м}^3$ , что соответствует дозе более 40 мЗв в год. Доля таких домов составляет 0,01—0,1 %, как это имеет место в ряде районов США, Великобритании и Швеции.

Таблица 12

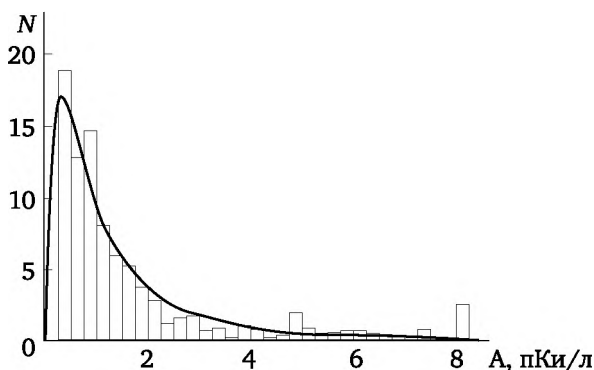
#### Уровни Rn на территориях проживания

Страна	Средняя концентрация, Бк/м <sup>3</sup>
Германия	40
Финляндия	64
Англия	28
Швеция	67
Голландия	26

Страна	Средняя концентрация, Бк/м <sup>3</sup>
Швейцария	60
США	65
Канада	17
Австрия	15

В 1998 г. наибольшее число обследованных эксплуатирующихся жилых и общественных зданий России — 17 550 (93,49 %) из 18 772 попало в категорию ЭРОА до 100 Бк/м<sup>3</sup>, в категорию от 100 до 200 Бк/м<sup>3</sup> попало 858 (4,57 %) объектов, в третью категорию свыше 200 Бк/м<sup>3</sup> попало 304 объекта. Строящиеся жилые и общественные здания — вторая категория объектов, в которых можно еще на этапе строительства принять меры по снижению ЭРОА в воздухе. Всего обследований 34 879, из них 33 499 (96,04 %) — с концентрацией до 100 Бк/м<sup>3</sup>, 731 (2,1 %) — с концентрацией от 100 до 200 Бк/м<sup>3</sup> и 149 (0,43 %) — более 200 Бк/м<sup>3</sup>. При обследовании первых этажей домов выявлено: активность Rn (ЭРОА), из них 2928 (89,84 %) с ЭРОА до 100 Бк/м<sup>3</sup>, 198 (6,08 %) с ЭРОА 100—200 Бк/м<sup>3</sup> и 27 (0,83 %) — более 200 Бк/м<sup>3</sup>.

Доля домов, внутри которых концентрация Rn и продуктов распада варьируется от 10<sup>3</sup> до 10<sup>4</sup> Бк/см<sup>3</sup>, составляет 0,01—0,1 % в различных странах, т. е. значительное число людей подвергаются заметному облучению из-за высокой концентрации Rn внутри домов, где они живут; в некоторых местах уровни Rn значительно выше: в домах в Южных Альпах (Швейцария) — 255 Бк/м<sup>3</sup>, в Конренхолле (Англия) — 390 Бк/м<sup>3</sup>. В США средняя концентрация Rn в воздухе помещений — 55 Бк/м<sup>3</sup>. Частота смертности для населения США от облучения Rn — 6800 случаев в год. Некурящие составляют 30 % от этого числа случаев.



**Рис. 25. Диаграмма распределения радона по жилым помещениям:**  
 ось абсцисс — концентрация <sup>222</sup>Rn в воздухе квартиры (пКи/л),  
 ось ординат — процент домов с данной концентрацией.

Наиболее вероятное значение 0,96 пКи/л.

Сплошная линия — график логарифмически нормального распределения

МКРЗ рекомендовала верхнюю границу концентрации Rn в воздухе жилых помещений в 200 Бк/м<sup>3</sup>. Концентрация более 400 Бк/м<sup>3</sup> требует принятия мер, направленных на снижение содержания Rn в воздухе. В США максимально допустимая радиация в воздухе помещений составляет 150 Бк/м<sup>3</sup>. В России меры по защите обитателей жилища начинают применять, если поток Rn со стен начинает превышать 80 мБк/(м<sup>2</sup> · с).

**Замечание.** Норматив по плотности потока Rn — 80 мБк/(м<sup>2</sup> · с) — появился в результате расчетов для «модельного» дома, в качестве которого рассматривается однокамерное помещение с земляным полом и высотой потолка 2,8 м. Если плотность потока радона с поверхности строительных конструкций равна 80 мБк/(м<sup>2</sup> · с), объемная активность Rn в наружном воздухе 9 Бк/м<sup>3</sup>, время одного воздухообмена 7200 с, то условие ЭРОА 100 Бк/м<sup>3</sup> выполняется при плотности потока 80 мБк/(м<sup>2</sup> · с).

В России введено в действие несколько документов, устанавливающих нормативные уровни радиационно-опасных факторов и предписывающих процедуры, направленные на обеспечение строительства радиационно-безопасных зданий. Предусмотрено проведение следующих мероприятий: радиационное обследование площадки под строительство (гамма-съемка территории; поиск локальных источников излучений с последующей их дезактивацией в случае необходимости; определение удельной активности природных и техногенных радионуклидов); измерение средней плотности потока Rn из грунта в периметре здания; контроль перемещения грунтов и соответствия радионуклидной активности применяемых материалов установленным нормативам; радиационный контроль сдаваемого в эксплуатацию сооружения и прилегающей территории (измерение мощности дозы  $\gamma$ -излучения по площади всех помещений и прилегающей территории, выборочный контроль помещений на содержание Rn).

При радоновой съемке в жилом помещении сначала исследуются компоненты экспозиции (обнаружение геологических «горячих пятен», понимание взаимосвязи между флуктуациями Rn в окружающей среде и в доме, механизм поступления Rn, поведение и судьба Rn, его продуктов распада и комнатных аэрозолей), а затем — отклик на воздействие Rn (обследование населения с учетом пола и возраста, эпидемиология населения, доза/эффект, генетическая восприимчивость, исследование состояний человека, клеток и молекул, расчет дозы, изучение влияния других загрязнителей, приготовления пищи и курения).

В настоящее время концентрация Rn в жилых помещениях в России регламентируется, и во вновь строящихся и проектирующихся зданиях она не должна превышать 100 Бк/м<sup>3</sup>. При концентрации Rn в эксплуатирующихся зданиях свыше 400 Бк/м<sup>3</sup> может быть поставлен вопрос о переселении жильцов и перепрофилировании здания.

Если концентрация Rn в помещениях превышает установленные нормативы, требуются специальные мероприятия по уменьшению содержания Rn в атмосфере помещений.

Подавление радонового риска включает оптимизацию жилых помещений с точки зрения поступления в них  $Rn$ , создание радонозащищенных домов и уменьшение медико-биологических последствий облучения населения радоном. Работы проводятся по следующим направлениям:

- учет географических, климатических, архитектурных и демографических факторов и особенностей менталитета населения;

- диагностика региона застройки с точки зрения качественного и количественного анализа материнских радионуклидов  $Rn$  в окружающей среде и определение степени открытости геологических и почвенных структур;

- использование методов инженерной геологии для снижения экshalации радона грунтами и почвой под строящимися зданиями;

- подбор строительных материалов: обеспечение низкого содержания материнских изотопов эманации в песке, гравии, бетоне, кирпичах и низкого радоновыделения;

- оптимизация конструкции здания: проветривание фундаментов и подвалов, герметизация полов и межэтажных перекрытий, уплотнение окон и дверей, оптимизация вентиляции здания; изоляция подвалов зданий; интенсивное проветривание подвальных помещений или создание промежуточного продуваемого пространства между подвалом и жилыми помещениями; газоотвод из почвы вне контуров здания;

- меры по предотвращению попадания  $Rn$  в помещение с водопроводной водой, природным газом, каменным углем, дровами;

- герметизация оконных и дверных проемов, обеспечение раздельной принудительной вентиляции помещений;

- оптимизация процессов тепло- и массопереноса в комнате; фильтрация воздуха; ионизация воздуха; система уборки квартир и пылеподавления; подбор материалов для интерьера; образ жизни квартиранта;

- применение композитных защитных покрытий с низкой радонопроницаемостью и оптимальными адсорбционными свойствами по отношению к «активному налету»; блокировка  $Rn$  в строительных конструкциях специальными обоями, лаками и красками; покрытия полов на перфторированной основе для тангенциальной вентиляции.

С экономической точки зрения проблема  $Rn$  заключается в том, что общая доза, полученная всем населением, выражается в логнормальном типе распределения, из которого следует, что уменьшение уровня  $Rn$  в «активных» домах слабо влияет на дозу популяции. Поэтому работы по снижению радонового риска экономически невыгодны: затраты окупаются только при снижении какого-либо вредного воздействия на все население. Сейчас в экономические расчеты стали включать стоимость лечения больных раком легких, заболевших из-за повышенной концентрации радона в домах. При этом затраты на лечение сравниваются с затратами на поддержании дозы «на таком низком уровне, на каком это достижимо».

## 5.11. Карты радонового потенциала

Для облегчения решения проблемы радонового риска строятся атласы (наборы) карт распределения концентрации  $Rn$  и продуктов его распада на местности. Набор подобных карт позволяет судить о динамике изменения интенсивности радонового поля в пространстве и во времени.

Сразу следует заметить, что под картами радонового риска часто понимают совершенно разные вещи. Первичными считаются следующие типы карт: распределение  $U$ ,  $Th$  и других естественных нуклидов в грунтах и почве; распределение  $Rn$  в почвах (одного изотопа  $Rn$  или каждого из трех изотопов  $Rn$  в отдельности). Вторичными являются карты, иллюстрирующие географическое распределение радиационных доз, получаемых жителями региона от внешних и внутренних источников излучения (продуктов распада  $Rn$ ); распределение концентраций  $Rn$  в воздухе жилых помещений; распределение дозы от бытового  $Rn$ . Картами собственно радонового риска являются карты распределения заболеваний раком легких, связанным с  $Rn$ . Подобные карты строят на определенный период, перестраивая время от времени и, тем самым, фиксируя динамику изменения радонового риска в исследуемом регионе.

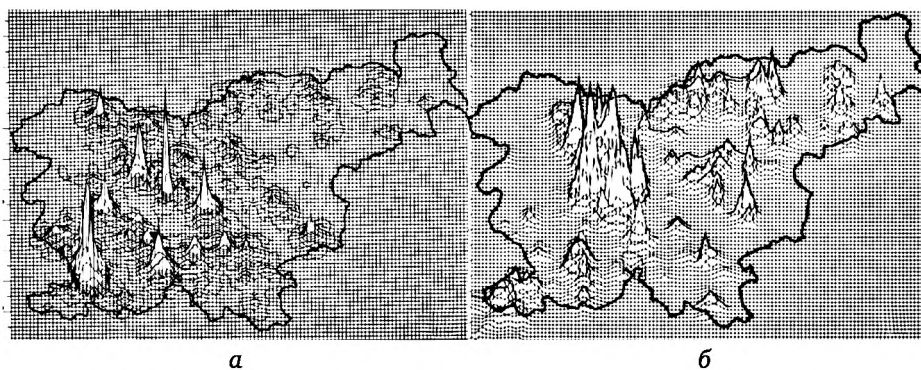


Рис. 26. Карты радонового риска Словении:

*а* — концентрация радона в воздухе жилых помещений Словении;

*б* — распределение плотности населения

При оценке радонового риска используют демографические карты: проводится сравнение карты распределения  $Ra$  в воздухе помещений с картой распределения плотности населения в том же регионе. Дополнительно строят карту распределения детских садов в стране. Плотность детских садов отражает долю детей в популяции. Финансовая поддержка преимущественно направляется в те регионы, где фиксируется корреляция трех параметров: концентрации  $Rn$  в воздухе помещения, плотности населения всех возрастов и плотности детского населения. На основе собранной информации рассчитываются дозовые карты и карты возможного распространения рака легких и других заболева-

ний, связанных с воздействием радиации. Подобные карты называют картами радонового риска.

Решение проблемы радонового риска начинают с картирования региона на содержание U и Ra. На первом этапе проводится совместная радиометрическая и геологическая съемка региона, по данным которой строится атлас карт, демонстрирующих распределение геологических пород, аккумулирующих материнские изотопы эманации. Затем готовятся региональные карты радонового потенциала.

## 5.12. Радонотерапия

Экспозиция человека в атмосфере Rn и продуктов его распада ведет к его заболеванию. В то же время Rn успешно используется в лечении целого ряда болезней. Радоновое бальнеолечение применяется в медицине с давних времен, хотя до открытия радиоактивности (1896) не подозревали о присутствии в термальных водах Rn. Высокая эффективность применения радиоактивных вод в оздоровительных целях доказана многочисленными экспериментальными и клиническими исследованиями. Считается, что Rn необходим для нормальной жизнедеятельности организма, стимуляции его защитно-приспособительных реакций, ведет к увеличению продолжительности жизни, плодовитости и устойчивости организма к различным заболеваниям, в том числе и к онкологическим.

---

**Радонотерапия** — различные методы физиобальнеолечения, при которых лечебный эффект достигается за счет воздействия на организм излучений радона и его дочерних продуктов.

---

В терапии обычно применяются радоновые ванны, но также используются ингаляционные методы, аппликаторы и т. п.

Воздействие радоновых ванн сказывается в их болеутоляющем и успокаивающем влиянии. Они улучшают восстановление нервных волокон и уменьшают воспалительный процесс, влияют на функцию желез внутренней секреции, на овариально-менструальный цикл, на белковый обмен, улучшают обмен веществ, повышают потенцию, оказывают противовоспалительное и обезболивающее действие, улучшают работу сердечно-сосудистой системы, нормализуют сон. Они используются для лечения кожных и нервных заболеваний, болезней кровообращения, подагры. Радоновую воду назначают внутрь для лечения заболеваний желудка и кишечника. В гинекологии используют орошения радоновой водой.

Естественные радоновые воды имеют низкую минерализацию (до 2 г/л) и сложный газовый состав (Rn, N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>). Концентрация Rn в естественных источниках колеблется от 0,2 до 10 000 Бк/л.

Минимально действующими лечебными концентрациями Rn считаются: для водных ванн — 200 Бк/л, для питья — 4000 Бк/л. Предель-

но допустимое облучение больного (на курс лечения) достигается при приеме водных ванн концентрацией 34 кБк/л, воздушных — 9,4 кБк/л, при вдыхании Rn — до 0,7 кБк/л, при питье радоновой воды — до 2,7 МБк. При приеме радоновой ванны в кожу проникает 40 % Rn от его количества в воде. Rn постепенно накапливается в коже, образуя «активный налет», частично проникает в кровеносные сосуды и переносится с кровью к внутренним органам. Количество проникшего в организм Rn тем больше, чем длительнее время приема ванны, чем больше концентрация Rn в воде, чем ниже температура воды, чем больше возраст больного.

**Замечание.** При приеме радоновых ванн за месячный срок (15 ванн) кожа больных получает суммарную дозу 30—10 мЗв, т. е. в 30—100 раз превосходящую естественный фон и лежащую в тех пределах, в которых была экспериментально показана стимуляция биологических процессов.

## Глава 6

# ТЕХНОГЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ

В данной главе рассмотрены свойства техногенных радиоактивных элементов и радиоактивные изотопы некоторых стабильных элементов, вносящих существенный вклад в экологический радионуклидный риск.

### 6.1. Тритий

*Тритий,  ${}^3\text{H}$  (или  $T$ ) — радиоактивный изотоп водорода.*

В процессе  $\beta$ -распада тритий превращается в стабильный изотоп  ${}^3\text{He}$  с испусканием электрона и антинейтрино ( $\beta$ -распад),  $T = 12,32$  л. Максимальная энергия электронов 18,59 кэВ, средняя энергия 6,5 кэВ, полная энергия распада на 1 Бк 5,68 кэВ. Удельная активность трития  $3,5 \cdot 10^5$  ГБк/г. Максимальный пробег  $\beta$ -частиц в воздухе 0,7 мг/см<sup>2</sup> (4,2 мм), средний пробег в биологической ткани 1 мкм. По своим химическим свойствам тритий отличается от обычного водорода разницей скоростей реакций (из-за разницы в массах).

Тритий бывает природного и техногенного происхождения. Основным источником природного трития является атмосфера, где он образуется в результате взаимодействия протонов и нейтронов космического излучения с водородом, кислородом, аргоном и азотом (например, по реакции  ${}^{14}\text{N}(n, {}^3\text{H}){}^{12}\text{C}$ ). В расчете на 1 м<sup>2</sup> земной поверхности скорость образования трития в атмосфере 1200 атом/с. Природный тритий генерируется со скоростью  $3,6 \cdot 10^{16}$  Бк · год<sup>-1</sup>, и его количество при равновесии  $1,8 \cdot 10^{18}$  Бк. Средняя скорость образования  ${}^3\text{H}$  в атмосфере  $0,2 \text{ см}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ , в литосфере  $10^{-3} \text{ см}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$  и в гидросфере  $10^{-6} \text{ см}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ . Количество образуемого в год космогенного  ${}^3\text{H}$  в атмосфере  $10^3$  ПБк, в литосфере 3,7 ПБк, а в гидросфере  $3,7 \cdot 10^{-3}$  ПБк. Годовая продукция космогенного трития  $(5,55—11,1) \cdot 10^{10}$  МБк. Общее количество его на Земле  $(92—185) \cdot 10^{10}$  МБк, из которых 65 % находятся в океане, 27 % — в поверхностных водах континентов и в литосфере, 8 % — в атмосфере. В настоящее время среднее фоновое содержание  ${}^3\text{H}$  в поверхностных водах  $3,4 \div 4,2$  Бк/л ( $0,74 \cdot 10^5$  Бк/г).

Тритий — высокоподвижный радионуклид, обладает высокой миграционной способностью в природных средах. В атмосфере сразу после образования  ${}^3\text{H}$  соединяется с кислородом воздуха в молекулы тяжелой воды НТО (77 %), DTO и T<sub>2</sub>O. Пары тритиевой воды передаются из стратосферы в тропосферу в течение года, а из тропосферы к земной



поверхности в виде осадков или через молекулярный обмен — примерно за 10 дн. Тритиевая вода затем включается в гидрологический цикл. Она растворяется в приповерхностном слое океана, после чего часть ее испаряется обратно в атмосферу с более низкой концентрацией, а меньшая часть переходит в морские глубины.

В России среднегодовая концентрация трития в осадках мало меняется от года к году и в 1999 г. составляла 3,4 Бк/л, а годовые выпадения трития на земную поверхность — 1,56 кБк/(м<sup>2</sup> · год). Содержание трития в воде (Н:Т = 1:10<sup>18</sup> — тритиевая единица) достаточно устойчиво. В 1 л воды в среднем содержится  $3,2 \cdot 10^{-10}$  г трития, в 1 л воздуха —  $1,6 \cdot 10^{-14}$  г (при абсолютной влажности 10 мг/л). Равновесная активность космогенного трития в гидросфере и атмосфере составляет  $1,11 \cdot 10^9$  ГБк (3,05 кг). 90 % природного трития содержится в гидросфере (в виде НТО), 10 % в стратосфере (НТО) и 0,1 % в тропосфере (из них 50 % в виде НТ). Уровень природного фона в водах рек для трития примерно равен 1 Бк/л, а техногенного фона — 5 Бк/л. Общее содержание трития в биосфере Земли равно 1,8 кг, в атмосферном воздухе содержится 11 г (10<sup>5</sup> Ки) трития. Содержание трития в организме около 10<sup>-10</sup> Ки.

Скорость генерации природного трития в приповерхностных водах суши в диапазоне 0,2—0,9 Бк · л<sup>-1</sup> постоянна во времени и однородна в глобальном масштабе, концентрации во всех продуктах потребления человека (воздух, вода и пища) природного трития в стационарном состоянии находятся в равновесии с его концентрацией в поверхностных водах.

В течение миллионов лет содержание трития в природе было почти постоянным — непрерывное его образование в атмосфере компенсировалось естественным распадом. Однако с 1954 г. (начало испытаний термоядерного оружия) положение изменилось, поскольку взрыв водородной бомбы мощностью 1 Мт приводил к выделению около 2 кг трития ( $7,4 \cdot 10^{17}$  Бк · МВт<sup>-1</sup>). В ходе ядерных испытаний в атмосферу поступило  $2,4 \cdot 10^{20}$  Бк трития (сотни килограммов), большая часть (около 90 %) — в Северное полушарие.

Дозы для населения Северного и Южного полушарий от радиоактивных осадков трития, образовавшихся при испытании ядерного оружия, равны  $2 \cdot 10^{-5}$  и  $2 \cdot 10^{-6}$  Зв соответственно. Глобальная коллективная эффективная доза на единицу образования 1 Бк оценивается в  $8 \cdot 10^{-16}$  чел·Зв.

К настоящему времени «оружейный» тритий в значительной степени распался и выведен из атмосферы. Сейчас основным источником трития являются АЭС и радиохимические заводы по переработке ОЯТ. Тритий накапливается в ТВЭЛах при работе реактора в результате тройного деления <sup>235</sup>U и <sup>239</sup>Pu нейтронами. Часть трития диффундирует через оболочки ТВЭЛов и выбрасывается в атмосферу, но большая часть уходит вместе с жидкими выбросами. Типичный реактор ВВЭР в виде жидкости сбрасывает  $1,5 \cdot 10^{13}$  Бк/[ГВт (эл.)] трития в год, тогда как с газообразными выбросами уходит  $1,67 \cdot 10^{12}$  Бк/[ГВт (эл.)] три-

тия. При этом около 90 % трития остается в ТВЭЛах и высвобождается только при их переработке. Общее поступление техногенного трития в окружающую среду от объектов ЯТЦ примерно  $4,2 \cdot 10^{17}$  Бк. Это в 3 раза меньше активности природного трития и в 600 раз меньше активности трития, поступившего в биосферу при термоядерных взрывах.

Если природный тритий однородно загрязняет биосферу в целом, то выбросы из ядерных установок происходят в дискретных точках на поверхности Земли, давая неоднородное пространственное распределение концентрации трития. Эквивалентная эффективная доза составляет около  $10^{-8}$  Зв  $\cdot$  л $^{-1}$ ; в расчете на единицу образования 1 Бк трития она равна  $1,4 \cdot 10^{-25}$  Зв, а глобальная коллективная эффективная эквивалентная доза  $5 \cdot 10^{-16}$  чел.-Зв.

Промышленные выбросы трития в расчете на 1 Бк активности привели к наибольшей коллективной эффективной дозе, полученной населением от сбросов в реки, наименьшей для морских сбросов и промежуточной для выбросов в воздух.

Для количественного определения трития применяют радиометрические и масс-спектрометрические методы. Определение трития в объектах внешней среды основано на выделении водной фазы почвы, растительности, молока и биосубстратов. Водную фазу, обогащенную тритием, очищают от продуктов деления вакуумной перегонкой с марганцовокислым калием. Определение содержания тритиевой воды в пробе осуществляют на жидкосцинтилляционном счетчике, а в атмосфере — ионизационной камерой с газовой стенкой.

Таблица 1

**Суммарные коллективные эффективные эквивалентные дозы, рассчитанные на 1 Бк выброшенного трития (чел.-Зв)**

Источник	Локальный или региональный компонент	Глобальный компонент
Природный		$5 \cdot 10^{-16}$
Ядерное оружие		$8 \cdot 10^{-16}$
Индустрия:		
выбросы в атмосферу	$5 \cdot 10^{-17}$ (НТО)	$8 \cdot 10^{-16}$ (НТО)
сбросы в реки	$2 \cdot 10^{-15}$	
сбросы в моря	$5 \cdot 10^{-20}$	$6 \cdot 10^{-16}$ (НТ)

Меченная тритием вода, выпавшая на поверхности суши, частично участвует в поверхностном стоке и частично поступает в почву, откуда извлекается растениями, испаряется или уносится грунтовыми или поверхностными водами в моря и океаны.

Наиболее богатые природные источники трития — дождь и снег, поскольку почти весь тритий, образующийся под действием космических лучей в атмосфере, переходит в воду. Интенсивность космической ра-

диации изменяется с широтой, поэтому осадки, например, в средней полосе России несут в несколько раз больше трития, чем тропические ливни. Мало трития в дождях, которые идут над океаном, поскольку их источник — океаническая вода, а в ней трития немного. Глубинный лед Гренландии или Антарктиды совсем не содержит трития — он там успел полностью распасться.

**Замечание.** Зная скорость образования трития в атмосфере, можно рассчитать, как долго влага находится в воздухе — с момента ее испарения с поверхности до выпадения в виде дождя или снега. Оказалось, что, например, в воздухе над океаном этот срок составляет около 9 дн.

Промышленные выбросы состоят из НТО, НТ и  $\text{CH}_3\text{T}$ . Время пребывания НТ и  $\text{CH}_3\text{T}$  в атмосфере варьируется в интервале 5—10 л. НТ удаляется из атмосферы в результате действия бактерий и процессов фотохимического окисления,  $\text{CH}_3\text{T}$  только путем фотохимического окисления. В обоих случаях образуется НТО. Промышленные выбросы осуществляются в атмосферу или в воду (реки или моря). Иногда случаются сбросы в грунтовые воды, но они имеют меньшее значение, так как движение воды в водоносных горизонтах происходит очень медленно.

В некоторых регионах природные воды загрязнены тритием. Например, в конце XX в. в водных объектах на Урале техногенный фон трития составлял 5 Бк/л, в водохранилище Белоярской АЭС концентрация трития колебалась от 5—7 до 100 Бк/л и более. В р. Теча (Челябинская область, район комбината «Маяк») этот показатель составляет 55—134 Бк/л, в р. Исеть — 13 Бк/л.

В среде, окружающей ядерные установки, тритий накапливается в подвижном виде (НТО) и в неподвижном виде органически связанного трития (ОСТ). Важной проблемой является изучение миграции тритиевых и углеродных соединений в цепочке: хранилище РАО → → грунтовые воды → питьевая вода. Микроорганизмы и растения преобразовывают газообразный НТ и НТО в ОСТ. Хвойные деревья эффективно вытягивают из грунтовых вод тритий в виде НТО и перерабатывают его в ОСТ, поэтому высадку хвойных деревьев на территории предприятий с загрязнением грунтовых вод тритием рекомендуют для очистки окружающей среды от трития.

Тритий может легко связываться с органическим материалом, особенно в присутствии йода и некоторых тяжелых металлов. Он может внедриться в любую молекулу, содержащую водород. При фотосинтезе тритий предпочитает инкорпорироваться в органических молекулах. Картофель имеет высший показатель переноса трития из почвы в биомассу растения. Содержание трития в органическом материале в 10 раз выше у коров, откармливаемых на загрязненной траве, по сравнению с теми, которые получают его в питьевой воде. Фоновое значение трития  $5 \cdot 10^{-10}$  Ки/л.

Тритий присутствует и в человеческом организме. Он поступает в него с пищей, с вдыхаемым воздухом и через кожу (12 %). Удельная активность трития в организме человека 0,6 Бк/кг. Хроническое потреб-

ление трития в концентрации 1 Бк на литр воды дает поглощенную дозу, усредненную по всему организму,  $2,6 \cdot 10^{-8}$  Гр  $\cdot$  год<sup>-1</sup> на Бк  $\cdot$  л<sup>-1</sup>. Отметим, что газообразный  $T_2$  в 500 раз менее токсичен, чем  $T_2O$ . Это объясняется тем, что молекулярный тритий, попадая с воздухом в легкие, затем быстро (примерно за 3 мин) выделяется из организма, тогда как тритий в составе воды задерживается в нем на 10 сут. В среднем организм человека содержит  $5 \cdot 10^{-12}$  г трития, что дает вклад 1,3 мкГр в общую дозу годового облучения.

Внешнее облучение от трития несущественно, так как пробег электронов, испускаемых при распаде трития (6 мкм в мягких тканях), меньше толщины базальных клеток в эпидермисе. При хроническом потреблении 1 Бк  $\cdot$  л<sup>-1</sup> НТО в воздухе, воде и пище равновесная мощность дозы в совокупность мягких тканей, за исключением жира, составляет  $2,6 \cdot 10^{-8}$  Гр<sup>-1</sup>. Из этой дозы 16 % приходится на тритий, включенный в органические соединения.

При вдыхании человеком паров тритиевой воды (НТО) 98 % ее активности всасывается через дыхательные пути. Пары НТО и газообразный тритий легко проникают через кожу. Скорость перехода тритиевой воды через кожу из загрязненной атмосферы равна скорости всасывания через легкие. Тритиевая вода может попасть в организм человека и через ЖКТ. После заглатывания основная масса НТО всасывается в тонком кишечнике. У человека в течение 25 мин всасывается около 1 л НТО. При этом в венозной крови тритий обнаруживается через 6 мин. Пик активности в сыворотке крови и моче наблюдается через 20 мин после заглатывания. Всасывание НТО заканчивается через 45 мин, и в последующие 2,5 ч содержание НТО в сыворотке крови сохраняется на постоянном уровне. Для НТО биологический период полувыведения  $T_6 = 10$  сут. С увеличением возраста человека скорость выведения тритиевой воды из организма возрастает. Органы дыхания являются важным путем выведения НТО из организма: при внутривенном введении тритиевой воды максимальная концентрация ее в водяных парах выдыхаемого воздуха обнаруживается через 9 мин. При этом активность трития в водяных парах выдыхаемого воздуха составляет 94 % количества активности в плазме и моче.

Попавшая в организм человека тритиевая вода через кровь быстро распространяется по нему, равномерно распределяясь по органам и тканям. Равновесие между кровью и внеклеточной жидкостью устанавливается за 12 мин. В тканях с небольшим количеством кровеносных сосудов (кости, жир) установление равновесия с плазменной водой занимает несколько дней или недель. Повреждение рогового слоя кожи резко увеличивает скорость всасывания. Из кожи тритий выводится с  $T_6 = 2$  ч (95 %) и 12 сут. (5 %). Поступивший в организм человека тритий находится в двух видах — свободной тритиевой воды и органически связанного трития. Эффективный период полувыведения трития из свободной воды организма 9,7 сут. Органически связанный

третий выделяется из организма с двумя периодами полувыведения:  $T_{61} = 30$  сут. и  $T_{62} = 450$  сут.

Дозы в тканях зависят от концентрации в них водорода. Концентрация водорода на единицу веса одинакова (10 %) во всем теле и в мягких тканях. Меньше всего водорода в костях (4 %), а больше всего в жировой ткани (12 %). Вся энергия  $\beta$ -частиц трития поглощается в той ткани, в которой он находится. Мощность эффективной эквивалентной дозы, усредненной по всему телу, равна  $2,6 \cdot 10^{-8}$  Зв/год на 1 Бк/л потребленного воздуха, воды или пищи. Если потребление воды 3 л в день, а концентрация водяного пара в атмосфере  $8 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$ , то эффективная эквивалентная доза при поступлении в организм 1 Бк трития в виде тритиевой воды равна  $2,2 \cdot 10^{-11}$  Зв, а мощность эффективной эквивалентной дозы на единицу атмосферной концентрации (на  $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ ) равна  $2,1 \cdot 10^{-9}$  Зв/год. Если тритий входит в состав молекулярного водорода, то мощность дозы, создаваемая в легких в расчете на  $1 \cdot \text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$  НТ, в воздухе составляет  $10^{-14}$  Гр  $\cdot \text{ч}^{-1}$ , в то время как дозы от поглощенного в тканях трития в 60—150 раз меньше. Мощность эффективной эквивалентной дозы в случае, если удельная активность трития в воздухе равна 1 Бк  $\cdot \text{м}^{-3}$ , оценивается как  $1,1 \cdot 10^{-11}$  Зв  $\cdot \text{год}^{-1}$ .

Радиоактивный распад трития приводит к нарушению молекулярных структур и межмолекулярных связей под действием  $\beta$ -излучения, а также в результате превращения трития в  $^3\text{He}$ . Обладая наименьшей энергией  $\beta$ -частиц, тритий создает значительную плотность ионизации ткани. Кроме того, пробег  $\beta$ -частиц трития значительно меньше геометрических размеров клеток, поэтому поражение тритием локализуется возле самого изотопа, и общее поражение зависит от геометрии его распределения в тканях организма и микрогеометрии распределения в клетке. Атомы трития замещают в молекулах ткани атомы водорода.

Органические соединения трития представляют собой более серьезные факторы риска, чем тритиевая вода, при одинаковом количестве поглощения трития. Половина тритиевой воды выходит из организма через 10 дн., при этом удаление половины ОСТ из организма занимает 21—76 дн. Для некоторых молекул с очень медленной скоростью перехода это время может увеличиться до 280—550 дн. Вред, нанесенный плоду органически связанным тритием, в 4 раза превышает вред, нанесенный взрослому человеку тритиевой водой.

Клиническая картина поражения различных животных большими дозами трития однотипна. После начального периода возбуждения у животных наблюдаются слабость, вялость, снижается пищевая возбудимость. Уменьшается масса тела. Воздействие однократных доз трития  $5,5 \cdot 10^8$  Бк/г приводит к острой лучевой болезни. Удлиняется время свертывания крови, повышается проницаемость кожных сосудов, появляется кровь в кале и моче. Возникают единичные и множественные кровоизлияния в коже, слизистых оболочках, внутренних органах. Снижается содержание лейкоцитов, эритроцитов, тромбоцитов и ретикулоцитов. В острой стадии радиационного поражения отмечается угнетение

ние костномозгового кроветворения. Большие количества тритиевой воды —  $2,7 \cdot 10^5$ — $1,08 \cdot 10^6$  Бк/мл — приводят к снижению продолжительности жизни животных.

Таблица 2

Значения допустимых концентраций трития

Состояние трития	Критический орган	ДС <sub>А</sub> , Бк	ПДП, Бк/год		ДК <sub>А</sub> , Бк/л	
Газ	Все тело	$5,2 \cdot 10^7$	$5,55 \cdot 10^{12}$		$22,2 \cdot 10^5$	
НТО (Т <sub>2</sub> О)	Все тело	$4,4 \cdot 10^7$	$4,4 \cdot 10^8$		$3,7 \cdot 10^2$	
Состояние трития	Критический орган		ПГП, Бк/год		ДКК, Бк/л	
			через органы дыхания	через ЖКТ	в атмосферном воздухе	в воде
Газ	Все тело		$5,55 \cdot 10^{11}$	—	$7,4 \cdot 10^4$	—
НТО (Т <sub>2</sub> О)	Все тело		$7,4 \cdot 10^7$	$11,1 \cdot 10^7$	11,1	$14,8 \cdot 10^4$

Тритий относится к средней группе радиотоксичности. Для газообразного трития и НТО (Т<sub>2</sub>О) категория радиационной опасности Г, минимально значимая активность МЗА =  $3,7 \cdot 10^6$  Бк. Допустимое содержание трития в критическом органе (ДС<sub>А</sub>), допустимые концентрации трития в воздухе рабочей зоны (ДК<sub>А</sub>) и в атмосферном воздухе или воде (ДК<sub>Б</sub>), предельно допустимое поступление через органы дыхания (ПДП) и предел годового поступления в организм (ПГП) приведены в табл. 2. Допустимая концентрация трития в воздухе рабочих помещений для персонала имеет наименьшее значение,  $4,4 \cdot 10^5$  Бк/м<sup>3</sup>, когда он присутствует в виде паров воды. Для населения допустимая концентрация трития в воздухе составляет  $1,9 \cdot 10^3$  Бк/м<sup>3</sup>, а в воде и пище ограничена верхним уровнем  $7,7 \cdot 10^3$  Бк/кг.

## 6.2. Углерод

Углерод — химический элемент 4-й группы главной подгруппы 2-го периода периодической системы,  $Z = 6$ .

Природный углерод состоит из смеси двух стабильных изотопов: <sup>12</sup>С(98,992 %) и <sup>13</sup>С(1,108 %). Наибольшее значение с точки зрения радиоэкологического риска представляет долгоживущий изотоп <sup>14</sup>С, количество которого в природной смеси изотопов углерода равно  $1 \cdot 10^{-10}$  %. <sup>14</sup>С претерпевает β<sup>-</sup>-распад,  $T_{1/2} = 5,70 \cdot 10^3$  лет, в результате которого образуется стабильный <sup>14</sup>Н (выделяемая энергия 156,476 кэВ):



Углерод-14 — чистый β-излучатель, максимальная энергия электронов 185 кэВ, средняя энергия 49,47 кэВ, максимальный пробег

в веществе 31 мг/см<sup>2</sup>, т. е. 0,38 мм в биологической ткани или воде и 23 мм в воздухе. Слой половинного ослабления  $\beta$ -излучения  $^{14}\text{C}$  равен 2,6 мг/см<sup>2</sup>.

Углерод-14 образуется как в естественных, так и в искусственных условиях. Природный нуклид постоянно образуется в нижних слоях атмосферы при взаимодействии нейтронов космического происхождения с ядрами азота по реакции  $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$ . Роль других реакций —  $^{15}\text{N}(n, \alpha)^{14}\text{C}$ ;  $^{16}\text{O}(p, 3p)^{14}\text{C}$ ;  $^{17}\text{O}(n, \alpha)^{14}\text{C}$ ;  $^{13}\text{C}(n, \gamma)^{14}\text{C}$  — в образовании природного  $^{14}\text{C}$  незначительна из-за малых сечений взаимодействия и низкого содержания ядер этих изотопов в естественной смеси элементов.

В атмосфере  $^{14}\text{C}$  образуется в количестве  $3,4 \cdot 10^{26}$  атомов в год. Скорость образования 2,28 атом/(с · см<sup>2</sup>), что составляет  $9,7 \cdot 10^{23}$  атом/сут. По массе это 22,5 г/сут., а по активности —  $5,4 \cdot 10^{12}$  Бк/сут. или  $2,0 \cdot 10^{15}$  Бк/год. Среднее содержание природного нуклида в атмосфере и биосфере остается постоянным:  $227 \pm 1$  Бк/кг углерода. С наибольшей скоростью  $^{14}\text{C}$  образуется на высоте от 9 до 15 км на высоких геомагнитных широтах, однако затем он равномерно распределяется по всей атмосфере. Общая активность космогенного  $^{14}\text{C}$  в биосфере  $8,5 \cdot 10^{18}$  Бк: в стратосфере — 0,3 %, в тропосфере — 1,6, на поверхности земли — 4, в верхних слоях океана — 2,2, в глубинных слоях океана — 92, в донных океанических отложениях — 0,4 %.

При ядерных испытаниях  $^{14}\text{C}$  возникает путем захвата избыточных нейтронов атмосферным азотом. Величина выхода  $^{14}\text{C}$  при взрывах по реакции синтеза равна 0,65 ПБк/Мт, по реакции деления — 0,12 ПБк/Мт (взрыв ядерного боеприпаса мощностью 1 Мт приводит к образованию  $3,2 \cdot 10^{26}$  атомов  $^{14}\text{C}$ ). После взрыва в атмосфере большая часть  $^{14}\text{C}$  уносится в стратосферу, откуда он через 2 года переходит в тропосферу. Ядерные взрывы поставили в атмосферу  $2,1 \cdot 10^{17}$  Бк  $^{14}\text{C}$ . Взрыв на поверхности Земли дает около 50 %  $^{14}\text{C}$  от такого же взрыва в атмосфере. Количество образовавшегося  $^{14}\text{C}$  зависит от типа бомбы, ее конструкции и используемых материалов, а также мощности. За период 1945—1980 гг. образовалось 249,2 ПБк  $^{14}\text{C}$ , что в 1,6 раза больше активности  $^{14}\text{C}$  природного происхождения в тропосфере.

После 1981 г. испытания ядерного оружия в атмосфере прекратились, и предприятия ЯТЦ оказались единственным источником антропогенного нуклида, способным заметно влиять на повышение его концентрации в атмосфере и биосфере Земли. Этот нуклид образуется в активной зоне атомных реакторов любого типа, где существуют мощные потоки нейтронов, которые взаимодействуют с материалами конструкций реактора, с веществом теплоносителя, замедлителя, топлива и имеющимися в них примесями:  $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$ ;  $^{17}\text{O}(n, \alpha)^{14}\text{C}$ ;  $^{13}\text{C}(n, \gamma)^{14}\text{C}$ ;  $^{235}\text{U}(n, f)^{14}\text{C}$  (тройное деление  $^{235}\text{U}$  в топливе). Интенсивность производства зависит от величины нейтронного потока, формы спектра нейтронов и величины эффективных сечений реакций, от изотопного состава компонентов реактора и от содержания целевых изотопов. Реакции об-

разования  $^{14}\text{C}$  идут на уране, азоте и кислороде, а в реакторе с графитовым замедлителем еще и на углероде. Азот присутствует в качестве примеси в топливе и конструкционных материалах, как растворенный газ в теплоносителе и в составе азотных соединений, использующихся для контроля pH в теплоносителе. Кислород содержится в водных замедлителях, охлаждающих жидкостях и в оксидном топливе.  $^{14}\text{C}$ , образовавшийся в жидких или газообразных теплоносителях, входит в состав в различных химических соединений ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$ ). Под воздействием интенсивных радиационных полей идут многочисленные химические реакции, которые существенно влияют на химическую форму  $^{14}\text{C}$ . Меченые соединения со сбросными газами поступают в систему очистки, из которой некоторое количество  $^{14}\text{C}$  попадает в окружающую среду.

Выброс изотопа  $^{14}\text{C}$  из реакторов с графитовым замедлителем оценивается в 100 ГБк/МВт/год, из реакторов типа РБМК, ВВЭР и др. 220, 370 МБк/МВт/год. На заводе по переработке облученных ТВЭЛов  $^{14}\text{C}$  выделяется при растворении ОЯТ. В пурекс-процессе  $^{14}\text{C}$  высвобождается в виде  $\text{CO}_2$ . К 1980 г. ядерная индустрия в мире произвела  $1,4 \cdot 10^{14}$  Бк и выпустила в окружающую среду  $6 \cdot 10^{13}$  Бк  $^{14}\text{C}$ .

Выбросы  $^{14}\text{C}$  из АЭС — незначительный фактор накопления этого радионуклида в атмосфере, составляющий десятые доли процента от уровня естественного фона. Локальные очаги загрязнения  $^{14}\text{C}$  могут оказаться вблизи АЭС на расстоянии 2 км от ее выбросной вентиляционной трубы, где содержание  $^{14}\text{C}$  в растениях может быть на 50—90 % больше, чем в растениях, находящихся от АЭС на расстоянии 30 км.

Более значительные количества  $^{14}\text{C}$ , сравнимые с содержанием его в атмосферном воздухе, выбрасываются при переработке ТВЭЛов, в которых он накапливается в результате нейтронной активации примесей топлива и теплоносителя. Однако удельная концентрация ( $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) не возрастает, поскольку в атмосферу выбрасывается неактивный  $\text{CO}_2$ , образовавшийся при сжигании ископаемых угля и нефти, в которых  $^{14}\text{C}$  за долгие годы их формирования распался (эффект Зюсса). Предполагается, что концентрация  $\text{CO}_2$  в тропосфере к 2100 г. за счет сжигания ископаемого топлива увеличится в 2 раза, а удельная активность  $^{14}\text{C}$  снизится.

Определение содержания  $^{14}\text{C}$  в объектах окружающей среды основано на превращении исходного органического образца в бензол, являющийся растворителем для жидкой сцинтилляционной системы. Синтез бензола осуществляют по схеме: органический образец  $\rightarrow \text{C}$  (уголь)  $\rightarrow \text{C}_2\text{H}_2 \rightarrow \text{C}_6\text{H}_6$ . Измерение  $^{14}\text{C}$  проводят на жидкосцинтилляционном счетчике чувствительностью  $(2\text{—}5) \cdot 10^{-11}$  Ки/проба. Образцы газообразных соединений  $^{14}\text{C}$  могут быть измерены с помощью ионизационных камер, счетчиков внутреннего наполнения или сцинтилляционных. Образцы, приготовленные в виде толстослойных препаратов, могут быть измерены в проточных газовых счетчиках и с помощью обычных торцевых счетчиков.

Углерод, содержащийся в образце, необходимо перевести в подходящую химическую форму. При использовании пропорциональных счет-



чиков такими формами являются  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$ . Жидкосцинтилляционный метод имеет ряд преимуществ при определении  $^{14}\text{C}$ . При таком подходе синтезируют бензол, затем в него добавляют сцинтиллирующие добавки и определяют радиоактивность. Эффективным методом определения  $^{14}\text{C}$  является ускорительная масс-спектрометрия, АМС, а также лазерная внутривибрационная оптогальваническая спектроскопия (ICOGS), с помощью которой определяют, например, изотопное отношение  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$  в  $\text{CO}_2$ .

Углерод — биогенный элемент; он необходим для всех форм жизни и участвует в большинстве биологических и геохимических процессов на Земле. Наряду со стабильными изотопами углерода ( $^{12}\text{C}$  и около 1,1 %  $^{13}\text{C}$ ), существует небольшое количество  $^{14}\text{C}$ , образующееся в атмосфере и затем входящее в цикл углерода. Образующийся по реакции  $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$   $^{14}\text{C}$  входит в состав молекулы  $^{14}\text{CO}_2$ , которая поглощается растениями, а затем и животными, питающимися этими растениями. В различных объектах (деревья, животные, атмосфера) концентрация изотопа  $^{14}\text{C}$  одинакова в любой точке планеты из-за процессов перемешивания, протекающих в атмосфере. Если живой организм погибает, то со временем равновесие нарушается, поскольку прекращается изотопный обмен, и содержание  $^{14}\text{C}$  понижается с  $T = 5730$  лет. Это явление легло в основу датирования органических веществ древнего происхождения (до 4000 лет). Возраст определяется путем сравнения остаточного содержания  $^{14}\text{C}$  в исследуемом образце со стандартной удельной активностью природного углерода.

Удельная активность биологического углерода, измеренная в образцах древесины, выращенных в XIX в., равна 0,227 Бк на 1 г углерода, что соответствует атмосферному количеству  $1,4 \cdot 10^{17}$  Бк. В течение XX в. удельная активность  $^{14}\text{C}$  снизилась из-за разбавления выбросами в атмосферу углекислого газа при сгорании ископаемого топлива. Это снижение (эффект Зюсса) составило несколько процентов.

Углерод-14 присутствует в атмосфере в виде  $\text{CO}_2$ , а в океане в виде растворенных в воде бикарбонатов. Согласно измерениям активности древесины, выращенной в XIX в., фоновая концентрация  $^{14}\text{C}$  равна  $0,227 \pm 0,001$  Бк на 1 г углерода. Из-за эффекта Зюсса это значение снизилось к 2000 г на 20 %, но в дальнейшем это снижение будет затихать из-за истощения природного топлива. Природный  $^{14}\text{C}$  в биосистеме находится в равновесии с его содержанием в компонентах окружающей среды. Концентрация природного  $^{14}\text{C}$  в атмосфере всегда испытывала циклические колебания в несколько процентов величины, причем с двумя периодами: в 100 лет (космическое излучение от солнечного цикла) и в 1000 лет (изменение геомагнитного экранирования Земли). В отличие от природного техногенный  $^{14}\text{C}$  не находится в стационарном состоянии с разными компонентами окружающей среды (воздух, вода и др.).

Радиоуглерод высокоподвижен. С мест выбросов в результате атмосферных процессов нуклид переносится на большие расстояния и, окисляясь до  $^{14}\text{CO}_2$ , вступает в естественный круговорот углерода.

После образования атомов  $^{14}\text{C}$  они окисляются на воздухе до  $^{14}\text{CO}$ , а затем в течение нескольких недель — до  $^{14}\text{CO}_2$ , молекулы которого равномерно перемешиваются с воздухом. Углекислый газ атмосферы — основной источник углерода. Он в огромных количествах усваивается растениями в процессах фотосинтеза. Растениями питаются животные, поэтому вся живая органическая материя содержит  $^{14}\text{C}$ , хотя и в ничтожных количествах ( $1,18 \cdot 10^{-14} \%$  относительно  $^{12}\text{C}$ ). Большое время его жизни способствует его равномерному распределению. В результате обменных процессов, протекающих в живой природе, содержание  $^{14}\text{C}$  в растениях и животных в течение их жизни остается постоянным (хотя в разных растениях — разным). Но как только обмен с окружающей средой прекращается, содержание  $^{14}\text{C}$  начинает медленно снижаться.

Окисленный во внешней среде  $^{14}\text{C}$  накапливается в растениях, а затем по пищевым цепочкам поступает животным и человеку. Коэффициент перехода в цепочке «атмосферный углерод — углерод растений» равен единице, а равновесие устанавливается в течение двух-трех месяцев. За время испытаний ядерного оружия содержание  $^{14}\text{C}$  в растительных продуктах, молоке, мясе повысилось в 2 раза по сравнению с природным фоном.

Благодаря круговороту углерода в природе происходит постоянный обмен  $^{14}\text{C}$  между атмосферой, гидросферой, почвенным покровом и органическим миром. Углерод осадочных пород и отложений, угля и нефти практически не участвует в обменном процессе. Породы содержат 99,83 % всего углерода, что составляет 4800 г/см<sup>2</sup> земной поверхности, которая равна  $5,1 \cdot 10^{18}$  см<sup>2</sup>. Другая часть земного запаса углерода сосредоточена в обменном бассейне (0,17 %). Время обмена в этом бассейне между отдельными резервуарами: атмосферой, биосферой, гумусом, поверхностными и глубинными водами океана изменяется от нескольких лет — среднее время пребывания молекулы  $\text{CO}_2$  в атмосфере до перехода ее в поверхностные воды океана — до нескольких сотен лет — среднее время пребывания молекулы  $\text{CO}_2$  в глубинных водах океана до перехода ее в атмосферу. Среднее время пребывания молекулы  $\text{CO}_2$  в атмосфере до ее перехода в резервуар осадочного бассейна (нефть или уголь) составляет миллионы лет. Поэтому весь запас естественного  $^{14}\text{C}$  сосредоточен в резервуарах обменного бассейна. Удельная активность естественного  $^{14}\text{C}$  составляет  $14 \pm 1$  расп/(мин · г углерода) в резервуарах обменного бассейна. Это соответствует  $^{14}\text{C}/^{12}\text{C} = 1,2 \cdot 10^{-12}$ . Содержание естественного  $^{14}\text{C}$  в организме человека примерно равно 80 нКи. Общее содержание  $^{14}\text{C}$  в биосфере равно  $8,5 \cdot 10^{18}$  Бк. В течение года образуется около  $10^{15}$  Бк. Удельная активность природного  $^{14}\text{C}$  в биосфере на поверхности Земли достигает 230 Бк/кг. Содержание  $^{14}\text{C}$  в тканях растений и животных составляет 22,7 Бк/кг углерода. Его величина колеблется для различных тканей в пределах 20—93 Бк/кг. В живом организме удельная активность  $^{14}\text{C} = 0,3$  Бк на 1 г углерода, что соответствует изотопному содержанию  $^{14}\text{C}$  около  $10^{-10} \%$ . Обмен  $^{14}\text{C}$  между атмосферой, биосферой

и гидросферой протекает с временными константами нескольких лет. Период полуочищения атмосферы примерно составляет 1,5—5 л. Попавший в окружающую среду  $^{14}\text{C}$  через 14 лет приходит в равновесие с атмосферным  $\text{CO}_2$ . Равновесие  $^{14}\text{C}$  между атмосферой и наземными растениями устанавливается примерно за 2 мес.

Глобальному воздействию радионуклида  $^{14}\text{C}$  подвергаются все представители растительного и животного мира. Возможно, что в экосистемах существуют менее устойчивые к радиации объекты, чем человек, потому повышение концентрации  $^{14}\text{C}$  во внешней среде представляет не только гигиеническую, но и экологическую проблему.

В процессе фотосинтеза  $^{14}\text{C}$  усваивается растениями, через которые он попадает в организмы животных и человека (99 % через ЖКТ). Вклад ингаляционного пути менее 1 %. Из атмосферы около 90 %  $^{14}\text{C}$  усваивается морскими организмами (фитопланктоном) и 10 % поглощается наземными биоценозами. В растения  $^{14}\text{C}$  может поступать в небольшом количестве также из почвы. Содержание  $^{14}\text{C}$  в организме животных коррелирует с содержанием его в растениях в предыдущем году. Углерод в организм человека в основном попадает с едой. Углерода с пищей человек потребляет  $300 \text{ г} \cdot \text{дн}^{-1}$  с почти полным поглощением, тогда как при вдыхании —  $3 \text{ г} \cdot \text{дн}^{-1}$ , причем только 1 % удерживается в организме. Среднее время пребывания углерода в организме человека — 53 дн.

В организм человека  $^{14}\text{C}$  поступает в форме различных органических и неорганических соединений, в основном в составе углеводов, белков и жиров. Извлечение  $^{14}\text{C}$  из неорганических соединений ( $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ ,  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ ,  $\text{K}_2^{14}\text{CO}_3$ ) характеризуется высокой интенсивностью:  $^{14}\text{C}$  обнаруживается в крови животных с первых минут поступления в организм, через 15 мин; его содержание достигает максимума — нескольких процентов от введенного количества. Образуя в крови непрочные бикарбонатные соединения,  $^{14}\text{C}$  быстро выводится. В органах и тканях накапливается незначительная часть введенного количества нуклида, причем распределяется он достаточно равномерно: накопление происходит сначала в печени, почках, селезенке, а затем — в скелетной и жировой ткани. При длительном поступлении  $^{14}\text{C}$  он медленно накапливается — от 1,7 % на вторые сутки до 7,7 % на 32-е от ежедневно вводимого количества в виде  $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ . К концу месяца устанавливается равновесное состояние между поступлением нуклида и его содержанием в организме.

Углерод-14, участвуя в обменных процессах наряду с атомами стабильного углерода, проникает во все ткани организма, включаясь в молекулы органических соединений. Из-за сродства с жировой тканью равномерно распределяется в организме. Биологическое действие его связывают не только с радиационным воздействием  $\beta$ -частиц и атомов отдачи азота, но и с трансмутационными эффектами, которые возникают при превращении атомов  $^{14}\text{C}$  в атомы  $^{14}\text{N}$ . Особую опасность эти процессы могут приобрести при включении  $^{14}\text{C}$  в ДНК и РНК половых клеток, так как даже единичные акты его распада ведут к мутациям.

Поэтому увеличение содержания изотопа  $^{14}\text{C}$  в биосфере может привести к накоплению мутаций.

Взрослый человек потребляет с пищей 95 кг углерода в год при средней активности на единицу массы углерода 230 Бк/кг. В теле условного человека массой 70 кг содержится 16 кг углерода, в жировой ткани — 0,6, в скелетных мышцах — 3,0, в костях — 0,7, что дает суммарную активность  $^{14}\text{C}$  около 4000 Бк. В организме человека равновесное состояние наступает через 1,5 года после начала поступления нуклида в организм. Обмен радиоуглерода зависит от формы его соединения, что сказывается на величинах формируемых доз внутреннего облучения. В организме человека в год распадается  $5,63 \cdot 10^{11}$  атомов  $^{14}\text{C}$  (величина того же порядка, что и для атомов  $^{40}\text{K}$ ). Однако энергия при этом выделяется не такая большая.  $^{14}\text{C}$  претерпевает  $\beta$ -распад, но с энергией 0,156 МэВ. Общая годовая доза от «внутреннего» облучения за счет калия и углерода составляет 0,56 мЗв (вклад  $^{14}\text{C}$  0,2 мЗв).

Скорость выведения из организма органических соединений зависит от их класса:  $^{14}\text{C}$  в углеводах выводится интенсивнее, чем в форме аминокислот и жирных кислот, а введенный в составе спиртов задерживается дольше «углеводного». Со временем скорость выведения замедляется. Радиоуглерод выводится в основном через органы дыхания, значительно меньше — через почки и кишечник.

Мощности доз в биологических тканях зависят от концентрации в них углерода. Содержание углерода на единицу массы в среднем составляет 23 % при расчете на все тело, но изменяется от 9 % в половых железах и 10 % в легких до 41 % в красном костном мозге и 67 % в жировой ткани. Ежегодные поглощенные дозы радиации составляют 5 мкГр для половых желез, 6 мкГр в легких, 20 мкГр в клетках кости и 22 мкГр в красном костном мозге. Годовая эффективная эквивалентная доза от природного  $^{14}\text{C}$  в ткани равна 12 мкЗв. Эффективная доза при потреблении с пищей 1 Бк  $^{14}\text{C}$  равна  $5,2 \cdot 10^{-10}$  Гр. Активность тела человека постоянна, так как  $^{14}\text{C}$  эффективно выводится из организма. Доза при ингаляционном поступлении в 100 раз меньше, чем при пероральном. Ежегодная глобальная генерация составляет  $^{14}\text{C}$   $10^{15}$  Бк; она постоянна во времени и однородна во всем мире. Эффективная доза на единицу генерирования активности  $^{14}\text{C}$  в 1 Бк равна  $1,2 \cdot 10^{-20}$  Зв. Мощность коллективной эквивалентной дозы от естественного  $^{14}\text{C}$  для всего населения Земли ( $4 \cdot 10^9$  человек) составляет  $4,8 \cdot 10^4$  чел.-Зв  $\cdot$  год $^{-1}$ .

После вхождения техногенного  $^{14}\text{C}$  в глобальный углеродный цикл эффективная эквивалентная доза на 1 Бк равна  $1,2 \cdot 10^{-20}$  Зв. Обычно вклад локальных и региональных выбросов  $^{14}\text{C}$  в коллективную дозу очень мал, порядка процента, и им можно пренебречь. Однако в некоторых регионах эта доза существенна, и ее приходится учитывать. Дозу оценивают по степени загрязнения  $^{14}\text{C}$  продуктов питания.

Повреждающее действие  $^{14}\text{C}$ , вошедшего в состав молекул белков и, особенно, в ДНК и РНК живого организма, обусловлено как радиационным воздействием  $\beta$ -частиц и ядер отдачи азота, так и изменением химического состава молекулы в результате превращения  $^{14}\text{C}$  в  $^{14}\text{N}$ . Осо-

бую опасность эти процессы могут приобрести при включении радиоуглерода в ДНК и РНК половых клеток, так как даже единичные акты его распада ведут к неустранимым организмом точковым мутациям. Значительная часть трансмутационных повреждений ДНК при распаде  $^{14}\text{C}$  приводит преимущественно к генным мутациям второго и третьего порядков, связанным с изменением химической структуры кодонов. Такие изменения практически не восстанавливаются системой репарации и являются необратимыми. Трансмутации составляют 10 % всех повреждений (генетических и соматических), являющихся следствием облучения человека содержащимся в организме  $^{14}\text{C}$ .

Таблица 3

#### Токсичность радиоуглерода

Параметр	Категория А	Категория Б
ДС <sub>А</sub> , Бк	$5,9 \cdot 10^6$	—
ПДП, Бк/г	$3,2 \cdot 10^8$	—
ДК <sub>А</sub> , Бк/л	$1,3 \cdot 10^2$	—
ПГП, Бк/год:		
через органы дыхания		$3,2 \cdot 10^7$
через желудочно-кишечный тракт		$2,4 \cdot 10^7$
ДК <sub>Б</sub> :		
в атмосферном воздухе	—	4,4
в воде	—	$3,0 \cdot 10^4$

Нуклид  $^{14}\text{C}$  слаботоксичен, относится к группе радиационной опасности Г, МЗА =  $3,7 \cdot 10^6$  Бк. Допустимая концентрация  $^{14}\text{C}$  в воздухе рабочих помещений для персонала  $1,4 \cdot 10^4$  Бк/м<sup>3</sup>, если радионуклид присутствует в элементарном виде, что обусловлено его высоким усвоением через органы дыхания. При этом допустимая концентрация в воздухе CO<sub>2</sub> и CO выше в 100 и 700 раз соответственно из-за их низкой резорбции через легкие. Для населения допустимая концентрация  $^{14}\text{C}$  в воздухе равна 55 Бк/м<sup>3</sup>, а в питьевой воде — 240 Бк/л.

Неотложная помощь при отравлении  $^{14}\text{C}$  включает дезактивацию загрязненной кожи водой с мылом, рвотные средства или промывание желудка обильным количеством воды с активированным углем.

### 6.3. Криптон

**Криптон**, Kr, — благородный одноатомный газ, элемент главной подгруппы восьмой группы четвертого периода периодической системы; Z = 36.

В природе Kr представлен пятью стабильными нуклидами и одним слаборадиоактивным:  $^{78}\text{Kr}$  (изотопная распространенность 0,35 %),  $^{80}\text{Kr}$

(2,28 %),  $^{82}\text{Kr}$  (11,58 %),  $^{83}\text{Kr}$  (11,49 %),  $^{84}\text{Kr}$  (57,0 %),  $^{86}\text{Kr}$  (17,3 %). Содержание в атмосферном воздухе  $1,14 \cdot 10^{-4}$  % по объему, общие запасы  $5,3 \cdot 10^{12}$  м<sup>3</sup>. В 1 м<sup>3</sup> воздуха содержится около 1 см<sup>3</sup> Kr. Долгоживущим радиоактивным изотопом криптона является  $^{81}\text{Kr}$  с  $T = 210\,000$  лет.

С экологической точки зрения важным является изотоп  $^{85}\text{Kr}$ ,  $T_{1/2} = 10,776$  лет,  $\beta$ -распад в стабильный  $^{85}\text{Rb}$ . Распад сопровождается излучением одной  $\beta$ -частицы (вероятность 0,9957,  $E_{\beta\text{макс}} = 687$  кэВ,  $E_{\text{ср}} = 251$  кэВ). Вторым типом распада (вероятность 0,43 %) является эмиссия  $\beta$ -частицы (максимальная энергия 173 кэВ) и одного  $\gamma$ -кванта ( $E_{\gamma} = 514$  кэВ). Имеет место электронная конверсия (среднее число на распад 0,00003, энергия 0,4988 МэВ), сопровождающаяся испусканием нескольких конверсионных электронов низкой энергии и рентгеновских лучей. Другие моды распада имеют очень маленькие вероятности и выбрасывают менее энергичные  $\gamma$ -лучи.

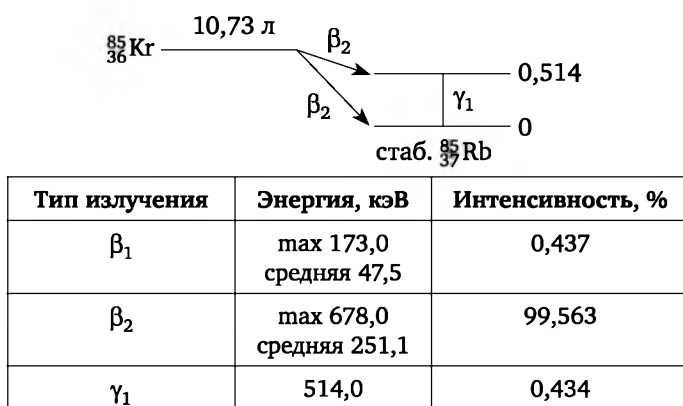


Рис. 1. Схема распада  $^{85}\text{Kr}$

В природе  $^{85}\text{Kr}$  генерируется в небольших количествах в результате взаимодействия космических лучей со стабильным  $^{84}\text{Kr}$ , который присутствует в концентрациях от 1 см<sup>3</sup>/м<sup>3</sup>. В атомном реакторе  $^{85}\text{Kr}$  производится при делении нейтронами ядер U и Pu. Средние выходы при делении отличаются примерно в 2 раза для  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{235}\text{U}$ , будучи 0,6 и 1,3 атомов на 100 делений соответственно. Сейчас содержание  $^{85}\text{Kr}$  в атмосфере в миллионы раз выше, чем до начала атомной эры. Концентрация  $^{85}\text{Kr}$  в атмосфере после 1955 г. начала резко увеличиваться в связи с испытанием ядерного оружия и развитием атомной энергетики. При испытаниях ядерного оружия выделилось  $1,3 \cdot 10^{18}$  Бк  $^{85}\text{Kr}$ . В конце XX в. темпы поступления  $^{85}\text{Kr}$  в воздух уменьшились из-за прекращения испытания атомного оружия и сокращения производства оружейного U.

Радионуклид  $^{85}\text{Kr}$  образуется в реакторах при делении тепловыми нейтронами  $^{235}\text{U}$  и  $^{239}\text{Pu}$  с выходом соответственно 0,3 и 0,125 %; он выбрасывается в атмосферу при работе АЭС и при переработке ОЯТ. Темпы производства  $^{85}\text{Kr}$  зависят от типа топлива и от типа реактора. Для тепло-

вых реакторов наработка  $(1,1—1,5) \cdot 10^{13}$  Бк/МВт (эл.).  $^{85}\text{Kr}$  образуется в ТВЭЛах, где он сохраняется до тех пор, пока их не подвергают переработке. Только небольшая доля ( $< 1\%$ ) РБГ, проникающих через оболочки ТВЭЛОВ, выбрасывается в атмосферу при эксплуатации реактора.

Мощность всех АЭС в мире в 2002 г. составляла 353 289 МВт (эл.), и с учетом их суммарной тепловой мощности на всех атомных станциях за 1 год нарабатывается около  $6,1 \cdot 10^{18}$  Бк  $^{85}\text{Kr}$ .

Существует несколько способов улавливания и извлечения  $^{85}\text{Kr}$  из сбросных газов радиохимических заводов и АЭС: адсорбция при комнатной температуре на слое активированного угля; низкотемпературная адсорбция на слое древесного угля или силикагеля; низкотемпературная дистилляция; избирательная адсорбция на фреоне-12; пропускание сквозь мембраны с избирательной проницаемостью; осаждения клатратов. Методы очистки задерживают удаляемые газы на время, достаточное для распада короткоживущих газов. Для улавливания  $^{85}\text{Kr}$  эти методы неэффективны.

Криптон-85 удаляется из атмосферы за счет процесса радиоактивного распада. Низкая растворимость Kr в воде ограничивает накопление  $^{85}\text{Kr}$  в дождевой воде. Адсорбция Kr на твердых воздушных аэрозолях и последующее их осаждение слабо удаляет  $^{85}\text{Kr}$ . Переход  $^{85}\text{Kr}$  в почву возможен путем диффузии, однако этот механизм удаляет лишь 0,05 % Kr из атмосферы. Поэтому почва не играет никакой роли в удалении  $^{85}\text{Kr}$ . Воды океана удаляют 3 % атмосферного Kr, т. е. являются второстепенным стоком  $^{85}\text{Kr}$ .

Объем Kr равен  $1,113 \cdot 10^{-6}$  объема воздуха, масса Kr в атмосфере  $1,64 \cdot 10^{10}$  г, масса Kr в перемешиваемом слое океана глубиной 100 м  $6,7 \cdot 10^{12}$  г, т. е. 0,04 % массы Kr в атмосфере, содержание Kr в океане  $4,7 \cdot 10^{14}$  г, т. е. 3 % общего количества в океане. Океаны незначительные поглотители  $^{85}\text{Kr}$  из атмосферы. Такие процессы, как вымывание, «сухое» осаждение и осаждение за счет адсорбции на аэрозольных частицах, приводят к удалению лишь небольшой части  $^{85}\text{Kr}$ .

Из-за инертности благородных газов  $^{85}\text{Kr}$  имеет тенденцию к накоплению в атмосфере в концентрации, определяемой скоростью его поступления в атмосферу, метеорологической диффузией и радиоактивным распадом для любой заданной точки. Ни Мировой океан, ни поверхность Земли не являются значительными поглотителями этого радионуклида.

Криптон-85 обычно измеряют счетчиком внутреннего наполнения. Радиоактивный газ вводят непосредственно в рабочий объем, что обеспечивает регистрацию практически каждого акта распада, если он сопровождается испусканием заряженной частицы. Для регистрации  $^{85}\text{Kr}$  используют также метод измерения активности газов с помощью тонкостенных счетчиков. При достаточной активности  $^{85}\text{Kr}$  его идентификацию и определение содержания в атмосфере проводят с помощью  $\gamma$ -спектрометра с германиевым детектором по  $\gamma$ -линии 0,514 МэВ

(0,43 %). Выход  $\gamma$ -квантов в  $\beta$ -распаде 0,435 %, и измерение требует не менее 500 см<sup>3</sup> Kr, т. е. 440 м<sup>3</sup> воздуха.

Для мониторинга содержания <sup>85</sup>Kr в атмосфере используют лабораторные установки, извлекающие Kr из воздуха с помощью низкотемпературной динамической адсорбции на активированном угле или силикагеле с последующей фракционированной десорбцией и разделением фракций методом газовой хроматографии. Применяются также установки с ректификационной колонной, где сжиженный воздух разделяется на легкую и тяжелую фракции; Kr, Xe и Rn концентрируются в тяжелой фракции. На конечной стадии концентрирования используют газовый хроматограф. Аппаратура монтируется на грузовых автомобилях или морских судах.

Воздействие <sup>85</sup>Kr на человека происходит путем внешнего облучения от проходящего облака и (или) внутреннего облучения после ингаляции <sup>85</sup>Kr и поглощения в тканях организма. Удельная активность <sup>85</sup>Kr в атмосфере 1 Бк/м<sup>3</sup> дает дозу  $8 \cdot 10^{-9}$  Зв/год. С точки зрения радиотоксичности 440 Бк <sup>85</sup>Kr эквивалентна 1 Бк <sup>222</sup>Rn (без учета его продуктов распада).

Поскольку выход  $\gamma$ -квантов на один акт распада <sup>85</sup>Kr в 250 раз меньше, чем  $\beta$ -частиц, то критическим органом является кожа, непосредственно соприкасающаяся с загрязненным воздухом. При этом доза облучения гонад и всего тела ниже на два порядка по сравнению с дозой в коже. В организм человека <sup>85</sup>Kr поступает через органы дыхания; критический орган — легкие. Концентрация <sup>85</sup>Kr в организме не является равномерной: в жировой ткани она в 50 раз выше, чем в других частях тела. Коэффициенты распределения равны 0,45 для жировой и 0,07 для нежировой тканей. У людей с нормальным содержанием жира накопление равновесной концентрации <sup>85</sup>Kr в организме происходит в течение 3 ч, а при повышенном содержании жира в тканях — в течение 9 ч, т. е. гораздо медленнее. При содержании <sup>85</sup>Kr в воздухе 37 кБк/м<sup>3</sup> равновесная концентрация в жировой ткани равна 0,015 Бк/г, в скелете — 0,0048 Бк/г и в мягких тканях — 0,0031 Бк/г. Для человека массой 70 кг концентрация <sup>85</sup>Kr составляет (кБк): в жировой ткани — 188, в скелете — 4,48, в мягких тканях — 146, в организме — 383.

При ингаляции Kr максимальная его концентрация оказывается в легких и жировой ткани. По величине отношения концентрации этого радионуклида в какой-либо ткани к концентрации в воздухе органы располагаются в следующем порядке: легкие > костный мозг > жировая ткань > надпочечники > лимфатические узлы > кожа > поджелудочная железа > щитовидная железа > кости. Высокие значения концентрации Kr в костном мозге связаны со значительным содержанием в нем жира. При ингаляции в течение 4 сут. <sup>85</sup>Kr накапливается в отдельных органах животных быстрее, чем в других: коэффициент накопления составляет 0,154 для кожи; 0,171 — для яичников; 0,081 — для толстого кишечника, и он значительно ниже для таких органов, как мозг, — 0,007, сердце — 0,012 и кости — 0,015.



Выведение Kг из отдельных органов описывается суммой трех компонент. Среднее значение  $T_6$  Kг из легких и крови составляет 30 с, среднее значение  $T_6$  из жировой ткани находится в пределах 1,8—3,7 ч, а среднее значение  $T_6$  выведения из мышечной и других тканей 4—11 мин.

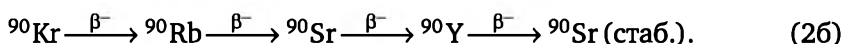
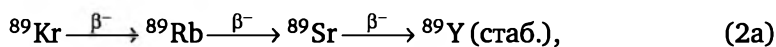
Значения мощности равновесной поглощенной дозы для различных органов человека на единицу концентрации  $^{85}\text{Kг}$  в воздухе при погружении в полубесконечное облако ( $\text{сГр} \cdot \text{м}^3/3,7 \cdot 10^4 \text{ Бк/г}$ ): кожа — 1,8; жировая ткань —  $1,5 \cdot 10^{-2}$ ; легкие —  $3,1 \cdot 10^{-2}$ ; красный костный мозг —  $1,8 \cdot 10^{-2}$ ; скелет —  $1,9 \cdot 10^{-2}$ ; яичники —  $6,2 \cdot 10^{-3}$ ; семенники —  $1,6 \cdot 10^{-2}$ ; все тело —  $1,5 \cdot 10^{-2}$ .

МКРЗ в условиях 40-часовой рабочей недели рекомендует значение предельной концентрации  $^{85}\text{Kг}$  в воздухе равным  $5 \cdot 10^6 \text{ Бк/м}^3$ .

## 6.4. Стронций

**Стронций** — элемент главной подгруппы второй группы пятого периода периодической системы,  $Z = 38$ . Природный стронций состоит из смеси стабильных изотопов, но основной вклад вносят четыре:  $^{84}\text{Sr}$  (0,56 %),  $^{86}\text{Sr}$  (9,86 %),  $^{87}\text{Sr}$  (7,02 %),  $^{88}\text{Sr}$  (82,56 %).

Изотопы стронция характеризуются большим выходом в реакциях деления U и Pu. При делении U и Pu  $^{89}\text{Sr}$  и  $^{90}\text{Sr}$  образуются в цепочках превращений:



**Стронций-89** ( $\beta^-$ -распад, 50,57 дн.) — дочерний стабильный  $^{89}\text{Y}$ . Максимальная энергия электронов 1,46 МэВ, средняя 0,583 МэВ.

**Стронций-90** — радиоактивный нуклид стронция,  $T = 28,90$  лет,  $\beta^-$ -распад (вероятность 100 %), максимальная энергия излучения 0,5459 МэВ, средняя энергия 0,196 кэВ, продуктом распада является  $^{90}\text{Y}$  ( $\beta^-$ -распад, 64 ч (максимальная энергия электронов 2,27 МэВ), превращающийся в стабильный  $^{90}\text{Zr}$ .  $^{90}\text{Sr}$  — дочерний продукт  $\beta^-$ -распада  $^{90}\text{Rb}$  (158 с).

При делении  $^{235}\text{U}$  и  $^{239}\text{Pu}$  тепловыми нейтронами в реакторе  $^{89}\text{Sr}$  образуется с выходами 4,8 и 1,71 %, а  $^{90}\text{Sr}$  — с выходами 5,77 и 2,25 %.

$^{90}\text{Sr}$  определяют по дочернему  $^{90}\text{Y}$ , который осаждается в виде оксалатов; из продуктов питания выделение  $^{90}\text{Y}$  производят экстракцией моноизооктиловым эфиром метилфосфоновой кислоты, из золы, костной ткани  $^{90}\text{Y}$  выделяют экстракцией ТБФ; активность измеряют на низкофоновой установке. Определение  $^{89}\text{Sr}$  в пищевых продуктах, растениях и костной ткани основано на осаждении Sr дымящей  $\text{HNO}_3$  с последующим измерением активности жидкостным сцинтилляционным счетчиком.

Автоматизированный метод одновременного определения радиоактивных изотопов Pb и Sr в пробах дождевой воды основан на использо-

вании микроколонки, заполненной ионитом с последующим использованием индуктивно связанной масс-спектро스코пии.

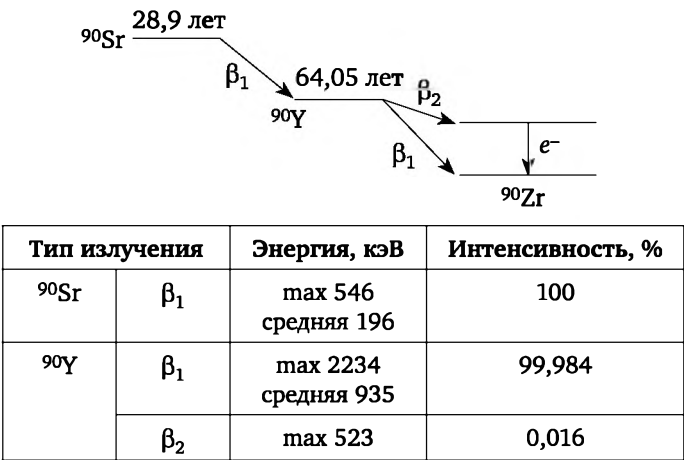


Рис. 2. Схема распада  $^{90}\text{Sr}$

Таблица 4

Выход  $^{90}\text{Sr}$  при делении U, Pu и Th нейтронами, %

Нуклид	Тепловые	Быстрые
$^{235}\text{U}$	5,84	5,21
$^{239}\text{Pu}$	2,12	2,05
$^{238}\text{U}$		3,20
$^{232}\text{Th}$		7,66

Большие количества  $^{90}\text{Sr}$  попали в окружающую среду при ядерных испытаниях. На  $^{90}\text{Sr}$  приходится значительная часть активности в смеси продуктов ядерного взрыва: 35 % суммарной активности сразу после взрыва и 25 % через 15 лет. Производство  $^{90}\text{Sr}$  при ядерных взрывах —  $3,8 \cdot 10^{15}$  Бк на 1 Мт бомбы. Взрывы до 1980 г. дали  $6 \cdot 10^{17}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$ . При выбросах большая часть радионуклидов попадает в стратосферу и остается там в течение многих месяцев, медленно опускаясь и рассеиваясь по всей поверхности земного шара.  $^{89}\text{Sr}$  (50,5 сут.), попав в стратосферу, там и распадается, не представляя радиационной опасности для населения, в отличие от  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , которые, выпадая, загрязняют поверхность Земли на многие годы. Напротив, при авариях на ядерных реакторах, когда накопленная равновесная активность  $^{89}\text{Sr}$  в 10 раз превышает активность  $^{90}\text{Sr}$  ( $^{90}\text{Sr}$  из-за своего большого периода полураспада не успевает накопиться за 3 года работы реактора), ситуация меняется. Сразу после аварии на ЧАЭС активность выброшенных короткоживущих радионуклидов  $^{89}\text{Sr}$  была во много раз выше, чем  $^{90}\text{Sr}$  или  $^{137}\text{Cs}$ . После испытаний ядерного оружия радиоактивные осадки

состоят из водорастворимых и способных к ионному обмену форм  $^{90}\text{Sr}$ , а после аварии на ЧАЭС  $^{90}\text{Sr}$  осаждался в формах устойчивых соединений.

Стронций-90 производится при делении топлива ядерных реакторов. Выход зависит от состава топлива, типа реактора и степени выгорания топлива. При делении  $^{235}\text{U}$  образуются  $^{88}\text{Sr}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  и  $^{90}\text{Sr}$  с выходами 3,57; 4,79; 5,77 соответственно, а также короткоживущие изотопы с массовыми числами от 91 до 97. Благодаря медленному распаду относительное содержание  $^{90}\text{Sr}$  в смеси продуктов деления U постепенно увеличивается: через 3 мес. на долю  $^{90}\text{Sr}$  приходится около 13 % суммарной активности, через 15—20 лет — 25 %. В тепловом реакторе выход составляет  $9,5 \cdot 10^{13}$  Бк на 1 МВт (эл.). Некоторое количество  $^{90}\text{Sr}$ , произведенное в топливе, попадает в охлаждающую жидкость через дефекты в оболочках ТВЭЛов. Жидкие стоки очищаются, но небольшое количество  $^{90}\text{Sr}$  все же попадает в окружающую среду. Ежегодный выпуск  $^{90}\text{Sr}$  из всех реакторов мира составляет  $2 \cdot 10^{12}$  Бк. Выпуск  $^{90}\text{Sr}$  с заводов по переработке ОЯТ сравнительно небольшой.

При ядерных авариях на ПО «Маяк» в 1957 и 1967 гг. в окружающую среду было выброшено значительное количество  $^{90}\text{Sr}$ . После аварии на ЧАЭС во внешнюю среду его попало сравнительно немного — суммарный выброс оценивается в 0,22 МКи; вся территория со значительным загрязнением  $^{90}\text{Sr}$  оказалась в пределах 30-километровой зоны. Большое количество  $^{90}\text{Sr}$  попало в водоемы, но в речной воде его концентрация нигде не превышала предельно допустимой нормы для питьевой воды.

Стронций — щелочноземельный элемент, похожий на кальций, барий и радий. Он, как и кальций, через пищевые цепи поступает из окружающей среды в человека, но стронций в меньшей степени, чем кальций.

После импульсного поступления  $^{90}\text{Sr}$  в окружающую среду 90 % его через 9 лет оказывается в мясе, рыбе и яйцах, через 12 лет в зерновых продуктах, через 14 лет в молоке, через 32 года в овощах и через 77 лет во фруктах.

Проникновению Sr в организм животных и человека через пищевую систему препятствует фактор, который называют «дискриминация стронция в пользу кальция». Он выражается в том, что при одновременном присутствии Ca и Sr организм предпочитает первый из них. Соотношение Ca/Sr в растениях вдвое больше, чем в почве. А в молоке и сыре содержание стронция в 5—10 раз меньше, чем в траве, идущей на корм скоту.

В организм человека  $^{90}\text{Sr}$  поступает с пищей. Поступление с питьем (коровье молоко) менее важно (5 % от веществ, попавших в желудок). С рыбой поступает не более 3 % от радиоактивных осадков, даже в странах, где рыба основной продукт питания. При этом в кишечнике всасывается до 20 % от его поступления. Величина поглощения  $^{90}\text{Sr}$  организмом зависит от возраста. Так, у детей в связи с быстро растущей костной тканью она на порядок выше, чем у взрослого.

$^{90}\text{Sr}$  поступает в организм человека через ЖКТ, легкие и кожу. Растворимые соединения Sr хорошо всасываются из ЖКТ, величина резорбции — 0,1—0,6; резорбция менее 0,01 для плохо растворимых соединений. При резорбции стронция из ЖКТ важны диета, химическое соединение радионуклида и физиологические факторы (возраст, лактация и беременность, состояние минерального обмена, нервной и эндокринной систем). Величина всасывания  $^{90}\text{Sr}$  из ЖКТ уменьшается с увеличением возраста и с повышением содержания кальция и фосфора в диете. Прием альгината натрия за 20 мин до введения  $^{90}\text{Sr}$  понижает его содержание в крови примерно в 10 раз, а лактоза и лизин, наоборот, удваивают величину всасывания Sr из ЖКТ.

Стронций быстро всасывается из легких. Через 5 мин после интратрахеального введения в количестве  $1,48 \cdot 10^4$  Бк/г в легких остается 33,3 % введенного количества, через сутки — 0,39 %. При нанесении изотопов стронция на кожу в количестве  $2,4 \cdot 10^5$  Бк/см<sup>2</sup> фиксация активности происходит сразу же после загрязнения кожи.

Стронций в живых организмах может замещать кальций, поэтому он накапливается в основном в костях, и облучению  $\beta$ -частицами подвергаются костная ткань, красный костный мозг, клетки, расположенные на костных поверхностях, и кроветворная система. Вследствие этого развивается анемия («малокровие»). В мягких тканях задерживается менее 1 %. У детей минеральный обмен в костных тканях идет интенсивней, чем у взрослых, поэтому в их скелете  $^{90}\text{Sr}$  накапливается в большем количестве, но и выводится быстрее. От отложенного в костной ткани  $^{90}\text{Sr}$  страдает красный костный мозг. От  $^{90}\text{Sr}$ , накопленного в тазовых костях, облучаются генеративные ткани. После внутривенного введения радиоактивного стронция в организм человека через 100 сут. в нем останется 20 % от введенного количества. Доля отложений стронция в скелете зависит от пути его поступления. При интратрахеальном поступлении депонируется 76 %, ингаляционном — 31,6 %, внутрибрюшном — 81,2 % и накожном — 7 %. Распределение радиоактивного Sr в разных частях одной и той же кости и в разных костях неравномерное. Стронций откладывается в участках костей, обладающих наибольшей зоной роста, где происходит усиленное образование кости.

Стронций плохо выводится из организма. Выведение Sr из организма человека и животных происходит как с калом, так и с мочой. При пероральном поступлении большая часть Sr выделяется с калом. За 8 сут. суммарное выделение  $^{89}\text{Sr}$  составляет 77,9 %, из них 5 % с мочой. Установлено несколько периодов полувыведения  $^{90}\text{Sr}$  из организма. Короткий период полувыведения (2,5—8,5 сут.) характеризует выведение Sr из мягких тканей, длинный период (90—154 сут.) — преимущественно из костей. Среднее время пребывания  $^{90}\text{Sr}$  в костях 3,4—6,7 лет (с возрастом оно падает).

Коллективная доза на 1 Бк  $^{90}\text{Sr}$ , попавшего в среду обитания, оценивается в  $7 \cdot 10^{-12}$  чел-Гр для костного мозга. Эффективная доза при

потреблении 1 Бк  $^{90}\text{Sr}$  равна  $2,4 \cdot 10^{-8}$  Зв (пероральное поступление) и  $8,0 \cdot 10^{-8}$  Зв (ингаляционное поступление).

При длительном поступлении  $^{90}\text{Sr}$  в организм в результате облучения костной ткани могут развиваться лейкемия и рак костей. Поэтому для этого радионуклида установлены низкие ПДК — в 100 раз ниже, чем для  $^{137}\text{Cs}$ . Для красного костного мозга взвешивающий коэффициент в 12 раз больше, чем у костной ткани, поэтому именно он является критическим органом при попадании  $^{90}\text{Sr}$  в организм, что увеличивает риск заболевания раком костного мозга.

Для  $^{90}\text{Sr}$  группа радиационной опасности Б, МЗА =  $3,7 \cdot 10^4$  Бк; для  $^{89}\text{Sr}$  группа радиационной опасности В, МЗА =  $3,7 \cdot 10^5$  Бк.

Допустимая концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в воздухе рабочих помещений в 24 раза ниже, чем  $^{89}\text{Sr}$ , что указывает на его высокую опасность. Для населения допустимая концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в атмосферном воздухе равна  $2,7$  Бк/м<sup>3</sup>, что находится за пределами чувствительности большинства методов выделения и измерения радиоактивности этого изотопа.

Неотложная помощь при отравлении  $^{90}\text{Sr}$  предусматривает дезактивацию кожи раствором пентамина, ЭДТА, 2%-ным раствором соляной кислоты, внутрь рекомендуются адсобар, серноокислый барий, альгинат натрия. Применяют промывание желудка или рвотные средства.

## 6.5. Технеций

Технеций, Тс, — химический элемент 7-й группы 5-го периода периодической системы (подгруппа марганца),  $Z = 43$ . Существовавший в момент образования Земли технеций давно распался, но в очень малых количествах в природных минералах он присутствует, так как образуется в ядерных реакциях компонентов космического излучения с молибденом, ниобием и рутением, а также при спонтанном делении урана.

Технеций — самый легкий из элементов, не имеющих стабильных изотопов. Самыми важными изотопами Тс являются долгоживущий («холодный»)  $^{99}\text{Tc}$  ( $2,111 \cdot 10^5$  лет) и его ядерный изомер  $^{99m}\text{Tc}$  (6,0058 ч) — короткоживущий («горячий») технеций. Удельная активность  $^{99}\text{Tc}$  около 0,62 ГБк/г. Ядерный изомер  $^{99m}\text{Tc}$  —  $\gamma$ -излучатель, энергия 0,14 МэВ.

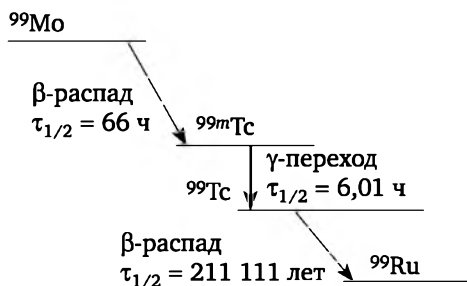
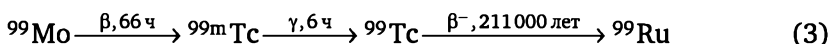


Рис. 3. Схема распада  $^{99}\text{Mo}$  (материнский нуклид  $^{99m}\text{Tc}$  и  $^{99}\text{Tc}$ )

**Технеций-99**,  $2,111 \cdot 10^5$  лет, в основном  $\beta$ -излучатель,  $E_\beta = 0,2935$  МэВ (99,9984 %), слабое ( $E_\beta = 0,203$  МэВ,  $1,2 \cdot 10^{-5}$  %)  $\beta$ -излучение, слабое  $\gamma$ -излучение,  $E_\gamma = 0,089$  МэВ, относится не к  $^{99}\text{Tc}$ , а к  $3/2^+$  уровню  $^{99}\text{Ru}$ ; энергия распада 0,2938 МэВ, один из основных продуктов деления  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$  и  $^{239}\text{Pu}$ .

Материнским изотопом является  $^{99}\text{Mo}$ , который образует небольшую цепочку последовательных распадов: сначала он с  $T_{1/2} = 2,7489$  дн. путем  $\beta$ -распада превращается в  $^{99m}\text{Tc}$ , затем изомерным переходом (около 100 %,  $\beta$ -распад, 0,0037 %) — в  $^{99}\text{Tc}$  и, наконец,  $\beta$ -распадом — в стабильный  $^{99}\text{Ru}$ .

Основную схему распада  $^{99}\text{Mo}$  можно представить в виде:



Активность 1 г  $^{99}\text{Tc}$  равна  $6,2 \cdot 10^8$  расп/с, т. е. около 630 МБк/г (37 800 расп/(мин · мкг), 17 МКи/г).

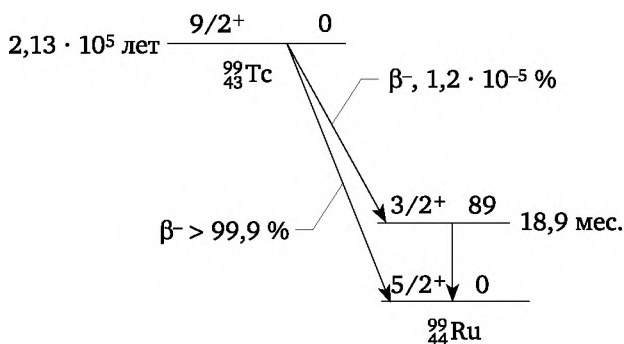


Рис. 4. Схема распада  $^{99}\text{Tc}$  (энергии в кэВ)

Содержание  $^{99}\text{Tc}$  в компонентах окружающей среды может быть определено различными методами: радиометрия, масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой, ускорительная масс-спектрометрия, калориметрия и т. п.  $^{99}\text{Tc}$  —  $\beta$ -излучатель с относительно невысокой максимальной энергией (293,5 кэВ) с низкой удельной активностью (0,6 МБк/мг) — затрудняет определение в растворе. Аналитические линии 254,324 нм, 261,000 и 264,702 нм. Определение  $^{99}\text{Tc}$  в водных растворах различного катионного состава осуществляют с помощью оптического эмиссионного спектрометра с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-ОЭС) без предварительного разделения. Определение  $^{99}\text{Tc}$  в почвах и осадках ведут с предварительным его соосаждением с Fe(III). В организме Tc диагностируется по  $\gamma$ -излучению от тела и от биосубстратов.

Основными источниками поступления Tc в окружающую среду являются проведение ядерных испытаний (180 ТБк), сбросы АЭС (4 ГБк), атмосферные выпадения после Чернобыльской аварии (0,75 ТБк) и выбросы заводов по переработке ОЯТ. Ежегодное накопление Tc в мире в результате работы АЭС составляет около 6 т, и к 2005 г. его наработа-

но примерно 60 т. По мере развития ядерной энергии будет увеличиваться его вклад в радиационную дозу, получаемую населением.

При нормальной эксплуатации реакторов АЭС выделение Тс из них в окружающую среду очень мало. 1 МБк Тс выделяется из 1000 МВт (эл.) реактора в год. За 6000 реакторо-лет при средней мощности реактора 700 МВт (эл.) общее выделение  $^{99}\text{Tc}$  составит только 4,2 ГБк. Однако аварии на АЭС и предприятиях ЯТЦ приводят к выбросам Тс в окружающую среду.

В настоящее время Тс присутствует во всех компонентах окружающей среды. В природных средах Тс обычно находится в форме  $\text{TcO}_4^-$  — хорошо растворимой и подвижной в водной фазе. Действительно, из-за высокой растворимости (11,3 мол/л для натриевой соли, 20 °С)  $^{99}\text{TcO}_4^-$  легко мигрирует в земной коре и по пищевым цепям. Большой размер и низкая плотность заряда оксоаниона делают селективное распознавание в водном растворе делом трудным. Хорошие результаты для распознавания  $^{99}\text{TcO}_4^-$  в водном растворе дает использование рецептора  $\text{LNH}_6^+$ , где L — полипротонированный азакриптант.

В высоких степенях окисления Тс довольно быстро мигрирует в геосистемах. Так, коэффициенты диффузии  $^{99}\text{TcO}_4^-$  в гранитах варьируются от  $9,7 \cdot 10^{-13}$  до  $1,3 \cdot 10^{-12}$  м<sup>2</sup>/с, причем с ростом рН системы скала/вода коэффициент распределения уменьшается.

С химической точки зрения Тс и его соединения нетоксичны. Опасность Тс — радиотоксичность. Радиологическая токсичность конкретного изотопа Тс зависит от вида молекулы, в которую он входит, типа радиации и периода полураспада. При инъекции Тс попадает почти во все ткани организма и задерживается желудком, кровью, слюной и особенно щитовидной железой (до 12—24 %). Концентрирование долгоживущего Тс в организме является крайне опасным, так как может привести к поражениям тканей  $\beta$ -излучением. Хотя удельная активность Тс невелика и составляет 17 мКи/г, сухие препараты этого элемента дают дозу облучения на их поверхности 0,1 р/ч · мг, что опасно. Следует учитывать также летучесть многих соединений Тс ( $\text{Tc}_2\text{O}_7$ ,  $\text{HTcO}_4$ , хлоридов Тс и т. д.).

Величина всасывания соединений Тс из желудочно-кишечного тракта равна 0,8. При этом 0,04 технеция задерживается в щитовидной железе, 0,1 в стенках желудка и 0,03 в печени. Из органов и тканей (кроме щитовидной железы) Тс выводятся с биологическим периодом полувыведения  $T_6 = 2—20$  сут. Максимальные дозы формируются в желудке, кишечнике, щитовидной железе и слюнных железах.

Для  $^{99}\text{Tc}$  критические органы — ЖКТ (растворимые соединения) и легкие (растворимые соединения), а для  $^{99m}\text{Tc}$  критический орган — ЖКТ (как растворимые, так и нерастворимые соединения).

Для  $^{99}\text{Tc}$  группа радиационной опасности В, МЗА =  $3,7 \cdot 10^5$  Бк. Для  $^{99}\text{Tc}$  в составе нерастворимых соединений  $\text{ДС}_\text{А} = 3,3 \cdot 10^3$  Бк, ПДП =  $5,6 \cdot 10^6$  Бк (для растворимых  $2 \cdot 10^8$  Бк), ДК<sub>А</sub> = 2,2 Бк/л.

## 6.6. Йод

**Йод** — элемент 17-й группы периодической таблицы (по устаревшей классификации — элемент главной подгруппы VII группы), пятого периода,  $Z = 53$ . Химически активный неметалл, относится к группе галогенов.

Единственным стабильным изотопом является  $^{127}\text{J}$ . Из изотопов йода, образующихся в ядерных реакторах при делении нейтронами  $^{235}\text{U}$  и  $^{239}\text{Pu}$ , радиологическую опасность представляют:  $^{129}\text{J}$  ( $1,57 \cdot 10^7$  лет),  $^{131}\text{J}$  (8,0207 дн.),  $^{132}\text{J}$  (2,295 ч),  $^{133}\text{J}$  (20,8 ч),  $^{134}\text{J}$  (0,876 ч) и  $^{135}\text{J}$  (6,572 ч). Наиболее опасны  $^{129}\text{J}$  и  $^{131}\text{J}$ .

**Йод-129** путем  $\beta$ -распада переходит в стабильный  $^{129}\text{Xe}$ . Максимальная энергия электронов 0,15 МэВ, средняя энергия 0,049 МэВ (вероятность 100 %). Распад сопровождается  $\gamma$ -излучением с энергией 0,04 МэВ (вероятность 8,8 %). Полная энергия распада на 1 Бк 0,0884 МэВ.

В природе этот изотоп образуется в литосфере и гидросфере при спонтанном делении U и в результате космических реакций. Концентрация  $^{129}\text{J}$  достигает  $10^{-14}$  г на 1 г  $^{127}\text{J}$ . При промышленном производстве выделяется из продуктов деления U (выход 0,8 %). Изотоп  $^{129}\text{J}$  относится к числу наиболее радиологически значимых нуклидов в глобальном масштабе. Его вклад в дозовую нагрузку на население в отдаленной перспективе будет существенен. Активно включаясь в глобальный цикл,  $^{129}\text{J}$  является потенциальным глобальным облучателем на протяжении миллионов лет. В конце XX в. его суммарный выброс в атмосферу составил  $10^{12}$  Бк.

**Йод-131** при  $\beta$ -распаде переходит в стабильный  $^{131}\text{Xe}$ . Максимальные энергии электронов (в МэВ): 0,25 (2,13 %), 0,34 МэВ (7,36 %) и 0,61 (80,4 %), энергии  $\gamma$ -квантов: 0,08 (2,62 %), 0,284 (6,06 %), 0,364 (81,2 %), 0,673 (7,27 %) и 0,723 (1,8 %). Полная энергия распада на 1 Бк 0,57 МэВ. Обычно  $^{131}\text{J}$  выделяют из продуктов деления (выход 3,1 %).

Изотопы йода определяют радиометрическими или масс-спектрометрическими методами. Например, измерение концентрации  $^{129}\text{J}$  ( $1,57 \cdot 10^7$  лет) проводят ускорительной масс-спектрометрией AMS с использованием свободного от носителей совместного осаждения  $\text{AgJ}$  —  $\text{AgCl}$ . Этим же методом определяют изотопное отношение  $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$ . Было показано, что  $^{129}\text{J}$  неравномерно распределен в окружающей среде, атомное отношение  $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$  варьируется от  $10^{-12}$  в образцах доядерной эры до  $10^{-14}$  в некоторых высокоактивных образцах из аварийных выбросов. Загрязнение изотопами йода внешней среды, продуктов питания, воды определяют по данным радиометрических и спектрометрических исследований. В организме определение радиоактивных изотопов йода проводят по  $\beta$ -излучению от биосубстратов и  $\gamma$ -излучения от щитовидной железы и тела.

Изотопы  $^{129}\text{J}$  и  $^{131}\text{J}$  присутствуют в окружающей среде в результате спонтанного деления природного урана. В силу своего очень большого периода полураспада  $^{129}\text{J}$  накоплен в земной коре, а также в океан-



ских водах, откуда он поступает в биосферу. Естественное отношение  $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$  в морской воде составляет  $3 \cdot 10^{-14}$  от спонтанного деления  $^{238}\text{U}$ , и вклад того же порядка величины возникает от спонтанного деления  $^{235}\text{U}$  и от производства в верхних слоях атмосферы при взаимодействии протонов высокой энергии, нейтронов и фотонов с изотопами ксенона. Атомарные отношения  $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$  для богатых йодом минералов варьируются от  $2 \cdot 10^{-15}$  до  $10^{-13}$ . Естественная активность  $^{129}\text{J}$  в океанах  $7 \cdot 10^9$  Бк, отношение  $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$  в морской воде  $3 \cdot 10^{-14}$ .

Изотопы  $^{129}\text{J}$  и  $^{131}\text{J}$  попали в окружающую среду в результате ядерных взрывов. Выходы  $^{129}\text{J}$  и  $^{131}\text{J}$  при испытании оружия равны 0,0126 и 0,029 % соответственно. В начальный момент большая часть активности приходится на короткоживущие изотопы йода  $^{134}\text{J}$  и  $^{135}\text{J}$ , имеющие также и сравнительно высокий собственный выход. Активности  $^{129}\text{J}$  и  $^{131}\text{J}$ , произведенные в ядерных испытаниях, равны  $4 \cdot 10^{11}$  и  $6 \cdot 10^{20}$  Бк. Радиоактивные продукты, возникающие при взрыве атомного оружия, огибают Землю за 20—30 дн., что составляет среднее время пребывания аэрозоля в тропосфере. Это время превышает среднее время жизни  $^{131}\text{J}$ , так что за это время изотоп успевает в значительной степени распасться. Сейчас выброшенный при испытаниях  $^{129}\text{J}$  присутствует в окружающей среде, где он будет оставаться в течение миллионов лет, тогда как весь  $^{131}\text{J}$  распался.

В настоящее время антропогенными источниками изотопов йода являются заводы по переработке ОЯТ и АЭС.  $^{131}\text{J}$  и  $^{129}\text{J}$  образуются при делении топлива ядерных реакторов. Равновесная активность  $^{131}\text{J}$  на единицу электрической мощности устанавливается после нескольких недель облучения уранового топлива на уровне  $3 \cdot 10^{15}$  Бк на МВт (эл.) и несколько возрастает к концу облучения топлива. Активность  $^{131}\text{J}$  производства на единицу выработанной энергии составляет  $9 \cdot 10^{16}$  Бк на МВт (эл.). Нарбатываемая в реакторе активность  $^{129}\text{J}$  намного меньше, чем  $^{131}\text{J}$ . Производство  $^{129}\text{J}$  составляет  $1,5 \cdot 10^8$  Бк на МВт (эл.). В обычных условиях режима эксплуатации АЭС выбросы йода невелики. Для реакторов ВВЭР и РБМК они составляют 130 и 360 ГБк/(ГВт · г). При этом в виде элементарного йода выбрасывается около 5 %, а в основном йод находится в форме органических соединений. В аварийных ситуациях радиоактивная опасность обуславливается (в начальный период) именно изотопами йода. При аварии в Селафилде (Великобритания) в 1957 г. выброс  $^{131}\text{J}$  в атмосферу составил  $7 \cdot 10^{14}$  Бк, а при аварии в Три-Майл-Айленде (США) в 1979 г. —  $7 \cdot 10^{14}$  Бк.

Йод известен многообразием химических соединений, поэтому выбросы йода в атмосферу происходят в различных химических формах. К наиболее активным формам относится элементарный йод, который под воздействием различных факторов образует многочисленные химические соединения, взаимодействует с твердыми атмосферными частицами, адсорбируясь на их поверхности. В атмосфере оказываются элементный йод ( $\text{J}_2$ ), органический йод (например, в виде  $\text{CH}_3\text{J}$ ) и гипойодная кислота ( $\text{HOJ}$ ), причем йод частично адсорбирован на ча-

стицах аэрозоля. В воздухе стоков реакторов ВВЭР 31 %  $^{131}\text{J}$  входит в органические соединения, 40 % в  $\text{HOJ}$ , 27 % элементного и 2 % йода адсорбировано на аэрозолях.

Отработанные ТВЭЛы хранятся при АЭС более 6 мес. до полного распада  $^{131}\text{J}$ , поэтому заводы по переработке ОЯТ выпускают только  $^{131}\text{J}$ .

Йод-131 определяют  $\gamma$ -спектрометрически по линии 364,5 кэВ. Для анализа природных уровней  $^{129}\text{J}$  используется ускорительная масс-спектрометрия и радиохимический нейтронно-активационный анализ. При определении  $^{129}\text{J}$  в образцах почвы и биологических объектах проводят сжигания образца в токе кислорода. Образовавшийся йод улавливают, пропуская продукты сгорания через активированный уголь. При использовании радиохимических методов йод переводится в растворенное состояние с последующей экстракцией и выделением  $\text{AgJ}$ .

Йод характеризуется высокой миграционной способностью. Поступая во внешнюю среду, он включается в биологические цепи миграции, становится источником внешнего и внутреннего облучения. Он неравномерно распространен в природе, его количество в литосфере в 5 раз выше, чем в океанских водах. Йод в море попадает при эрозии суши. Циркуляция в биосфере происходит за счет испарения морской воды и разложения веществ морского происхождения.

Из-за очень большого периода полураспада и высокой подвижности йода в окружающей среде  $^{129}\text{J}$  распространяется по всей Земле. Будучи выброшенным в атмосферу или в водную среду,  $^{129}\text{J}$  в конечном счете достигает океанов в течение периода времени, очень короткого по сравнению с его полураспадом, затем он возвращается в атмосферу и земную биосферу при испарении морской воды. Атмосферная вода обменивается в течение 10 дней. Удельная активность  $^{129}\text{J}$  на единицу массы стабильного йода любого экологического компонента земной биосферы (в том числе воздуха и продуктов питания) со временем становится равной активности в морской воде. Активность  $^{129}\text{J}$ , после того как в атмосферу попадет 1 Бк этого изотопа, отнесенная на единицу массы стабильного йода, равна  $2,6 \cdot 10^{-17} \text{ Бк г}^{-1}$ .

Йод — элемент, имеющий фундаментальное значение для человеческого организма, так как является важным компонентом гормона щитовидной железы, который необходим для роста организма и его метаболизма.

В организм человеку радиойод может поступать через органы дыхания, с пищей и водой, через кожные покровы, раны и ожоговые поверхности. Главным источником поступления радиойода населению в зонах радионуклидного загрязнения являются местные продукты питания растительного и животного происхождения. В первую очередь это молоко, свежие молочные продукты, листовые овощи, имеющие поверхностное загрязнение, а в случае  $^{129}\text{J}$  — говядина. Опасность для здоровья усугубляется в районах, характеризующихся нехваткой природного йода.

Передача йода через молоко зависит от таких параметров, как скорость осаднения; время пребывания йода на растительности, масса травы, потребляемая одной коровой в день, и др. Йод характеризуется высокой величиной всасывания в ЖКТ и легких. Для растворимых соединений она достигает 100 %, а для слаборастворимых соединений определяется их растворимостью. Величина и скорость всасывания, накопления радионуклида в органах, скорость выведения из организма зависят от возраста, пола, содержания стабильного йода в диете и других факторов.

**Замечание.** Скорость поступления  $^{131}\text{J}$  в организм человека с молоком превышает скорость поступления с воздухом в 40 раз, поэтому дозы облучения щитовидной железы отличаются в 40 раз для взрослого человека и в 400 раз для детей.

Поступивший в организм радиоактивный йод быстро всасывается в кровь и лимфу. Органы и ткани по концентрации йода образуют убывающий ряд: щитовидная железа > почки > печень > мышцы > кости. Его концентрация в щитовидной железе в 10 000 раз больше, чем в любом другом органе. В щитовидной железе  $^{131}\text{J}$  накапливается достаточно быстро: через 2 ч после поступления в организм содержание радионуклида составляет 5—10 %, через 6 ч — 15—20 %, а через сутки — 25—30 % от введенного количества. В нормально функционирующей железе 90 % йода связано с белками. Особенно высокие дозы формируются в щитовидной железе детей, что обусловлено ее малым размером. Они могут в 2—10 раз превышать дозу облучения этого органа у взрослого. Радиоактивный йод из организма беременной женщины поступает к плоду, в железе которого поглощаемая доза излучения в десятки раз больше, чем в железе матери.

Таблица 5

**Поглощенные дозы от изотопов йода при поступлении в организм человека  $3,7 \cdot 10^4$  Бк каждого радионуклида, мГр**

Вид излучения	Радионуклид йода					
	$^{125}\text{J}$	$^{129}\text{J}$	$^{131}\text{J}$	$^{132}\text{J}$	$^{133}\text{J}$	$^{135}\text{J}$
β-Излучение	12	91	17	0,22	3,65	0,66
γ-Излучение	4	2	1	0,065	0,17	0,13

Таблица 6

**Зависимость от возраста поглощенной дозы в щитовидной железе, Гр, при поступлении в нее 1 Бк  $^{131}\text{J}$  или  $^{129}\text{J}$**

		Возраст			
		6 мес.	4 года	14 лет	взрослый
Ингаляция	$^{131}\text{J}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$4,9 \cdot 10^{-7}$	$3,8 \cdot 10^{-7}$
	$^{129}\text{J}$	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$
Перорально	$^{131}\text{J}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$6,5 \cdot 10^{-6}$	$5,1 \cdot 10^{-7}$
	$^{129}\text{J}$	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$

При поступлении в организм в течение первого часа в верхнем отделе тонкого кишечника всасывается 80+90 % йода. Переход в кровь из ЖКТ является полным и осуществляется очень быстро. Он всасывается со скоростью 5 % в минуту и поглощается за 2 ч.

Поглощение щитовидной железой йода зависит от его содержания в крови, от размера щитовидной железы и от суточного потребления стабильного йода. 30 % йода, поступающего в кровь, откладывается в щитовидной железе, а остальной через почки выводится из организма. Из всего организма, из щитовидной железы, печени, почек, селезенки и скелета йод выводится с периодом  $T_b$ , равным 138, 138, 7, 7, 7 и 12 сут. соответственно. Выведение йода из целого организма можно описать двумя экспонентами. Составляющая доля 0,7 выводится с  $T_b$ , равным 0,35 сут., а вторая доля — 0,3 с  $T_b$ , равным 100 сут.

Поскольку йод избирательно поглощается в щитовидной железе, его концентрация в этом органе значительно выше, чем в других органах и тканях организма. Стабильная концентрация йода в щитовидной ткани взрослого человека составляет  $500 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$  в то время как в остальной части организма это гораздо меньше, чем  $1 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ . Поскольку основной вклад поглощенных доз от  $^{129}\text{J}$  и  $^{131}\text{J}$  связан с испусканием  $\beta$ -частиц, которые имеют малый пробег в тканях человека, поглощенные дозы в щитовидной железе в 1000 раз выше, чем в других органах и тканях.

Индивидуальная и коллективные дозы облучения щитовидной железы от йода, образовавшегося при ядерных испытаниях на 1 Бк  $^{131}\text{J}$  составили  $1,3 \cdot 10^{-24}$  Гр и  $3 \cdot 10^{-15}$  чел-Гр. Коллективные дозы облучения щитовидной железы от промышленного выброса в атмосферу 1 Бк оцениваются в  $1,4 \cdot 10^{-12}$  и  $5,8 \cdot 10^{-12}$  чел-Гр для  $^{131}\text{J}$  и  $^{129}\text{J}$  соответственно. Коллективные дозы облучения щитовидной железы при пероральном поступлении 1 Бк  $^{131}\text{J}$  равны  $8,7 \cdot 10^{-12}$  и  $2,3 \cdot 10^{-12}$  чел-Гр при потреблении молока и свежих листовых овощей соответственно, а для  $^{129}\text{J}$   $1,2 \cdot 10^{-10}$ ,  $5,0 \cdot 10^{-11}$  и  $6,4 \cdot 10^{-12}$  чел-Гр для потребления молока, свежих листовых овощей и говядины соответственно.

Тяжесть радиационных поражений при пероральном поступлении  $^{131}\text{J}$  в организм человека определяется следующими количествами (МБк/кг): 5 — легкая, 18 — средняя, 55 — тяжелая. Токсичность радионуклида  $^{131}\text{J}$  при поступлении через легкие в 2 раза выше. При поступлении меньших количеств  $^{131}\text{J}$  наблюдаются нарушения функции щитовидной железы. Облучение щитовидной железы дозами в несколько десятков грей приводит к снижению ее функциональной активности с частичным восстановлением в ближайшие месяцы и возможным последующим новым снижением. Функциональные нарушения проявляются не только уменьшением секреции гормонов, но и снижением их биологической активности.

Значимое учащение опухолей щитовидной железы происходит при дозе облучения более 0,5 Гр. У женщин и детей опухоли возникали в 2 раза чаще, чем у мужчин. Риск смерти от опухоли щитовидной железы оценивается в  $5 \cdot 10^{-4}$  на 1 Гр. В зависимости от дозы облучения

латентный период достигает 25—40 лет. У детей он короче и может составлять 10 лет. Биологическое действие  $^{125}\text{J}$  по сравнению с  $^{131}\text{J}$  специфично. Распад  $^{125}\text{J}$  происходит в результате  $K$ -захвата, который сопровождается каскадом фотонов характеристического излучения и низкоэнергетических Оже-электронов. По показателю функционального состояния железа  $^{125}\text{J}$  эффективнее, чем  $^{131}\text{J}$ , а по показателю гибели клеток он менее эффективен. Долгоживущий  $^{129}\text{J}$  характеризуется малой активностью на единицу массы ( $6,54 \cdot 10^6$  Бк/г), поэтому при поступлении его в организм человека в значительных количествах проявляется токсическое действие йода как химического элемента.

Изотопы  $^{129}\text{J}$  и  $^{131}\text{J}$  относятся к группе Б токсичности ( $\text{МЗА} = 3,7 \cdot 10^4$  Бк). Санитарными нормами НРБ—99 минимально допустимые концентрации в воздухе рабочих помещений установлены для  $^{129}\text{J}$ , а максимальные (примерно в 1000 раз больше) — для  $^{134}\text{J}$ .

С целью профилактики при работе в зоне, загрязненной радиоизотопами йода, ежедневно принимают 0,25 г КJ. Проводят дезактивацию кожных покровов водой с мылом, промывают носоглотку и полость рта. При попадании радионуклидов йода внутрь организма проводят прием внутрь иодида калия и натрия, сайодина или перхлората калия. Применяют рвотные средства или промывание желудка.

## 6.7. Цезий

Цезий ( $Z = 55$ ) — щелочной металл. Природный цезий состоит из одного природного изотопа —  $^{133}\text{Cs}$ . С экологической точки зрения наибольшее значение имеют изотопы  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .  $^{134}\text{Cs}$  (2,0652 лет)  $\beta$ -распадом превращается в стабильный  $^{134}\text{Ba}$ . Максимальные энергии электронов (МэВ): 0,078 (27,4 %), 0,210 (2,47 %), 0,665 (70,1 %), энергии  $\gamma$ -квантов от 0,605 (97,6 %) до 1,362 МэВ. Полная энергия распада на 1 Бк 1,72 МэВ.

Важным изотопом является  $^{137}\text{Cs}$  (30,1671 лет). Энергия распада 1,17563 МэВ, продукт распада — стабильный  $^{137}\text{Ba}$ . В 94,4 % случаев распад происходит с промежуточным образованием ядерного изомера бария  $^{137m}\text{Ba}$  (2,55 мин), который, в свою очередь, переходит в основное состояние с испусканием  $\gamma$ -кванта с энергией 661,7 кэВ (или конверсионного электрона с энергией 661,7 кэВ). При распаде  $^{137}\text{Cs}$  испускается также рентгеновское излучение с энергией 32 кэВ. Максимальные энергии электронов (МэВ): 0,52 (94,6 %) и 1,2 (5,4 %), энергия  $\gamma$ -квантов 0,6616 МэВ (94,6 %), полная энергия распада на 1 Бк 0,8486 МэВ. Активность 1 г  $^{137}\text{Cs}$  =  $3,2 \cdot 10^{12}$  Бк.

Цезий-134 образуется в ядерном реакторе, однако он не является прямым продуктом деления. В реакторах на тепловых нейтронах он возникает в результате нейтронной активации (реакция  $^{133}\text{Cs}(n, \gamma)^{134}\text{Cs}$ ) стабильного изотопа  $^{133}\text{Cs}$ , который получается с большим выходом как конечный продукт цепочки распада продуктов деления с  $A = 133$ .

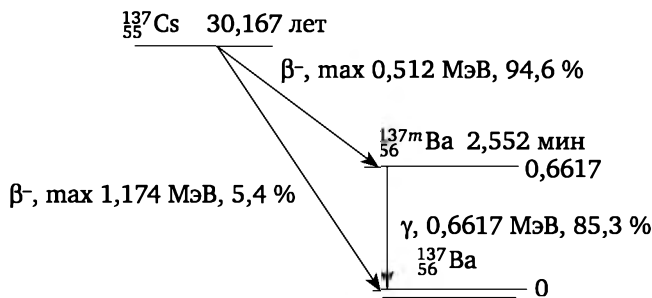


Рис. 5. Схема распада  $^{137}\text{Cs}$

Изотоп  $^{137}\text{Cs}$  образуется при делении ядер U в  $^{235}\text{U}$  и  $^{239}\text{Pu}$  тепловыми нейтронами в ядерных реакторах и при ядерном взрыве. Выход деления относительно высок: примерно шесть атомов на 100 делений. Непосредственно он возникает при  $\beta$ -распаде  $^{137}\text{Xe}$  (3,818 мин):



Содержание и отношение активностей радионуклидов  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в топливе зависят от времени работы реактора и его мощности.

Цезий-137 в почвах и донных осадках иногда возможно определять без предварительного концентрирования  $\gamma$ -спектрометрически по линии 661,8 кэВ. Из кислых растворов  $^{137}\text{Cs}$  селективно извлекают с помощью фосфомолибдата аммония в динамических условиях. В природных водах требуется предварительное концентрирование — сорбция материалами на основе смешанных ферроцианидов калия и переходных металлов (Fe, Cu, Ti, Zr и др.). Часто определение  $^{137}\text{Cs}$  проводят осаждением  $\text{Cs}_3\text{SbJ}_9$  после предварительного концентрирования радионуклида на ферроцианиде никеля. В пищевых продуктах и растительности осуществляют концентрированием  $^{137}\text{Cs}$  на осадке ферроцианида никеля и последующим выделением его в виде сурьмянисто-йодидной или гексахлортеллуридной соли.  $^{134}\text{Cs}$  определяют  $\gamma$ -спектрометрически по линиям 604,6 и 795,9 кэВ.

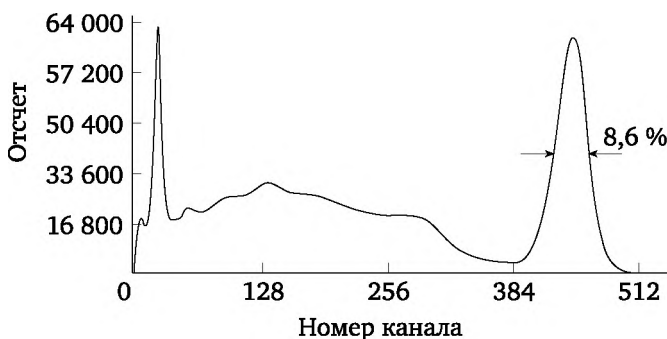


Рис. 6. Спектр от образцового спектрометрического источника  $\gamma$ -излучения  $^{137}\text{Cs}$  (хорошо видна линия 664 кэВ (распад  $^{137m}\text{Ba}$  13 %), присутствует также линия рентгеновского излучения с энергией 32 кэВ)

Атмосферные испытания ядерного оружия привели к широкому распространению в среде радиоактивных продуктов деления. При ядерных взрывах образуется только изотоп  $^{137}\text{Cs}$ . К 1963 г., когда закончились испытания ядерного оружия в атмосфере, суммарная активность  $^{137}\text{Cs}$ , выброшенного в атмосферу, составляла  $9,62 \cdot 10^{17}$  Бк. Глобальная плотность загрязнения почв на 1983 г. по  $^{137}\text{Cs}$  составила  $3,3 \cdot 10^9$  Бк/км<sup>2</sup>.

Цезий-137 образуется при делении U в топливе ядерных реакторов. Его количество зависит от степени выгорания и типа топлива и от энергетического спектра нейтронов в реакторе. Небольшие количества продуктов деления, произведенные в топливе, попадают в охлаждающую жидкость через дефекты в оболочках ТВЭЛов. После прохождения системы очистки жидких стоков небольшое количество  $^{137}\text{Cs}$  поступает в окружающую среду. В газовые выбросы этот изотоп практически не попадает.

Ядерная энергетика является источником поступления  $^{137}\text{Cs}$  в окружающую среду. В 2000 г. реакторами АЭС всех стран мира в атмосферу было выброшено  $22,2 \cdot 10^{19}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$ . Выброс  $^{137}\text{Cs}$  осуществляется не только в атмосферу, но и в океаны с атомных подводных лодок, танкеров, ледоколов, оснащенных ядерно-энергетическими установками. Суммарная активность продуктов деления, образовавшихся в ядерном реакторе АПЛ мощностью 60 МВт при его непрерывной работе в течение одного года, достигает  $3,7 \cdot 10^{17}$  Бк, в том числе  $^{137}\text{Cs}$  —  $24 \cdot 10^{14}$  Бк.

На заводах по переработке ОЯТ топливо растворяют. Весь  $^{137}\text{Cs}$  уходит в потоки отходов, но в окружающую среду его попадает мало.

При глобальных выпадениях поступление в человека  $^{137}\text{Cs}$  с пищей осуществляется через зерновые продукты, мясо и молоко. С фруктами и овощами  $^{137}\text{Cs}$  поступает намного меньше. Морские пищевые цепочки имеют второстепенное значение, даже в тех странах, где рыба широко употребляется. В Японии в период 1966—1971 гг. только 8 %  $^{137}\text{Cs}$  попало в жителей при потреблении рыбной продукции.

Цезий-137 в человека может поступать по цепочке: лишайник → северный олень → человек. Цезий хорошо извлекается из почвы лишайниками, после чего его активность медленно снижается (на 5—10 % в год). Лишайники обеспечивают кормовую базу для выпаса оленей в зимний период. Коэффициент распределения  $^{137}\text{Cs}$  между лишайником и оленьей зимой 4,9. Летом животные питаются травой, поэтому уровни  $^{137}\text{Cs}$  в мясе имеют заметные сезонные колебания. Высокие концентрации  $^{137}\text{Cs}$  возникают в эскимосских группах населения, которые питаются оленьей. Уровни 740—1300 Бк на 1 кг массы тела наблюдались у оленеводов в течение 1964 г. от осадков, что в 100 раз больше, чем у лиц из других регионов.

Внутри живых организмов  $^{137}\text{Cs}$  проникает через органы дыхания и пищеварения. Хорошей защитной функцией обладает кожа (через неповрежденную поверхность кожи проникает 0,007 % нанесенного препарата цезия, через обожженную — 20 %; при нанесении препара-

та Cs на рану всасывание 50 % препарата наблюдается в течение первых 10 мин, 90 % всасывается только через 3 ч).

Цезий по химическим свойствам близок к калию. В живых организмах он полностью включается в метаболизм, конкурируя с калием. Однако скорость миграции в организме у Cs в 25 раз меньше, чем у калия.

Цезий при поступлении в организм хорошо всасывается. При этом в желудок поступает 7 %  $^{137}\text{Cs}$ , в двенадцатиперстную кишку — 77 %, в тонкую — 76 %, в подвздошную — 78 %, в слепую — 13 %. Накапливается в мягких тканях и селезенке. При пероральном введении основная часть активности вначале сосредоточивается в кишечнике, затем реабсорбируется в нисходящих отделах. Попад в кровь,  $^{137}\text{Cs}$  довольно равномерно распределяется по органам и тканям; он быстро покидает кровяное русло. В первые 10—30 мин максимальная концентрация наблюдается в почках. Затем происходит перераспределение, и основное количество активности (до 52,2 %) задерживается мышечной тканью. Через 5 мин после внутривенной инъекции в крови человека обнаруживается 27 %  $^{137}\text{Cs}$  от введенного количества, через 2 ч — 3,5 % и через 10 сут. — 2 %  $^{137}\text{Cs}$ . В условиях хронического поступления  $^{137}\text{Cs}$  накапливается в организме до определенной величины. Концентрации Cs и K в жировых тканях низки, поэтому при одинаковых концентрациях  $^{137}\text{Cs}$  в пище концентрации  $^{137}\text{Cs}$  у мужчин выше, чем у женщин. В мужском организме Cs удерживается дольше, чем в женском.

Таблица 7

**Допустимые уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$ , Бк/кг**

Продукты детского питания	185
Молоко и молочные продукты, жиры, хлеб, крупы, мука, сахар	370
Сгущенное и сухое молоко	1200
Специи, чай, мед (потребление менее 10 кг/год)	6000
Прочие продукты	600

Через дыхательные пути в организм человека поступление  $^{137}\text{Cs}$  составляет 0,25 % величины, поступающей с пищей. 80 % попавшего в организм цезия накапливается в мышцах, 8 % — в скелете, а 12 % распределяются между сердцем и печенью. Накопление Cs в органах и тканях происходит до определенного предела, при этом интенсивная фаза накопления сменяется равновесным состоянием, когда содержание Cs в организме остается постоянным. Равновесное состояние у сельскохозяйственных животных наступает через 10—30 дн., у человека через 430 дн.

Цезий-137 легко выводится из организма (через почки и кишечник). Через месяц после прекращения поступления Cs из организма выводится 80 % введенного количества, однако в процессе выведения значительные количества Cs повторно всасываются в кровь в нижних отделах кишечника. Из организма человека  $^{137}\text{Cs}$  выводится с  $T_6$  равным



70 сут., из мышц, легких и скелета — 140 сут. Значения  $T_6$  коррелируют с возрастом и массой пациентов. Время пребывания  $^{137}\text{Cs}$  в организме человека меньше у женщин, чем у мужчин, а у детей меньше, чем у взрослых. Небольшая часть (10—15 %)  $^{137}\text{Cs}$  выводится с коротким периодом времени (1—1,5 дн.), а остальное — медленнее (50—150 дн.).

Таблица 8

$T_6$   $^{137}\text{Cs}$  для человека

Субъект	Возраст	$T_6$ , дн
Мужчина	23—55 лет	105
Женщина	20—51 лет	84
Беременная женщина	16—39 лет	49
Ребенок	5—17 лет	57
Младенец	17—143 дн.	19

Доза от  $^{137}\text{Cs}$  в биологической ткани создается  $\beta$ -частицами  $^{137}\text{Cs}$ , а также фотонами, рентгеновскими лучами, конверсионными и оже-электронами, испускаемыми при распаде дочернего  $^{137m}\text{Ba}$ . Часть энергии фотонов выходит из тела; она зависит от размера тела. Средняя мощность дозы в организме для равномерного содержания  $^{137}\text{Cs}$  при 1 Бк на кг массы тела составляет около 3,5 нГр/дн. от  $\beta$ -частиц для взрослых и детей плюс 3,2 нГр/дн. от фотонов для взрослых и около 1,6 нГр/дн. для младенцев. Итого: 6,7 нГр/дн. за Бк/кг у взрослых и 5,1 нГр/дн. в Бк/кг у ребенка.

При равномерном распределении  $^{137}\text{Cs}$  в организме человека с удельной активностью 1 Бк/кг мощность поглощенной дозы варьирует от 2,14 до 3,16 мкГр/год. Вследствие равномерного распределения этого нуклида в организме органы и ткани облучаются равномерно. Этому также способствует высокая проникающая способность  $\gamma$ -излучения нуклида  $^{137m}\text{Ba}$ , образующегося при распаде  $^{137}\text{Cs}$ .

Для  $^{137}\text{Cs}$  группа радиационной опасности В, МЗА =  $3,7 \cdot 10^6$  Бк. Допустимое поступление  $^{137}\text{Cs}$  в организм человека не должно превышать  $7,4 \cdot 10^2$  Бк/сут. Допустимое годовое поступление  $^{137}\text{Cs}$  через органы дыхания составляет  $13,3 \cdot 10^4$  Бк/год. Допустимая концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе рабочих помещений  $5,18 \cdot 10^{-1}$  Бк/л, в воде —  $5,5 \cdot 10^2$  Бк/л, в атмосферном воздухе  $18 \cdot 10^{-3}$  Бк/л. Минимальные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воздухе рабочих помещений для персонала и в атмосферном воздухе для населения примерно в 1,4 раза меньше, чем для  $^{134}\text{Cs}$ , что связано с величиной суммарной энергии распада, выделяющейся на 1 Бк, которая больше при распаде  $^{134}\text{Cs}$ .

Дезактивацию загрязненных рук и лица проводят водой и моющими порошками. Полости рта и носоглотки промывают физиологическим раствором. Для ускорения выведения  $^{137}\text{Cs}$  из организма принимают сорбенты: коллоидные растворы ферроцена или бентонита с последующим вызыванием рвоты. Очистку организма проводят растворами

берлинской лазури, которая связывает цезий в ЖКТ, предотвращая ре-абсорбцию.

## 6.8. Плутоний

**Плутоний**, Pu, — техногенный радиоактивный элемент семейства актинидов, 7-й период периодической таблицы,  $Z = 94$ .

**Плутоний-239**,  $2,411 \cdot 10^4$  лет, входит в радиоактивное семейство  $4n + 3$  (ряд  $^{235}\text{U}$ ).

Плутоний-239 образуется в результате следующих распадов:

—  $\beta^-$ -распад нуклида  $^{239}\text{Np}$  (2,356 дн.):



— К-захват, осуществляемый нуклидом  $^{239}\text{Am}$  (11,9 ч):



—  $\alpha$ -распад  $^{243}\text{Cm}$  (29,1 лет):



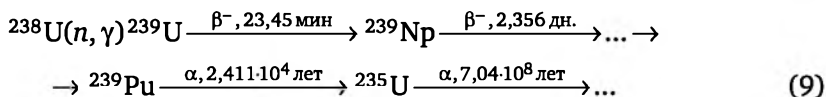
Распад  $^{239}\text{Pu}$  происходит по направлениям:

—  $\alpha$ -распад (вероятность 100 %, энергия распада 5,244 МэВ), продукт распада  $^{235}\text{U}$ , испускает  $\alpha$ -частицы с энергиями: 5,106 МэВ (в 11,94 %); 5,144 МэВ (в 17,11 %); 5,157 МэВ (в 70,77 %) и слабое  $\gamma$ -излучение.



— самопроизвольное деление (вероятность  $3,1 \cdot 10^{-10}$  %); скорость деления 36 делений на 1 г/ч; 1 кг  $^{239}\text{Pu}$  эквивалентен  $2,2 \cdot 10^7$  кВт · ч тепловой энергии. Удельная активность около 62 Ки/кг.

$^{239}\text{Pu}$  делится под действием тепловых нейтронов и используется в ядерных реакторах в качестве горючего.  $^{239}\text{Pu}$  получается в ядерных реакторах по реакции:



Когда ядро  $^{239}\text{Pu}$  делится нейтронами на два осколка примерно равной массы, выделяется примерно 200 МэВ энергии. Способен поддерживать цепную реакцию деления. Поперечное сечение деления на медленных нейтронах 748 барн, сечение радиационного захвата 315 барн.

Валентность Pu от 2+ до 7+ (2+ наименее характерна, в растворах наиболее устойчива 4+). В водных растворах образует ионы (от 3+ до 7+), причем все ионы могут находиться в растворе одновременно

(кроме 7+). Они подвержены гидролизу (эта способность возрастает в ряду  $\text{PuO} < \text{Pu}^{3+} < \text{PuO}_2^{2+} < \text{Pu}^{4+}$ ) и легко образуют комплексные соединения (эта способность увеличивается для различных ионов в ряду 5+, 6+, 3+, 4+). В кислых растворах возможны реакции диспропорционирования:  $3\text{Pu(IV)} \rightarrow 2\text{Pu(III)} + \text{Pu(VI)}$  и  $2\text{Pu(V)} \rightarrow \text{Pu(IV)} + \text{Pu(VI)}$ , в результате которых образуется сложная смесь соединений Pu в разных степенях окисления. В зависимости от концентрации ионов водорода, типа анионов и их концентрации могут изменяться направление и скорость реакций диспропорционирования и, следовательно, валентный состав в равновесной системе. Превращения  $\text{Pu}^{3+} \rightleftharpoons \text{Pu}^{4+}$  и  $\text{PuO}_2^+ \rightleftharpoons \text{PuO}_2^{2+}$  обратимы, а превращения  $\text{Pu}^{4+} \rightarrow \text{PuO}_2^{2+}$ ,  $\text{Pu}^{4+} \rightarrow \text{PuO}_2^+$ ,  $\text{Pu}^{3+} \rightarrow \text{PuO}_2^{2+}$ ,  $\text{Pu}^{3+} \rightarrow \text{PuO}_2^+$  и обратно осуществляются с трудом. При высоких концентрациях Pu велика вероятность диспропорционирования Pu(IV) и Pu(V). Обычно Pu образует нерастворимые соединения.

Известны многочисленные способы определения Pu в пробах воды и почвы: гравиметрия (метод прокаливания с поправкой на примеси), окислительно-восстановительная титриметрия, комплексометрические методы, кулонометрия, спектрофотометрия, регистрация  $\alpha$ -излучения. При определении Pu методом  $\alpha$ -спектрометрии определенное количество раствора наносится на нержавеющую металлическую подложку, затем следуют процессы упаривания и прокалки. Измерение  $\alpha$ -активности пробы проводят в вакуумной камере с помощью полупроводникового детектора. Часто препараты Pu измеряют радиометрическим методом на малофоновом  $\alpha$ -счетчике после соосаждения радионуклида с  $\text{BiPO}_4$  и введения осадка в слой твердого сцинтиллятора  $\text{ZnS}$ . Гамма-спектрометрические измерения микрограммовых количеств Pu в аэрозолях на фильтрах осуществляют с использованием рентгеновского излучения с энергиями 13—21 кэВ или  $\gamma$ -излучение  $^{239}\text{Pu}$  с энергией 129,9 кэВ. Плутоний также определяют методом масс-спектрометрии с термической ионизацией. Изотопный состав Pu (он важен для определения источника его возникновения, например, глобальные выпадения характеризуются отношением  $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu} = 0,18$ , а для аэрозолей ЧАЭС это отношение равно 0,47) определяют методом  $\alpha$ -спектрометрии, а также методом ускорительной масс-спектрометрии.

Очистку Pu в растворе  $\text{HNO}_3$  проводят, пропуская раствор через жидкую мембрану на подложке. В качестве носителя используется анионообменник Аликвот 335 (четвертичная аммонийная соль), растворенный в *n*-парафине; в качестве подложки — мембрана из тефлона толщиной 80 мкм и размером пор 0,45 мкм.

Величины периодов полураспада всех изотопов Pu много меньше возраста Земли, и поэтому первичный Pu (существовавший на нашей планете при ее формировании) полностью распался. Однако ничтожные количества  $^{239}\text{Pu}$  постоянно образуются при  $\beta$ -распаде  $^{239}\text{Np}$ , который, в свою очередь, возникает при ядерной реакции  $^{238}\text{U}$  с нейтронами. Следы (количество — одна часть на  $10^{15}$ ) обнаружены в урановых рудах.

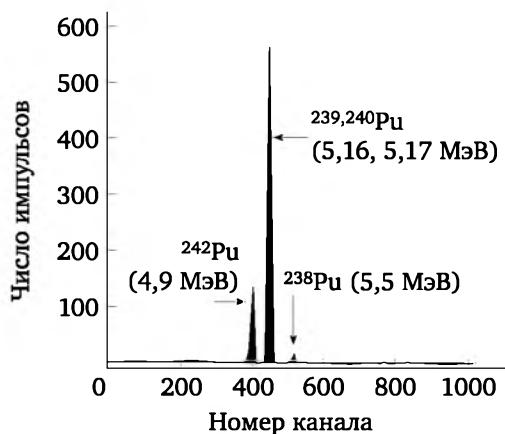


Рис. 7.  $\alpha$ -Спектры изотопов Pu

До пуска в 1942 г. первого ядерного реактора в земной коре и растворенном виде в водах Мирового океана находилось около 50 кг Pu. В ходе развития ядерных технологий Pu попал в окружающую среду в местах расположения ядерных производств.

Техногенными источниками Pu являются аварии на АЭС, атомных подводных лодках, космических аппаратах и деятельность предприятий ядерной индустрии. Сказываются и последствия ядерных испытаний. Например, в результате ядерных испытаний в атмосферу выделилось около 8 т изотопов Pu. Испытания в 1945—1976 гг. привели к выбросу в окружающую среду изотопов Pu:  $^{239,240}\text{Pu}$  — 13 ТБк,  $^{241}\text{Pu}$  — 360 ТБк и 0,13 ТБк других ТУЭ. После выпадения радиоактивных осадков почва США содержала 2 мКи (28 мг) Pu на 1 км<sup>2</sup>. Активность изотопов Pu, оказалась в Северном полушарии в 3 раза больше, чем в Южном полушарии. На  $^{241}\text{Pu}$  в этих выбросах приходится основная доля активности. Этот радионуклид имеет  $T = 14,4$  года, испускает мягкое  $\beta$ -излучение и переходит в  $^{241}\text{Am}$  (432,2), относительное содержание которого в глобальных выпадениях по отношению к  $^{239}\text{Pu}$  и  $^{240}\text{Pu}$  составило на 1990 г. 25 %. К 2040 г. этот вклад возрастет в 2 раза.

Плутоний образуется в топливе энергетических ядерных реакторов, которых на 1 МВт (эл.) нарабатывается  $1,2 \cdot 10^{12}$  Бк  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $4,0 \cdot 10^{12}$  Бк  $^{238}\text{Pu}$ ,  $2,1 \cdot 10^{14}$  Бк  $^{241}\text{Pu}$  и  $2,8 \cdot 10^{11}$  Бк  $^{241}\text{Am}$ . Более половины  $^{239}\text{Pu}$ , произведенного в реакторе, там же подвергается делению, способствуя производству энергии. Стандартная эксплуатация реактора приводит к выбросу в окружающую среду лишь следовых количеств Pu. Сброс Pu в реки и океаны из заводов по переработке ОЯТ существенно больше, сброс Pu в атмосферу незначителен.

Плутоний в окружающей среде существует преимущественно в виде слабо растворимых и (или) прочно сорбированных гидроксидов или оксидов Pu(IV) и риск того, что он станет мобильным или биодоступным, очень мал. Компоненты, которые растворяют Pu, могут значительно увеличить его биодоступность и мобильность.

Накопление Pu в организме сходно с накоплением Th.

Поглощение в ЖКТ требует присутствия растворимого Pu и веществ (например, комплексообразователей), регулирующих растворимость. Восстановительный потенциал кишечника достаточен для поддержания состояния Pu(IV), который переводится в нерастворимую форму путем гидролиза. Эффект более выражен в присутствии других восстановителей (остатки пищи). Доля, переходящая в кости и печень, равна  $10^{-4}$ . Появление растворимого Pu(VI) у голодного животного или Pu(IV) в комплексной форме (синтетические хелаты) увеличивает поглощение кишечником.

Для различных видов животных коэффициенты перехода из ЖКТ в кровь равны  $10^{-5}$  для оксидов и гидроксидов Pu и  $10^{-4}$  для других плутониевых соединений. Неповрежденная кожа является эффективным барьером для плутония. Плутоний длительное время пребывает в организме человека:  $T_6 = 100$  лет для Pu в скелете и 40 лет для Pu в печени; Pu в половых железах сохраняется без потерь.

Таблица 9

**Коллективные эффективные эквивалентные дозы ( $10^{-14}$  чел.-Зв) на 1 Бк Pu и Am, попавших в среду обитания**

	$^{238}\text{Pu}$	$^{239}\text{Pu}$	$^{240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
<i>Ядерные испытания</i>					
Ингаляция	1000	1000	1000	0,01	5
Перорально	3	30	10	30	300
<i>Ядерная индустрия</i>					
Ингаляция	10 000	10 000	10 000	200	20 000
Перорально	3	20	10	0,03	3000

Предельно допустимая концентрация для  $^{239}\text{Pu}$  в открытых водоемах 81,4 Бк/л.

Хотя Pu химически токсичен, как и любой тяжелый металл, этот эффект выражается слабо по сравнению с его радиотоксичностью. (следствие  $\alpha$ -распада). Важно, что Pu весьма летуч. Стоит пронести открытый его образец через комнату, как допустимое содержание Pu в воздухе будет превышено. Он склонен к образованию аэрозолей. Поэтому в процессе дыхания легко проникает в легкие и бронхи, затем — в кровь, после чего откладывается в различных органах в количестве, зависящем от растворимости его соединений. Плутоний очень плохо всасывается ЖКТ, даже когда попадает в виде растворимой соли (около 0,05 %). Через кожу не проникает.

Плутоний при поступлении с воздухом, пищей или в кровь оседает в легких, печени и костях. Лишь 10 % попадает в другие органы. Плутоний задерживается в организме десятилетиями. Долгое выведение соединений Pu из организма объясняется плохой их растворимостью в воде. Чем старше человек, тем больше в его печени накапливается Pu.

В скелете Pu распределяется по всему объему костей. Некоторое количество Pu переходит в костный мозг. В ранние периоды микрораспределение Pu в печени характеризуется относительной равномерностью. В отдаленные сроки на автордиограммах срезов печени появляются большие скопления  $\alpha$ -треков.

Комплексные соединения Pu всасываются в значительно больших количествах, чем простые соединения и оксиды. Pu(VI) всасывается из ЖКТ на три порядка больше, чем Pu(IV). Нитрат  $^{239}\text{Pu}$ , нанесенный на неповрежденную кожу, всасывается очень медленно, и за 8 ч общая величина резорбции составляет  $1,5 \cdot 10^{-5}$ . Независимо от пути поступления и химической формы Pu органами его вторичного депонирования являются скелет, печень и почки. Химическая форма Pu оказывает существенное влияние на уровни отложения радионуклида в органах депонирования. При внутривенном введении скелетный тип отложения наблюдается для цитрата  $^{239}\text{Pu}$ , аскорбината Pu, плутонилнитрата и хлорида (до 45—70 %). Нитрат  $^{239}\text{Pu}$  задерживается в основном в печени (39,7 %). Комплексные соединения Pu плохо гидролизуются и легко проходят печеночный барьер в комплексе с белками; откладываются преимущественно в скелете.

Различают острое, подострое и хроническое лучевое поражение плутонием. Если уровень облучения достаточно высок, ткани могут страдать острым отравлением, токсическое действие проявляется быстро. Поглощение 500 мг Pu как мелкоизмельченного или растворенного материала может привести к смерти от острого облучения пищеварительной системы за несколько дней или недель. Вдыхание 100 мг Pu в виде частиц оптимального для удержания в легких размера ведет к смерти от отека легких за 1—10 дн. Вдыхание дозы в 20 мг ведет к смерти от фиброза за 1 мес. Хроническое поражение характеризуется небольшим сокращением продолжительности жизни и полиморфностью.

Плутоний обычно содержится в биологических системах в степени окисления +4, имея химическое сходство с  $\text{Fe}^{3+}$ . При проникновении в кровь он концентрируется в тканях, содержащих железо: костном мозге, печени, селезенке. Максимально допустимая концентрация  $^{239}\text{Pu}$  40 нКи (0,56 мкг) и 16 нКи (0,23 мкг) для легочной ткани. Плутоний, попавший в ЖКТ, менее ядовит, чем цианид или стрихнин. При вдыхании его токсичность сопоставима с парами Hg или Cd.

Для  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{242}\text{Pu}$ ,  $^{244}\text{Pu}$  группа радиационной опасности А, МЗА =  $3,7 \cdot 10^3$  Бк; для  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{243}\text{Pu}$  группа радиационной опасности Б, МЗА =  $3,7 \cdot 10^4$  Бк. Если радиологическую токсичность  $^{238}\text{U}$  принять за единицу, этот же показатель образует ряд:  $^{235}\text{U}$  1,6 —  $^{239}\text{Pu}$  5,0 —  $^{241}\text{Am}$  3,2 —  $^{90}\text{Sr}$  4,8 —  $^{226}\text{Ra}$  3,0. Плутоний не самый опасный радионуклид.  $^{239}\text{Pu}$  в 50 раз менее токсичен, чем Ra, и поэтому допустимое содержание  $^{239}\text{Pu}$  в организме взрослого человека равно 0,047 мКи, что эквивалентно 0,75 мкг. Норма ежегодного поглощения на уровне 280 нг. Для профессионального облучения ПДК Pu в воздухе 7 пКи/м<sup>3</sup>. Максимально допустимая концентрация  $^{239}\text{Pu}$  (для персонала) 40 нКи (0,56 мкг).

Критические органы для Pu — печень, скелет и лимфоузлы.

По степени радиотоксичности изотопы  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{242}\text{Pu}$ ,  $^{244}\text{Pu}$  относятся к группе А (очень токсичные), а  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{243}\text{Pu}$  — к группе Б (токсичные). Освобождения организма от попавшего в него Pu не происходит в течение всей жизни человека. Допустимое содержание  $^{239}\text{Pu}$  в скелете у лиц категории Б  $\text{ДК}_\text{Б} = 0,1$ ,  $\text{ДК}_\text{А} = 74$  Бк, чему соответствует годовая эквивалентная доза облучения костной ткани 0,03 Зв. ПДК  $^{239}\text{Pu}$  в воздухе  $9,1 \cdot 10^{-3}$  Бк/м<sup>3</sup>, в воде 5 Бк/л. Максимально допустимое количество  $^{239}\text{Pu}$  в организме человека — несколько десятых микрограммов.

Работы с соединениями плутония необходимо проводить в боксе, выдерживающем помимо атмосферного давления разрежение до 25 мм водяного столба, причем использовать хирургические перчатки с длинными рукавами. При аварийном поступлении Pu в легкие рекомендовано промывание носоглотки и полости рта водой; лечебные ингаляции с 5%-ным пентацином. При пероральном поступлении — промывание желудка, слабительные, очистительные клизмы.

## Глава 7

# МОНИТОРИНГ РАДИОНУКЛИДОВ

Каждый радионуклид обладает своим, только ему присущим энергетическим спектром излучений и периодом полураспада. Это позволяет использовать радиометрические методики для качественного и количественного анализа радиоактивных веществ, в том числе — в объектах окружающей среды. Непрерывный контроль радиоактивного загрязнения воздуха, воды почв, растительности и животных позволяет выявлять зоны повышенного загрязнения и их источники. Он обнаруживает изменения в радиационной обстановке на местности, связанные с изменениями в режимах работы предприятий ядерной индустрии, с возникновением аварийных ситуаций и т. п.

В данной главе приведены некоторые практические аспекты радиоэкологического мониторинга среды обитания.

### 7.1. Виды и задачи радиоэкологического мониторинга

Обеспечение безопасности проводится на основе мониторинга, под которым понимают систематический сбор и обработку информации, необходимой для принятия адекватных решений.

**Мониторинг** — непрерывный процесс наблюдения и регистрации параметров объекта в сравнении с заданными критериями. Различают глобальный, региональный и локальный уровни мониторинга.

**Мониторинг окружающей среды** — комплексная система постоянного наблюдения за состоянием окружающей среды (атмосферы, гидросферы, почвенно-растительного покрова и др.) с целью ее контроля, прогноза и охраны. Проводится для оценки текущего состояния окружающей природной среды, анализа всех происходящих в ней процессов, а также заблаговременного выявления возможных тенденций его изменения.

**Радиационный мониторинг** — регулярные наблюдения за объектом с целью определения изменений его радиационных параметров.

Радиационный мониторинг — система продолжительных повторяющихся наблюдений для оценки состояния радиационной обстановки. Он направлен на решение следующих задач:

- измерение радиационных полей, создаваемых  $\gamma$ - и жесткими  $\beta$ -излучателями и описание их эволюции во времени и в пространстве;
- обнаружение и локализация источника излучения, определение его глубины залегания, формы, мощности и функции его изменения во времени;



— качественный и количественный анализ радионуклидов в компонентах природной или техногенной среды (почва, вода, воздух, строительные материалы) и в компонентах биосистемы (растения, животные, человек);

— анализ состояния радионуклидов (степень окисления, валентность, коллоидное состояние, сдвиг радиоактивного равновесия в рядах генетически связанных радионуклидов);

— определение степени открытости источника радионуклидов и анализ перспектив миграции радионуклидов в среду обитания;

— анализ радиоэкологического риска и управление им.

Методы радиоэкологического мониторинга делятся на две большие группы: прямые радиометрические методы (измерение радиационных полей, например, полевыми дозиметрами) и косвенные, основанные на выделении, концентрировании и очистке изучаемых радионуклидов с последующим определением их изотопного состава и химического состояния (используются методы ядерной спектроскопии и традиционные методы аналитической химии, радиохимии и радиометрии).

Радиационный мониторинг окружающей среды включает в себя измерение активности и нуклидного состава выброса в атмосферу аэрозолей и радиоактивных газов; контроль активности и радионуклидного состава атмосферных выпадений; сброса жидких сред во внешнюю среду; измерение активности жидких и твердых РАО, поступающих на захоронение; контроль активности и радиоактивного состава утечки радиоактивных веществ из хранилищ РАО; контроль мощности дозы  $\gamma$ -излучения и годовой дозы на местности в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения. Его областями применения являются: радиационный мониторинг важных государственных объектов и режимных производств; радиационный контроль в аэропортах, железнодорожных вокзалах, метрополитене и других местах большого скопления людей; радиационный контроль продукции металлоперерабатывающих комбинатов и промышленных предприятий; учет и контроль ядерных материалов.

Международная система мониторинга создана в рамках Договора о всеобъемлющем запрещении ядерных испытаний. Она включает 321 станцию четырех типов (сейсмические, радионуклидные, гидроакустические, инфразвуковые) и 16 радионуклидных лабораторий, расположенных в 90 странах мира, а также в Антарктиде. Станции способны обнаруживать и измерять радиоактивные частицы, остающиеся в атмосфере в результате проведения воздушных ядерных или подземных взрывов с выходом продуктов взрыва на поверхность. Они оборудованы приборами для обнаружения РБГ, таких как  $^{37}\text{Ar}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ , которые просачиваются на поверхность при проведении подземных ядерных взрывов. Первичный анализ проб проводится в течение суток на самих радионуклидных станциях, а результаты измерений ежедневно передаются в Международный центр данных. Основное предназначение сети радионуклидных станций — определение природы взрыва (ядерный или химический) и его локализации.

Государственный мониторинг, осуществляемый государственными контрольными органами и ведомствами и их специализированными контрольными центрами и лабораториями, обеспечивает надзор и контроль за деятельностью радиационно-опасных предприятий, состоянием радиационной обстановки на контролируемой территории, качеством пищевых продуктов и питьевой воды, воздушной среды, осуществляет таможенный контроль за несанкционированным перемещением делящихся материалов и радиоактивных веществ и т. д., а также за дозовыми нагрузками на население. Производственный мониторинг ориентирован на радиационный контроль продукции, радиационной безопасности технологических процессов и оборудования, производственных помещений и персонала, санитарно-защитной зоны и прилегающих территорий, контроль за несанкционированным перемещением радиоактивных и делящихся материалов. Общественный мониторинг, выполняемый населением или его различными общественными объединениями, направлен на выявление небольших по размеру локальных загрязнений.

После аварии на ЧАЭС в России были созданы и введены в эксплуатацию локальные территориальные подсистемы радиационного контроля (мониторинга), например, в Москве, Московской области, Северо-Западном регионе России, в некоторых «атомных» городах, вокруг АЭС, атомных предприятий и других радиационных объектов. В настоящее время идет построение российской Единой государственной автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (ЕГАСКРО).

В России функционирует Единая государственная система предупреждения и ликвидации чрезвычайных ситуаций. Ее элементом является Ситуационно-кризисный центр, осуществляющий непрерывный мониторинг радиационной и экологической обстановки на радиационных объектах и окружающей их территории. Основная задача Центра — информационно-аналитическое обеспечение служб Минатома России о состоянии радиационных объектов в нормальных условиях эксплуатации источников ионизирующего излучения и в случаях нештатных ситуаций, а также создание единого информационного пространства. Данные мониторинга (мощность дозы  $\gamma$ -излучения) передаются в ЕГАСКРО.

Ведется мониторинг не только радиационных полей, но и внешних и внутренних доз, получаемых населением. При этом в России ориентируются на методические указания МУ 2.6.1.2153—06 «Оперативная оценка доз облучения населения при радиоактивном загрязнении территории воздушным путем». В случае аварии органы и учреждения Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека проводят радиационные измерения в населенном пункте и его ареале.

Другими методическими указаниями, используемыми при радионуклидном мониторинге, являются: 2.6.1.1981—05 «Радиационный контроль и гигиеническая оценка источников питьевого водоснабже-

ния и питьевой воды по показателям радиационной безопасности»; 2.6.1.1868—04 «Внедрение показателей радиационной безопасности о состоянии объектов окружающей среды, в том числе продовольственного сырья и пищевых продуктов, в систему социально-гигиенического мониторинга»; 2.6.1.1194—03 «Радиационный контроль,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , пищевые продукты»; «Определение содержания  $^{90}\text{Sr}$  в почвах и растениях радиохимическим методом», «Индивидуальный дозиметрический контроль внешнего облучения жителей территорий, загрязненных радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС», которые базируются на ГОСТах: Р 8.594—2002 ГСИ «Метрологическое обеспечение радиационного контроля» и Р 8.589—2001. «Государственная система обеспечения единства измерений. Контроль загрязнения окружающей природной среды».

## 7.2. Методы мониторинга радиационных полей

Прямые радиометрические методы используются для обнаружения и оконтуривания загрязнений радионуклидами местности, измерения создаваемых ими дозовых полей в некоторых точках пространства, предсказания их пространственно-временной эволюции.

Основными методами радиометрии являются гамма-съемка, при которой изучают интенсивность  $\gamma$ -излучения, и эманационная съемка, при которой по естественному  $\alpha$ -излучению почвенного воздуха определяют концентрацию в нем радона. Радиометрия допускает измерение полей  $\gamma$ -излучения на расстоянии, но на сравнительно небольшом (около 100 м в воздухе и не более 0,5 м в почве). Глубинность эманационной съемки в зависимости от пористости пород может достигать несколько десятков метров.

Приборы и средства, используемые для измерения или контроля ионизирующих излучений, по функциональному назначению делятся на дозиметрические, радиометрические, спектрометрические, сигнализаторы и многоцелевые приборы.

**Дозиметры** — приборы, измеряющие экспозиционную или поглощенную дозу излучения или мощность этих доз, интенсивность излучения, перенос энергии или передачу энергии объекту, находящемуся в поле излучений.

**Радиометры** — приборы, измеряющие излучения для получения информации об активности нуклида в радиоактивном источнике, удельной, объемной активности, потоке ионизирующих частиц или квантов, радиоактивном загрязнении поверхностей, флюенсе ионизирующих частиц.

**Спектрометры** — приборы, измеряющие распределение ионизирующих излучений по энергии, времени, массе и заряду элементарных частиц и т. д.; по одному и более параметрам, характеризующим поля ионизирующих излучений.

Для получения необходимой информации об особенностях радиационного поля ионизирующее излучение преобразуют с помощью соответствующих детекторов в электрические сигналы, которые затем измеряют, сортируют и регистрируют радиометрической аппаратурой.

**Детектор излучения** — чувствительный элемент, позволяющий обнаружить наличие ионизирующего излучения путем непосредственного взаимодействия с веществом этого элемента.

Детекторы служат для определения интенсивности и энергетического спектра ядерных излучений путем преобразования энергии радиоактивного излучения в электрическую энергию. В аппаратуре для  $\gamma$ -съемки в качестве чувствительных элементов используют ионизационные камеры, счетчики Гейгера, полупроводниковые детекторы, сцинтилляционные счетчики, термолюминесцентные кристаллы, трековые детекторы.

Широко распространенными приборами регистрации излучений благодаря хорошей чувствительности к излучениям разных видов, относительной простоте и дешевизне являются газонаполненные ионизационные детекторы. Такой детектор представляет собой наполненную газом оболочку, в объем которой введены два или три электрода. В газонаполненных детекторах для регистрации частиц используется ионизация газа.

**Ионизационная камера** — прибор для исследования и регистрации ядерных частиц и излучений, действие которого основано на способности быстрых заряженных частиц вызывать ионизацию газа. Ионизационные камеры способны работать в током и импульсном (спектроскопическом) режимах.

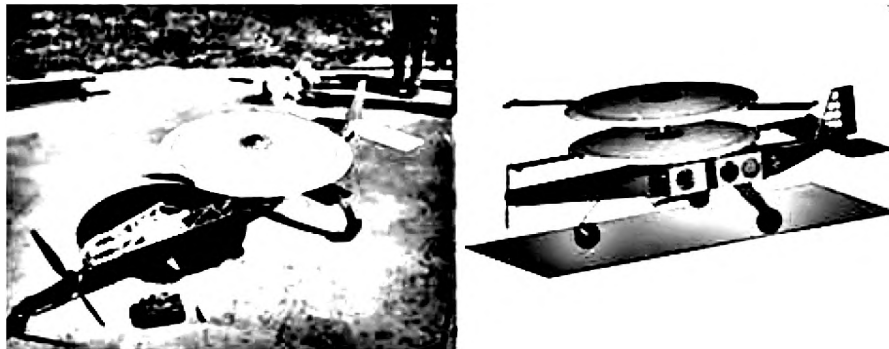
**Счетчик Гейгера — Мюллера** — газонаполненный счетчик заряженных элементарных частиц, электрический сигнал с которого усилен за счет вторичной ионизации газового объема счетчика и не зависит от энергии, оставленной частицей в этом объеме.

В полевой радиометрии активно используются сцинтилляционные счетчики, основанные на эффекте свечения (люминесценции) некоторых веществ под действием излучения. Сцинтилляционный метод регистрирует короткие вспышки света — сцинтилляции, возникающие в некоторых веществах при прохождении через них заряженных частиц.

**Сцинтилляционный счетчик** — прибор для регистрации ядерных излучений и элементарных частиц (протонов, нейтронов, электронов,  $\gamma$ -квантов, мезонов и т. д.), основными элементами которого являются вещество, люминесцирующее под действием заряженных частиц (сцинтиллятор), и фотозлектронный умножитель (ФЭУ).

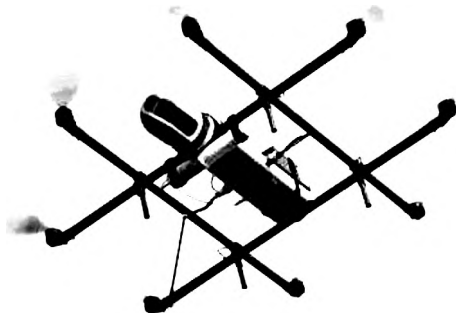
Сцинтилляционный счетчик состоит из сцинтиллятора или люминофора (неорганические или органические кристаллы, жидкие сцинтилляторы), способного под действием ионизации давать вспышки света. Кванты света, попадая на фотокатод фотоумножителя, выбивают из него электроны. За счет вторичной эмиссии и наличия ряда электродов, находящихся под все большим напряжением, в ФЭУ возни-

кает лавинообразно увеличивающийся поток электронов. В результате на аноде собирается в  $10^5$ — $10^{10}$  раз больше электронов, чем было выбито из фотокатода, а в цепи возникает электрический ток.



**Рис. 1. Беспилотные управляемые самолеты для замера данных по радиоактивному и химическому загрязнению местности и атмосферы**

В радиометрических приборах кроме чувствительных элементов имеются усилители, индикаторы, регистраторы (для автоматической записи) интенсивности либо естественного  $\gamma$ -излучения, либо концентрации эманаций. Для определения энергетического спектра излучений в приборах устанавливают дискриминаторы и амплитудные анализаторы. С их помощью выделяют импульсы, соответствующие определенному диапазону энергий ионизирующих излучений. Далее сигналы подаются в нормализаторы, которые создают импульсы определенной амплитуды и формы для их измерения или регистрации.



**Рис. 2. Аппаратура для разведки радиационной обстановки местности в режиме реального времени, совместимая с беспилотными самолетами и вертолетами**

В современной полевой аппаратуре используются компактные  $\gamma$ -спектрометры на основе полупроводниковых детекторов из  $\text{Te}$  —  $\text{Cd}$  —  $\text{Zn}$  разрешением в 3 раза лучше  $\text{NaI}(\text{Tl})$  — для поиска жил; высокоэффективные  $\gamma$ -спектрометры на основе  $\text{LaBr}_3(\text{Ce})$  для быстрой сортировки руды и экспресс-определения содержания урана;  $\gamma$ -спектрометры

на основе особо чистого германия без жидкого азота с электроохлаждением с разрешением в 50 раз лучше  $\text{NaJ(Tl)}$ ).

Для пешеходной  $\gamma$ -съемки используют полевые радиометры со стрелочным или цифровым индикатором на выходе. Прибор состоит из выносного зонда, пульта управления и питания от сухих анодных батарей. Для определения энергетического спектра радиоактивных излучений используют полевые  $\gamma$ -спектрометры, в которых кроме сцинтилляционных счетчиков имеются дискриминаторы, с помощью которых определяют интенсивности  $\gamma$ -лучей разных энергий.



**Рис. 3. Передвижные лаборатории радиологического контроля**

Для воздушной и автомобильной  $\gamma$ -съемок используют различные аэро- и авторыдиометры, отличающиеся быстродействием. Обычно они могут работать и в режиме гамма-спектрометров. Питание приборов осуществляется от бортовой сети самолета (вертолета) или аккумуляторов автомобиля.

К числу полевых гамма-методов относятся аэрогамма-съемка, автогамма-съемка, наземная  $\gamma$ -съемка в пешеходном и шпуровом вариан-

тах и глубинная  $\gamma$ -съемка с использованием глубоких шурфов и мелких скважин.

В аэрогамма-радиометрах приемником излучения служит группа сцинтилляционных счетчиков (обычно — три), так как при размещении на самолете можно не ограничивать вес радиометрической аппаратуры. Высокая чувствительность аппаратуры необходима вследствие значительного убывания интенсивности  $\gamma$ -излучения по мере увеличения высоты измерений. Хотя съемка ведется на бреющем полете, в 40—60 м от земной поверхности, однако уже на этой высоте  $\gamma$ -излучение от наземных источников весьма ослаблено. Сейчас для  $\gamma$ -съемки используют беспилотные летательные аппараты.

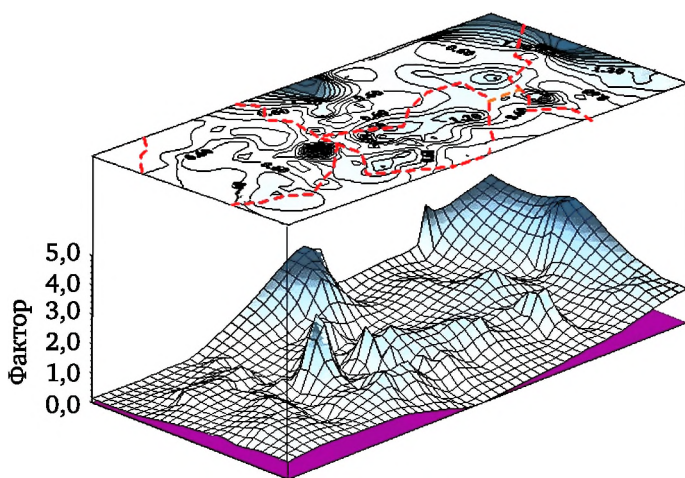
Аэрогамма-съемка — быстрый и экономичный метод радиометрии. Ее методика сводится к непрерывной регистрации интенсивности естественного  $\gamma$ -излучения разных энергий. Работы проводят либо по отдельным маршрутам, либо по системе параллельных маршрутов, равномерно покрывающих разведываемую площадь. Скорость полета станции 100—200 км/ч, высота полета от 25 м в условиях ровного рельефа и хорошей погоды до 75 м при работах в гористой местности. Чем меньше высота, тем выше чувствительность и возможность выявления аномалий меньшей интенсивности. Однако с уменьшением высоты полета уменьшается зона действия прибора, т. е. ширина разведываемой полосы земной поверхности. В результате аэрогамма-спектрометрической съемки рассчитывают аномалии разных энергий, позволяющие разделить природную и техногенную составляющие радиоактивного поля. Аэрогамма-съемка служит для обнаружения и оконтуривания крупных зон рассеяния радионуклидов. Измерения содержания  $^{85}\text{Kr}$  и  $^{133}\text{Xe}$  в приземном слое атмосферы проводят аэрогамма-спектрометрами на базе сцинтилляционных детекторов.

Часто требуется не только обнаружить источник  $\gamma$ -излучения, но и исследовать его характеристики. С этой целью применяется аэрогамма-спектрометр с комбинированным блоком детектирования на базе полупроводниковых и сцинтилляционных детекторов. Если спектр  $\gamma$ -излучения источника достаточно сложен (много близко расположенных  $\gamma$ -линий), то относительно низкое энергетическое разрешение сцинтилляционных детекторов ограничивает возможность определения радионуклидного состава таких источников  $\gamma$ -излучения и, соответственно, активности нуклидов, образующих источник. При совместной обработке информации, получаемой на комбинированном спектрометре, спектры полупроводникового детектора используются для определения радионуклидного состава источника и его активности, а спектры сцинтилляционного детектора — для установления пространственного распределения радионуклидов.

Автогамма-съемка — скоростная наземная гамма-съемка, выполняемая автоматически во время движения автомобиля. Автомобильный гамма-радиометр позволяет разместить на автомашине кассеты с большим числом (до 150) газоразрядных или группу сцинтилляционных

счетчиков и достаточно совершенную усилительно-регистрирующую схему. Вследствие близости детектора  $\gamma$ -излучения к земной поверхности чувствительность метода значительно выше, чем при аэрометрической съемке. Размещение аппаратуры на автомашине ограничивает проходимость этого  $\gamma$ -радиометра, зато позволяет осуществить детальные съемки на больших площадях. Методика автогамма-съемки сводится к профильным и площадным наблюдениям на участках, доступных для автомашин высокой проходимости. Расстояние между профилями зависит от возможности проезда машин, масштаба съемки, размеров разведываемых объектов. Скорость съемки — 3—15 км/ч. Работы можно выполнять при разной высоте поднятия кассеты с чувствительным элементом над земной поверхностью. С высоко поднятой кассетой увеличивается ширина зоны разведки, с низко расположенной — возрастает интенсивность поля и детальность анализа. Профили наблюдений привязывают визуально, по ориентирам и карте, а также с помощью специальных курсопрокладчиков.

Наземная гамма-съемка проводится при помощи полевых радиометров, переносимых пешими операторами. Цель — определение нормального фона радиоактивного излучения и выявление зон повышенной радиоактивности. При этом аномалией считается отклонение наблюдаемой интенсивности  $\gamma$ -поля от нормального фона, превышающее утроенную среднюю квадратичную ошибку измерений. Съемка проводится по всей зоне загрязнений, по полученным данным строится карта радиационного риска (в виде изолиний с одинаковой интенсивностью излучений).



**Рис. 4. Фрагмент двухмерной и трехмерной карт распределения радиации по территории в зоне аварии**

Теория радиометрии позволяет проводить расчеты интенсивности  $\gamma$ -излучения при известной геометрии излучающих тел, известном содержании в них радиоактивных элементов ( $\gamma$ -излучателей) и известных



параметрах среды. Такие расчеты применяются в полевых методах для оценки ожидаемых аномалий, в каротаже и для определения по замеренным значениям интенсивности содержания радиоактивных элементов и мощности источников излучения.

При радиометрических измерениях обычны случайные колебания измеряемой величины, вызванные статистическим характером радиоактивного распада. Чем чувствительнее радиометрическая аппаратура, тем меньше наблюдаемые флуктуации. Так как статистические флуктуации следует рассматривать как помехи по отношению к измеряемым полезным сигналам, то повышение чувствительности радиометрической аппаратуры увеличивает ее разрешающую способность.

В настоящее время для регистрации полей ионизирующих излучений все чаще используют портативные детекторы (гаммавизоры), позволяющие «видеть»  $\gamma$ -излучение в режиме реального времени, локализовать его источник, определить уровень загрязнений радиоактивными веществами и т. д. Гаммавизоры применяют при проведении реабилитационных работ, а также работ по выводу ядерных установок из эксплуатации. Гамма-изображения отображаются в псевдоцветах и накладываются на черно-белые видеоизображения объекта, передаваемые с внешней видеокамеры гаммавизора для идентификации наиболее активных источников.

### **7.3. Отбор проб компонентов окружающей среды**

***Представительная проба** — отобранная для анализа часть объекта, достаточно точно выражающая состав объекта.*

***Репрезентативность** — свойство выборочной совокупности представлять параметры генеральной совокупности, значимые с точки зрения задач исследования.*

Репрезентативность определяет, насколько возможно обобщать результаты исследования с привлечением определенной выборки на всю генеральную совокупность, из которой она была собрана. Репрезентативной считается такая проба, которая в максимальной степени характеризует качество среды по анализируемому показателю, является типичной и не искаженной вследствие концентрационных и других факторов.

Выбор и применение методов количественного определения радиотоксинов направлены на достижение их максимальной чувствительности, точности, специфичности и воспроизводимости анализа, а также на упрощение техники измерений. При этом руководствуются такими критериями, как способность метода обеспечивать измерение аналитического сигнала именно от определяемого радионуклида; чувствительность определения; специфичность, исключающая влияние мешающих компонентов и факторов; возможность автоматизации анализа. Качество результатов анализа обеспечивается контролем случайных

погрешностей (воспроизводимости); контролем систематических погрешностей (достоверности); контролем достоверности и специфичности; контролем отклонений в пределах одной серии, а также методами установления ошибок и устранения их причин.

Количественные параметры любой пробы должны фиксироваться достаточно точно (т. е. с минимальной погрешностью измерения), а сам пробоотбор должен быть максимально экспрессным (для воздуха примерно 20 мин). Важна гомогенность пробы отбираемого материала. Рекомендуется отбирать несколько одинаковых проб в одной и той же точке пробоотбора. Иногда приходится делить взятую пробу на несколько частей для последующего анализа в различных лабораториях. Количество пробы должно быть достаточным для надежного анализа.

Пробоподготовка включает совокупность действий над объектом анализа (измельчение, гомогенизация, экстракция, гидролиз, упаривание, осаждение, фильтрование, центрифугирование, заморозка и пр.) с целью превращения пробы в подходящую для последующего анализа форму (сухой остаток, раствор и пр.), в подходящее состояние вещества (солевая, гидролизная форма) и избавления от мешающих анализу компонентов. Дальнейшее разделение и концентрирование требуемых компонентов проводится с использованием методов экстракции, ионно-обменной хроматографии, мембранной технологии и т. п. Анализ проводится методами микроскопии, ядерной и оптической спектроскопии, масс-спектрометрии, рентгеноструктурным, рентгенофлуоресцентного и нейтронно-активационного анализа.

## **7.4. Мониторинг радиоактивности атмосферы**

Отбор проб воздуха — трудная задача, так как в этом случае часто приходится использовать специальные поглотительные, а также различного рода технические устройства — побудители и измерители расхода воздуха для активной дозиметрии. ГОСТ 17.2.6.01—86 устанавливает общие технические требования к приборам для отбора проб воздуха.

Измерение концентраций радиоактивных газов (таких как инертные газы, тритий и др.) основано на счете отдельных частиц или фотонов или на измерении ионизационного тока, создаваемого этими частицами. При использовании газоразрядных счетчиков радиоактивный газ можно вводить непосредственно в счетчик или счетчик погружать в исследуемый газ. В счетчиках внутреннего наполнения регистрируется каждый акт распада, сопровождающийся испусканием заряженной частицы.

Радиоактивность газов в воздухе можно определить с помощью ионизационной камеры с «воздушными» стенками. Такая камера состоит из двух изолированных коаксиальных цилиндров, изготовленных из металлической сетки. Камеры предназначены для измерения кон-

центраций радионуклидов с небольшим пробегом  $\alpha$ - или  $\beta$ -частиц. При помещении камеры в радиоактивный воздух в ней возникает ионизационный ток, по которому определяется концентрация радионуклида.

Для радиометрии  $\alpha$ - и  $\beta$ -активных газов широко используются складывающийся цилиндрический пробоотборник с торцевым счетчиком, расположенным в центре основания цилиндра, и ионизационной камерой с «воздушными» стенками. Для измерения концентрации  $^3\text{H}$  на уровне  $(18-1,8) \cdot 10^3$  Бк/м<sup>3</sup> используют жидкие сцинтилляторы, в которые вводят отобранные из воздуха пробы трития. Сложность определения йода связана с различием в формах парообразных фракций — элементарный йод, в виде органических соединений (например,  $\text{CH}_3\text{I}$ ) и йодидов ( $\text{JBr}$ ,  $\text{UJ}_2$ ), — каждая из которых обладает разной способностью улавливаться на активированном угле и не позволяет применять какой-либо один фильтр.

При отборе проб газов и паров часто применяют режимы аспирации с поглощением паров примеси в известном и, желательно, минимальном объеме жидкости, а в случае смеси паров и аэрозолей — используют активную комбинированную дозиметрию на основе процессов сорбции на какой-либо поглощающей поверхности (или в объеме твердого сорбента) с одновременным поглощением аэрозоля на фильтре.

Аспирационное поглощение газообразных радионуклидов за счет абсорбции их растворами (барботирование воздуха через жидкий поглотитель) — часто применяемый способ, позволяющий использовать высокие скорости пробоотбора (до 30—50 л/мин). Проблемы возникают при одновременном наличии в воздухе паров анализируемых веществ и их аэрозолей. Затруднен отбор проб органических токсикантов, меченных тритием, радиоуглеродом и радиойодом, так как основная часть их находится в воздухе одновременно в газообразной и аэрозольной фазах, а кроме того, они содержатся в очень низких концентрациях. Для отбора проб воздуха одновременно применяются сорбенты (для газообразной фазы) и фильтры (для аэрозольной составляющей).

Для отбора паровой (газовой) фазы используются сорбенты, в которых на твердую фазу (сорбент-носитель) нанесена или химически с ней связана неподвижная жидкая фаза. При этом сорбция радиоактивных веществ происходит за счет растворения и ориентации молекул меченых органических соединений в тонком слое жидкой фазы, что и обеспечивает более высокую эффективность абсорбции на твердый сорбент.

Радиоактивные благородные газы (например,  $^{41}\text{Ar}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ ) извлекают из воздуха методом криогенного концентрирования, основанном на их вымораживании при температурах более низких, чем температура их кипения. Отбор проб сводится к пропусканию воздуха через охлаждаемую ловушку с большой поверхностью поглощения (трубки со стекловатой, активированный уголь и др.). В качестве хладагентов используют жидкий азот или твердый  $\text{CO}_2$ . В некоторых случаях для выделения радионуклидов из воздуха используют мембранные методы.

Серийно выпускаемыми приборами минимально контролируемая концентрация трития в воздухе с помощью сетчатой камеры объемом 20 л составляет  $1 \cdot 10^6$  Бк/м<sup>3</sup>. Для измерения концентрации <sup>3</sup>H на уровне  $1,8 \cdot 10^3$  Бк/м<sup>3</sup> используют жидкие сцинтилляторы, в которые вводят отобранные из воздуха различными способами пробы трития.

Как известно, наряду с газовыми компонентами земная атмосфера содержит аэрозоли, которые во многих процессах ведут себя как газы. Но, вместе с тем, для аэрозолей характерно проявление и других свойств, не типичных для газовых компонентов, одним из которых является участие в процессах коагуляции и диспергирования. Эти процессы определяют концентрацию аэрозолей в воздухе и размерный спектр частиц.

В зависимости от агрегатного состояния различают аэрозоли с твердой дисперсной фазой (пыль различных радиоактивных веществ, дым) и аэрозоли с жидкой дисперсной фазой (пар, туман или аэрозоли конденсации). Свойства аэрозолей зависят от размера их дисперсной фазы. По дисперсности аэрозоли делятся на три группы:

- крупнодисперсные — (неустойчивые) частицы ( $d = 10$  мкм и более) быстро оседают, поэтому находятся в воздухе недолго;
- средней дисперсности — (относительно устойчивые) частицы ( $d = 1—10$  мкм) медленно оседают в неподвижном воздухе;
- мелкодисперсные — (устойчивые) частицы ( $d < 1$  мкм) движутся подобно молекулам воздуха, при столкновении между собой они укрупняются (коагулируют).

Все существующие методы радиометрии аэрозолей основаны на предварительном извлечении их каким-либо способом из воздуха и последующем измерении в концентрированном виде.

Для определения концентрации радиоактивных аэрозолей в атмосфере применяют установки, состоящие из датчика с фильтром, прибора для измерения скорости прокачки воздуха, устройства для прокачивания воздуха и счетной установки для определения абсолютной активности аэрозолей, осажденных на фильтре. Для осаждения аэрозолей применяют картонные, аналитические фильтры аэрозолей, петряновские фильтры на основе полимерных волокон (БФ — боевой фильтр для противогазов), волокнистые фильтры (стекловолокно с диаметром волокон 2 мкм), ткани из ультратонких волокон перхлорвинила, ацетилцеллюлозы, электрофильтры и инерционные осадители, а также жидкостный метод улавливания. Радиоактивные аэрозоли концентрируют с помощью воздухоудвки на фильтрах. Затем проводят  $\gamma$ -спектрометрический анализ этих фильтров. Расчет активностей  $RaB(^{214}Pb)$  и  $RaC(^{214}Bi)$  проводят по интенсивности пиков полного поглощения энергии 0,351 МэВ ( $RaB$ ) и 0,609 МэВ ( $RaC$ ).

Свойства атмосферных аэрозолей определяются химическим составом, размером, формой аэрозольных частиц и их концентрацией. В случае однородных по составу изоморфных частиц дисперсный состав

характеризуется функцией распределения частиц по размерам, при неоднородном составе или разной форме частиц понятие распределения частиц по размерам становится неоднозначным.

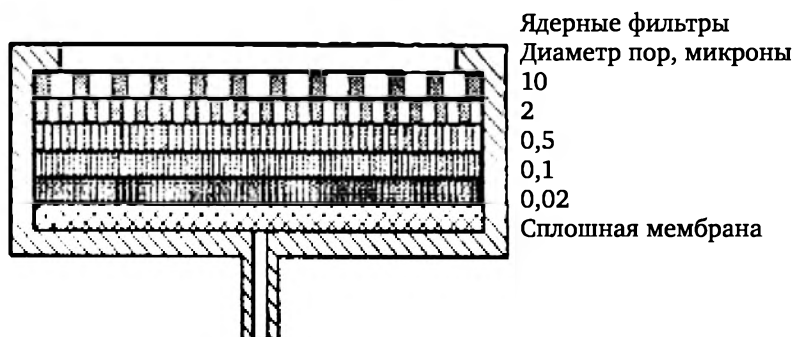
Измерение размерных спектров и концентрации аэрозолей можно проводить с помощью лазерных аэрозольных счетчиков. Но в радиометрии предпочитают использовать аппаратуру, которая позволяет определять не только размеры аэрозольных частиц, но и другие их характеристики (например, химический или изотопный состав, плотность, массу и т. д.). Такие устройства называются импакторами. Они реализуют различные способы определения размерных спектров частиц аэрозолей: диффузионные батареи, пакеты фильтров или мембран.

Метод многослойных фильтров, основанный на инерционном осаждении аэрозольных частиц на волокнах фильтра, позволяет определить дисперсность аэрозолей в диапазоне размеров от 100 нм до нескольких микрометров. Пакет фильтров состоит из волокнистых материалов с разным гидродинамическим сопротивлением. Каждый из фильтров можно рассматривать как каскад, на котором осаждаются аэрозольные частицы определенного размерного диапазона. Каскадный импактор представляет собой ряд последовательно расположенных усеченных конусов с соплами, установленных в цилиндрическом корпусе. За каждым конусом по пути потока воздуха расположена пластинка, служащая приемником аэрозоля определенной фракции по крупности. Каскадный импактор позволяет оперативно проводить анализ активности фракций аэрозоля с использованием стандартных радиометрических приборов.

Мембранный импактор включает набор полимерных пленок — ядерных фильтров (трековых мембран), содержащих отверстия строго определенного диаметра. В фильтре пленки располагаются слоями с последовательно уменьшающимися диаметрами отверстий. При пропуске воздуха через такую кассету мембранных фильтров происходит фракционирование аэрозольных частиц по размерам. Последний слой импактора представляет собой сплошную асимметричную мембрану (диффузионный слой толщиной 0,5 мкм расположен на пористой подложке из того же полимера толщиной 100 мкм). Эта мембрана задерживает все аэрозоли и ионы и пропускает сквозь себя только сам газ, находящийся в молекулярно-дисперсном состоянии (например,  $Rn$ ).

Атмосферный воздух пропускается сквозь импактор в течение часа. Затем мембранный фильтр разбирается на отдельные составляющие, измеряется количество аэрозоля на каждой мембране, определяется природа аэрозоля (оксид кремния, капельки воды и т. п.), измеряется радиоактивность осадка, скопившегося на каждой мембране, проводится качественный и количественный анализ радиоактивности. В результате строится функция распределения частиц аэрозоля по их размерам (размерный спектр), рассчитывается заселенность размерного спектра радиоактивными элементами и проводится его соотнесение

с типом веществ, несущих радиоактивность. Распределение масс частиц по размерам определяется взвешиванием подложек импактора до и после окончания отбора проб. Химический состав изучается методами оптической спектроскопии, а содержание металлов — методом атомно-абсорбционной спектроскопии.



**Рис. 5. Мембранный импактор — устройство для разделения фракций аэрозолей по размерам (с последующим измерением радиоактивности каждой фракции)**

Принцип работы электрофильтров заключается в том, что частицам аэрозолей сообщается заряд одного знака, а затем ионы собираются на электроде-мишени. Преимущества электрофильтров: малое динамическое сопротивление фильтра, что позволяет проводить быстрый отбор пробы; быстрота смены мишеней; радиоактивные аэрозоли осаждаются на мишень тонким слоем, что позволяет проводить измерение низкоэнергетических излучений.

Зарядовое состояние аэрозолей в атмосфере определяют с помощью металлических нитей, натянутых на некоторой высоте над почвой или в помещении и находящихся под высоким потенциалом.

Серьезную проблему представляет идентификация «горячих» аэрозольных частиц, под которыми понимают пылевые частицы с высокой удельной  $\alpha$ - и  $\beta$ -активностью (активность отдельных частиц лежит в интервале 10—10 000 Бк, диаметр 0,01—0,001 мм). В случае длительной фиксации горячей частицы в одном и том же участке биологической ткани уровень облучения прилегающих клеточных слоев может составить десятки грей. В силу чрезвычайно мелких размеров эти частицы долго находятся в атмосфере, к тому же они плохо задерживаются фильтрами и переносятся ветром на значительные расстояния. При поступлении в организм человека «горячие» частицы осаждаются в трахеях и бронхах, легочной ткани, а также в ЖКТ. Концентрации «горячих» частиц, входящих в состав радиоактивных аэрозолей, весьма малы. Например, даже в период проведения ядерных взрывов одна аэрозольная частица с активностью более 10 Ки приходилась на 100—1000 м<sup>3</sup> приземного воздуха. Концентрация «горячих» частиц в рабочих помещениях предприятий, где ведутся работы с высокоактивными

материалами, имеет тот же порядок величины. Объем воздушной пробы, необходимый для измерения столь низких концентраций «горячих» частиц с достаточной для практических целей точностью, должен составлять сотни и тысячи кубометров.

В России при анализе аэрозолей ориентируются на Методические указания по исследованию радиоактивных аэрозолей в случае присутствия в их составе горячих частиц (1967). Методика определения горячих частиц включает следующие стадии: отбор проб аэрозолей из больших объемов воздуха; автордиография проб; микроскопия, возможность которой основана на обратимом проявлении ядерной эмульсии; анализ изотопного состава активных компонент частиц; анализ элементарного состава неактивных компонент частиц.

Характер распределения радиоактивности в аэрозольной пробе изучается техникой автордиографии с использованием высокочувствительных и контрастных фотопленок. Если в исследуемой пробе аэрозолей присутствуют отдельные высокоактивные частицы, то на автордиограмме они обнаруживаются по дискретным изолированным точкам и пятнам почернения, образованным в результате действия излучения этих частиц на фотослой. Совмещение полученной автордиограммы с фильтром по реперным отметкам позволяет с точностью около 0,5 мм определить положение горячей частицы на фильтре.

Данные о размерах горячих аэрозольных частиц и об их удельной активности необходимы для характеристики степени их возможной биологической опасности и выяснения источника или механизма возникновения радиоактивных аэрозолей. Методика микроскопического изучения радиоактивных частиц в пылевом препарате с помощью обратимого проявления ядерной эмульсии включает стадии: покрытие препарата жидкой ядерной эмульсией и ее экспонирование; обратимое проявление ядерной эмульсии; микроскопическое исследование радиоактивных частиц и обработку результатов. Определение размера радиоактивных частиц проводится путем их непосредственного визуального измерения микроскопом. Спектр  $\gamma$ -лучей, испускаемых горячими частицами, анализируют с помощью сцинтилляционного  $\gamma$ -спектрометра. Содержание неактивных элементов в частицах определяют методом рентгеноспектрального микроанализа.

## **7.5. Мониторинг радиоактивности воды**

Отбор проб воды проводится в соответствии с требованиями ГОСТ Р 51592—2000 «Вода. Общие требования к отбору проб», ГОСТ 17.1.5.04—81 «Приборы и устройства для отбора, первичной обработки и хранения проб природных вод», ГОСТ 27065—86 «Качество вод. Термины и определения» и ГОСТ 17.1.3.08—82. Метод отбора проб выбирают в зависимости от типа воды, глубины пробоотбора, цели исследований и перечня

определяемых показателей с таким расчетом, чтобы исключить (свести к минимуму) возможные изменения определяемого показателя в процессе отбора.

Батометр — гидрологический прибор для взятия проб воды с различных глубин водоема. Обычно — сосуд цилиндрической формы с клапанами или кранами для закрывания под водой на заданной глубине. Основное назначение — взятие пробы на заданном горизонте и дальнейшее предохранение ее от смешивания с водой других горизонтов при подъеме прибора на поверхность. Взятие проб воды проводится с одновременной автоматической записью температуры.



Рис. 6. Батометр

Пробы воды отбирают в батометры, помещаемые в водный объект на определенную глубину. Часто совмещают отбор и обогащение пробы. Для обогащения по радиоактивному компоненту, содержащемуся в воде, последнюю пропускают через колонку с сорбентом. Такое концентрирование возможно осуществлять и на различных глубинах самого водоема, подключив к патрону насос, опускаемый в воду на нужную глубину. Отобранную пробу воды проверяют на присутствие в ней коллоидов и определяют количество коллоида, заряд частиц и распределение их по размерам. Измеряют распределение радионуклида между атомарно-дисперсной и коллоидной видами.

Отбор проб атмосферных осадков определяется требованиями ГОСТ 17.1.5.05—85 «Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков». Этот стандарт распространяется на поверхностные и морские воды, лед водоемов и водотоков, морской и ледниковый лед и атмосферные осадки (дождь, снег, град).

Для прямого определения вертикальных потоков взвешенного вещества используют седиментационные ловушки.



Для измерения радиоактивности морской воды применяются прямые методы с использованием погружаемых приборов для непосредственной регистрации  $\gamma$ -радиоактивности морской воды и радиохимические методы с отбором проб морской воды, концентрированием, выделением и измерением радиоактивности отдельных нуклидов с помощью лабораторной низкофоновой аппаратуры.

Сцинтилляционная  $\gamma$ -спектроскопия — метод прямого определения удельной активности  $\gamma$ -излучателей в морской воде. Однако высокая удельная активность естественного  $\gamma$ -излучателя  $^{40}\text{K}$  в морской воде ( $3,3 \cdot 10^{-11}$  Ки/л по  $\gamma$ -излучению) затрудняет измерение  $\gamma$ -излучателей с энергией менее 1,46 МэВ. С другой стороны, чувствительность сцинтилляционных детекторов к высокоэнергетическим  $\gamma$ -квантам ( $E = 1,46$  МэВ) относительно невелика, так как сечения фотоэффекта и эффекта Комптона убывают с ростом энергии  $\gamma$ -квантов, так что вероятность полного поглощения энергии высокоэнергетичных первичных  $\gamma$ -квантов в кристаллах  $\gamma$ -спектрометрических детекторов незначительна. Поэтому применение таких детекторов в системах обнаружения низких уровней излучения требует использования большого числа сцинтилляторов для достижения требуемой чувствительности, что резко увеличивает массу, габариты и стоимость таких систем.

Лучшие результаты дает применение счетчиков, основанных на регистрации черенковского излучения, возникающего при движении заряженной частицы в прозрачной диэлектрической среде со скоростью, превышающей скорость света в этой среде. Такие детекторы имеют меньшие габариты и во много раз дешевле. Их действие основано на том, что область спектральной чувствительности фотоприемника детектора лежит в спектральной области черенковского свечения, возникающего в результате взаимодействия регистрируемого ионизирующего излучения со средой, в которой оно распространяется, и поэтому на входе детектора не требуется преобразователь (сцинтиллятор).

Удельная активность  $^{40}\text{K}$  в морской воде составляет около 12 Бк/л и определяет ее естественную радиоактивность в толще воды. Черенковское излучение испускается водой под воздействием электронов радиоактивного распада  $^{40}\text{K}$  ( $E_{\beta\text{макс}} = 1,37$  МэВ). Поэтому черенковский детектор применяется для определения содержания  $^{40}\text{K}$  в морской воде.

Обнаружить в природной водной среде (например, непосредственно в океане) ультранизкие ( $400$  Бк/ $\text{м}^3$ ) концентрации техногенных радионуклидов по черенковскому излучению не удастся из-за высоких уровней естественного светового фона. Наиболее мощным источником естественного светового фона является атмосферный свет, интенсивность которого в поверхностных водах океана (на глубине до 200 м) на несколько порядков превосходит уровень черенковского излучения в рабочей (250—350 нм) области спектра. Существенной помехой при регистрации черенковского излучения в поверхностных слоях морской воды в ночное время является биолюминесценция. Спектральные характеристики свечения морских биолюминесцентных мало

отличаются друг от друга и имеют максимумы в районе 450—550 нм. Еще одним источником фона является природный радиоактивный элемент  $^{40}\text{K}$ . Световой поток, возникающий вследствие присутствия в морской воде  $^{40}\text{K}$ , является черенковским излучением, составляющим неустранимый естественный световой фон для искомого излучения.

Для определения техногенных радионуклидов в водах морей и океанов черенковский счетчик снабжают ультрафиолетовым фильтром, отсекающим фоновое излучение. Обычно детектор черенковского излучения включает элемент, чувствительный в ближней ультрафиолетовой области спектра и расположенный на входе фоточувствительного элемента солнечно-слепой фильтр, состоящий из изолированного от воздуха слоя калия на прозрачной подложке, стабилизирующего слоя и интерференционного фильтра, состоящего из нескольких отражающих фильтров. Пороговая чувствительность такого детектора при обнаружении в морской воде  $^{90}\text{Sr}$  составляет  $5 \cdot 10^{-11}$  Ки/л при измерении в течение  $t = 1000$  с.

## 7.6. Мониторинг радиоактивности почвы

Отбор проб почвы проводят по ГОСТ 17.4.4.02—84, предназначенного для контроля общего и локального загрязнения почв в районах воздействия промышленных, сельскохозяйственных, бытовых и транспортных источников загрязнения, при оценке качественного состояния почв и т. п.

В настоящее время промышленность выпускает широкий спектр оборудования для бурения и пробоотбора различных типов почв (глин, песчаных почв, крупнозернистых песков, почв прибрежных зон, каменистых почв, донных отложений и сред высокой влажности).

Метод «конверта» является наиболее распространенным способом отбора смешанных почвенных образцов. При этом из точек контролируемого «элементарного» участка (или каждой рабочей пробоотборной площадки) берут пять образцов почвы. Точки должны быть расположены так, чтобы мысленно соединенные прямыми линиями давали рисунок запечатанного конверта (длина стороны квадрата 2—10 м). Обычно при изучении почвы отбирают пробы гумусового горизонта с глубины 20 см, что соответствует штыку лопаты. Из каждой точки отбирают примерно 1 кг (по объему около 0,5 л).

Точечные пробы отбирают на пробной площадке из одного или нескольких слоев с таким расчетом, чтобы каждая проба представляла собой часть почвы, типичной для генетических горизонтов или слоев данного типа почвы. Такие пробы отбирают ножом или шпателем из прикопок или почвенным буром. Объединенную пробу составляют путем смешивания точечных проб, отобранных на одной пробной площадке. Для химического анализа объединенную пробу составляют не менее чем из пяти точечных проб, взятых с одной пробной площадки.

Точечные пробы почвы, предназначенные для определения летучих химических веществ, следует сразу поместить во флаконы или стеклянные банки с притертыми пробками, заполнив их полностью до пробки. Для определения химических веществ пробу почвы в лаборатории рассыпают на кальке и разминают пестиком крупные комки. Затем выбирают включения — корни растений, насекомых, камни, стекло, уголь, кости животных и т. п. Почву растирают в ступке пестиком и просеивают через сито с диаметром отверстий 1 мм.

При определении в почве поверхностно-распределяющихся веществ точечные пробы обычно отбирают с помощью трубчатого пробоотборника послойно на глубине 0, 5 и 20 см массой до 0,2 кг. При оценке загрязнения почвы летучими соединениями или веществами с высокой способностью к вертикальной миграции ( $R_n$ ) пробы отбирают по всей глубине почвенного профиля. Для снижения влияния рельефа, вида почв и растительности, а также возможности сравнения данных отбор образцов производится таким образом, чтобы их радиоактивность характеризовала как можно большую территорию, а места отбора были ограничены участками с горизонтальной поверхностью и минимальным стоком. Образцы радиоактивных проб отбирают с открытых целинных участков с ненарушенной структурой. На обследуемом участке выполняют предварительную  $\gamma$ -радиометрическую съемку. Измерения производят на высоте 1 м от поверхности и не ближе 2 м от стен строений. Одновременно с образцами почвы отбирают и пробы растительности. При изучении миграции радионуклидов в наземных экосистемах для каждого ландшафта выбирают наиболее характерные участки на протяжении всего профиля от водораздела к пониженным элементам рельефа.

## 7.7. Мониторинг донных отложений

Образцы донных отложений отбирают по ГОСТ 17.1.5.01—80. Стандарт распространяется на донные отложения морей, океанов, водоемов, водотоков и устьевых областей рек, впадающих в моря, и устанавливает общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность по химическим, микробиологическим и гидробиологическим показателям.

**Донные отложения** — донные наносы и твердые частицы, образовавшиеся и осевшие на дно водного объекта в результате внутриводоемных физико-химических и биохимических процессов, происходящих с веществами как естественного, так и техногенного происхождения.

Донные отложения (седименты) представляют собой смесь различных материалов, которые оказываются на дне водоема. Они содержат минеральные (например, глины) и органические (илы) вещества.

Отбор проб проводится в местах, в которых донные отложения достигают максимального развития, а также в местах, где обмен загряз-

няющими веществами между водной массой и донными отложениями достигает экстремальных значений. На водоемах пробы отбирают в створе питающих их водотоков, в зоне влияния сброса сточных вод, а также в зоне нижнего бьефа гидроузла или в районе истока реки из исследуемого водоема. На морях пробы отбирают в шельфовой зоне (в зонах влияния сброса сточных вод отбор проб обязателен), а в эстуариях и в открытом океане — в репрезентативных точках.



*Рис. 7. Дночерпатель*



*Рис. 8. Гравитационный керновый пробоотборник (грунтовая трубка)*

Способы отбора проб выбирают в зависимости от характера и свойств донных отложений, вида радиоактивных веществ и от гидрологического режима водного объекта. При поверхностном распределении загрязняющих веществ и для определения степени загрязненности дна в настоящее время пробы отбирают из поверхностного слоя донных отложений. При исследовании распределения загрязняющих веществ по годам пробы отбирают по слоям донных отложений. При отборе проб необходимо производить одновременный отбор пробы воды придонного слоя для сравнения содержаний изучаемого загрязняющего вещества в воде и донных отложениях.

Устройства для отбора проб донных отложений делятся на две категории: черпаковые пробоотборники, которые берут пробу поверхностных и глубинных донных отложений, и керновые, которые берут керн глубинных отложений для исследования исторического профиля загрязнения. Дночерпатель предназначен для вырезания определенной площади со дна водоема. Им удастся взять донные отложения только самого верхнего (20 см) слоя и с нарушенной структурой.

Глубинные пробы донных отложений часто берут с помощью колонкового керноотборника. Основные виды керноотборников с цилиндрической трубкой — гравитационный пробоотборник, который в свободном падении входит в дно, и грунтовая трубка поршневого типа, которая выпускается на определенном расстоянии от дна, входит в дно в свободном падении и захватывает грунт в цилиндр при восходящем движении поршня, когда керн вынимают. После извлечения трубки с пробой на поверхность керн постепенно выдавливают из трубки с по-

мощью специального поршня, нарезаая слои толщиной около 1 см. Послойный анализ используют для определения функции распределения радионуклидов по толщине осадка.

## **7.8. Отбор проб компонентов биосистемы**

При **отборе проб растительности** обычно предполагается, что большинство радионуклидов оседает на поверхности растительного покрова и находятся там в подвижной форме. Частицы пыли или почвы, содержащие радиоактивные изотопы, прилипают прежде всего к листьям, стеблям и плодам, покрытым воскообразным веществом. Целые растения или их части собирают в поле, где они находятся в естественном окружении. В этом случае представительность пробоотбора определяется правильностью выбора индикаторных растений и мест отбора их проб. При отборе образцов мелких растений следует брать в лабораторию все растение полностью. Пробы корнеплодов и фруктов берут из одной партии.

К **отбору проб животного происхождения**, в которых предполагается наличие следовых количеств радионуклидов, предъявляют особые требования. Важно, чтобы проба была репрезентативной для всего исследуемого организма. В частности, в пробах крови, взятых из различных органов, часто обнаруживаются существенные различия. Поэтому необходимо точно указывать условия отбора проб, в том числе и место отбора в организме. Следует также учитывать и особенности биологии исследуемых видов, стадию их развития и степень контактов с природной средой.

**Пробы тканей** могут отбираться отдельно для каждой из особей, как это рекомендуется при обследовании крупных животных и человека, либо усредняться в единый образец. С целью сохранения тканей в условиях, гарантирующих постоянство состава в отношении определяемых компонентов, пробу сразу же замораживают и сохраняют до анализа при низких температурах. Иногда ткани перед замораживанием гомогенизируют.

Методики отбора **проб животного происхождения** в качестве «видов-индикаторов» для оценки загрязнения природных сред рекомендуют следующие: хищные млекопитающие — волк, лисица, песец, соболь; рыбы — щука, окунь; двустворчатые моллюски — перловицы, беззубки. В случае обнаружения в них опасных концентраций радионуклидов отбирают пробы тканей и других животных, в том числе массовых охотничьих видов (зайцев, оленей, кабанов и др.). Обычно отбор проб млекопитающих производится в зимний период. От свежей туши крупного животного (волк, лисица и др.) отрезают кусок мышечной ткани и жира, а от небольшого хищника (соболя, куницы и др.) — нижнюю половину туши без хвоста. Еще более мелкие особи берутся в пробу целиком. Образцы хранятся в замороженном состоянии до анализа.

Методики отбора проб рыбы выбирают в зависимости от приспособлений (размер ячейки сети, характеристики электрического поля), повадок рыб, правовых ограничений на использование электрических ловушек для ловли рыб, состояния пробы рыбы (живая или мертвая). Для отбора проб тканей рыб их вылавливают в летний период.

Для изучения влияния радионуклидов на состояние водных экосистем отбирают пробы фитопланктона, зоопланктона, бентоса, перифитона, высших водных растений и т. п. Взятие проб морской воды для проведения в лабораторных условиях изучения состава планктона производится двумя основными способами: шланговым (с использованием насосов) и батометрическим. Вакуумный захват используется при отлове беспозвоночных при помощи всасывания с использованием давления воды.

## **7.9. Радионуклидный мониторинг в морях и реках**

Мониторинг радионуклидов в морях, океанах, больших озерах и крупных реках проводят с помощью научно-исследовательских судов, оборудованных под радиометрическую съемку.

Крупные научно-исследовательские суда, например «Донгузлав» (водоизмещение 2499 т., экипаж 50 человек, экспедиция 50 человек, порт приписки г. Севастополь), имеющие три лаборатории, два гидрографических катера, радиометрические приборы и радиохимическое оборудование, используются для изучения характера распределения радионуклидов в водах Мирового океана и в приземном слое воздуха. Примером небольшого универсального судна является принадлежавший МГУ НИС «Эксперимент» (бывший большой черноморский сейнер, БЧС-300 «Затвор», построен в ГДР в 1949 г., переоборудован в НИС в конце 1970-х гг., водоизмещение 162 т, осадка 2,1 м, экипаж 12 человек, экспедиция — шесть человек, порт приписки г. Красноводск), способный ходить как по морям, так и по рекам.

Этот НИС располагал катером для отбора проб воды в устьях рек, в мелких заливах, проб песка на пляжах, донных отложений и т. п. Наличие трала позволяло отбирать рыб и некоторых морских животных на анализ содержащихся в них радионуклидов. Водолазное оборудование давало возможность проводить подводные работы. На судне существовало две лаборатории, одна из которых использовалась для размещения счетного оборудования, другая — химического. Дно нижней лаборатории представляло собой окно, через которое можно было рассматривать морское (речное) дно и его обитателей. Судно использовалось для изучения радиационной обстановки в Черном, Азовском, Мраморном, Эгейском и Каспийском морях, в реках Дон и Волга и Цимлянском водохранилище.

Остановимся на гидрофизическом, радиометрическом и радиохимическом оборудовании НИС «Эксперимент» несколько подробнее.

Как и любое современное судно, НИС «Эксперимент» обладал системой определения координат по радиопривязке, радаром, лотом (скорость хода судна) и эхолотом (определение глубины под килем корабля). Это позволяло в любой момент достаточно точно определять координаты судна (т. е. координаты отбора проб и радиометрических измерений) и его расположение относительно береговой линии и рельефа дна. Гидрологическое оборудование включало батометры и лебедки для работы с ними, трубки для отбора проб донных отложений и ила, лебедку с кабель-тросом, для питания погружаемого датчика  $\gamma$ -излучения.

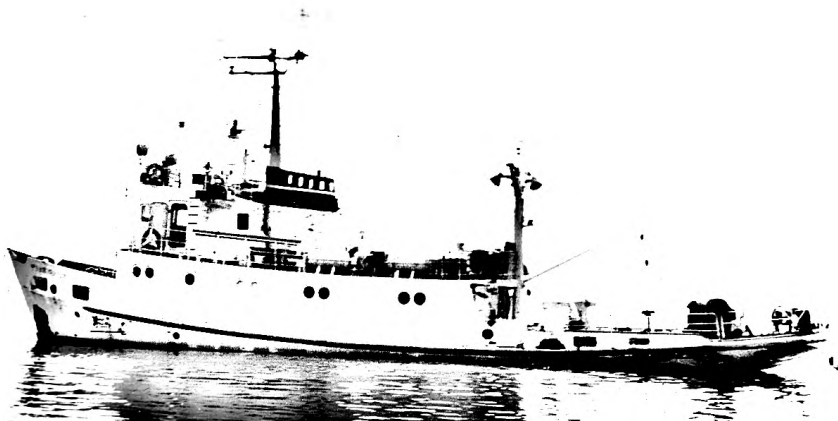
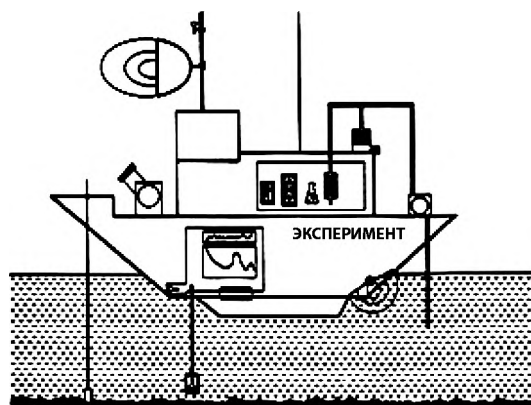


Рис. 9. НИС «Эксперимент»

Научное оборудование привозилось из МГУ и монтировалось только на время рейса. Оно включало два детектора  $\gamma$ -излучения, предназначенных для непрерывного измерения радиоактивности по ходу движения судна. Оба были снабжены сцинтилляционными детекторами ( $\text{NaI} + \text{Tl}$ ) большого объема. Подкилевой детектор измерял активность морской воды, детектор на мачте судна измерял активность атмосферы. Оба детектора непрерывно регистрировали активность; отдельное измерение продолжалось 3 мин, после чего накопленное количество импульсов поступало в компьютер. В результате получалось два набора временных рядов, которые, с учетом показателей системы навигации судна, позволяли следить за эволюцией  $\gamma$ -полей (в воде и воздухе) в пространстве и во времени. Совместное использования двух детекторов позволяло обнаруживать корреляции между активностью воды и приземного слоя воздуха.

Распределение  $\gamma$ -активности воды по глубине измеряли погружаемым датчиком, состоящим из прочного стального корпуса, сцинтилляционного кристалла спектроскопического типа, ФЭУ и предусилителя с катодным повторителем. Электрическое питание подавалось по многожильному кабель-тросу, глубина погружения определялась длиной этого троса.



**Рис. 10. Научное оборудование НИС**

Пробы воды отбирались батометром. Для концентрирования и извлечения конкретных радионуклидов из вод на разных глубинах использовали экстракционную систему, которая представляла собой гибкую оболочку, изготовленную из селективной мембраны, которую заполняли специальным экстрагентом (например, растворяющим Rn в 10—20 раз лучше, чем вода; экстрагент на Sr, U или Pu и т. п.). Поскольку жидкость несжимаема, то такой коллектор с помощью обычного кабеля мог погружаться на любую глубину. Датчик на некоторое время погружали в воду на требуемую глубину, затем извлекали на борт судна и измеряли активность экстрагента.

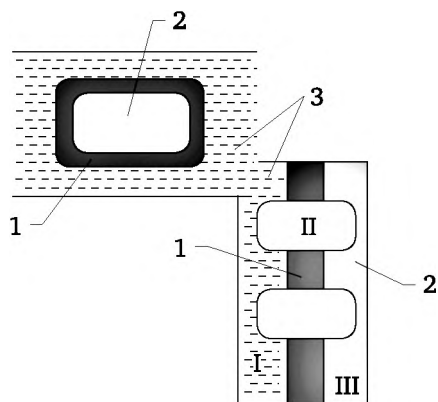


**Рис. 11. Мембранно-экстракционные системы для селективного извлечения радионуклидов из морской воды**

Для непрерывного контроля содержания целевого радионуклида использовался метод мембранной экстракции. Погружаемый датчик представлял собой плоскую ячейку из нержавеющей стали, в которой вмонтированы мембранные окна. Через ячейку непрерывно прокачивался жидкий экстрагент, селективно растворяющий целевой элемент. После прохождения через мембранную ячейку жидкий абсорбент (или экстрагент) протекал через проточный счетчик на борту судна, кото-



рый измерял его активность. Затем экстрагент либо выбрасывался (дифференциальный вариант), либо циркулировал через мембранную ячейку, накапливая целевой компонент (интегральный вариант).



**Рис. 12. Мембранно-экстракционный диск  
для извлечения радионуклидов из водных растворов:**

- 1 — мембрана, в порах которой находится экстрагент;  
2 — реэкстрагент; 3 — природная вода; I — водный раствор;  
II — экстрагент; III — реэкстрагент

Рабочим элементом датчика на принципе мембранной экстракции, в зависимости от типа радиоактивного элемента (металл или газ), используется сплошная или пористая мембрана, жидкая или импрегнированная мембрана. Импрегнированные жидкие мембраны представляют собой пропитанные жидкостью пористые пленки. Такие мембраны могут быть однокомпонентными и многокомпонентными. Однокомпонентная мембрана является для проникающего через нее вещества лишь селективным растворителем (пассивный перенос). Многокомпонентные жидкие мембраны содержат химические соединения-переносчики, растворенные в мембранной жидкости и способные избирательно связывать и переносить через мембрану целевой радионуклид.

---

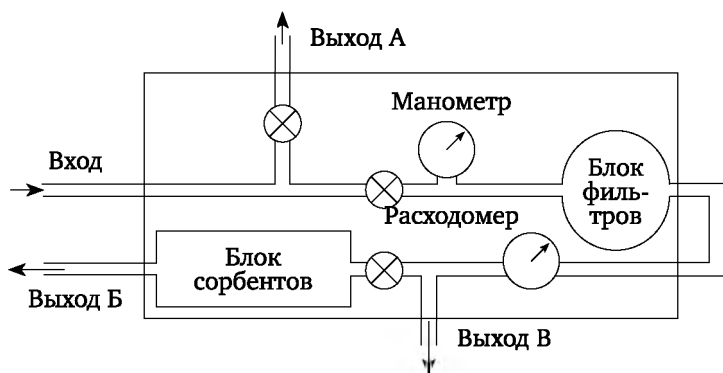
**Мембранная экстракция** — экстракция с использованием жидких мембран, состоящая из твердой матрицы-носителя, пропитанной органическим экстрагентом.

---

При мембранной экстракции неорганических веществ в качестве жидкой мембраны используют органическую жидкость, содержащую экстрагент-переносчик, которая разделяет исходный и реэкстрагирующий водные растворы. Этот метод позволяет эффективно извлекать радионуклиды из водных растворов. Примером может служить экстракция на квазижидких импрегнированных стабилизированных мембранах с липофильными экстрагентами, применяемая для селективного извлечения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  из водных растворов.

Для анализа природных вод на присутствие в них радионуклидов используют мембранно-экстракционные диски, МЭД (микрокапсулы, заполненные реэкстрагирующим раствором со стенками из импрегнированной жидкой мембраны, содержащей в порах гидрофобной подложки липофильный селективный комплексон — переносчик курьерного типа). Это простые устройства для селективного извлечения радиоактивного металла из воды. Макрокапсула размером и формой с мелкую монету представляет собой микрорезервуар со стенками из импрегнированной жидкой мембраны, содержащей в порах гидрофобной подложки липофильный селективный по отношению к анализируемому металлу комплексон. В полости резервуара содержится реэкстрагирующий раствор. МЭД, размещенный в потоке анализируемой воды, селективно экстрагирует из нее металл, который накапливается во внутреннем реэкстрагирующем растворе. Поглощение металла МЭД пропорционально его концентрации в окружающем растворе. Анализ количества радионуклида, поглощенного мембранно-экстракционным диском, выполняется традиционными методами после его вскрытия либо радиометрированием его без разрушения, с возможностью дальнейшего использования.

Извлечение некоторых радионуклидов из морской воды проводят методом ионообменной хроматографии. Установка располагается на борту судна, через нее непрерывно прокачивается заборная вода. Вода пропускается через этажерку из фильтров, в которой чередуется слой бумажного фильтра типа и слой петряновского фильтра. Сорбентом  $^{137}\text{Cs}$  служат гранулы на основе ферроцианида.



**Рис. 13. Установка типа РАПАН, предназначенная для извлечения из морской воды и концентрирования  $^{137}\text{Cs}$**

Эффективный способ выделения из вод природных водоемов  $\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучающих радионуклидов ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{89,90}\text{Sr}$ ,  $^{239}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и др.) основан на соосаждении растворенных радионуклидов в процессе осаждения золя гидратированного диоксида титана и отделении коллоидной фазы путем мицелло-тангенциальной ультрафильтрации с использованием изготовленных *in situ* динамических мембран на основе золя  $\text{TiO}_2$ .

В этом методе степень концентрирования в 30—50 раз выше, чем при обычном процессе осаждения-фильтрации, а продолжительность единичного цикла очистки в несколько раз ниже.

Простой способ определения концентраций Pu(IV) и Pu(V) + Pu(VI) в природных водах основан на разделении различных состояний окисления соосаждением со фторидами РЗЭ. Метод отделения Np(V) от Np(IV) или Np(VI) в нейтральном растворе на силикагеле, где Np(VI) и Np(IV) являются сильно, а Np(V) слабо адсорбированными, используется в условиях больших объемов воды и при малых концентрациях.

$^{90}\text{Sr}$  +  $^{90}\text{Y}$  (чистые  $\beta$ -излучатели) измеряются на борту судна пропусканием морской воды через черенковский детектор. Для предотвращения биолюминесценции планктонных организмов в чувствительном объеме детектора морская вода очищается фильтрами.  $^{90}\text{Sr}$ - $^{90}\text{Y}$  в морской воде иногда предварительно концентрируют пропусканием морской воды через две последовательно соединенные колонки, заполненные PbS/SiO<sub>2</sub> и YF<sub>3</sub>/SiO<sub>2</sub>, отсоединение колонки с YF<sub>3</sub>, элюирование  $^{90}\text{Y}$  смесью 20%-ной HNO<sub>3</sub> + 5%-ной H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> с последующим измерением активности  $^{90}\text{Y}$  в полученном растворе по интенсивности черенковского излучения. Для устранения влияния  $^{210}\text{Bi}$  используется концентрирование его PbS. Методика позволяет определять  $^{90}\text{Sr}$  по интенсивности черенковского излучения дочернего  $^{90}\text{Y}$ , сконцентрированного на YF<sub>3</sub>, без предварительного элюирования.

Контроль за содержанием радионуклидов в воздухе осуществляется продувкой большого количества воздуха через петряновский или мембранные фильтры.

$\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -Радиоактивность проб воды, донных осадков и аэрозолей измеряют в радиохимической лаборатории на борту судна. С целью идентификации элемента и его радиоактивного изотопа измеряют кривые распада и  $\gamma$ -спектры (однократно или через некоторые интервалы времени).

## 7.10. Лабораторный анализ

Прямые радиометрические методы дают предварительную информацию об источниках ионизирующей ионизации в среде обитания. Детальное исследование элементного и изотопного состава радиоактивных веществ, состояния радионуклидов (валентность, степень окисления, размерный спектр коллоидных частиц (аэрозолей), заряд коллоидной частицы и т. п.) и их миграционном потенциале получают в условиях стационарных лабораторий с использованием  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -спектрометрии, методов физико-химического анализа и традиционных радиохимических методик.

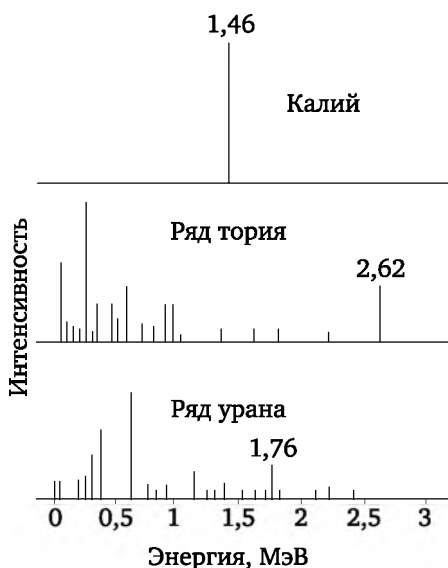
С целью проведения количественного анализа радионуклидов отбирают пробы атмосферного воздуха, воздуха помещений, воды, атмосферных осадков, почвы, грунта, донных отложений, строительных ма-

териалов, РАО, растений, птиц, рыб, планктона, крови, мяса животных, молока, зерна и т. п., подвергают их химической переработке с целью выделения, концентрирования и очистки радионуклидов с последующей их идентификацией ядерно-физическими и аналитическими методами.

При анализе радионуклидов в пробе растительного или животного происхождения сначала определяют общую активность и рассчитывают удельную активность (на вес пробы), затем пробу озоляют. При озолении нелетучие радионуклиды концентрируются в малых объемах, что значительно упрощает их радиометрию и повышает точность измерений.

Радиохимические методы являются основными для количественного определения  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучателей. Суть их заключается в химическом выделении радионуклидов одного вида и последующей радиометрии.

Обычно методика включает несколько этапов.



**Рис. 14. Основные линии в спектрах природных радионуклидов ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$  —  $^{226}\text{Ra}$ ), используемые для их определения**

На первом этапе осуществляется возможно более полный перевод анализируемых радионуклидов в растворимое состояние. При переводе пробы в растворимое состояние в пробу добавляются носители (стабильные изотопы анализируемого элемента) или трассеры (радиоактивные метки), необходимые для определения выхода радионуклида на заключительном этапе. Затем производится концентрирование радионуклидов, и анализируемый радионуклид выделяется из смеси. После подготовки пробы измеряют ее активность и снимают энергетический спектр излучения. На последнем этапе определяют выход (с использованием носителя или трассера, внесенных на втором этапе).

Изотопный состав радиоактивных (природных и техногенных) элементов в пробах обычно определяют методами  $\gamma$ -спектроскопии. Наиболее широко распространены сцинтилляционные и полупроводниковые спектрометры и жидкосцинтилляционные счетчики.

**Пропорциональный счетчик** — газоразрядный прибор для регистрации ионизирующих излучений, создающий сигнал, амплитуда которого пропорциональна энергии регистрируемой частицы, теряемой в его объеме на ионизацию. Способен работать в спектроскопическом режиме.

**Полупроводниковый спектрометр** — прибор для измерения энергетического спектра ионизирующего излучения на основе полупроводникового детектора. Ионизирующие частицы, возникающие при облучении детектора, создают в полупроводнике электронно-дырочные пары, что при воздействии электрического напряжения приводит к возникновению тока.

**Гамма-спектрометр** — прибор для определения энергии  $\gamma$ -квантов. Регистрация  $\gamma$ -кванта в гамма-спектрометре, как правило, основана на трех основных процессах взаимодействия  $\gamma$ -кванта с веществом — фотоэффекте, Комpton-эффекте и рождении пары электрон-позитрон.

Типичный спектрометр включает в себя детектор; предусилитель; систему предварительного отбора информации, содержащую обычно дискриминаторы верхнего и нижнего уровней; схемы совпадений и антисовпадений; анализатор амплитуд импульсов.

В настоящее время промышленность выпускает большой арсенал приборов, служащих для измерения спектров  $\gamma$ -излучения. Среди них важную роль играют сцинтилляционные спектрометры, которые имеют высокую эффективность регистрации  $\gamma$ -квантов (до 100 %), но низкое энергетическое разрешение ( $> 10\%$ ), а также кристалл-дифракционные спектрометры, имеющие, наоборот, высокое разрешение (0,01 %) при низкой светосиле (0,1— $10^{-3}\%$ ). Наибольшей универсальностью обладают  $\gamma$ -спектрометры с полупроводниковыми детекторами на основе германия.

Жидкосцинтилляционная спектрометрия — один из самых чувствительных и универсальных методов определения радионуклидов, так как позволяет определять с высокой эффективностью регистрации практически все виды радиоактивного излучения. Ее особенность — близкая к 100 % эффективность регистрации излучения, упрощенная процедура подготовки проб, особенно жидкостей, определение активности проб в низкоэнергетической области. Метод требует минимального времени и минимального количества операций. Простейшие жидкие сцинтилляторы состоят из растворителя (толуол, ксилол) и активатора (*n*-терфенил, 2,5-дифенилоксазол и др.). Возможность одновременного определения в сложных смесях  $\alpha$ -,  $\beta$ - и  $\gamma$ -излучающих радионуклидов при относительной простоте и экспрессности приготовления счетного образца позволяет оперативно получать информацию при проведении радиоэкологического мониторинга.

Контроль за содержанием радионуклидов с низкой энергией излучения проводится ультранизкофоновым жидкосцинтилляционным спектрометром-радиометром. В типичном случае за время счета 100 мин минимально дектектируемая активность составляет (в Бк/л) для радионуклидов  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  1; 0,5; 0,015; 0,15; 0,01; 0,2; 0,15 и 1 соответственно. При проведении анализа образцов, радиоактивность которого нужно измерить, растворяют в жидком сцинтилляторе, а затем помещают в прозрачную колбу, а ее в специальный прибор с двумя ФЭУ, подключенными в схему совпадений (чтобы отсеять помехи).

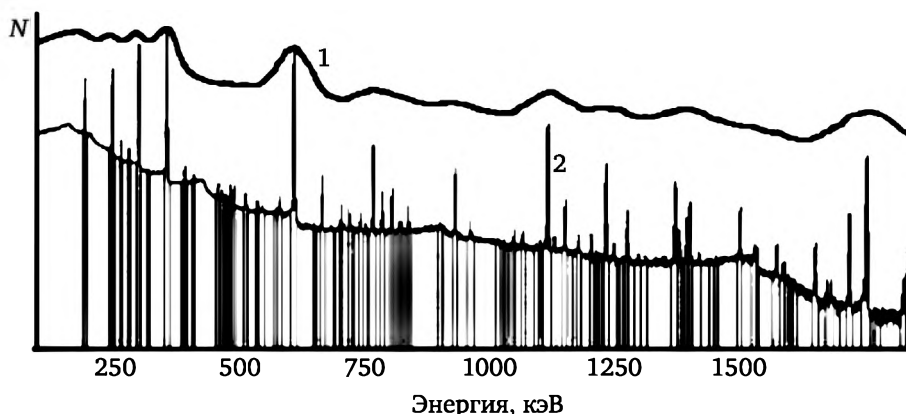
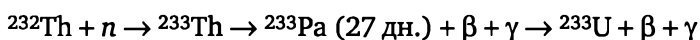
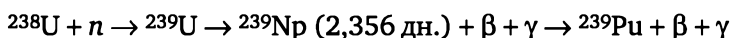


Рис. 15. Спектр  $^{226}\text{Ra}$  с дочерними продуктами распада, измеренный на сцинтилляционном детекторе  $\text{NaI} + \text{Tl}$  (1) и на детекторе из германия (2)

Обычно в природных объектах пребывают смеси радиоактивных элементов, каждый из которых представлен несколькими изотопами. В этом случае приходится использовать специальные методы радиометрии. Например, для качественного и количественного анализа  $\text{U}$  и  $\text{Th}$  в компонентах окружающей среды (например, в воде реки) применяют нейтронно-активационный анализ. Облучение проб тепловыми нейтронами проводят в ядерном реакторе. При этом используются реакции:



Окончательный анализ осуществляют методами  $\gamma$ -спектроскопии.

Для определения  $\text{U}$  и  $\text{Th}$  при их совместном присутствии используют  $\alpha$ -спектроскопию или регистрируют  $\gamma$ -излучения их дочерних нуклидов  $^{234}\text{Th}$  ( $^{238}\text{U}$  — 92,4 кэВ,  $^{232}\text{Th}$  — 63,8 кэВ).

Биамперометрическая методология позволяет последовательно определять  $\text{U}$  и  $\text{Th}$ . Здесь количество  $\text{Th}$  сначала измеряют комплексометрическим титрованием, основанном на электрохимическом поведении ЭДТА при потенциале более 200 мВ между спаренными  $\text{Pt}$ -

электродами, затем следует редокс-титриметрическое определение U применением биамперометрии для нахождения конечной точки.

При анализе многих природных и техногенных радионуклидов хорошие результаты (например, при определении изотопных отношений) дают методы эмиссионной спектроскопии и масс-спектрометрии, особенно при их сочетании в одном приборе.

**ICP/MS (ИСП-МС)** — масс-спектрометрия с индуктивно-связанной плазмой — разновидность масс-спектрометрии, отличающаяся высокой чувствительностью и способностью определять ряд металлов и нескольких неметаллов в концентрации до  $10^{-10}$  %, т. е. одну частицу из  $10^{12}$ . Основана на использовании индуктивно-связанной плазмы в качестве источника ионов и масс-спектрометра для их разделения и детектирования. Применяется для изотопного анализа.

**ICP-AES** — атомно-эмиссионная спектроскопия с индуктивно-связанной плазмой, также известная как спектрометрия индуктивно-связанной плазмой оптического излучения. Вид эмиссионной спектроскопии, использующий индуктивно-связанную плазму для получения возбужденных атомов и ионов, которые затем испускают электромагнитное излучение на длинах волн, характерных для конкретного элемента. Интенсивность этого излучения является показателем концентрации элемента в образце.

**LA-SF-ICP-MS** — масс-спектрометрия с индуктивно-связанной плазмой с лазерным пробоотбором.

**АМС** — ускорительная масс-спектрометрия.

**LIBS** — лазерно-искровая эмиссионная спектрометрия (лазером, плазмообразование индуцированное, лазерный пробой).

**TIMS** — метод масс-спектрометрии с термической ионизацией.

**ТЕ** — масс-спектрометрия с термической ионизацией (полного испарения).

**TRLFS** — лазерная флуоресцентная спектроскопия с разрешением по времени.

**TMFD** — метод основан на взаимодействии радиации с молекулами жидкостей, находящимися в состоянии тензионной метастабильности. Используется для мониторинга актинидов в реальном времени на заводах по регенерации топлива. Чувствительность на ультранизком уровне: для Pu  $10^{-15}$  г/мл · с. В счетчике используются состояния протянутой метастабильной текучей среды, создаваемые с помощью специальных акустических резонансных систем, например детектора на основе акустически протянутой метастабильной текучей среды.

Этими методами определяют U и Th при их совместном присутствии, а также изотопные отношения  $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ ,  $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ ,  $^{229}\text{Th}/^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ ,  $^{238}/^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{90}\text{Sr}/^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$  и многие другие.

Определение  $\alpha$ -излучающих примесей в технологических продуктах ведут методом погружной  $\alpha$ -спектрометрии. Полупроводниковые детекторы обеспечивают измерение энергетического спектра  $\alpha$ -излучающих

радионуклидов при непосредственном контакте с измеряемым раствором, что исключает длительный этап пробоподготовки. Эти детекторы называются погружными. Вид энергетического спектра от погружного детектора сильно отличается от классического спектра  $\alpha$ -излучения и представляет собой непрерывное распределение.

Помимо определения вида радиоактивного элемента, его количества в пробе и идентификации его радиоактивных изотопов требуется установить, в состав какого химического соединения он входит, насколько устойчиво это соединение, растворимость в воде и т. п., окислительное состояние (валентность), степень гидролиза, коллоидное состояние (размерный спектр коллоидных частиц, их заряд и т. п.), характер связи с частицами разного размера; распределение по различным геохимическим фракциям (обменной, окисляемой, восстанавливаемой, сульфидной); распределение по катионной, анионной или нейтральной формам.

Методы определения физико-химических форм радионуклидов подразделяют на косвенные и прямые (спектральные). Косвенные методы включают предварительное выделение тех или иных фракций с дальнейшим определением в них радионуклидов доступными методами. Прямые методы позволяют получить информацию о формах радионуклидов без химического воздействия на пробу.

Радиохимические методы включают перевод определяемых компонентов в растворимую форму; концентрирование и первичная очистка определяемых компонентов, удаление основной части элементов матрицы и мешающих определению  $\beta$ - и  $\alpha$ -излучателей; доочистку препарата; приготовление счетного образца. Применяются методы соосаждения, ионообменной и экстракционной хроматографии. Для точного определения концентраций актинидов на фоновых уровнях методом  $\alpha$ -спектрометрии высокого разрешения с использованием поверхностно-барьерных детекторов готовят чрезвычайно чистый препарат, который не содержит весовых количеств элементов матрицы. Для определения  $\alpha$ -излучателей часто используют жидкосцинтилляционную спектрометрию. При этом экстракция определяемых радионуклидов ведется непосредственно в сцинтилляционный коктейль, что исключает операцию электроосаждения.

Определение состояния радиоактивного элемента традиционными методами (например, измерением постоянной решетки монокристалла) возможно, если он является макрокомпонентом (как это имеет место в случае U или Th). Здесь эффективны методы рентгеновской спектроскопии (абсорбционная, флуоресцентная и фотоэлектронная спектрометрия).

Если элемент находится в ультраразбавленном состоянии, то для определения его валентности прибегают к электрохимическим методам или используют носители с последующим вовлечением изучаемого радионуклида в процессы сокристаллизации, электролиза, экстракции и т. п.



---

**Носитель** — не радиоактивные или слабо радиоактивные компоненты в системах, содержащих микроколичества радиоактивных веществ.

---

Концентрации носителей значительно превышают содержание радиоактивных веществ, и при выделении радионуклидов из раствора, их разделении, очистке радионуклиды следуют за носителями (обычно — если они находятся в одинаковом окислительном состоянии).

Используются два типа носителей.

**Изотопный носитель** — вещество, содержащее стабильные или слабо радиоактивные атомы того же элемента, что и выделяемый радионуклид.

**Изоморфный носитель** — вещество, добавляемое в систему как носитель, отличающееся по своему элементному составу от выделяемого радиоактивного вещества, но способное к сокристаллизации с ним.

Электрохимические методы используются для решения таких задач, как определение знака заряда иона радионуклида в растворе; определение валентности иона радионуклида в растворе; исследование химических свойств радионуклида в среде его пребывания.

Вопрос о состоянии радиоактивных изотопов, находящихся в ничтожно малых концентрациях, является чрезвычайно важным, так как состояние радиоактивных изотопов в значительной мере определяет их поведение в различных компонентах среды. Например, законы сокристаллизации, адсорбции, ионного обмена и диффузии оказываются совершенно неприменимыми к радиоактивным элементам, находящимся в состоянии радиоколлоидов. Поэтому важно иметь правильные представления о состоянии радионуклида в изучаемой системе.

При исследовании пробы природной жидкости в лабораторных условиях прежде всего необходимо установить, является ли раствор истинным или коллоидным.

В коллоидных растворах дисперсная фаза обычно находится в виде частиц, имеющих диаметр от  $1 \cdot 10^{-9}$  до  $1 \cdot 10^{-7}$  м. Коллоидные частицы не оседают под действием силы тяжести, проходят через бумажные фильтры; они невидимы в обычный микроскоп. Суммарная поверхность коллоидных частиц огромна, и она обладает поверхностной энергией, за счет которой может адсорбировать частицы из раствора.

Частицы коллоидных систем имеют электрический заряд, обусловленный избирательной адсорбцией ионов определенного знака из дисперсионной среды. Знак заряда коллоидной частицы определяют по направлению движения частиц в электрическом поле. Коллоиды, имеющие в потенциалопределяющем слое анионы, а в диффузном слое  $H^+$ -ионы, способны к поглощению и обмену катионов. Коллоиды, имеющие в потенциалопределяющем слое катионы, а в диффузном слое  $OH^-$ -ионы (анионы), способны к поглощению и обмену анионов. Некоторые коллоиды при изменении реакции среды меняют знак заряда: в кислой среде они заряжены положительно, в щелочной — от-

рицательно. Так, известно, что радиоколлоиды  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  несут электрический заряд, причем  $^{218}\text{Po}$  отлагается из воды на аноде,  $^{214}\text{Pb}$  — на катоде, а  $^{214}\text{Bi}$  — и на аноде, и на катоде.

Помимо заряда частицы, важны форма частицы, ее размеры и распределение мицелл по размерам. Известно, что свободные от носителя радиоактивные элементы ведут себя в растворах скорее как коллоиды, чем как истинно растворенные вещества. Многие радиоколлоиды (псевдоколлоиды) состоят преимущественно из неактивных коллоидных частиц, таких как кремнезем или пыль, а их активность обуславливается адсорбированным индикатором. Некоторые радиоколлоиды (истинные коллоиды) состоят из чистого соединения радионуклида. В большинстве случаев существование таких частиц невозможно, так как не достигается произведение растворимости соединения.

Условия образования истинных радиоколлоидов и псевдорadioколлоидов различны; обычно в растворе содержится смесь радиоколлоидов обоих типов. В результате образования радиоколлоида поведение радиоактивных атомов сильно меняется: они перестают участвовать в химических реакциях или участвуют с очень малыми скоростями.

Природу коллоидного состояния (псевдо- или истинноколлоидное) радионуклидов устанавливают путем изучения влияния концентрации радионуклида на степень его коллоидообразования. Доля радиоактивного элемента, находящегося в состоянии истинного радиоколлоида, с увеличением его концентрации в растворе возрастает. Для псевдорadioколлоидов эта зависимость характеризуется наличием максимума, обусловленного насыщением адсорбционных центров. Другой прием заключается в изучении влияния очистки растворителя на степень коллоидообразования. Если радиоактивный нуклид образует истинные коллоиды, то коллоидное состояние после тщательной очистки растворителя от загрязнений не устраняется. В случае псевдоколлоидного состояния радионуклида тщательная очистка растворителя приводит к исчезновению коллоидного состояния.

Существует много методов обнаружения и изучения радиоколлоидов: метод диализа (неспособность радиоколлоидных агрегатов проникать сквозь проницаемые лишь для ионов мембраны); метод ультрафильтрации (фильтрация через пористые мембраны, способные задерживать частицы высокой степени дисперсности); диффузионный метод (величина коэффициента диффузии дает информацию о размерах частиц вещества в растворе); метод центрифугирования (осаждение радионуклида, находящегося в растворе в ничтожно малых концентрациях, указывает на его псевдоколлоидное состояние); метод автордиографии (неоднородные потемнения на фотопластинке, находившейся в контакте с радиоактивным раствором); метод ионообменной хроматографии (поглощение коллоидных частиц на ионообменных смолах не подчиняется закону действия масс); электрохимический метод (резкое уменьшение выделения радиоактивного элемента на отрицательно заряженном электроде свидетельствует о пребывании радиону-

клида в форме псевдоколлоида), а также электрофорез, метод сорбции-десорбции, экстракции и др.

Для выделения коллоида (и адсорбированного на нем радионуклида) используют следующие методы:

- фильтрацию, основанную на способности коллоидных частиц проходить через поры обычных фильтров, которая используется для очистки от грубодисперсных частиц;

- ультрафильтрацию — фильтрование коллоидного раствора через полупроницаемую мембрану, установленную на твердой пористой подкладке в специальных ультрафильтрах. Применяя мембраны с определенным размером пор, можно разделять коллоидные частицы на фракции и определять их размеры;

- диализ — удаление молекулярно-ионных примесей, основанное на различной степени прохождения веществ через полупроницаемую перегородку. Низкомолекулярные вещества легко проникают через мембрану в воду, а крупные коллоидные частицы остаются в растворе. Диализ ускоряется под действием электрического тока (электродиализ).

В радиохимии нашли применение различные мембранные фильтры: непористые и пористые. Непористые (диффузионные) мембраны являются квазигомогенными гелями, через которые растворитель и растворенные вещества проникают под действием градиента концентраций (молекулярная диффузия). Пористые мембраны из термальных гелей имеют изотропную структуру практически любой пористости. Часто применяют поликарбонатные мембраны типа «Нуклеопор» (США), размеры пор 3—5 мкм. Нуклеопоры — ядерные фильтры, образованные при облучении тонких пленок заряженными ионами высоких энергий с последующим травлением химическими реагентами. Примером изопористых мембран, содержащих цилиндрические капиллярные поры, является класс ионотропных гелевых мембран,готавливаемых из полиэтилена. Они характеризуются очень узким распределением размеров пор.

Методом фильтрации через ядерные фильтры с последовательно уменьшающимся диаметром пор удастся определить размерный спектр коллоидных частиц и изучить влияние на его форму различных факторов. Микрофильтрация растворов удаляет взвеси и крупные коллоидные частицы, ультрафильтрация осуществляет полную очистку пробы воды от коллоидных частиц, нанофильтрация позволяет удалить крупные молекулы, например органические комплексы тяжелых металлов, обратный осмос применяется для удаления из воды солей радионуклидов.

Состояние радиоактивных изотопов в твердых веществах изучают, выщелачивая их из пробы и исследуя распределение радиоактивных изотопов между различными химическими формами с помощью хроматографии, электрофореза, метода авторадиграфии.

Биохимические методы (дифференциальное центрифугирование и гель-фильтрация) позволяют изучить характер распределения радионуклидов между субклеточными компонентами тканей.

Биодоступность радиоактивных веществ изучают в лабораторных бассейнах с водой природного состава, со специально отобранными гидробионтами и с применением радиоактивных изотопов, удобных для регистрации активности и с удобными периодами полураспада. В воду бассейна с биообъектами вводят требуемый радионуклид и затем определяют распределение его между растворенными формами и взвесями (коллоидами) и между водой и отложениями. Для этого обычно применяется последовательная фильтрация через два мембранных фильтра (первый с диаметром пор 0,45 мкм, второй — с порами 0,01 мкм), катионит и анионит. Измеряются активности фильтров и активность прошедшей воды. Окислительные состояния элементов в растворе определяют методом экстракции. После разделения фаз измеряют их активности на  $\gamma$ -спектрометре.

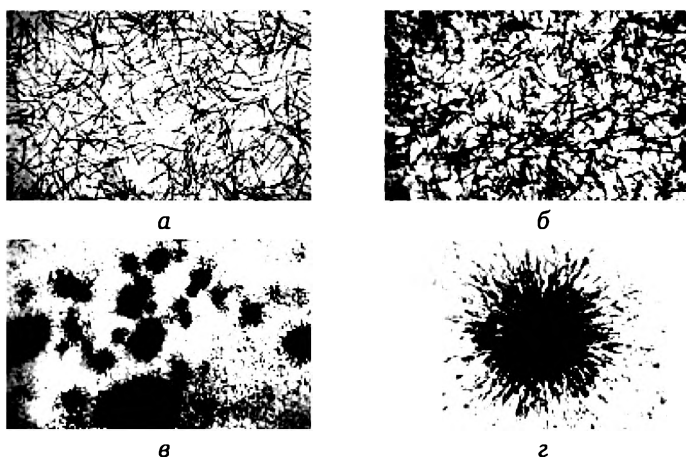


Рис. 16. Радий:

*a* — в истинном водном растворе; *б* — в псевдоколлоидном состоянии;  
*в, г* — трековая автораддиограмма

После выдерживания в меченой воде биологический объект извлекают и измеряют количество изотопа в нем и распределение радиоактивности между различными органами или тканями. Аккумуляцию радионуклида в органах и тканях определяют методом автораддиографии. С этой целью меченую биологическую ткань помещают во флакон, заполненный раствором с мономером (например, метилметакрилат, стабилизированный 100 *ppm* гидрохинона). Флакон помещают в теплую ванну и оставляют до полной полимеризации метакрилата. После полимеризации прозрачные блоки удаляют, разрезают алмазной пилой на отдельные пластинки. Срезы приводят в контакт с автораддиографической пленкой и экспонируют. После проявления фотопленки

авторадиограмму (АРГ) подвергают визуальному контролю под микроскопом, фотографируют и совмещают с фотографией среза. Набор АРГ позволяет восстановить пространственное распределение радионуклида в органе или ткани.

Альфа-трековая авторадиография используется для изучения характера микрораспределения  $\alpha$ -излучающих радионуклидов в геологических и биологических объектах, в донных осадках прудов-отстойников на предприятиях ЯТЦ и т. п., тогда как гамма-активационная авторадиография использует тормозное излучение микротрона для скринингового анализа геологических образцов большой площади.

## **Глава 8**

# **ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАДИОНУКЛИДАМИ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ**

В биосистему Земли постоянно поступают природные и техногенные радионуклиды.

В прошлом веке техногенные радионуклиды попадали в окружающую среду при испытаниях ядерного оружия и мирных взрывах, при сбросе жидких РАО в реки и озера, а также при затоплении отработавших транспортных ядерных реакторов. К выбросу больших количеств радионуклидов привело несколько аварий на предприятиях ЯТЦ. В наше время источниками радиоактивных веществ являются радиохимические заводы, перерабатывающие ОЯТ и изготавливающие новое топливо, АЭС, научно-исследовательские институты, рудники, промышленные, медицинские и сельскохозяйственные предприятия, использующие источники ионизирующего излучения. Изредка причинами загрязнения среды обитания радионуклидами становятся аварии с самолетами, спутниками и АПЛ, имеющими ядерные силовые установки и (или) атомное оружие.

В данной главе рассмотрены особенности генерирования и поступления в среду обитания техногенных радиоактивных веществ.

### **8.1. Испытания ядерного оружия**

Большинство испытаний атомного и термоядерного оружия проведено в 1954—1962 гг. До 1981 г. испытания ядерного оружия проводились в атмосфере, позже — под землей и под водой. Общая мощность атомных бомб, взорванных в атмосфере, составляет 629 Мт. Испытания ядерных зарядов в космическом пространстве проводились США и СССР.

В настоящее время большая часть радионуклидов, выброшенных в атмосферу в результате ядерных испытаний, осела на поверхность Земли, смыта в океаны и распалась.

Последствия испытаний ядерного оружия определяются количеством испытаний, суммарным энерговыделением и активностью осколков деления, видами взрывов (воздушные, наземные, подводные, надводные, подземные) и геофизическими факторами окружающей среды в период испытаний (район, метеообстановка и др.). Испытания привели к поступлению во внешнюю среду  $1,81 \cdot 10^{21}$  Бк продуктов ядер-

ного деления, из них на долю атмосферных взрывов пришлось 99,84 %. Они вызвали повышение радиационного фона Земли и доз внешнего и внутреннего облучения населения. Суммарная ожидаемая коллективная эффективная эквивалентная доза от испытания ядерного оружия в атмосфере равна  $3 \cdot 10^7$  чел.-Зв.

Главные физические процессы, в которых образуются техногенные искусственные радионуклиды, — это деление ядер и нейтронная активация. Получающиеся при делении тяжелых атомных ядер радионуклиды представляют собой набор из нескольких сотен радиоизотопов с периодами полураспада от долей секунды до миллионов лет. Распределение выходов осколков на деление зависит от типа и энергии бомбардирующих частиц и от массы и заряда делящегося ядра ( $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ). Поскольку в каждом акте деления образуются два новых ядра-осколка, то суммарный выход всех осколков с массовыми числами от 85 до 150 а.е.м. приравнивается к 200 %. Обычно наблюдаемое распределение по массовым числам асимметрично с высокими значениями выходов нуклидов с массовыми числами, лежащими в интервалах 85—105 и 130—150 а.е.м. Выходы экологически важных радионуклидов ( $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$  и  $^{137}\text{Cs}$ ) лежат в пределах 6—7 %.

Продукты ядерного деления, образующиеся при взрыве ядерного заряда, — сложная смесь примерно 200 радиоактивных изотопов 36 элементов. Большую часть активности составляют короткоживущие радионуклиды (через год после взрыва активность снижается в 1000 раз). В результате испытаний ядерного оружия образовалось около 12,5 т радиоактивных продуктов деления, в атмосферу Земли выброшены 30 млн Ки  $^{137}\text{Cs}$ , 20 млн Ки  $^{90}\text{Sr}$  и около 5 т  $^{239}\text{Pu}$ , радионуклиды наведенной активности, возникающие за счет реакций нейтронов с элементами в окружающей среде ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{28}\text{Al}$ ,  $^{24}\text{Na}$ ,  $^{56}\text{Mn}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$  и др.), а также неразделившаяся часть U и Pu. В атмосферу поступило большое количество Pu в виде частиц размером 1 мкм.

При ядерных взрывах в атмосфере часть осадков (при наземных взрывах до 50 %) выпадает вблизи района испытаний. Часть радиоактивных веществ задерживается в нижней части атмосферы и под действием ветра перемещается на большие расстояния, оставаясь на одной и той же широте. Большая часть радионуклидов выбрасывается в стратосферу (на высоту 10 км), где происходит их глобальное рассеивание и распад. Около половины радиоактивных веществ при наземном взрыве разносится по всему земному шару. Среднее пребывание продуктов взрыва в атмосфере — 1—2 года, после чего они оседают на землю. После прекращения испытаний в атмосфере радиоактивный фон территорий, попавших в ареал эмиссии продуктов взрыва, через 5—7 лет приближается к безопасному. Подземные взрывы менее опасны, так как на поверхность выходят только радиоактивные газы, период полураспада которых составляет несколько дней.

Осадки, образующиеся при атомных взрывах, отличаются от радиоактивных отходов тем, что порожденные взрывом радиоактивные изо-

топы соединяются с железом, кремнием и пылью, в результате чего получаются нерастворимые частицы, размеры которых варьируют в пределах нескольких сотен микрон. Самые мелкие из них плотно прилипают к листьям растений, вызывая радиоактивные повреждения ткани листа; если такие листья съедает какое-либо растительноядное животное, радиоактивные частицы попадают в его организм и тем самым включаются в пищевую цепь.

Радиоактивные осадки от ядерных взрывов, произведенных в мирных целях, ложатся на землю в виде узкой прямой полосы по направлению ветра, но некоторые мельчайшие частицы могут уноситься на большие расстояния и выпадать с дождем далеко от места взрыва. Хотя общая радиоактивность уменьшается по мере увеличения расстояния от места взрыва, но некоторые радиоактивные изотопы, особенно  $^{90}\text{Sr}$ , обнаруживаются у животных на расстоянии около 100 км от эпицентра взрыва. Это объясняется тем, что у  $^{90}\text{Sr}$  есть два газообразных предшественника ( $^{90}\text{Kr} \rightarrow ^{90}\text{Rb} \rightarrow ^{90}\text{Sr}$ ), и он образуется не сразу после взрыва бомбы. Поэтому  $^{90}\text{Sr}$  включается в мельчайшие частицы ( $< 40$  мкм), которые оседают вдали от эпицентра и легче включаются в пищевые цепи.  $^{137}\text{Cs}$  также имеет газообразных предшественников и является составной частью легко растворимых осадков.

Количество выпадающих веществ пропорционально количеству атмосферных осадков. «Бомбовые» изотопы, включающиеся в пищевые цепи в океане, сильно отличаются от включающихся в наземные пищевые цепи. В морских организмах в больших количествах обнаружены радиоактивные изотопы, образующие прочные комплексы с органическими веществами, например  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{54}\text{Mn}$ , а также присутствующие в виде частиц или коллоидов ( $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Pr}$ ,  $^{106}\text{Rh}$ ). В наземных растениях и животных, напротив, находятся растворимые продукты распада, такие как  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

Количество радиоактивных изотопов, включенных в пищевые цепи, определяется не только тем, сколько их выпало из воздуха, но также структурой экосистемы и природой ее биогеохимических циклов. В малокормных местообитаниях большая доля осадков входит в пищевые цепи. В богатой среде высокая скорость обмена и большая емкость почвы обеспечивают такое разбавление осадков, что в растения они попадают в небольшом количестве. Подушковидная растительность тощих почв (моховые болота, заросли вереска, альпийские луга и тундры) действует как ловушка для радиоактивных осадков, ускоряя их потребление животными.

Дозы общего облучения населения Северного и Южного полушарий за счет глобальных выпадений радионуклидов при испытаниях ядерного оружия оценены в 4,5 и 3,1 мЗв соответственно, а дозы облучения щитовидной железы в результате поступления в организм  $^{131}\text{I}$ — $^{135}\text{I}$  составили в Северном полушарии у детей 0,12 мГр, у взрослых 0,01 мГр, в Южном полушарии 0,015 и 0,023 мГр.

В 1963 г. коллективная среднегодовая доза, связанная с ядерными испытаниями, составила 7 % дозы облучения от естественных источ-



ников. К 1966 г. она снизилась до 2 %, а к началу 1980-х гг. уменьшилась до 1 %. Суммарная ожидаемая коллективная эффективная доза от всех испытаний составит примерно  $3 \cdot 10^7$  чел.-Зв. Сейчас человечество получило 15 % этой дозы, а остальную часть оно будет получать еще долго, так как у многих радионуклидов, образованных при взрывах, периоды полураспада очень велики. Ожидаемые дозы за счет наиболее экологически опасных радионуклидов составляют (в мЗв): 2,6 (для  $^{14}\text{C}$ ), 0,12 ( $^{90}\text{Sr}$ ), 0,2 ( $^{95}\text{Zr}$ ), 0,54 ( $^{137}\text{Cs}$ ), всего 3,8 мЗв.

## 8.2. Полигоны

Полигоны во время испытаний ядерного оружия служили источниками радионуклидов и остаются таковыми до сих пор, приводя к вторичному загрязнению окружающей среды долгоживущими изотопами.

В США проведено 1054 испытания 1151 устройств. Начало было положено на полигоне Аламогордо на юге штата Нью-Мексико (площадь 147,6 км<sup>2</sup>), на котором 16.06.1945 состоялось первое испытание ядерного оружия, операция «Тринити» («Троица»). Тестировалась плутониевая бомба имплозивного типа, *Gadget* («Безделушка»), прототип бомбы «Толстяк», сброшенной на г. Нагасаки. Невадский полигон расположен в штате Невада, площадь 3500 км<sup>2</sup>. Первый взрыв мощностью в 1 кт произведен 27.01.1951, последний — в 1992 г. На полигоне осуществлено 928 ядерных взрывов, в результате которых плато Юкка покрылось кратерами. Самый большой из них — кратер Седан (глубина 100 м, диаметр 400 м). Испытание *Upshot-Knothole Harry* (1953 г.) привело к сильному радиоактивному заражению континентальной территории США. Во время взрыва *Wasp* (1955) проходили войсковые учения с прохождением участка в 900 м под формирующимся ядерным грибом. Другой полигон США — атолл Бикини — атолл в Тихом океане в составе Маршалловых островов. В период 1946—1958 гг. здесь произведено 23 взрыва. В 1946 г. осуществлены испытания двух атомных бомб (операция «Перекресток») — одна в воздухе, другая под водой. Самый мощный взрыв произошел 01.04.1954 (водородная бомба «Кастл Браво»). Сила взрыва была эквивалентна тысяче атомных бомб типа сброшенной на Хиросиму; ядерный гриб в четыре мили диаметром испарил весь остров плюс еще части двух соседних островов, создав в лагуне Бикини кратер глубиной 200 футов и диаметром в одну милю; землетрясение от взрыва ощущалось на острове, расположенном на расстоянии 24 мили от места взрыва; ураганный ветер достиг острова, расположенного за 250 миль от точки испытаний; зона выпадения радиоактивных осадков составила 7000 квадратных миль. От взрыва серьезно пострадал экипаж японской рыболовецкой шхуны «Фукурю-мару». Еще один полигон США — Энвиек — атолл в Тихом океане в составе цепи Ралик, Маршалловы острова. Первое испытание водородной бомбы произошло 01.11.1952 (*Ivy Mike*). Здесь проведено 43 ядерных испытания.

Франция провела 210 испытаний на полигонах Регган и Эккер в Алжире и на островах Фангатауфа и Муруроа во Французской Полинезии. В ходе взрыва атомной бомбы в атмосфере на алжирском полигоне в 1960 г. радиоактивное облако за две недели затронуло большой район. Помимо Алжира, загрязнение коснулось шести соседних стран, Сицилии и средиземноморского побережья Испании. Радиоактивные осадки распространились на расстояние 1500 км от полигона. В населенных пунктах оказалась загрязнена вода. На полигоне Муруроа — атолл в южной части Тихого океана, на юго-востоке архипелага Туамоту (Французская Полинезия) — в 1966—1998 гг. проведено 181 ядерное испытание. Ядерные испытания были прекращены после того, как очередной заряд застрял в 800-метровой шахте и сдетонировал на малой глубине. В результате в подводной части атолла образовалась трещина шириной 40 см и протяженностью несколько километров. Появилась опасность попадания радиоактивных веществ в океан. Взрывы превратили острова с богатейшей флорой и фауной в радиоактивно-опасные, так что рыбо- и морепродукты стали завозить из Японии.

Великобритания провела 45 испытаний (21 в Австралии, включая девять в Южной Австралии в Маралинге, в Полинезии: атолл Молден и остров Рождества, остальные в США при проведении совместных испытаний).

СССР осуществил 715 испытаний (969 устройств) в основном на Семипалатинском полигоне и на Новой Земле. На Семипалатинском полигоне (площадь 18 500 км<sup>2</sup>) были испытаны: плутониевая бомба (1949), урановая бомба (1951), водородный боезаряд (1953) и первая термоядерная бомба (1955). В 1961—1989 гг. здесь проведено 348 ядерных взрывов, суммарная мощность взрывов около 16 Мт. Испытания загрязнили значительные территории Казахстана и России, население подверглось радиационному облучению. Полигон закрыт 29.07.2000. Этот полигон — единственный из ядерных полигонов в мире, на котором живет население и использует его в сельскохозяйственных целях. Полигон Новая Земля занимает площадь 90,2 тыс. км<sup>2</sup>, из которых на сушу приходится 55 тыс. км<sup>2</sup>. 21.09.1955 в губе Черной был произведен на глубине 12 м первый в СССР подводный ядерный взрыв. С 21.09.1955 по 24.10.1990 на полигоне было проведено 132 ядерных взрыва, 87 были атмосферными, 3 — подводными, 2 — у поверхности воды, 1 — на поверхности земли и 39 — подземных. Самым крупным ядерным испытанием в атмосфере был взрыв с мощностью 50 Мт, проведенный 30.10.1961. 12 % радиоактивных продуктов взрывов на Новой Земле выпали неподалеку от мест испытаний, 10 % выпадений попали в кольцо на широте Новой Земли, а 78 % в виде мелкодисперсных продуктов пополнили глобальный фонд стратосферных радионуклидов, из которого и происходили дальнейшие радиоактивные выпадения. Активность <sup>137</sup>Cs, выпавшего на сушу севернее 60° с.ш., составила 35 ПБк и 21,9 ПБк для <sup>90</sup>Sr. 14.09.1954 на Тоцком полигоне в Оренбургской

области были проведены масштабные военные учения с применением атомной бомбы.

Китай провел 45 испытаний (23 наземных и 22 подземных, на базе Лоб-Нор). Половина взрывов — наземные и в атмосфере, в сумме примерно 20 Мт. Лоб-Нор расположен в Синьцзян-Уйгурском автономном районе у озера Лобнор. За период с 1964 по 1996 г. на полигоне проведено 47 ядерных испытаний, суммарное энерговыделение — 21,9 Мт. Полигон основан 16.10.1959, считается самым большим по территории (100 000 км<sup>2</sup>). Серия атмосферных взрывов на полигоне Лобнор привела к серьезному загрязнению природной среды на территории СССР. Радиоактивные инертные газы и тритий достигли Дальнего Востока России.

Индия провела шесть подземных испытаний (*Pokhran*), Пакистан — пять (*Chagai Hills*), Северная Корея — три взрыва (*Hwadae-ri*).

### 8.3. Мирные взрывы

В мирных целях атомные взрывы в основном производились в СССР и США. Американская программа «Плаушер» (*Plowshare* — плуг) осуществлялась в 1961—1973 гг., а советская в 1965—1988 гг. В США проведено 35 взрывов (мощность 935 кт), в СССР — 135 (1780 кт).

Американская программа предусматривала такие гигантские проекты, как строительство дублеров Суэцкого и Панамского каналов, прохода через коралловые рифы к Маршалловым островам, крупной гавани на Аляске и водохранилищ. В реальности все оказалось скромнее. 10.10.1961 в 40 км к юго-востоку от города Карлсбад в штате Нью-Мексико взорвался «Гном», заряд мощностью в 3 кт, упрятанный в скважине в соляном пласте на глубине 361 м. После него осталась круглая каверна диаметром 50 м. Второй ядерный взрыв был произведен 06.07.1962 в Неваде. Термоядерный заряд мощностью 104 кт заложили в аллювиальную породу на глубину 194 м. Он поднял на воздух 5,73 млн м<sup>3</sup> грунта общей массой 12 млн т. Другие взрывы были слабее — 5,2; 3 и 0,38 кт. В связи с заражением местности радионуклидами мирные ядерные взрывы в США прекратились.

В период 1965—1988 гг. СССР осуществлял программу подземных ядерных взрывов в народнохозяйственных целях. Они произведены в 120 районах СССР, в том числе на Украине (4), в бассейне Волги (20), на территории Красноярского края (12), в Якутии (12), в Эвенкии (10), в Хибинах (2). Из них неудачных было четыре: два — аварийных и два — приравненных к ним. Из общего числа подземных ядерных взрывов 119 были камуфлетными и пять — экскавационными. При производстве камуфлетных взрывов выброса радионуклидов на дневную поверхность не происходило. При экскавационных взрывах грунта происходил выход значительного количества радиоактивных продуктов в атмосферу с образованием радиоактивного облака и последующим разносом радионуклидов на большие расстояния.

Взрывы осуществляли с целью создания подземных емкостей и хранилищ газового конденсата — 42 взрыва, глубинного сейсмического зондирования земной коры (выявление залежей полезных ископаемых) — 39, интенсификации добычи газа и нефти — 21, для выемки и перемещения породы и грунта — 6, для ликвидации аварийных газовых фонтанов — 5, для образования провальных воронок — 3, для захоронения жидких токсичных отходов — 2, для дробления руды — 2, для предупреждения внезапных выбросов угольной пыли и метана — 1, для создания плотины-хвостохранилища путем рыхления породы — 1.

Первым в СССР экспериментом по использованию энергии ядерного взрыва в мирных целях был подземный взрыв на выброс (15.01.1965) на берегу р. Чаган в 80 км к западу от Семипалатинска для создания водоема большой вместимости. Мощность термоядерного заряда 140 кт. В результате взрыва образовалась воронка диаметром 520 м и глубиной 90 м. Весенний паводок заполнил воронку взрыва, и в результате возник искусственный водоем общей емкостью около 20 млн м<sup>3</sup> — Чаганское озеро. В настоящее время озеро используется для водопоя скота.

Еще один проект — создание при помощи 250 взрывов канала, соединяющего русла рек Печора и Кама, с целью перевода попадающих в Северный Ледовитый океан вод Печоры в южные части страны и Каспийское море. В Пермском крае было подорвано одновременно три заряда (5 кт каждый), закопанных на расстоянии 160 м друг от друга на глубине 127 м. В результате взрыва образовался канал длиной 700 м, шириной 340 м и глубиной 10—15 м с устойчивыми бортами с углом откоса 8 градусов. Одновременно возник радиоактивный след длиной 25 км. В настоящее время на месте взрыва находится озеро, воду в котором пить можно, грибы и ягоды в окрестных лесах считаются безопасными.

К опасным последствиям привел подземный атомный взрыв в Ивановской области, осуществленный 19.09.1971 с целью глубокого сейсмического зондирования земной коры (мощность 2,3 кт). Во время взрыва из-за некачественного цементированья ствола шахты произошел выброс радиоактивных веществ на поверхность. Прилегающая к промплощадке почва не была загрязнена радионуклидами.

Приравненный к аварийным взрыв, проведенный 02.10.1974 в 70 км от поселка Айхал (Якутия) (мощность 1,7 кт), предназначался для создания плотины хвостохранилища горно-обогатительной комбината по производству алмазов на базе трубки «Удачная». Но навал достаточной высоты не образовался, наоборот, на этом месте возникла воронка. В настоящее время уровни радионуклидного загрязнения местности небольшие, но посещение населением района взрыва запрещено. Самым аварийным считается врыв, произведенный 50 км восточнее поселка Айхал, 24.08.1978, мощность — 20 кт с целью сейсмозондирования. Взрыв произведен на глубине 577 м. Направление ветра было рассчитано неверно, и около 80 человек, накрытых радиоактивным облаком, получили дозу 0,3 мЗв внешнего облучения и внутреннее облучение,

связанное с попаданием в легкие радиоактивной пыли. Лиственничный лес на месте взрыва погиб на площади в 1 км<sup>2</sup>.

В 1980 г. серьезная авария произошла на газовой скважине № 9 месторождения «Кужма» в устье р. Печоры (Россия). Чтобы ликвидировать ее, под рекой произвели атомный взрыв. Его результаты — образование гигантской воронки и усиление выбросов природного газа в атмосферу. Загрязнение Печорской губы в 45—100 раз превысило допустимые нормы. Только в 1987 г. удалось прекратить поступление газа в атмосферу. Местность оказалась зараженной не радионуклидами, а нефтепродуктами.

В настоящее время радиационная обстановка вокруг мест мирных взрывов стабилизировалась, надфоновые локальные загрязнения вокруг скважин зафиксированы в 24 случаях из 115.

Ядерные взрывы использовались для создания подземных резервуаров с гладкими стенками для хранения нефти и газа. В результате подрыва ядерных зарядов в осадочном чехле нефтегазоносных провинций образовалось большое количество твердых и жидких радиоактивных веществ. В полостях ядерных взрывов сосредоточены твердые и жидкие РАО. Некоторые созданные взрывом полости оказались негерметичными. Например, нефть, добываемая на Осинском месторождении в Пермском крае на расстоянии 5 км от центра взрыва, содержала довольно большое количество трития (к настоящему времени он в значительной мере распался).

В Прикаспийской нефтегазовой провинции на Астраханском газоконденсатном месторождении в 1980—1984 гг. было проведено 15 ядерных взрывов с целью сооружения подземных емкостей в отложениях каменной соли. Было создано 15 подземных емкостей на глубинах примерно 950 м объемом около 25 000 м<sup>3</sup> каждая. Выхода радионуклидов на дневную поверхность не было. По данным на 2001 г., подземные емкости заполнились радиоактивным рассолом, находятся в аварийном состоянии и уже не пригодны для промышленной эксплуатации. По содержанию <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr и <sup>3</sup>H эти рассолы относятся к категории низко- и среднеактивных жидких РАО. Вывод из эксплуатации газонефтяных хранилищ, созданных ядерными взрывами, требует изоляции подземных емкостей с радиоактивными отходами и предотвращения их фильтрации по возможным путям миграции. С этой целью осуществляют связывание рассола и перевод его в гелеобразное состояние путем введения специальных добавок.

#### **8.4. ЯТЦ как источник радионуклидов**

ЯТЦ включает три стадии: начальную (добыча, переработка, создание и транспортирование ядерного топлива); основную (получение ядерной энергии, превращение ее в энергию других видов и использование); заключительную (утилизация оружейных нуклидов, снятие

АЭС с эксплуатации, демонтаж ядерных установок, транспортирование ОЯТ и РАО, регенерация ОЯТ, переработка, удаление и захоронение отходов).

Добыча урана и переработка руды являются важными источниками эмиссии  $^{222}\text{Rn}$  в атмосферу. Подземные и карьерные способы разработки месторождений связаны с подъемом на поверхность огромной массы горных пород. Здесь основными факторами воздействия на человека является эмиссия  $^{222}\text{Rn}$  и радиоактивная пыль. При добыче 40 000 т/год металлического U радиоактивность высвобождаемого Rn составляет  $5 \cdot 10^{14}$  Бк.

Отходами, возникающими при добыче урановой руды, являются шахтные, рудные отвалы «хвосты» и рудничный воздух. Они содержат нерастворившиеся частицы пустой породы и не полностью растворенный U. В «хвостах» находятся  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{210}\text{Pb}$ , которые образуют плохо-растворимые сульфаты или карбонаты. После извлечения U из руды в «хвостах» остается 85 % всей активности. В открытом комплексе рудник — завод производительностью 730 000 т урановой руды в год, эмиссия  $^{222}\text{Rn}$  в Бк/[ГВт (эл.) · год] происходит при добыче U —  $4,1 \cdot 10^{13}$ , из хвостохранилищ —  $8,5 \cdot 10^{12}$  и при размоле концентрата —  $2,2 \cdot 10^{11}$ . После эксплуатации комплекса эмиссия  $^{222}\text{Rn}$  из хвостохранилища в течение многих сотен лет составляет  $3,5 \cdot 10^{13}$  Бк/[ГВт (эл.) · год]. Содержимое хвостохранилищ представляет радиологическую опасность, поскольку из них не только постоянно выделяется Rn, но и происходит постепенное выщелачивание Ra и других радионуклидов атмосферными осадками и грунтовыми водами. Поэтому образующиеся при переработке U «хвосты» возвращают обратно в рудники.

---

**Радиоактивные отходы (РАО)** — отходы, содержащие радиоактивные отходы химических элементов и не имеющие практической ценности.

---

Отвалы пустых пород занимают на рудниках тысячи квадратных метров и являются источниками локального загрязнения местности. В результате ветровой эрозии происходит сдувание пыли с поверхности отвалов, а также продуктов распада Rn и перенос их на значительные расстояния. Атмосферные осадки выщелачивают радионуклиды и загрязняют ими грунтовые воды. Дополнительный источник загрязнения окружающей среды — жидкие отходы, к которым относятся шахтные воды, насыщенные радионуклидами. Вокруг хвостохранилища образуются наземный и подземный ореолы распространения радионуклидов.

Из хвостохранилищ происходит водная миграция изотопов. Решающую роль здесь играют формы нахождения радионуклидов в отвалах и состав растворов, фильтрующихся через хвостохранилище. Последние могут включать жидкие отходы, воду атмосферных осадков и подземные воды. Неизвлеченные при разложении сырья изотопы имеют низкую миграционную способность, так как агрессивные среды, ис-

пользованные для выщелачивания руд, уже извлекли основную часть этих радиоэлементов. Вероятность миграции радионуклидов невелика, если они в ходе технологического процесса выпадают в виде нерастворимых соединений.

Жидкие отходы гидрометаллургических заводов представляют значительную опасность при поступлении их в поверхностные и подземные воды, особенно в источники водоснабжения. Они содержат U и Ra в количествах, превышающих ПДК примерно в 10 раз, а жидкие РАО по содержанию  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{230}\text{Th}$  превосходят ПДК на 2—3 порядка. Форма нахождения U и продуктов его распада в ходе технологического процесса может изменяться. В результате этого меняется и способность радионуклидов к водной миграции. Масштабы водной миграции радионуклидов зависят от их химических свойств и от специфических условий района захоронения РАО.

Химический состав шахтных вод колеблется в широких пределах и зависит от разнообразия состава урановых руд. Содержание U в этих водах достигает 0,3—10 мг/л, Ra — 0,2—3,7 Бк/л. Объем откачиваемых шахтных вод достигает 2000 м<sup>3</sup> в сутки, поэтому в течение суток в окружающую среду возможно поступление 1 кг U и до 0,2 мкг Ra. Отходы гидрометаллургических заводов — рудные пульпы — состоят из песковой и шламовой фракций. Твердая часть этой пульпы по химическому составу близка к исходной руде, из которой выщелочено основное количество U. Другие радиоактивные элементы, сопутствующие U, почти полностью остаются в твердой части пульпы. В сбрасываемых песках и шламах содержание U 0,02—0,028 %, Ra в песках  $2\text{—}3 \cdot 10^{-10}$  г/г. 99,8 % Ra в руде концентрируется в твердой фазе. При переработке руды с содержанием 0,2 %  $\text{U}_3\text{O}_8$  на 1 кг извлеченного U в виде химического концентрата приходится 0,8—0,9 т твердых и 3,1—3,9 т жидких отходов. Для завода, перерабатывающего 5000 т руды в сутки, количество сбрасываемой твердой части пульпы составляет 500 т, а жидкой части около 2000 м<sup>3</sup>. С РАО поступают в окружающую среду 100 кг U, 110 ГБк дочерних радиоактивных элементов и 74 МБк Ra в сутки.

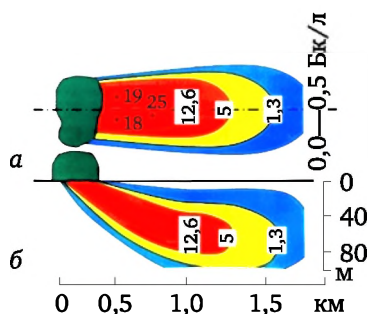


Рис. 1. Пример ореола загрязнения подземных вод ураном в районе хвостохранилища.

Естественная объемная активность воды 0,3 Бк/л:

а — план; б — вертикальный разрез

Радионуклиды в отвалах находятся как в растворимых, так и в нерастворимых соединениях. Наиболее опасными из них являются растворимые формы соединений, так как они участвуют в экологической цепочке: почва — растительность — животные — человек. Выделение радионуклидов в окружающую среду уменьшают путем укрывания хвостохранилища слоем песка толщиной несколько метров, асфальтированием отвалов или покрытием их полимерными пленками. Скорость выхода Rn из непокрытых грунтом хвостохранилищ примерно равна  $0,5\text{—}10 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ . Покрытие «хвостов» слоем почвы толщиной в несколько метров уменьшает скорость выхода Rn на несколько порядков. Отвалы защищают дамбами, предотвращающими просачивание рассолов в поверхностные воды.

Современным методом добычи U считается метод подземного выщелачивания из глубоких месторождений, находящихся в песчаных и галечных пластах. В этом методе выщелачивающий раствор (серно-кислотный или карбонатный) подается в проницаемый рудный пласт по закачным скважинам, фильтруется этим пластом в сторону откачных скважин и затем поднимается по ним на поверхность, где из него извлекается U путем сорбции на ионообменных колонках. При подземном выщелачивании происходит загрязнение земной поверхности и водоносных горизонтов химически активными веществами (кислоты, щелочи) и радионуклидами (U, Th, Ra, Po). При подземном выщелачивании загрязнение подземных вод носит локальный характер и распространяется на относительно небольшие расстояния (50—80 м) от контуров рудных тел.

Урановый концентрат,  $\text{U}_3\text{O}_8$ , поступающий с обогатительной фабрики, подвергается дальнейшей переработке и очистке, после чего переводится в  $\text{UF}_6$ . Газообразный  $\text{UF}_6$  проходит стадию изотопного обогащения, в результате содержание  $^{235}\text{U}$  повышается с 0,7 до 3,5 %. Затем он превращается в  $\text{UO}_2$ , используемый в качестве топливных элементов ядерных реакторов. Побочный продукт — обедненный U, состоящий из  $^{238}\text{U}$ , с содержанием  $^{235}\text{U} < 0,3 \%$ , находится на хранении в форме  $\text{UF}_6$  или  $\text{U}_3\text{O}_8$ .

Гексафторид U, а также реагенты, применяемые при его получении ( $\text{HF}$  и  $\text{F}_2$ ), чрезвычайно ядовиты, и поэтому весь процесс получения  $\text{UF}_6$  и обогащения проводится в герметичных аппаратах. Процессы экстракции U из выщелачивающих растворов, получения  $\text{U}_3\text{O}_8$  и металлического U на металлургических заводах существенно не изменяют радиологическую обстановку окружающей среды. При работе с  $\text{UF}_6$  газы пропускают через фильтры и влажные поглотители, и поэтому в выбросах завода в атмосферу содержится незначительное количество радиоактивных материалов по сравнению с выбросами урановых рудников. Однако в обогащенном U содержание  $^{234}\text{U}$  в десятки раз больше, чем в природном, и  $\alpha$ -активность обогащенного U обусловлена в основном этим изотопом. На заводах по производству уранового топлива  $\text{UF}_6$



снова перерабатывается в  $\text{UO}_2$ , из которого прессуют таблетки нужной формы, идущие на изготовление ТВЭЛов.

Техногенные радионуклиды в больших количествах образуются в ядерных реакторах АЭС. При активации нейтронами  $^{238}\text{U}$  в ядерных реакторах образуются ядра  $^{239}\text{U}$ , распадающиеся через  $^{239}\text{Np}$  в долгоживущий  $^{239}\text{Pu}$ . Дальнейшая активация  $^{239}\text{Pu}$  нейтронами реактора приводит к получению  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{242}\text{Pu}$ , а затем изотопов  $\text{Am}$ ,  $\text{Cm}$  и др. Активность актинидов, накапливающихся в реакторе за время кампании, составляет около 25 % от суммарной активности продуктов деления. Активация нейтронами стабильного изотопа  $^{133}\text{Cs}$ , образующегося при делении  $^{235}\text{U}$  с выходом 6,6 %, приводит к накоплению радиоактивного  $^{134}\text{Cs}$  (2,062 лет). Поскольку  $^{134}\text{Cs}$  накапливается в реакторе при активации, а при ядерных взрывах он не образуется, то отношение активностей  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  в пробах, взятых из атмосферного воздуха, грунта или водной среды, является тестом для определения источника выброса радиоактивных веществ — аварии ядерного реактора или взрыва ядерного устройства. Во время работы реактора за счет активации нейтронами конструкционных материалов накапливаются и другие радионуклиды  $^{55}\text{Fe}$  (2,7 лет) и  $^{60}\text{Co}$  (5,27 лет).

Работа реактора сопровождается накоплением жидких, твердых и газообразных РАО с различными удельными активностями. Вид и количество отходов определяются такими факторами, как тип реактора, условия его эксплуатации, степень выработанности топлива и герметичность ТВЭЛов. Источниками аэрозольных радиоактивных загрязнений являются продукты деления и радиационной коррозии; нелетучие радионуклиды, получающиеся при распаде РБГ; летучие продукты деления, адсорбированные на аэрозольных частицах.

Выход РАО в окружающую среду предотвращается многоступенчатой системой радиационной защиты, уменьшающей выбросы радиоактивных веществ в окружающую среду, как в условиях нормальной эксплуатации, так и при аварийных ситуациях. Реализуются две системы снижения загрязнения окружающей среды: активный и пассивный. Активный способ заключается в предупреждении выбросов радиоактивных продуктов путем создания замкнутого технологического процесса, исключающего выбросы; в создании высокоэффективных систем очистки. Пассивный способ основан на использовании эффекта рассеивания радиоактивных веществ.

Основная масса образовавшихся долгоживущих радионуклидов находится в хранилищах ОЯТ, на радиохимических заводах, ведущих его переработку, и в хранилищах РАО. Предварительное хранение ОЯТ на АЭС в течение 7 лет приводит к уменьшению суммарной активности короткоживущих нуклидов с  $T_{1/2} < 250$  сут. в  $10^6$  раз и более. По прошествии достаточного времени выдержки ТВЭЛы перевозятся на заводы по их переработке для извлечения  $\text{U}$  и  $\text{Pu}$ . Лишь 5 % ОЯТ подвергаются переработке. Остальные 95 % пока остаются на длительном хранении.

На заводах по переработке ОЯТ удаляют оболочки ТВЭЛ. Алюминиевые оболочки растворяют NaOH (при этом образуется до 2000 л раствора на 1 т ОЯТ), циркониевые оболочки — с помощью  $\text{NH}_4\text{F}$  (при этом образуется 20 000 л РАО на 1 т топлива), а оболочки из нержавеющей стали удаляют  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (образуется 11 000 л РАО на 1 т топлива). В растворы переходит 0,02 % общей радиоактивности. После удаления оболочек ОЯТ растворяют и экстрагируют U и Pu. Для этих целей используют пурекс-процесс (растворение в горячей  $\text{HNO}_3$  и экстракция ТБФ). Здесь возникают жидкие РАО в значительном объеме с удельной активностью до 1 Ки/л. После растворения ТВЭЛов и экстракции U и Pu общий объем жидких высокоактивных РАО составляет 13 м<sup>3</sup> на тонну переработанного топлива, а объем средне- и низкоактивных жидких РАО — 78,0 и 1875 м<sup>3</sup>.

В процессе переработки ОЯТ газообразные продукты выделяются при разрезании и растворении ТВЭЛов. В них практически нет  $^{131}\text{I}$  (8,04 дн.), который распался при выдержке топлива в бассейне. Для связывания  $^{129}\text{I}$  ( $1,57 \cdot 10^7$  лет) используется специальная химическая обработка. При сбросе газов  $^{85}\text{Kr}$  и  $^3\text{H}$  в атмосферу через газоотводную высотную трубу никакой специальной выдержки газов не производится из-за их сравнительно низкой активности, поскольку основная активность трития остается в жидкой среде. Вода из охлаждающих бассейнов после предварительной обработки для снижения радиоактивности до приемлемого уровня концентрации также сбрасывается в окружающую среду.

В выбросах и сбросах радиохимических заводов преобладают долгоживущие радионуклиды:  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{129}\text{I}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$  и  $\text{TUЭ}$ ; при этом по этим радионуклидам выбросы регенерационных заводов составляют значительную долю общих выбросов предприятий ЯТЦ: 99 % выбросов  $^3\text{H}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{129}\text{I}$ ; 70—80 % выбросов  $^{14}\text{C}$ .

Переработка ОЯТ приводит к накоплению в атмосфере  $^{85}\text{Kr}$ .

Практически на всех производствах ЯТЦ возникают жидкие РАО, очистка которых представляет серьезную проблему. При переработке жидких РАО решаются две задачи: 1) очистка от радионуклидов и вредных химических веществ до нормативных требований; 2) максимально возможное сокращение объема вторичных РАО.

Для удаления радионуклидов из водных растворов разработано много методов: ионный обмен, жидкостная экстракция, обратный осмос, осаждение, адсорбция, нанотехнологии, мембранные технологии. Ионный обмен обеспечивает удаление 32—95 % радионуклидов. Обратный осмос обеспечивает удаление 99 % изотопов без регенерации, фильтрации и влияния сопутствующих ионов.

Очистку водных растворов часто проводят адсорбционными методами. Сорбенты подразделяются на несколько групп: неорганические природные (слоистые алюмосиликаты, цеолиты) и искусственные (силикагель, синтетические цеолиты, гидратированные оксиды, гидроксиды металлов), а также органические природные (активный и суль-

фидированный уголь, целлюлоза, торф, гуминовые вещества, битум) и искусственные (полимерные смолы). К дешевым сорбентам относятся рисовая шелуха, опилки, древесная кора, яблочные остатки, скорлупа кокосовых орехов, волокна кактусов, морковные остатки, апельсиновые остатки, абрикосовые косточки, оливковый жмых, отработанный чай, металлургический шлак (основа —  $\text{Ca}_2\text{SiO}_4$ ), природный доломит, альгинат (вытяжка из морской водоросли — ламинарии), силикатные глины и др.

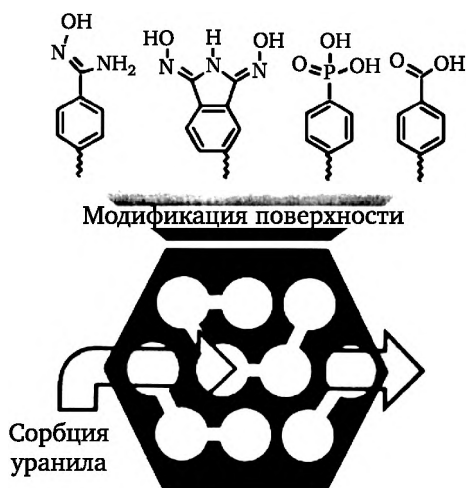
В практике очистки ЖРО сорбционными методами извлечение радионуклидов проводят на фильтрах с неподвижным слоем гранулированных сорбентов, которые получают соосаждением активной составляющей с силикагелем, импрегнированием ее в пористые носители, золь-гель-методом и модифицированием природных материалов. Извлечение из сточных вод успешно осуществляют гидроксидами железа (гематит, магнетит, гетит и ферригидрид), полимерным адсорбентом на основе амидооксима, а также синтезированными гидроталькитоподобными сорбентами: интеркалированными комплексами, гексаметилендиаминтетрауксусной кислотой и ЭДТА-слоистыми двойными гидроксидами.

Применение дешевых природных материалов (монтмориллонит, вермикулит, клиноптилолит) не всегда эффективно. Например,  $\text{U(VI)}$  недостаточно хорошо извлекается сорбентами-катионообменниками из-за образования в воде устойчивых ди- и трикарбонатных анионных комплексов в области значений pH, характерных для природных и сточных вод, что обуславливает значительную его подвижность в экосистемах. В таких случаях используют селективные синтетические неорганические сорбенты. К таким материалам относятся синтетические двойные гидроксиды (гидроталькитоподобные материалы), содержащие в межслоевом пространстве анионы, в том числе комплексообразующие.

Для извлечения радионуклидов применяются неорганические сорбенты. Они, в отличие от органических ионообменников, обладают более высокой механической прочностью, химической и радиационной устойчивостью, многие имеют невысокую стоимость. Обычно для каждой химической формы используются либо катионообменные, либо анионообменные материалы. Недавно разработаны универсальные сорбенты, позволяющие проводить одновременное извлечение катионов и анионов.

В процессах очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов и токсичных анионов широкое применение нашли слоистые двойные гидроксиды (СДГ), с различными двух- и трехвалентными металлами  $\text{M}^{2+}$ : Mg, Zn, Fe, Ni, Cu, Co, Cd, Sn, Pt;  $\text{M}^{3+}$ : Al, Fe, Cr, In, Bi, Y, La, V, Rh, Ir, Ru, а также с различными анионами и молекулами в своем составе. Преимуществом СДГ является то, что в их структуру можно вводить широкий спектр анионов, причем замещение анионов в межслоевом пространстве происходит без разрушения слоистой структуры. Слои-

стые двойные гидроксиды (анионные глины) построены из положительно заряженных бруситоподобных слоев, связанных между собой обменными анионами. Положительный заряд слоев обусловлен изоморфными замещениями двухвалентных катионов на трехвалентные. Гибридные органо-неорганические сорбенты содержат в межслойном пространстве органические анионы, в частности хелатообразующие. Наличие ионов  $2+$  и  $3+$  в структуре СДГ предполагает их возможный обмен с катионами радиоактивных элементов в водной среде, т. е. их возможное использование для очистки водных растворов, включая жидкие РАО, от радионуклидов, присутствующих как в катионной, так и анионных формах.



**Рис. 2. Модифицированный мезопористый углеродный материал, приготовленный ковалентной прививкой амидооксил-, карбоксил- и фосфорил-групп**

Сорбенты, функционализированные анионами ЭДТА или нитрилотриуксусной кислоты, используют для извлечения из водных сред токсичных тяжелых металлов. Для сорбции катионных форм уранила предложены Mg, Al- и Zn, Al-гидрокалькитовые сорбенты, в межслоевом пространстве которых находятся карбонат-анионы. Примером является извлечение U(VI) катионной и, что особенно важно, анионной форм из сточных вод ураноперерабатывающей промышленности гидроталькитоподобным сорбентом  $[Zn_4Al_2(OH)_{12}]ЭДТА \cdot nH_2O$ . Комплексон — этилентриаминпентауксусная кислота, ДТПА, — дает с ионами металлов более устойчивые комплексы, чем с ЭДТА, за счет увеличения количества амино- и карбоксильных групп. Удаление ионов U из питьевой воды осуществляют нанокомпозитами CuO/X-цеолит или сорбцией на гидратированных титановых диоксидах. Из кислых растворов и морской воды U удаляют сорбцией модифицированным мезопористым углеродным материалом, приготовленным ковалентной прививкой амидооксил-, карбоксил- и фосфорил-групп. Из раство-

ров фосфорной кислоты  $\text{U}$  извлекают с помощью эмульсионной жидкой мембраны. Из водных растворов  $\text{U}$  удаляют гидроксилапатитом  $\text{Pb}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$  или экстракцией три- $n$ -актиламином в ксилоле.

Ионообменные технологии также часто используют для очистки жидких РАО, например очистку вод на аварийной АЭС «Фукусима» осуществляют на адсорбционных ионообменных колоннах с очень высокой пропускной способностью. Система обеспечивает удаление 62 радионуклидов, предельно жесткие параметры очистки (в 100 раз выше законодательно установленных). Рабочим элементом служит молекулярный сетчатый фильтр (неорганический ионит, разработанный на молекулярном уровне) на основе кристаллического титанита кремния, позволяющий извлекать высоколетучие элементы из раствора. Используется также титанат натрия в виде наночастиц цилиндрической или сферической формы с высокой ионообменной поверхностью.

В настоящее время одним из самых эффективных адсорбентов является цеолит. Его широкое применение обусловлено высокой пористостью (почти 100 %), что обеспечивает высокую сорбционную емкость, одинаковыми размерами пор, что обеспечивает высокую селективность, и доступностью всего объема пор для адсорбирующегося вещества (открытая пористость). Однако для извлечения многих радионуклидов цеолиты неприменимы, поскольку маленькие диаметры пор не допускают сорбцию веществ с большими размерами молекул. Между тем в технологии современной переработки ОЯТ применяются комплексные соединения с высокими молекулярными весами и, следовательно, с большими размерами молекул. Переработка и очистка РАО от подобных веществ требует использования адсорбентов с высокой пористостью и с «калиброванными» порами, но с существенно большим диаметром пор, чем у цеолитов.

Один из подходов к созданию таких адсорбентов основан на модификации природных глин (например, монтмориллонита) путем введения в их структуру специальных катионов. Как известно, минералы глин имеют двумерную слоистую структуру. При контакте с водой глины набухают и в набухшем виде способны захватывать различные ионы, в том числе — полимолекулярные. Идея модификации заключается в ведении в структуру набухшей глины гидроксидных ионов, которые после прокаливании образуют прочные столбы (колонны, пиллары), разделяющие плоскости силикатов. В результате возникают трехмерные галереи, способные предотвратить коллапс межслойного пространства при дегидратации. Пилларовые слоистые глинистые композиты обладают пористостью, сравнимой с пористостью цеолита, причем размеры пор, формирующихся между катионами, можно изменять путем варьирования высоты и диаметра катиона, его формы и расположения в пространстве. Три особенности пилларовых глин: кислотность, высокая селективность и термическая стабильность определяют потенциал их полезности как адсорбентов. Модифицированные глины (например, Al-пилларовые бентониты) проявляют себя как ионообменники и спо-

способны эффективно удалять из водных растворов объемистые комплексы ТУЭ.

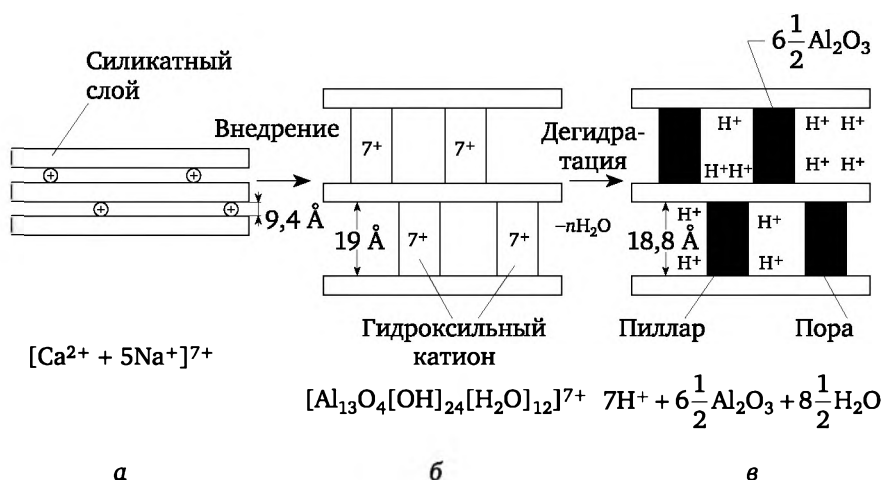


Рис. 3. Схема процесса укрепления силикатных слоев монтмориллонита стойками («пилларами») из полиоксида алюминия:

**а** — слои исходного базальта; **б** — разделение силикатных слоев неорганическими полимерами на основе гидроксида алюминия; **в** — термическое разложение гидроксида алюминия с потерей воды и образованием пилларов из  $Al_2O_3$ , поддерживающих слои силикатов

Одной из наиболее сложных задач переработки жидких РАО является очистка от  $^{60}Co$  растворов, содержащих комплексообразующие вещества, в частности ЭДТА. Это связано с тем, что ионы  $Co$  образуют с ЭДТА очень прочные комплексы: логарифм константы устойчивости комплекса  $Co(II)$  с ЭДТА равен 16,3, а комплекса  $Co(III)$  — 40,6. Поэтому для очистки ЖРО от  $^{60}Co$  требуется полное разрушение комплексов  $Co$  с ЭДТА.

Для удаления органических веществ из ЖРО используют методы коагуляции с  $FeCl_3$ , а также пероксидного и перманганатного окисления и озонирование. Локализация, концентрирование и переработка ЖРО значительно упрощаются после удаления или разрушения содержащихся в них комплексонов (ЭДТА, щавелевой, лимонной кислот и др.), синтетических поверхностно-активных веществ, которые связывают радионуклиды и затрудняют их выделение традиционными методами. Наиболее эффективным способом является их окислительное разложение ( $O_3$ ,  $H_2O_2$ ) и фотокаталитическое ( $УФ/H_2O_2$ ) разложение комплексонов. Очистку жидких РАО от органических соединений, включая полимерные продукты, поверхностно-активные вещества, масла и т. п., проводят с использованием  $Ti-Fe$  коагулянтов, известкового молока,  $FeCl_3$  и полиакриламида.

При выборе методов очистки сточных вод следует учитывать, что в них  $^{137}Cs$  присутствует в ионной форме,  $\alpha$ -излучающие радионукли-

ды — в коллоидной форме, а  $^{90}\text{Sr}$  — как в коллоидной, так и в ионной форме. Сорбция на таких сорбентах, как ферроцианид никеля-калия, ферроцианид никеля-меди на силикатной основе или ферроцианид никеля-калия на гидроксиде циркония, позволяет эффективно извлекать  $^{137}\text{Cs}$  из водных растворов. Хорошие результаты дает применение складчатого фильтра из нетканого полипропилена (сбор цезиевых коллоидов) и нетканого материала, импрегнированного берлинской лазурью (поглощение растворенного цезия). Эффективна также магнитная наноконпозиция берлинская лазурь(Бл)/графен(Гф), наноконпозиция Бл/ $\text{Fe}_3\text{O}_4$ /Гф позволяет удалить из воды 90 % цезия. Часто для выделения  $^{134,137}\text{Cs}$  используют магнитный сбор композитным материалом с высокой катионообменной способностью, состоящим из Na-P1-типа цеолита ( $\text{Na}_6\text{Al}_6\text{Si}_{10}\text{O}_{32} \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ ) и магнетита ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), синтезированного из летучей золы ТЭС и хлоридов железа (наночастицы магнетита диспергированы в больших частицах цеолита).

Удаление радиоактивного йода из воды проводят нанопластинками титаната с привитыми нанокристаллами  $\text{Ag}_2\text{O}$  в качестве адсорбента. Сорбция  $\text{CH}_3^{131}\text{I}$  (наиболее трудно локализуемого соединения йода) из паровоздушной среды осуществляется наноконпозиционными материалами, содержащими 8 масс. % Ag.  $\text{SiO}_2$ -Ag. Поглощение молекулярного  $^{31}\text{J}_2$  из паровоздушного потока на неорганических наноконпозиционных материалах, содержащих 1—8 масс. % Ag в различных химических формах, обеспечивает извлечение 99 % радиоаэрозолей. Сорбцию  $^{60}\text{Co}$ , U(VI), Sr и Y из водных растворов ведут на слоистых двойных гидроксидах состава  $\text{M}^{2+}\text{M}^{3+}(\text{OH}^-)_6(\text{Anion}^{n-})_{1/n}\text{mH}_2\text{O}$ , где  $\text{M}^{2+} = \text{Mg}, \text{Zn}, \text{Ni}$ ,  $\text{M}^{3+} = \text{Al}, \text{Fe}, \text{Nd}$ ,  $\text{anion}^{n-} = \text{CO}_3^{2-}, \text{Cl}^-, \text{SO}_4^{2-}$ .

С целью уменьшения объемов и создания оптимальных условий для изоляции жидких РАО от природной среды применяются технологии упаривания, прессования, цементирования, битумирования и остекловывания.

Для уменьшения объема твердых низкоактивных отходов их перед прессованием или сжиганием измельчают и дробят. Сжигание уменьшает массу и объем отходов, облегчает упаковку в контейнеры для хранения. РАО средней активности подвергаются капсулированию путем заливки в бетонные барабаны или добавки в жидкость сухого цемента. Большое количество влажных отходов приходится на отработанные ионообменные смолы, фильтрующие среды и осадки. Влажные отходы превращают в твердые продукты, а для окончательного захоронения используют такие методы, как цементирование, битумизация или связывание с полимерами. Высокоактивные РАО, образующиеся на первой стадии разделения ОЯТ, концентрируют выпариванием и переводят в твердую форму.

Высокотемпературная переработка твердых РАО (ТРО) часто осуществляется методом циркулирующего шлакового расплава, который позволяет перерабатывать любые виды ТРО, организовывать независимую переплавку с одновременной дезактивацией металлических ра-

диоактивных отходов. Методом предварительного пиролиза, термодеструкции и окислительно-восстановительных процессов, происходящих в циркулирующем шлаковом расплаве, осуществляется экологически безопасная переработка горючих твердых радиоактивных растворов, органических и минералоподобных РАО. При переплавке металлических отходов создаются термодинамические возможности включения радионуклидов в минеральную составляющую синтетического расплава шлака требуемого состава и на несколько порядков снижается объем РАО. Данный технологический процесс позволяет получать товарные металлические слитки или металлическую дробь, иммобилизовать радионуклиды в устойчивую к окружающей среде стеклокристаллическую матрицу.

Для последующего захоронения производится иммобилизация радионуклидов, для чего они замуровываются в матрицу (например, в боросиликатное стекло). Материалы, применяемые для изготовления таких матриц, должны обладать высокой механической прочностью в течение длительного времени, низкой проницаемостью для радионуклидов, высоким коэффициентом поглощения излучения, высокой влагостойкостью и водонепроницаемостью. Долгоживущие и делящиеся радионуклиды замуровывают в химически стойкую керамику.

В настоящее время для очистки и осушки радиоактивных газов применяются волокнистые адсорбенты на основе выщелоченных базальтовых волокон. Их преимущество заключается в высокой емкости, низком динамическом сопротивлении и низкой температуре регенерации сорбента. Подобные планарные адсорбенты, модифицированные химически активными группами, используются и для извлечения радионуклидов из жидких РАО и последующего отверждения.

При изготовлении планарных адсорбентов в качестве исходных материалов используются базальтовые волокна или ткани. Выбор подобных веществ обосновывается их дешевизной и доступностью, высокой механической прочностью, химической и термической устойчивостью и наличием гибких конструктивных свойств. Обработка базальта растворами сильных кислот вызывает селективное растворение входящих в структуру базальта оксидов металлов при сохранении каркаса  $\text{SiO}_2$ . После процесса выщелачивания в волокне развивается пористая структура, позволяющая использовать выщелоченные базальтовые волокна в качестве планарных адсорбентов. Изменяя режим выщелачивания (тип кислоты, ее концентрацию, температуру и продолжительность обработки), можно изменять пористость, отношение долей транспортных и адсорбционно-активных пор, удельную поверхность, сорбционную емкость, механическую, термическую, радиационную и химическую стойкость волоконного адсорбента. Методика предусматривает на первом этапе выщелачивание в жестких условиях (концентрированная кислота, высокая температура) с целью создания крупных транспортных пор, а на втором этапе — в мягких условиях с целью создания микропор — адсорбционно-активных центров.



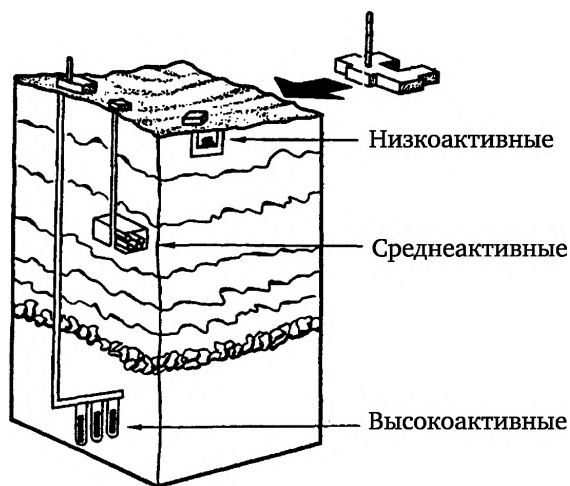
Серьезной проблемой остекловывания РАО является высокая летучесть некоторых радионуклидов, поскольку при температурах спекания стекла (и тем более — керамики) многие радиоактивные вещества улетучиваются. Для отверждения летучих веществ более подходят выщелоченные базальтовые или стеклянные волокна. При очистке РАО от таких веществ радиоактивный раствор пропускают через волоконный фильтр, который удерживает радиоактивные металлы. Затем фильтр прокаливают при температурах 350—400 °С. При этих температурах рушится пористая структура выщелоченного волокна, и радионуклид оказывается прочно замурованным в волокнах  $\text{SiO}_2$ . При необходимости можно провести спекание волокон при температурах 900—1000 °С.

При надежной изоляции от окружающей среды РАО не представляет опасности. Современные проекты обращения с высокоактивными РАО ориентированы на их захоронение в виде высокопрочных матриц в геологические формации с безопасным хранением в течение 10 тыс. лет. Хранилища высокоактивных и долгоживущих РАО размещаются глубоко под землей (> 300 м), причем за ними устанавливается постоянное наблюдение, так как радионуклиды выделяют большое количество тепла.

Наиболее эффективным и безопасным решением проблемы окончательного захоронения РАО является их захоронение в глубинных геологических формациях. Долговременную и надежную изоляцию РАО от биосферы можно обеспечить путем захоронения в геологических формациях трех типов: магматические и метаморфические породы, глины, каменные соли. Для предотвращения миграции радионуклидов из захоронений используются инженерные барьеры (формы отходов, контейнеры, засыпка траншей и т. п.), предназначенные для удержания радионуклидов в источнике, комбинированные с геологическими структурами, в которых миграция радионуклидов очень мала, что позволяет процессу радиоактивного распада трансформировать их в стабильные элементы до того, как они достигнут среды обитания. Подбор геологических структур для могильника отходов основан на четырех критериях: минимальное время жизни контейнера; максимальная скорость выделения радионуклида из инженерного барьера (так называемая ближняя миграция); максимальная скорость прибытия радионуклида в среду обитания; минимальное значение времени перемещения грунтовых вод от могильника до среды обитания. Все они определяются природными условиями, существующими еще до начала строительства могильника. Временные рамки варьируются от 10<sup>7</sup> до 10<sup>8</sup> лет.

Миграции радионуклидов препятствуют проницаемые реакционные барьеры, представляющие собой сорбент, помещенный в укрепленные траншеи, направленные перпендикулярно движению загрязненных вод. Адсорбентами служат стружки металлического железа, активированный уголь, цеолиты и торф. Перспективными реагентами для восстановления и иммобилизации актинидов в высоких степенях окисления являются гуминовые кислоты, образующие комплексы с  $\text{U(VI)}$ ,  $\text{Pu(IV)}$  и  $\text{Np(V)}$ . Из-за присутствия хиноидных фрагментов в структуре

макромолекул гуминовых кислот они способны восстанавливать ионы актинидов до форм  $An(III, IV)$ , с которыми образуют прочные и малоподвижные комплексы.



**Рис. 4. Окончательное удаление РАО в хранилища:**

низкоактивные — в приповерхностные, среднеактивные — в подземные, высокоактивные — в глубокие геологические формации

Упомянем некоторые радиохимические заводы, оказывающие влияние на радиационную обстановку в среде обитания.

Хэнфордский комплекс — несколько заводов по производству радиоактивных материалов, расположенные на берегу р. Колумбия в штате Вашингтон (США). Построенный в 1943 г. в рамках Манхэттенского проекта, комплекс стал местом расположения Реактора В — первого в мире реактора, предназначенного для промышленного производства плутония. Со временем в Хэнфорде появилось девять реакторов. За 40 лет комплекс произвел 64 т плутония, обеспечив им большую часть из 60 тыс. ед. атомного арсенала США. Сейчас все реакторы остановлены, большая часть их захоронена. На территории комплекса есть 177 могильников для жидких высокоактивных РАО объемом 204 тыс. м<sup>3</sup>. Расчетный срок службы могильников (20 лет) давно истек. 2 % РАО попали в окружающую среду по причине неконтролируемых утечек из могильников. Окончание строительства завода по переработке жидких РАО предполагается в 2020 г.

Через Хэнфордский комплекс протекает р. Колумбия (80 км), на берегу которой располагались реакторы и связанные с ними объекты. С 1944 по 1971 г. насосы забирали воду из реки для охлаждения реакторов, которая после использования возвращалась в реку. Несколько ТБк ежедневно попадали в воду. Радиация фиксировалась далеко вниз по течению реки (<sup>24</sup>Na обнаружен в устье р. Колумбия). В Тихий океан, находящийся на расстоянии 600 км от завода, ежемесячно сбрасыва-

лось 25 000 Ки различных радиоактивных веществ (около 60), в том числе  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{51}\text{Cr}$ , интенсивно накапливающихся водными организмами. Со временем от циркуляционного охлаждения отказались, и радиоактивное загрязнение прибрежных вод прекратилось. В 1950-х гг. в Хэндфорде была выявлена утечка РАО из трех баков. Всего в почву поступило около 2 МКи, в основном  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . В р. Колумбия эта активность не попала. В настоящее время ближайшие к комплексу водоносные горизонты содержат 1 млрд м<sup>3</sup> подземных вод, загрязненных высокоактивными РАО, которые просочились из резервуаров для отстаивания воды. Обнаружено высокое содержание токсинов в рыбе, которая водится в бассейне реки, а также в самой воде.

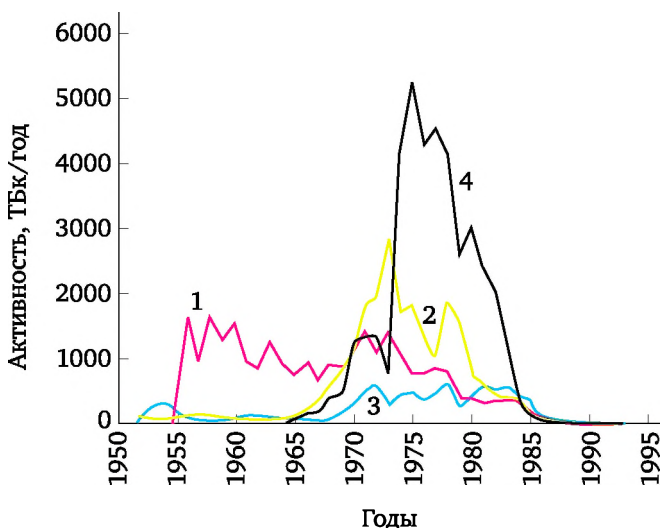


Рис. 5. Сбросы с радиохимического завода в Селлафилде (Великобритания) во второй половине XX в. четырех радионуклидов (в ТБк/год):  
1 —  $^{106}\text{Ru}$ ; 2 —  $^{241}\text{Pu}$ ; 3 —  $^{90}\text{Sr}$ ; 4 —  $^{137}\text{Cs}$

**Селлафилд** («Уиндскейл») — атомный комплекс, расположенный на побережье Ирландского моря (графство Камбрия, Великобритания). Нарабатывал оружейный Рu на двух графитогazовых реакторах с воздушным охлаждением. За период работы реакторы произвели 385 кг оружейного Рu. Затем были построены четыре реактора типа «Магнокс». Они охлаждались  $\text{CO}_2$  и производили как оружейный Рu, так и электроэнергию. В настоящее время на объекте имеются два завода — старый В205, используемый для переработки топлива реакторов типа «Магнокс», и THORP, производящий переработку ОЯТ гражданских реакторов. Производительность установки В205 составляет 1500 т ОЯТ, а установки THORP — 1200 т/год. Производится топливо для АЭС, в том числе — МОКС-топливо. Комплекс располагает очистными сооружениями для жидких РАО. Жидкие РАО с завода удаляют в восточной части внутреннего Ирландского моря на глубине 20 м через тру-

бопровод длиной 2,1 км. За счет естественных процессов сброшенные радионуклиды разбавляются до концентраций, сравнимых с питьевой водой. С 1952 по 2002 г. завод сбросил в морскую среду 80,2 ПБк  $^{137}\text{Cs}$ , 40,7  $^{241}\text{Pu}$ , по 18,5  $^{106}\text{Ru}$  и  $^3\text{H}$ , 11,1  $^{106}\text{Ru}$  и 5,2 ПБк  $^{90}\text{Sr}$ . В 1990-х гг. в составе ЖРО доминировали  $^{137}\text{Cs}$  (30 %),  $^{106}\text{Ru}$  (21 %),  $^{241}\text{Pu}$  (16 %) и  $^{95}\text{Zr}$ - $^{95}\text{Nb}$  (18 %). Доля  $^{90}\text{Sr}$  была относительно невелика. С середины 1970-х гг. начато систематическое снижение сбросов в море. К настоящему времени мощность сброса РАО снижена в 100 раз в сравнении с максимальной, из РАО извлекается 99,9 % примесей трансурановых элементов. Резко упал вклад  $^{137}\text{Cs}$ , отношение концентраций  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$  выросло до 3, доминирующей стала активность  $^{99}\text{Tc}$ . Увеличились также сбросы  $^{14}\text{C}$  и  $^{60}\text{Co}$ . За 1995—1999 гг. сброшено 546 ТБк  $^{99}\text{Tc}$ . Распространение радионуклидов прослеживается от северной части Ирландского моря к побережью Норвегии и Баренцевому морю. Осло-Парижская конвенция предусматривает к 2018 г. полное прекращение сброса радиоактивных и химических веществ в моря, омывающие Европу.

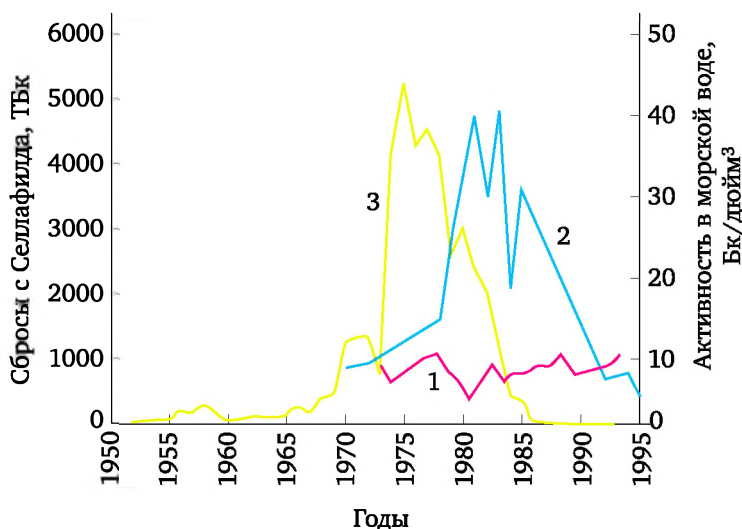


Рис. 6. Сбросы  $^{137}\text{Cs}$  с завода в Селлафилде и его концентрация в водах Баренцева и Гренландского морей:

1 — Западная Гренландия; 2 — Баренцево море; 3 — Селлафилд

**Комплекс Чепелькросс** (*Chapelcross*) расположен в Эннانه вблизи г. Дамфрис на юго-западе Шотландии. Располагал четырьмя промышленными реакторами типа «Магнокс», вырабатывающими  $\text{Pu}$ , 2 из них вырабатывали еще и тритий. Одновременно осуществлялась выработка электроэнергии. Закрыт в 2004 г.

**Завод в Дунрее** на севере Шотландии имел два реактора на быстрых нейтронах и один тепловой; проводил сбросы РАО в морскую воду. Закрыт в 1996 г. В настоящее время идет демонтаж реакторов, переработка и захоронение РАО.

«Маркуль» — комплекс по наработке оружейного Рц и трития (в 25 км к северо-западу от Авиньона, Франция), включает радиохимический завод UP1, АЭС и завод по переработке РАО. Для наработки оружейного Рц использовались пять реакторов, реактор-размножитель «Феникс» бассейнового типа, «Рапсодия» и мощный реактор-размножитель на быстрых нейтронах «Суперфеникс». Первоначально комплекс «Маркуль» включал три газоохлаждаемых реактора на природном уране. После их остановки наработка Рц и трития продолжалась на тяжеловодных реакторах. Из всех функционирующих в настоящее время в мире заводов по переработке ОЯТ завод в Маркуле считается самым экологически чистым. За ним осуществляется особенно строгий контроль, поскольку его стоки попадают в реку Рону.

Ла-Аг — основной радиохимический завод Франции (*LHRP, La Hague Reprocessing Plant*, фирма Кожема) по переработке топлива легководных реакторов и производства МОКС-топлива (мощность до 1700 т оксидного ОЯТ в год). Расположен в провинции Северный Котентин на полуострове того же названия (на мысе Аг). Находясь на берегу пролива Ла-Манш, *LHRP* сбрасывает в него жидкие отходы низкой удельной активности. Даже в период максимального радиационного воздействия на население и окружающую среду вклад завода был мал в сравнении с естественным радиационным фоном.

В Китае Рц производился на двух объектах — Цзюцюань и Гуанюань. С 1968 по 1991 г. КНР было наработано около 5 т оружейного Рц. Детали производства и влияние заводов на окружающую среду в открытой печати не приводятся.

Изменения в технологии очистки и хранения отходов существенно меняли величину сбросов конкретных радионуклидов. На рис. 4 показаны изменения активности сбросов в Селлафилде по четырем важнейшим радионуклидам с 1950-х по 1990-е гг.

Обращает на себя внимание резкий максимум сбросов  $^{137}\text{Cs}$  в середине 1970-х гг. и обусловленное новой технологией снижение сбросов в 1980-х и 1990-х гг. Суммарные сбросы  $^{137}\text{Cs}$  из Селлафилда после его пуска в 1952 г. составили 40 ПБк. В Баренцевом море концентрация  $^{137}\text{Cs}$ , снижавшаяся с середины 60-х гг. после прекращения ядерных испытаний в атмосфере, с середины 1970-х гг. стала расти, и к началу 80-х гг. достигла максимума в 40 Бк/м<sup>3</sup>. Сдвиг на рис. 6 между максимумом сбросов  $^{137}\text{Cs}$  и его концентрацией в воде Баренцева моря позволяет определить время переноса водных масс из Ирландского в Баренцево море (5 лет). В настоящее время концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в водах Баренцева и Карского морей примерно равна 2—7 Бк/м<sup>3</sup>.

Мониторинг морских вод арктических морей позволил в 1990-х гг. обнаружить появление новых критических радионуклидов. Это были  $^{99}\text{Tc}$  (220 тыс. лет) и  $^{129}\text{J}$  (16 млн лет). Причиной роста сбросов Тс в Селлафилде стала переработка дополнительных партий ОЯТ на новой установке по очистке от актинидов. На Ла Аге ввод в строй нового цеха в 1990 г. привел к росту йодных сбросов. Рост концентраций Тс и J в морской воде прослеживается по пути переноса водных масс (рис. 7, а

и б). Содержание  $^{129}\text{J}$  в биоте оказалось пренебрежимо малым, а техниция довольно много. В некоторых морских продуктах оно оказалось выше уровней вмешательства, принятых для детского питания, и близким к уровню вмешательства для пищевых продуктов для взрослых.

За время работы радиохимических заводов большие количества  $\text{Pu}$  и  $^{137}\text{Cs}$  накопились в осадках Ирландского моря и стали вторичным источником радионуклидов для арктических морей. После 1952 г. с Селлафилда было сброшено в Ирландское море 700 ТБк  $\alpha$ -излучающих изотопов  $\text{Pu}$ . Большая их часть связана осадками Ирландского моря. Сейчас происходит освобождение  $\text{Pu}$  из этих осадков и через северный канал Ирландского моря ежегодно выносится 1 ТБк  $\text{Pu}$ . В меньшей степени это относится к  $^{137}\text{Cs}$ , который пребывает в хорошо растворимом виде. Однако и для  $\text{Cs}$  освобождение из осадков Ирландского моря возможно на уровне 50 ТБк/г, что превышает первичные сбросы из Селлафилда. Поэтому даже полное прекращение сбросов не прекращает поступление радионуклидов в океаны.

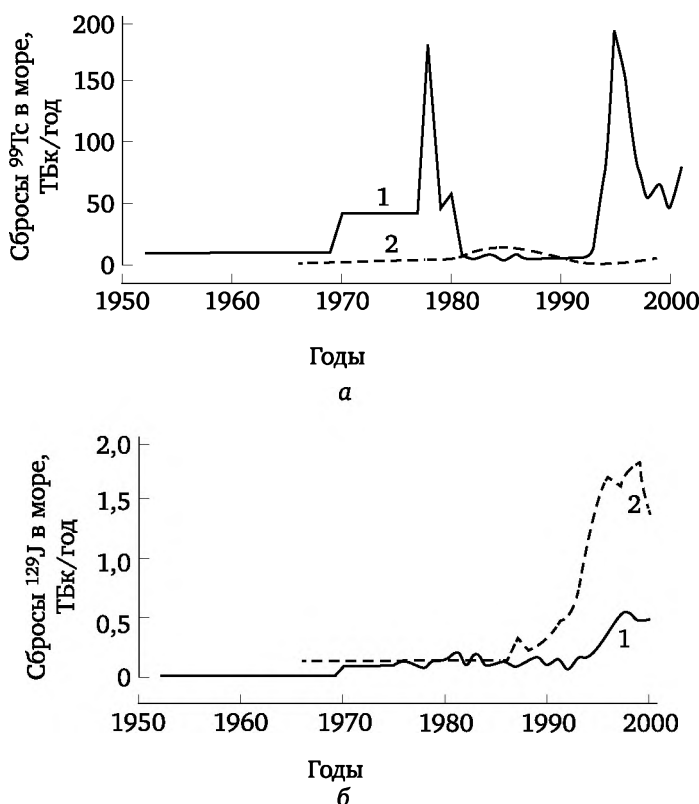


Рис. 7. Сбросы радионуклидов в морскую среду:  
а —  $^{99}\text{Tc}$ ; б —  $^{129}\text{J}$  (1 — Селлафилд, 2 — Ла-Ар)

Из отходов Селлафилда в западную Арктику из Ирландского моря поступило  $^{137}\text{Cs}$  — 7,4 ПБк и  $^{90}\text{Sr}$  — 1,7 ПБк. Ожидаемая коллективная

доза для Арктики от европейских радиохимических заводов составляет 50 чел.-Зв. Это указывает на вероятность дополнительных случаев одной или двух смертей от рака в пределах границ Арктики (1998).

В первые годы после начала развития ядерной индустрии было решено захоронение РАО в Мировом океане. Жидкие РАО затапливали в реки и моря в контейнерах или отправляли по трубопроводам. США и страны Западной Европы затапливали свои РАО в северо-восточной части Тихого океана, в северо-восточном и северо-западном секторах Атлантики. В настоящее время РАО в США хранятся на местах производства, что опасно и дорого. Великобритания в 1951—1966 гг. захоронила в Атлантическом океане 45 000 Ки РАО.

Практику захоронения РАО в морях впервые применили США, приступив к таким операциям вблизи Тихоокеанского побережья в 1946 г. и распространив их на Атлантическое побережье в 1950-х гг. Затем затопление РАО стали осуществлять Великобритания и многие европейские страны в Северной Атлантике, Япония и другие азиатские страны в Тихом океане. В СССР к затоплению РАО приступили в конце 1950-х гг. Общая активность жидких РАО составила 24 кКи, в том числе по отдельным морям (Ки): Балтийское — 0,2, Белое — 100, Баренцево — 12 153, Карское — 8500. Захоронение РАО в морях было распространенной методикой и в течение 15 лет регламентировалось национальными правилами. За 36 лет (до 1991 г.) в морях было затоплено 46 ПБк РАО в основном в северо-западной Атлантике. СССР и Россия за все время сбросили в Арктические моря 958 Бк РАО. Ни одна страна не проводила затопление РАО высокой удельной активности, представляющих реальную радиационную опасность для человека и для биоресурсов моря. Во всех операциях по затоплению РАО в моря удаляли только отходы низкой и средней удельной активности, что не сопровождалось радиационной опасностью для людей и окружающей среды.

К 1991 г. за 36 лет в морях Мирового океана затоплено 46 ПБк РАО без учета вклада СССР. Подавляющая их часть приходится на северо-западную Атлантику. Здесь в 15 районах затоплено 45,31 ПБк, главным образом — твердых английских РАО (77,5 %). В Тихом океане доминирует доля отходов США (97,1 %). В Дальневосточном регионе захоронения РАО вели Новая Зеландия, Япония и Южная Корея. В период 1946—1982 гг. иностранными государствами сброшено в моря 46 ПБк РАО в упакованном виде. В 1950—1992 гг. СССР в водах Ледовитого океана затоплены РАО суммарной активностью 2,5 млн Ки, в том числе 15 реакторов и экранная сборка атомного ледокола «Ленин», 13 реакторов аварийных АПЛ (включая шесть реакторов с ядерным топливом). ЖРО сливали на поверхность моря под винты спецсудов, что ускоряло их рассеяние. 90 % твердых РАО сброшено в море в малогабаритных (объемом 1 м<sup>3</sup>) металлических контейнерах из стали толщиной 3 мм, что обеспечивало защиту твердых РАО от контакта с морской водой на 30 лет. Крупногабаритные изделия были сброшены без контейнеров. Ежегодно затапливали контейнеры активностью 0,37—7,4 ТБк.

В 1972 г. принята Лондонская конвенция по затоплению отходов, регламентирующая их допустимые сбросы в море. Современные правила не предусматривают абсолютного запрета на сбросы РАО и материалов в моря. В частности, разрешены сбросы в море РАО, возникающих в результате нормальной эксплуатации судов с ЯЭУ. К настоящему времени сброс твердых РАО в моря повсеместно прекращен, а слив жидких веществ низкой удельной активности в моря продолжают лишь Англия и Франция. Сейчас наименьшую активность имеют РАО, затопленные в Арктике, радиационная нагрузка на арктические моря в 4 раза меньше, чем на Северную Атлантику, максимальную активность имеют РАО, затопленные или аварийно утерянные в морях Дальневосточного региона. Концентрации радионуклидов в пробах воды, донных отложений и гидробионтов не отличаются от обусловленных глобальными выпадениями. Реальной радиационной опасности они не представляют. Дозы дополнительного облучения за счет затопленных отходов не превышают долей процента дозы, обусловленной естественным радиационным фоном.

В России некоторые предприятия своей деятельностью оказывают неблагоприятное влияние на радиационную обстановку в окружающей среде.

**Производственное объединение «Маяк» (г. Озерск Челябинской обл.)** — предприятие по производству компонентов ядерного оружия, изотопов, хранению и регенерации ОЯТ. 19.06.1948 здесь пущен первый в стране уран-графитовый промышленный реактор для наработки оружейного  $Pu$ . Всего на комбинате введены в эксплуатацию 10 реакторов разной модификации, восемь из которых остановлены до 1991 г. Сегодня на ПО «Маяк» действуют два промышленных реактора: легководный «Руслан» и тяжеловодный «Людмила». Оба реактора позволяют получать широкую номенклатуру радиоактивных изотопов. Радиохимический завод РТ-1 перерабатывает ОЯТ некоторых АЭС, а также ОЯТ с ПП и атомного ледокольного флота. На начальном этапе работы предприятия жидкие РАО сбрасывались в р. Теча и достигали р. Обь. В последующем в верхней части реки был построен каскад водоемов. Большая часть жидких РАО сбрасывалась в оз. Карачай и «Старое болото». Пойма реки и донные отложения загрязнены, иловые отложения в верхней части реки рассматриваются как твердые РАО. Район ПО «Маяк» характеризуется высокой степенью загрязненности в результате аварии 1957 г. (взрыв емкости с жидкими РАО и образование Восточно-Уральского следа), ветрового уноса 1967 г. с берега оз. Карачай и предшествующей деятельности основных производств.

**ОАО «Сибирский химический комбинат», СХК (г. Северск Томской обл.)**, — предприятие ядерно-топливного цикла. Находится в г. Северск, 16 км к северо-западу от г. Томск. 5 его промышленных уран-графитовых реакторов нарабатывали оружейный  $Pu$ . В настоящее время остановлены. Специализируется на производстве  $UF_6$  и обогащении природного и регенерированного  $U$ , используемого для изготовления топлива для



реакторов АЭС; аффинажной отчистке природного и регенерированного U от примесей; производстве фторидов различных металлов повышенной чистоты. Выпускает U, обогащенный по  $^{235}\text{U}$  до 5 % в форме  $\text{UF}_6$ , и U, обогащенный по  $^{235}\text{U}$  до 20 % в форме металлического урана. Реализует технологию глубинного захоронения жидких РАО в геологических формациях на глубине 280—460 м. В подземных пластах-коллекторах комбинатом захоронено 0,4 ГКи ЖРО. Имеет 50 хранилищ жидких и твердых РАО, в том числе три бассейна открытого типа, два пульпохранилища и три водохранилища, содержащие отходы прошлых лет активной деятельности комбината. В открытых хранилищах содержится 125 МККи РАО. Деятельность СХК сопровождалась образованием большого количества жидких и твердых РАО, газо-аэрозольных выбросов, которые загрязняли бассейн рек Томь и Обь. Общее количество РАО, находящихся в поверхностных и подземных хранилищах, оценивается как  $1,13 \cdot 10^9$  Ки. Из них 900 млн Ки или 40,3 млн  $\text{м}^3$  захоронено в поглощающие геологические горизонты. В них РАО локализованы в установленных границах и не воздействуют на окружающую среду. В настоящее время сбросы и выбросы радиоактивных веществ осуществляются в пределах установленных норм. В результате предшествующей деятельности СХК и ряда инцидентов в районе промзоны сформировался устойчивый повышенный фон радиоактивных загрязнений. После вывода из эксплуатации реакторов в 1993 г. радиационная обстановка в районе комбината улучшилась. Содержание радионуклидов в почвах санитарно-защитной зоны комбината близко к глобальным. В районе расположения открытых хранилищ имеются серьезные загрязнения почвы.

**Горно-химический комбинат, ГХК** (г. Железнодорожск Красноярского края, 60 км ниже по течению р. Енисей от г. Красноярска). Оружейный Рц нарабатывали три реактора на тепловых нейтронах канального типа, два из которых были прямоточными. Вода, охлаждающая их, сбрасывалась в р. Енисей. Радиоактивность этой воды примерно в 150 раз выше, чем естественный фон. В настоящее время реакторы остановлены. Действуют реакторное производство, радиохимический завод по переработке ОЯТ, цех переработки отходов. В состав комбината входят «сухое» и «мокрое» хранилища ОЯТ для всех АЭС России, начато производство топлива для реакторов на быстрых нейтронах, строится радиохимический завод РТ-2 для отработки ОЯТ реакторов АЭС, перерабатываются жидкие РАО, оставшиеся после производства оружейного Рц.

Образовавшиеся жидкие РАО направлялись в открытые поверхностные хранилища, хранились в специальных сооружениях, захоранивались в глубокозалегающих поглощающих геологических горизонтах. Общее количество РАО, находящихся в поверхностных и подземных хранилищах, оценивается как 450 млн Ки. Имеется хранилище твердых отходов. Донные отложения р. Енисей и пойменные участки загрязнены радионуклидами. В настоящее время сбросы предприятия не превышают установленных норм. На комбинате имеется возможность продолжения захоронения жидких РАО в глубокие поглощающие горизонты.

## 8.5. Атомные электростанции

Любая работающая АЭС оказывает мощное влияние на окружающую среду по трем направлениям: газообразные (в том числе радиоактивные) выбросы в атмосферу, выбросы большого количества тепла и распространение вокруг АЭС некоторого количества жидких РАО.

С точки зрения радиоактивного загрязнения среды работающими в штатном режиме АЭС первостепенный интерес представляют газоаэрозольные выбросы. В реакторе любой АЭС из уранового топлива образуются около 300 различных радионуклидов, из которых 30 могут попасть в атмосферу. Среди них:  $^{129}\text{J}$ ,  $^{131}\text{J}$ ,  $^{133}\text{J}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{87}\text{Kr}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ ,  $^{138}\text{Xe}$ ,  $^{41}\text{Ar}$ ,  $^{16}\text{N}$ . При этом наработка  $^{85}\text{Kr}$  реактором на несколько порядков выше, чем всех остальных радионуклидов. Большая часть радиоактивности газоаэрозольных выбросов генерируется короткоживущими радионуклидами и без ущерба для окружающей среды распадается за несколько часов или дней. Кроме обычных газообразных выбросов время от времени АЭС выбрасывает в атмосферу небольшое количество радиоактивных продуктов коррозии реактора, а также осколков деления ядер урана —  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{54}\text{Mg}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ .

При работе АЭС образуются три вида РАО: твердые, жидкие или газообразные. Газообразные РАО после очистки и фильтрации рассеивают в атмосфере через вентиляционные трубы с соблюдением нормативов по выбросу радиоактивных веществ. Жидкие отходы очищают, фильтруют, разбавляют или концентрируют и хранят в емкостях в жидком виде или предварительно отверждают.

Для удаления радиоактивных аэрозолей из загрязненного воздуха и газов в вентиляционных системах используют фильтры, через которые их пропускают перед тем, как выбросить в атмосферу с помощью сбросной вентиляционной трубы высотой не менее 100 м. Газы, содержащие радиоактивный йод, перед сбросом пропускают через угольные сорбенты.

При делении топлива образуется более десятка нуклидов Хе и Кр, имеющих различные радиационные характеристики. Общий объем их в расчете на 1 МВт · сут равен 25 см<sup>3</sup> (при нормальном давлении и комнатной температуре). В теплоноситель они попадают при разгерметизации оболочек ТВЭЛов. В реакторах типа ВВЭР РБГ могут поступать во внешнюю среду с утечкой воды из первого контура. Общая их активность равна 0,3 ТБк/(МВт · год), причем основной вклад в активность этих отходов вносит  $^{133}\text{Xe}$ . В реакторах кипящего типа РБГ во внешнюю атмосферу могут попасть вместе с неконденсируемыми газами, отсасываемыми эжектором из конденсатора турбины. Их активность в десятки и сотни раз больше активности РБГ в выбросах реакторов типа ВВЭР и изменяется в широком диапазоне: от 0,074 до 4,4 ТБк/(МВт · год). 60 % всей активности приходится на короткоживущие нуклиды  $^{87}\text{Kr}$ ,  $^{88}\text{Kr}$ ,  $^{135}\text{Xe}$ ,  $^{85m}\text{Kr}$ .

Радиоактивные газы и аэрозоли возникают в результате облучения газов и аэрозолей воздуха нейтронами в зоне реактора (например,  $^{41}\text{Ar}$ ,  $^{19}\text{O}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{31}\text{Si}$  и др.). При ядерных реакциях, происходящих в активной зоне реактора, образуются радиоактивные изотопы, легко переходящие в газовую фазу:  $^3\text{H}$  (12,26 лет),  $^{14}\text{C}$  (5730 лет),  $^{41}\text{Ar}$  (1,83 ч),  $^{83\text{m}}\text{Kr}$  (1,86 ч),  $^{85}\text{Kr}$  (10,76 лет),  $^{85\text{m}}\text{Kr}$  (4,4 ч),  $^{87}\text{Kr}$  (76 мин),  $^{88}\text{Kr}$  (2,8 ч),  $^{89}\text{Kr}$  (3,18 мин),  $^{133}\text{Xe}$  (5,27 дн.),  $^{133\text{m}}\text{Xe}$  (2,3 дн.),  $^{135}\text{Xe}$  (9,14 ч),  $^{135\text{m}}\text{Xe}$  (15,6 мин),  $^{137}\text{Xe}$  (3,9 мин),  $^{138}\text{Xe}$  (17,5 мин),  $^{139}\text{Xe}$  (43 с),  $^{140}\text{Xe}$  (16 ч),  $^{131}\text{I}$  (8,05 дн.),  $^{132}\text{J}$  (2,26 ч),  $^{133}\text{J}$  (20,3 ч),  $^{134}\text{J}$  (52 мин),  $^{135}\text{J}$  (6,68 ч). Наибольшие вклады при делении в реакторах типа ВВЭР имеют:  $^{133}\text{Xe}$  — 72,0 %;  $^{135}\text{Xe}$  — 13,2 %;  $^{85}\text{Kr}$  — 6,0 %;  $^{85\text{m}}\text{Kr}$  — 5,4 %;  $^{87}\text{Kr}$  — 1,0 %;  $^{88}\text{Kr}$  — 2,2 % и  $^{41}\text{Ar}$  — 0,2 %. Большинство этих радионуклидов короткоживущие. Они поступают в фильтр-адсорбер, где теряют свою активность и только после этого выбрасываются в атмосферу. При этом в окружающую среду поступает некоторое количество  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{14}\text{C}$  и  $^3\text{H}$  (глобальное значение имеет только  $^{85}\text{Kr}$ ).

На АЭС с ВВЭР и РБМК в теплоносителе тритий существует в основном в виде тритиевой воды, в продувочном газе — в виде  $\text{T}_2$  и НТО. В реакторе тритий образуется при тройном делении ядерного топлива, в результате нейтронной активации  $\text{Li}$  и  $\text{B}$ , протекающей по реакциям  $^{10}\text{B}(n, 2\alpha)^3\text{H}$  и  $^6\text{Li}(n, \alpha)^3\text{H}$ . В реакторах типа ВВЭР и РБМК за счет тройного деления образуется 0,37—0,74 ТБк/(МВт · год) трития. Для реакторов типа ВВЭР переход  $^3\text{H}$  в жидкие и газообразные отходы оценивают в 74 и 7,4; для реакторов с кипящей водой — 2,6 и 0,18 ГБк/МВт · год). Через оболочку из циркониевого сплава в теплоноситель вследствие диффузии поступает 0,1 % трития, находящегося под оболочкой.

Количественная оценка поступления трития в окружающую среду с газообразными и жидкими отходами АЭС, с реакторами на тепловых нейтронах, дает следующие результаты (в единицах ГБк/(МВт (эл.) · год)): реакторы ВВЭР — в атмосферу 7,4—33, в гидросферу 33; реакторы РБМК — 22 и 1,5. Существенно более высокие выбросы трития наблюдаются на АЭС с тяжеловодными реакторами. Основным источником поступления трития в окружающую среду — заводы по переработке ОЯТ. Так, завод с производительностью 1500 т  $\text{UO}_2$  в год дает трития  $3 \cdot 10^{16}$  Бк.

Радиоактивный углерод может образовываться в ядерных реакторах по реакциям:  $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$ ,  $^{17}\text{O}(n, \alpha)^{14}\text{C}$  и  $^{13}\text{C}(n, \gamma)^{14}\text{C}$ . Сечения реакций на тепловых нейтронах составляют 1700, 40 и 1,0 мбарн. Реакция на азоте вследствие большого сечения взаимодействия и широкого распространения азота определяет выброс  $^{14}\text{C}$  в атмосферу. Ежедневно на 1 МВт тепловой мощности выбрасывается 0,75 мКи  $^{14}\text{C}$  на РБМК и 0,25 мКи на ВВЭР. На АЭС с реакторами ВВЭР выбросы  $^{14}\text{C}$  колеблются в диапазоне 0,22—0,67 ГБк/(МВт · год). Выброс  $^{14}\text{C}$  из реакторов кипящего типа происходит в форме  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{C}_2\text{H}_6$  и  $\text{C}_4\text{H}_{10}$ , причем на долю  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$  и углеводородов приходится соответственно 95; 2,5 и 2,5 %. На реакторах с водой под давлением 80 %  $\text{CO}$  приходится на долю  $\text{CH}_4$  и  $\text{C}_2\text{H}_2$ , на  $\text{CO}_2$  и  $\text{CO}$  < 5 %.

Аргон-41 образуется при захвате нейтрона ядром  $^{40}\text{Ar}$ , содержание которого в воздухе 0,93 об. %. Наибольший выброс  $^{41}\text{Ar}$  в атмосферу — до 16 000 Ки/дн — наблюдается в графитовых реакторах с воздушным охлаждением. Если активная зона реактора заполнена азотом, то генерация  $^{41}\text{Ar}$  в 3 раза меньше. Обычно относительное содержание его в выбросах не превышает 0,3 % общей активности. При этом активность  $^{41}\text{Ar}$  в газовых отходах достигает нескольких десятков терабеккерей. Однако задержка, которой подвергаются газы сдувок из этого контура перед выбросом в систему вентиляции, значительно снижает поступление  $^{41}\text{Ar}$  в атмосферу.

При реакции деления, а также при распаде продуктов деления образуется несколько радионуклидов йода. Наибольший вклад в дозу облучения дают нуклиды с массовыми числами 129, 131—135. Для всех из них, за исключением  $^{129}\text{J}$  ( $1,6 \cdot 10^7$  лет), в активной зоне реактора достаточно быстро устанавливается равновесное состояние. Попасть в окружающую среду радионуклиды йода могут только при разгерметизации оболочки ТВЭЛа и первого контура. Как источник облучения важен  $^{131}\text{J}$ . В равновесных условиях его активность колеблется от 0,92 до 1,1 пБк/МВт.  $^{131}\text{J}$  может существовать в аэрозольной и газовой формах. В отходах  $^{131}\text{J}$  представлен молекулярным йодом и йодом в органических соединениях, обычно в виде  $\text{CH}_3\text{J}$ . На реакторах с обычной водой 73 % радионуклидов йода присутствуют в виде органических соединений, 22 % йодноватистой кислоты, 5 % элементарного йода. Выбросы  $^{131}\text{J}$  из реакторов с кипящей водой и водой под давлением равны 74—185 и 1,85—22,2 МБк/(МВт · год). Выбросы  $^{131}\text{J}$  из реактора РБМК существенно ниже, чем из ВВЭР.

Некоторые продукты деления и нуклиды с наведенной активностью образуют аэрозоли, которые с воздушными потоками поступают во внешнюю среду. Количество таких аэрозолей зависит от типа реактора, его мощности, эффективности систем газоочистки, водоочистки и ограничивающих барьеров, продолжительности эксплуатации и т. п. В состав аэрозолей, выбрасываемых из АЭС, входят такие радионуклиды, как:  $^{131}\text{J}$ ,  $^{89,90,91}\text{Sr}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{141,144}\text{Ce}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{54,55}\text{Mn}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{58,60}\text{Co}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ,  $^{22,24}\text{Na}$ ,  $^{88}\text{Rb}$ ,  $^{99}\text{Mo}$  и др. Состав долгоживущих радионуклидов колеблется в широких пределах (10—80 % общей активности) и зависит от состояния активной зоны. Активность отдельных радионуклидов изменяется от нескольких сотых до нескольких единиц ГБк/год. Суммарное содержание твердой фракции в выбросах на реакторах ВВЭР 2,2 МБк/(МВт(эл) · год). Наведенная активность, возникающая в теплоносителе первого контура, обусловлена захватом нейтронов атомами элементов, поступающих в теплоноситель в результате коррозии элементов конструкций (например,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{59}\text{Fe}$  и др.). Другим источником жидких РАО являются бассейны выдержки ТВЭЛ, используемые для подводного хранения отработавших ТВЭЛ. Вода бассейнов может загрязняться продуктами деления при нарушении целостности оболочек ТВЭЛ, примесями, имеющимися на оболочках, и другими матери-

лами, попадающими в воду бассейна при разгрузке реактора. Наконец, жидкие РАО образуются после дезактивации оборудования и помещений. Чтобы не произошло загрязнение окружающей среды, вода всех технологических контуров АЭС включается в систему оборотного водоснабжения. Тем не менее, часть жидких стоков сбрасывают в водоем-охладитель при АЭС.

К твердым РАО относятся элементы конструкций реакторов, подвергавшиеся воздействию потоков нейтронов, спецодежда, обувь и др.

Опыт эксплуатации отечественных АЭС показал, что при правильном техническом обслуживании они безопасны. Радиоактивное воздействие на биосферу этих предприятий не превышает 2 % от местного радиационного фона. Выбросы АЭС на 99,9 % состоят из РБГ. Для российских АЭС это составляет на 1 ГВт · ч выработанной электроэнергии  $5 \cdot 10^{12}$  Бк для РБГ и  $4 \cdot 10^7$  Бк для суммы всех остальных радионуклидов.

Деятельность российских предприятий атомной энергетики не выходит за границы регламентированных норм воздействия. Реальные дозы облучения населения и персонала находятся значительно ниже утвержденных порогов вредных эффектов. Коллективная эффективная доза облучения персонала АЭС в 1999 г. составила 324,7 чел.-Зв, индивидуальная — 1,9 мЗв. Вклад профессионального облучения в облучение населения не превышает 0,03 %. Индивидуальный пожизненный риск для персонала России за счет дозы от производственного облучения составляет  $1,1 \cdot 10^{-4}$ , что на порядок ниже предела индивидуального пожизненного риска для персонала, установленного НРБ—99 и равного  $1,0 \cdot 10^{-3}$ .

Таблица 1

**Латентная смертность населения (число смертей на 1 ГВт выработанной энергии в год) вокруг электростанций**

Тип электростанции	Смертность
АЭС	0,0007—0,17
Угольные ТЭЦ	4,9—73,7
Угольные ТЭЦ с кипящим слоем	1,23—23,2
Газовые ТЭЦ	0,09—6,5
Газовые ТЭЦ с парогазовыми турбинами	0,01—0,28

Индивидуальные годовые канцерогенные риски для населения в зоне влияния предприятий ЯТЦ при хроническом облучении составляют  $10^{-6}$ — $10^{-7}$ . На уровне пренебрежимого риска находятся также риски смерти среди населения, проживающего вблизи АЭС ( $3 \cdot 10^{-7}$ — $8 \cdot 10^{-7}$ ). Эти радиационные риски на три порядка ниже рисков, связанных с химическим загрязнением атмосферного воздуха в промышленных городах страны. Даже в зоне отселения ЧАЭС индивидуальный пожизненный риск для населения ( $5 \cdot 10^{-5}$ — $8 \cdot 10^{-5}$ ) за счет дополнительной

годовой дозы облучения близок к допустимому пределу, установленному НРБ—99 ( $5 \cdot 10^{-5}$ ). Популяционные радиационные риски для персонала (0,36 в год) и населения (0,71 в год) страны за счет эксплуатации промышленных ИИИ не превышают значения 1,07 фатальных случаев в год. Вклад техногенного радиационного облучения в ежегодную смертность населения России составляет 0,00005 %, а вклад всех предприятий ЯТЦ в суммарное облучение населения менее 0,1 %. Радиационные риски пренебрежимо малы по сравнению с другими техногенными рисками, с которыми сталкивается население России.

## 8.6. Атомный флот

СССР создал самый большой атомный флот мира. Всего было построено: АПЛ — 248, надводных атомных кораблей — 5, атомных ледоколов — 8, атомный лихтеровоз — 1. Общее число установленных на них ядерных реакторов превысило 450, а их суммарная мощность сопоставима с установленной мощностью всех атомных электростанций страны.

Атомный флот может служить источником радионуклидов в морях и океанах. Однако поскольку активность радионуклидов, накопленных в корабельном реакторе, во много раз ниже, чем при эксплуатации реактора АЭС, то корабельные ядерные энергетические установки не оказали измеримого радиационного воздействия на окружающую морскую среду

Эмиссии от атомных гражданских судов невелики. В момент запуска двигателя АПЛ сбрасывает какое-то количество радиоактивных веществ с водой, расширяющейся в контуре охлаждения; радионуклиды выделяет также синтетическая смола, используемая для деминерализации теплоносителя в ионообменниках. С атомных военных кораблей ежегодно в океан вносится активность 1 млн Ки с ионообменными смолами, 5000 Ки с жидкими отходами и еще 3400 Ки вследствие утечки радиоактивных веществ.

Одно время в северных морях осуществлялось затопление жидких и твердых РАО атомного флота. Содержание радионуклидов в объектах, затопленных в Карском море, составляло на конец 1990-х гг.: для продуктов деления — 4,1 ПБк ( $^{137}\text{Cs}$ , 1 ПБк и  $^{90}\text{Sr}$ , 0,9 ПБк); для продуктов активации — 0,5 ПБк ( $^{63}\text{Ni}$ , 0,3 ПБк и  $^{60}\text{Co}$ , 0,1 ПБк); для актинидов — 0,1 ПБк (основной вклад за счет  $^{241}\text{Pu}$ , 0,08 ПБк); суммарно: 4,7 ПБк. Наивысших уровней риски достигают для объектов, содержащих ОЯТ.

Одной из проблем атомного флота являются жидкие РАО — отработанная вода, используемая для охлаждения реакторов. Жидкие РАО флотов хранятся в береговых и плавучих емкостях в регионах, где базируются корабли с атомными двигателями. Годовое поступление таких РАО 1300 м<sup>3</sup>. Они перерабатываются техническими транспортными судами. В настоящее время Россия прекратила сброс РАО в северные моря.

В морях Северного Ледовитого океана имеются затопленные реакторы АПЛ лодок с невыгруженным ядерным топливом. Корабли атомного флота по разным причинам терпят аварии и погружаются на дно океана вместе с реакторами и ядерными зарядами. Всего на дне моря находятся восемь АПЛ, затонувшие в 1963—2003 гг.: две из состава ВМФ США и пять АПЛ и одна дизельная подлодка с ядерными боезарядами на борту из состава флота РФ. Однако поступление радионуклидов за пределы корпуса лодки происходит крайне медленно, кроме того, многие радионуклиды прочно сорбируются донными осадками, так что серьезной опасности для окружающей среды затонувшие АПЛ не представляют.

Опасными в радиационном отношении являются базы АПЛ, места переоборудования и ликвидации боевых ракет. Важный источник опасности — операции по выгрузке ОЯТ из выведенных из эксплуатации АПЛ. Так, в 1985 г. во время перегрузки топлива АПЛ в бухте Чажма на Дальнем Востоке произошла крупнейшая авария с возникновением СЦР. В 2003 г. произошла авария с затоплением АПЛ «К-159».

Несмотря на высокую надежность корабельных ЯЭУ, вероятность их аварии не исключена. За весь период эксплуатации отечественных АПЛ произошло семь радиационных аварий ЯЭУ, сопровождавшихся тяжелыми радиологическими последствиями — повышенным излучением и радиационными поражениями личного состава. Аварийному облучению подверглось около 1000 военнослужащих, у 193 из них развилась острая лучевая болезнь. Почти все эти АПЛ (за единственным исключением) были оснащены ЯЭУ первого поколения. В трех случаях эти аварии сопровождались радиоэкологическими последствиями — выбросом радионуклидов среду: в 1961 г. на Северном флоте на АПЛ «К-19» во время похода в Гренландском море; в 1985 г. на Тихоокеанском флоте на АПЛ «К-431» на СРЗ в бухте Чажма (Приморье); в 1989 г. на Северном флоте на АПЛ «К-192» во время нахождения ее в открытом Баренцевом море и при последующей стоянке в губе Ара. Из пострадавших во время всех аварий АПЛ умерло 12 человек и 10 человек погибли от травм при тепловом взрыве на АПЛ в бухте Чажма.

## **8.7. Горнодобывающая промышленность и медицина**

Загрязнение радиоактивными веществами может быть вызвано нарушением сложившихся геокомплексов и перераспределением радионуклидов геологического происхождения. Этот фактор реализуется на этапах добычи радиоактивных полезных ископаемых — например, органического топлива для теплоэлектростанций, ТЭС. Многие технологии зачастую представляют собой совокупность операций и приемов, в которых радионуклиды участвуют в последовательности процессов, приводящих к концентрации и перераспределению радиоизотопов. Эти процессы имеют место в горнодобывающем производстве, рудообогат-

тительной и перерабатывающей промышленности, в сфере использования минеральных органических топлив самого широкого назначения и в сельском хозяйстве.

Источниками радионуклидов могут быть предприятия добывающие, перерабатывающие и использующие полезные ископаемые, которые сами по себе не являются радиоактивными. Примерами являются производство фосфорных удобрений, поскольку фосфориты и апатитовая руда характеризуются повышенным содержанием природного U, добыча каменного угля, хлористого калия, нефти, природного газа и др.

**Замечание.** В фосфорных удобрениях содержатся (Бк/кг):  $^{238}\text{U}$  — до 2,34 (40,3 %),  $^{226}\text{Ra}$  — до 0,85,  $^{210}\text{Pb}$  — до 0,39,  $^{210}\text{Po}$  — до 0,92,  $^{232}\text{Th}$  — до 0,052,  $^{40}\text{K}$  — до 1,22 (21 %).

Уголь всегда содержит природные радиоактивные вещества урановых рядов ( $^{238}\text{U}$  и продукты его распада  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$  и т. д.;  $^{235}\text{U}$  и продукты его распада  $^{219}\text{Rn}$  и т. д.); ториевого ряда ( $^{232}\text{Th}$  и продукты его распада  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{216}\text{Po}$ ), а также  $^{40}\text{K}$ . В углях U концентрируется в низкомолекулярном органическом веществе торфов, лигнитов, бурых углей. Содержание U в каменном угле колеблется от 50 до 90 Бк/кг. В антрацитах количество U незначительно. В подмосковном угле содержание U составляет 9,15 г/т, а Th — 11,65 г/т. Радиоактивность золы и выбрасываемых в атмосферу твердых частиц, образующихся при сжигании такого угля, превышает 370 Бк/кг, в то время как при сжигании кузбасских углей радиоактивность составляет 20—40 Бк/кг. Th и  $^{40}\text{K}$  связаны с неорганической фракцией, а U — с органикой, выбрасываемой в атмосферу с парогазовой фракцией; они концентрируются в аэрозолях.

При сжигании угля большая часть U, Th и продуктов их распада выделяется из угля и распределяется между газовой и твердой фракциями. При сгорании большая часть минеральной фракции угля плавится и образует стекловидный зольный остаток, значительная доля которого остается в виде шлака. Тяжелые частицы при этом попадают в золу, однако наиболее легкая часть золы вместе с потоком газов уносится в трубу ТЭС.

Эмиссия Rn находится в прямой пропорции с масштабами потребления угля (75 ТБк/г), поскольку этот газ высвобождается полностью независимо от доли улавливаемой золы. Для изотопов Th, U и Ra степень высвобождения примерно в 10 раз меньше, чем Rn, и величина их эмиссии составляет 5 ТБк, а для летучих  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  — 50 ТБк в год. Суммарная эмиссия радиоактивности в атмосферу при сжигании угля достигает 130 ТБк в год.

В процессе сжигания угля на ТЭС происходит обогащение золы радионуклидами. При сжигании углей на ТЭС возрастает содержание в ней  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{210}\text{Pb}$ . В пробах золы по сравнению с топливом содержание  $^{210}\text{Pb}$  увеличивается в 5—10 раз, а  $^{226}\text{Ra}$  — в 3,5—6 раза. Диапазон средних концентраций в воздухе помещений ТЭС составляет 60—90 мБк/м<sup>3</sup>. При зольности угля 10 % за год ТЭС мощностью 1 ГВт с коэффициентом очистки выбросов 0,975 выбрасывают в атмосферу



(в ГБк):  $^{40}\text{K}$  — 4,0,  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  — по 1,5,  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  — по 5,0,  $^{232}\text{Th}$  — 1,5. Суточный выброс золы в атмосферу равен 36 т, и при высоте трубы 200 м радиус загрязненной территории примерно равен 50 км. Опасны и ТЭС, работающие на горючих сланцах. Так, Прибалтийская ТЭС выбрасывает в атмосферу 90 % U, 28—60 % Ra и 78 % Th. Помимо аэрозольного компонента в выбросах присутствует 20 % летучей золы.

Рассеивание загрязнений с дымовыми газами происходит на большие площади, поскольку выбросы ТЭС в атмосферу осуществляются на высоте 100—300 м. Нарушение растительного покрова вблизи ТЭС, работающих на низкокачественных углях, наблюдается в радиусе 4—15 км. В снежном покрове в зоне влияния ТЭС содержание радионуклидов может достигать значений (в Бк/л):  $^{40}\text{K}$  — 22,2—45,3,  $^{226}\text{Ra}$  — 4—9,  $^{232}\text{Th}$  — 3,4—7,8. В выбросах ТЭС значительную долю составляют более опасные нуклиды по сравнению с АЭС, например  $^{226}\text{Ra}$  относится к группе А токсичности.

Ожидаемая коллективная эффективная эквивалентная доза облучения населения Земли, использующего природный газ и уголь для приготовления пищи, в результате выбросов радионуклидов из индивидуальных печей, плит и каминов составляет  $10^5$  чел · Зв. Средние индивидуальные дозы облучения в районе расположения ТЭС мощностью 1 ГВт/г составляют 6—60, а от выбросов АЭС — 0,004—0,13 мкЗв/г. В городах с угольными ТЭС индивидуальные годовые риски равны  $10^{-3}$ — $10^{-4}$ . (Риск здоровью населения, проживающего вблизи АЭС, составляет около  $5 \cdot 10^{-7}$ ). Суммарный популяционный риск смерти для населения, проживающего в сфере влияния выбросов угольных ТЭС, примерно равен 8 тыс. дополнительных смертей в год.

Загрязнение нефти и газа радионуклидами земного происхождения происходит двумя путями. Первый путь обусловлен тем, что нефтяным запасам часто сопутствуют глинистые сланцы, богатые U. Концентрация U в сланцах может достигать 1000 г/т и более. Залегающие ниже пористые песчаники содержат рассолы, в которых постепенно растворяются  $^{226}\text{Ra}$  и его дочерние продукты. Затем эти продукты поступают в вышележащие нефтяные и газовые залежи и загрязняют их радионуклидами. Второй путь связан с диффузией  $^{222}\text{Rn}$  в нефтяные слои. Радий и его продукты распада  $^{210}\text{Pb}$  (22,3 года) и  $^{210}\text{Po}$  (138 дн.) — главные загрязнители нефти и газа.

В начале эксплуатации скважин нефть и газ поступают сухими, но затем к их потоку начинает примешиваться вода, образуя эмульсию или аэрозоль. Изменение температуры и давления при добыче нефти и газа приводит к образованию на стенках труб прочных осадков солей, с которыми сосаждаются Ra и его дочерние продукты (активность примерно  $1,5 \cdot 10^7$  Бк/кг). Основной способ захоронения таких осадков на нефтяных и газовых промыслах — затопление их в морях и океанах. Радиоактивность сопутствующих рассолов при добыче нефти составляет 8800 Бк/м<sup>3</sup> рассола и достигает значений 28 600 Бк/м<sup>3</sup>. При добыче нефти во всем мире  $3,0 \cdot 10^9$  т/г количество извлеченной

попутной воды составило  $2,1 \cdot 10^9$  т, и в ней содержалось 21 ТБк  $^{226}\text{Ra}$  плюс почти такие же количества  $^{224}\text{Ra}$  и  $^{222}\text{Rn}$ .

Таблица 2

**Выбросы естественных радионуклидов, их содержание в атмосфере  
и накопление в почве в районе расположения угольной ТЭЦ мощностью 1 ГВт**

Параметр	Радионуклид					
	$^{226}\text{Ra}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$	$^{232}\text{Th}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{40}\text{K}$
Годовой выброс, ГБк	19,6	81,4	74,0	19,6	11,1	39,8
Накопление в почве, ГБк/м <sup>3</sup>	388	1147	703	389	92,5	98,3
Плотность загрязнения территории, ГБк/км <sup>2</sup>	0,39	1,15	0,70	0,51	0,09	0,38
Концентрация в воздухе, $\times 10^{-5}$ Бк/м <sup>3</sup>	6,3	15,0	15,4	6,3	4,1	3,9

В пластовых водах на Ставропольском нефтяном месторождении концентрация  $^{226}, ^{228}\text{Ra}$  составляет 74 Бк/л. При движении вод по трубам происходит его отложение на поверхности труб, днищах емкостей и т. д. Удельная активность твердых осадков от  $^{226}, ^{228}\text{Ra}$  примерно равна 90 кБк/кг. Доза, получаемая персоналом в течение года, составит 6,6—44 мЗв, что превышает предел годовой дозы для категории Б (5 мЗв). Технологическое оборудование (трубы и т. д.) может иметь активность 1000—35 000 кБк и относится к категории РАО. Аналогичная картина отмечается и при отработке золото- и оловорудных россыпных месторождений Якутии, где радиоактивность оловорудных концентратов достигает 200—3000 мкР/ч, при отработке циркон-ильменитовых песков Западной Сибири (Туганское, Тарское и др.) и вольфрамовых руд Калгутинского месторождения в Горном Алтае.

Радиоактивность, извлекаемая из недр Земли, при добыче природного газа в 100 раз больше, чем при добыче нефти. Так, в газе, добываемом на промыслах в Северном море, где содержание  $^{222}\text{Rn}$  в 1 м<sup>3</sup> природного газа колеблется в пределах от 30 до 54 000 Бк/м<sup>3</sup>, суммарная высвобождаемая радиоактивность Rn составляет  $1,5 \cdot 10^3$  ТБк в год, при этом в природном газе содержатся продукты распада Rn. Мировая добыча газа в 1988 г. составляла  $1,9 \cdot 10^{12}$  м<sup>3</sup>/г, и при среднем значении его активности 1000 Бк/м<sup>3</sup> годовой выброс  $^{222}\text{Rn}$  достиг  $1,9 \cdot 10^3$  ТБк. На нефтеперерабатывающих заводах участок производства пропана — самая радиоактивная зона.

Разработка нефти и газа на морском шельфе открыла новые пути для повышенных уровней поступления природных радионуклидов в морскую среду. По объему пластовые воды намного превосходят все остальные виды отходов, и их сброс в море с промысловых платформ оказывает сильное воздействие на морскую среду. Для химического состава пластовых вод характерна высокая минерализация, превышающая соленость морской воды (до 300 г/л). Дозообразующими являются

продукты распада  $^{238}\text{U}$  —  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{232}\text{Th}$  —  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{220}\text{Rn}$ . Образуются как растворимые, так и нерастворимые соли Ra. Нерастворимые соединения солей Ra отлагаются на поверхности труб, клапанов и даже резервуаров, создавая повышенный радиационный фон. В 2003 г. с норвежских нефтяных платформ в Северном море было сброшено 440 ГБк  $^{226}\text{Ra}$  и 380 ГБк  $^{228}\text{Ra}$ .

Особый источник возможного радиационного воздействия на арктическом побережье России — радиоизотопные термоэлектрические генераторы, РИТЭГ, используемые для автономного электрического питания маяков и светящихся навигационных знаков. В капсулах  $^{90}\text{Sr}$  содержится в виде керамического  $\text{SrTiO}_3$  активностью 0,3—3,7 ПБк. Капсулы защищены от внешних воздействий толстой оболочкой из нержавеющей стали, алюминия и свинца. На поверхности РИТЭГа мощность дозы не превышает 200 мР/ч, а на расстоянии метра — 10 мР/ч. По классификации МАГАТЭ РИТЭГи относятся к 1-му классу опасности (мощнейшие источники излучения). Всего в России, в основном по побережью Северного Ледовитого океана, было размещено около 1000 РИТЭГов. В настоящее время для всех РИТЭГов сроки эксплуатации завершены, постепенно они демонтируются и отправляются на утилизацию.

В связи с интенсификацией применения ионизирующего излучения в хозяйственной деятельности человека возрастает объем отработанных радиоактивных источников, поступающих с предприятий и учреждений. К ним относятся «горячие» лаборатории, радиоизотопные лаборатории и радиологические отделения медицинских учреждений, применяющие открытые радионуклиды для целей терапии, лаборатории научно-исследовательских институтов, где проводят работы с открытыми радиоактивными веществами, и т. д. Эти лаборатории могут быть источниками газообразных, жидких и твердых РАО. Эта категория РАО утилизируется через централизованную систему территориальных организаций.

Препараты на основе  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{196}\text{Au}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и т. п. используются в терапии и диагностике. При работе с открытыми радионуклидами в медицинской практике возможно образование газообразных, жидких и твердых РАО. Так, воздух, удаляемый из боксов и вытяжных шкафов, при фасовке в них радиоактивных изотопов может содержать аэрозоли  $^{198}\text{Au}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{24}\text{Na}$  и т. д. В результате выведения изотопов из организма больных с экскрементами, а также вследствие дезактивации оборудования возникают РАО. К твердым РАО радиологических отделений относят пришедшие в негодность инструментарий и спецодежду, загрязненные радионуклидами.

## Глава 9

# РАДИОНУКЛИДЫ В БИОСИСТЕМАХ

Радиоактивные элементы возникли при образовании Вселенной 15 млрд лет назад, существуют они и сейчас, причем во всех компонентах как живой, так и неживой материи. В XX в. в биосистемы стали поступать и многочисленные техногенные радионуклиды. Некоторые радиоактивные изотопы генерируются как в природе, так и промышленностью. Типичными примерами является  $^3\text{H}$  и  $^{14}\text{C}$ .

Управление радиоэкологическим риском требует как знаний о насыщенности радиоактивными изотопами окружающей среды, так и знаний радионуклидного состава самого живого организма. Комплекс внешняя — внутренняя среда, находящийся в скрещенных внешних и внутренних радиационных полях, представляет собой объект исследования радиохимиков, специализирующихся в охране среды обитания от человека и охране человека от неблагоприятных факторов окружающей среды.

В этой главе рассмотрены особенности распределения источников ионизирующей радиации в природных средах, качественный и количественный состав радионуклидов в воздухе, воде и почве, а также в некоторых биологических объектах.

### 9.1. Источники излучения в среде обитания

Жизнь на Земле возникла и продолжает развиваться в условиях постоянного облучения, весьма интенсивного в процессе эволюции и довольно умеренного сейчас. Уровни естественного излучения варьируют в широких пределах; наш организм не только подготовлен к колебаниям радиационного воздействия, но ими же и сформирован. Наблюдения за населением отдельных регионов Земли с уровнем естественного радиационного фона, значительно (до 10 раз) превышающим средние значения, не обнаружили каких либо неблагоприятных влияний на здоровье живущих там людей. Однако несанкционированное поступление радионуклидов в среду обитания может создать серьезные проблемы.

---

**Источник ионизирующего излучения, ИИИ** — объект, содержащий радиоактивный материал, или техническое устройство, испускающее или способное в определенных условиях испускать ионизирующее излучение.

---

В зависимости от происхождения ИИИ бывают естественные (космические лучи и космогенные нуклиды, радионуклиды, содержащиеся в горных породах, почвах, гидросфере и атмосфере,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  в воздухе, Ra и продукты его распада в строительных материалах, воздухе, питьевой воде и пище и т. п.) и техногенные (радионуклиды, применяемые в медицине, радиоактивные осадки при испытании ядерного оружия, выбросы АЭС и т. п.).

Вклады в общую радиационную дозу, получаемую человеком от различных источников излучения, составляют: от медицинского облучения — 51,5 %, от природного радиационного фона — 43,4 %, от ядерных испытаний — 2,6 %, от атомной энергетики (без учета аварий) — 0,05 %; полеты на авиалайнерах вносят вклад 0,3 %, а просмотр телевизоров — 0,28 %. Относительный вклад различных составляющих естественного радиоактивного фона в облучение населения: 42,5 % излучения —  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ , 21,9 % —  $\gamma$ -лучи земного происхождения, 16,1 % — космическое излучение, 19,5 % — внутренние излучатели. Более половины годовой дозы от всех природных источников излучения человек получает через воздух, облучая радоном свои легкие при дыхании.

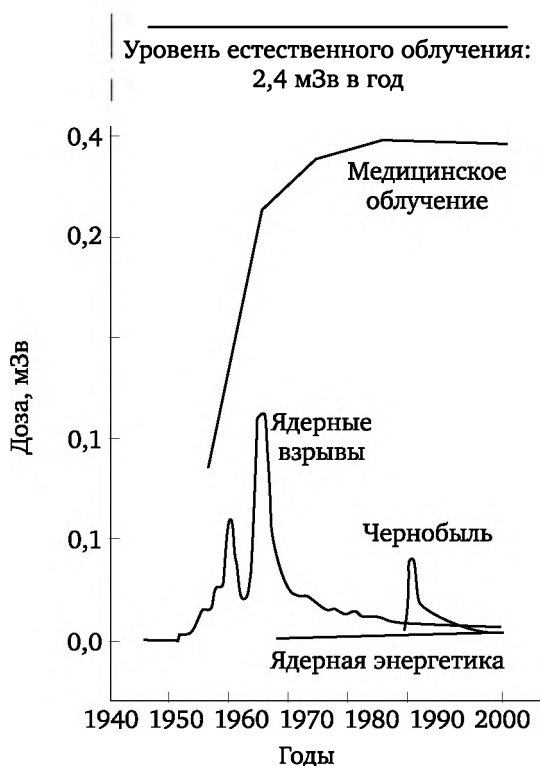


Рис. 1. Облучение населения Земли от различных источников

Природные уровни эффективной дозы облучения для людей от естественных источников ионизирующего излучения равны (мЗв): косми-

ческое излучение и космогенные радионуклиды — 0,3—1, внешнее облучение от земных источников — 0,3—0,6, ингаляционное облучение — 0,2—10, иное внутреннее излучение — 0,2—0,8; полное природное облучение — 1—10. Годовая доза облучения человека от естественных радионуклидов (мЗв) — в среднем 2,4, в том числе от Rn в воздухе помещений — 1,3, от  $\gamma$ -излучения грунта и строительных материалов — 0,4, от поступления в организм с водой и пищей — 0,4 и от космического излучения — 0,3.

Сейчас общая средняя годовая индивидуальная эффективная доза на душу населения в мире примерно равна 2,4 мЗв, что соответствует годовой коллективной эффективной дозе  $10^7$  чел.-Зв. Это означает, что в среднем один из ста человек преждевременно умирает от рака и тяжелых наследуемых эффектов, вызванных естественными радионуклидами.

Таблица 1

**Основные величины общей удельной (объемной)  $\gamma$ -активности объектов внешней среды**

Объекты внешней среды	Единица измерения	Активность
Аэрозоли приземного слоя воздуха	Бк/м <sup>3</sup>	$3,7 \cdot 10^{-4}$ — $7,4 \cdot 10^{-3}$
Атмосферные выпадения (осадки)	Бк/(км <sup>2</sup> · год)	$5,5 \cdot 10^8$ — $9,3 \cdot 10^8$
Вода питьевая	Бк/л	0,1—0,3
Вода морская	Бк/л	3,7—13,4
Почва	Бк/кг	550—740
Донные отложения	—”—	740—1110
Растения наземные	—”—	74—185
Водоросли морские	—”—	110—370
Пищевые продукты (по <sup>40</sup> K)	—”—	22—670

В биосфере Земли содержится более 60 естественных радионуклидов: космогенные и первичные.

**Космогенные радионуклиды** непрерывно образуются в основном в атмосфере при взаимодействии космического излучения преимущественно с ядрами атомов азота, кислорода и аргона, а затем поступают на земную поверхность с атмосферными осадками. К ним относятся: <sup>3</sup>H, <sup>14</sup>C, <sup>7</sup>Be, <sup>22</sup>Na и др. (всего 14 радионуклидов). Тритий и <sup>14</sup>C являются космогенными источниками последующего внутреннего облучения человека. Космогенными источниками внешнего облучения являются <sup>7</sup>Be, <sup>22</sup>Na и <sup>24</sup>Na, однако на уровне Земли они не вносят существенного вклада в суммарную дозу внешнего  $\gamma$ -излучения.

**Первичные радионуклиды** делят на две группы: радиоактивные изотопы семейств U и Th и остальные радионуклиды. В первую группу входят 32 радионуклида, среди которых такие долгоживущие нуклиды, как <sup>232</sup>Th (14,1 млрд лет), <sup>238</sup>U (4,51 млрд лет), <sup>235</sup>U (710 млн лет), <sup>226</sup>Ra (1600 лет), <sup>210</sup>Pb (22,3 года) и др.; во вторую группу — 11 долгоживу-

щих радионуклидов, которые присутствуют в различных объектах среды с момента образования Земли и имеют период полураспада от  $10^7$  до  $10^{15}$  лет ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Rb}$  и др.).

Заметная часть эффективной дозы облучения, которую человек получает от естественных источников радиации, формируется от радиоактивных веществ, проходящих через сложную систему биологических цепочек. Внутреннее облучение земного происхождения вносит вклад 66 %, внешнее облучение земного происхождения — 18 %, космическое внешнее облучение — 15 %, космическое внутреннее облучение — 1 %.

Получаемые людьми радиационные дозы варьируются в широких пределах со средним значением 2,4 мЗв/год. Естественная радиоактивность различных объектов составляет: воздух на открытой местности — 15, воздух в помещениях — 50—1000 Бк/м<sup>3</sup>, питьевая вода — 0—5, минеральная вода — до 40 000 Бк/л, продукты питания — 40 Бк/кг, тело человека (70 кг) — 7000 Бк. Техногенная радиоактивность: допустимое содержание  $^{137}\text{Cs}$  в молоке — 100 Бк/л, аварийный норматив по  $^{137}\text{Cs}$  в молоке — 1000 Бк/л, радиоактивные отходы (по  $\beta$ -излучателям) — более  $10^5$  Бк/кг. К дозообразующим нуклидам относятся как естественные ( $^{14}\text{C}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ), так и техногенные нуклиды ( $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ).

Интенсивность попадания радионуклидов в организм человека зависит от их периодов полураспада изотопа, от путей их миграции и степени равновесности в окружающей среде. Основной путь поступления радионуклидов в пищевые цепи человека — непосредственное загрязнение начальных звеньев цепи (растения) радиоактивными выпадениями. Он характерен для нуклидов, равновесие содержания которых в атмосфере и начальных звеньев пищевой цепи устанавливается в течение одного вегетационного периода. Примерами являются  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{135}\text{I}$ ,  $^{134}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  и др. Для долгоживущих радионуклидов, равновесное содержание которых в атмосфере и начальных звеньях пищевой цепи в течение одного вегетационного периода не достигается, важен комбинированный путь (воздушно-почвенный) поступления радионуклидов в пищевые цепи с существенным вкладом корневой системы. Примерами являются  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ .

---

**Естественный радиационный фон** — доза излучения, создаваемая космическим излучением и излучением природных радионуклидов, естественно распределенных в земле, воде, воздухе, других элементах биосферы, пищевых продуктах и организме человека. Сейчас естественный радиоактивный фон в различных районах Земли меняется в очень широких пределах: от 1 до 116,4 мкЗв/г.

---

Естественные источники излучения воздействует на население Земли с постоянной мощностью дозы в течение длительного периода времени. Это относится к дозам от перорального поступления  $^{40}\text{K}$  и дозам за счет ингаляционного и перорального поступления космогенных радионуклидов ( $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{24}\text{Na}$ ), относительно равномерно распределенных над поверхностью Земли. Но имеются и такие составляющие дозы облучения, которые зависят от человеческой деятельности. Например, дозы за счет ингаляции  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  и продуктов их распада при пребывании человека в помещении определяются особенностями конструкции зданий, используемых строительных материалов, систем вентиляции и т. п. Некоторые источники занимают промежуточное положение. Так, облучение космическим излучением неуправляемо, хотя человек может укрыться от него.

Таблица 2

**Удельная радиоактивность земной коры и морской воды,  
обусловленная долгоживущими радионуклидами природных элементов**

Радионуклид	Удельная активность элемента, Бк/кг	Содержание элемента в земной коре, г/т	Средняя удельная активность в земной коре, Бк/т	Содержание элемента в морской воде, г/т	Средняя удельная активность в морской воде, Бк/т
$^{40}\text{K}$	$3,17 \cdot 10^4$	$2,09 \cdot 10^4$	$6,62 \cdot 10^5$	$3,8 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$
$^{87}\text{Rb}$	$8,96 \cdot 10^5$	90	$8,06 \cdot 10^4$	0,12	$1,07 \cdot 10^2$
$^{113}\text{Cd}$	1,56	0,2	$3,12 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$1,82 \cdot 10^{-7}$
$^{115}\text{In}$	21	0,1	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$
$^{123}\text{Te}$	90	$1 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-5}$	—	—
$^{138}\text{La}$	$6,3 \cdot 10^2$	30	18,9	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$7,6 \cdot 10^{-6}$
$^{144}\text{Nd}$	4,38	28	$1,23 \cdot 10^{-1}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8}$
$^{147}\text{Sm}$	$1,25 \cdot 10^5$	6	7,5	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$5,25 \cdot 10^{-2}$
$^{152}\text{Gd}$	1,56	5,4	$8,42 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$9,36 \cdot 10^{-10}$
$^{176}\text{Lu}$	$5,45 \cdot 10^4$	0,5	27,2	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$6,54 \cdot 10^{-5}$
$^{174}\text{Hf}$	$6,05 \cdot 10^{-2}$	4,5	$2,72 \cdot 10^{-4}$	—	—
$^{180}\text{Ta}$	0,9	2,0	$1,8 \cdot 10^{-3}$	—	—
$^{187}\text{Re}$	$8,95 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-3}$	0,89	—	—
$^{190}\text{Pt}$	14,6	$5 \cdot 10^{-3}$	$7,3 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$1,46 \cdot 10^{-7}$
$^{232}\text{Th}$	$4,08 \cdot 10^6$	12	$4,9 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^{-5}$	0,204
$^{235}\text{U}$	$5,69 \cdot 10^5$	2,7	$1,54 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^{-3}$	1,71
$^{238}\text{U}$	$1,24 \cdot 10^7$	2,7	$3,35 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^2$



Радиационный фон Земли складывается из следующих компонент:

- космическое ионизирующее излучение;
- ионизирующее излучение от естественных радионуклидов, рассеянных в земной коре, почве, воздухе, воде и других объектах внешней среды;
- технологически измененный естественный радиационный фон;
- ионизирующее излучение от искусственных радионуклидов, образовавшихся при испытаниях ядерного оружия и выпавших на поверхность Земли в виде радиоактивных осадков;
- ионизирующее излучение от искусственных радионуклидов, поступивших в окружающую среду в результате деятельности предприятий и учреждений, применяющих в своей деятельности радиоактивные изотопы.

## 9.2. Радионуклиды космического происхождения

Космические лучи галактического происхождения приходят на Землю из глубин Вселенной, и только некоторая их часть рождается при солнечных вспышках. Основные источники галактических космических лучей — вспышки сверхновых звезд и пульсары.

Космическое излучение складывается из частиц, захваченных магнитным полем Земли, галактического космического излучения и корпускулярного излучения Солнца. В его состав входят электроны, протоны (около 90 %) и  $\alpha$ -частицы (примерно 7 %), а также ядра некоторых легких элементов. Энергия протонов первичного космического излучения колеблется в широком диапазоне от 1 до  $10^5$  МэВ. Это первичное космическое излучение. Оно не относится к существенным источникам излучения.

Входя в атмосферу, излучение взаимодействует с атомами азота, кислорода, аргона. Первичное излучение ослабляется в результате ядерных реакций, причем одна первичная частица с высокой энергией (более 100 ТэВ) вызывает ливень из 10 поколений реакций, сопровождающихся рождением миллионов новых частиц. Вторичные частицы обладают высокими энергиями и вызывают новые ядерные реакции, т. е. формируется каскад реакций с образованием атмосферных ливней (вторичное космическое излучение). На высоте 25 км и выше (в стратосфере) преобладает первичное космическое излучение, а ниже в тропосфере (высота 10—15 км) — вторичное. Часть протонов солнечного ветра вступает в верхних слоях атмосферы в ядерные реакции, продукты которых — нейтроны — термализуются в атмосфере. Поток тепловых нейтронов составляет величины около 10 част/(с · м<sup>2</sup>).

Образование новых ядер происходит в верхних слоях атмосферы. В нижних слоях их поток сильно ослабляется за счет ядерных взаимодействий. На уровне моря этот поток весьма мал. Преобладание в ливневых потоках  $\pi$ -мезонов (примерно 80 %, остальное — К-мезоны) сопровождается быстрым распадом нейтральных пионов на два  $\gamma$ -кванта

с последующим образованием электрон-позитронных пар, комптоновских электронов и новых  $\gamma$ -квантов. При достижении вторичными электронами энергии 77 МэВ и преобладании ионизационных потерь процесс каскадных распадов прекращается. Заряженные пионы могут участвовать в столкновениях с ядрами, в противном случае они распадаются с испусканием заряженных  $\mu$ -мезонов. Часть мезонов достигает поверхности Земли и составляет на уровне моря основную часть космического излучения. Величина суточных вариаций космического излучения не превышает 1,5 %, сезонные колебания в умеренных широтах достигают 3 %, в высоких широтах — 5 %.

Мощность вторичного космического излучения у поверхности Земли изменяется в зависимости от высоты над уровнем моря: чем выше расположена территория, тем меньше слой экранирующей атмосферы и, соответственно, выше мощность вторичного космического излучения. Это явление называется барометрическим эффектом. Широтный эффект заключается в увеличении интенсивности космических лучей при перемещении точки наблюдения от экватора к полюсам.

Мощность дозы космического излучения в воздухе на уровне моря равна 32 нЗв/ч и формируется в основном мюонами. Для нейтронов на уровне моря мощность поглощенной дозы составляет 0,8 нЗв/ч, а мощность эквивалентной дозы 2,4 нЗв/ч. Мощность эффективной дозы, вызванной ионизирующей компонентой космического излучения, на открытом воздухе на уровне моря составляет на экваторе 0,26 мЗв/год, в северных широтах — 0,29 мЗв/год. В пределах до 10 000 м над уровнем моря мощность дозы космического излучения через каждые 1500 м высоты удваивается. На высоте 4000 м эффективная эквивалентная доза возрастает в 6,6 раза. На высотах 10—20 км она изменяется в диапазоне 1,8—8 сЗв/год. Еще более интенсивному, хотя и непродолжительному облучению подвергаются экипажи и пассажиры трансконтинентальных авиалайнеров, летящих на высоте 12 000 м, где мощность дозы облучения за счет космических лучей возрастает в 170 раз (на высоте 20 000 м — в 430 раз). Коллективная эффективная доза от авиаперевозок достигает 2000 чел.-Зв, что составляет на душу населения в мире около 0,001 мЗв/год, а в США 0,01 мЗв/год.

Природные радионуклиды, генерируемые компонентами космического излучения, образуются в результате многочисленных и идущих постоянно ядерных реакций с высокоэнергетическими фотонами, ионами и элементарными частицами (в первую очередь — нейтронами). Космогенные радионуклиды от изначально существовавших (U, Th,  $^{40}\text{K}$  и др.) отличаются значительно меньшим периодом полураспада и довольно постоянным качественным и количественным составом.

Космогенные радионуклиды постоянно возникают в стратосфере и верхней тропосфере (а частично и в литосфере) за счет реакций первичного и вторичного космического излучения (протонов и нейтронов) с ядрами стабильных атомов, присутствующих в воздухе (азот, кислород, аргон и др.). Максимальные концентрации достигаются

на высоте 15 км. Скорость образования радионуклидов растет экспоненциально до некоторой высоты, а затем резко падает из-за разрежения атмосферы и ухода нейтронов из ее верхних слоев в космическое пространство. В среднем около 70 % космогенных радионуклидов образуется в стратосфере и 30 % — в тропосфере.

Самыми важными реакциями являются реакции взаимодействия космических нейтронов с азотом. Под действием нейтронов протекают реакции  $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$  (в атмосфере образуется  $3,4 \cdot 10^{26}$  атом/год) и  $^{14}\text{N}(p, 2\alpha)^7\text{Be}$ . Скорость образования  $^7\text{Be}$  (53 дн.,  $\beta$ -излучение, 11 %,  $E_{\text{max}} = 0,39$  МэВ) в воздушном столбе с площадью основания 1 см<sup>2</sup> составляет около 3000 атом/сут., его концентрация в приземном слое воздуха составляет 12 атом/л. В реакции  $^{14}\text{N}(n, ^3\text{H})^{12}\text{C}$  идет генерация трития в атмосфере.

С кислородом воздуха также происходят многочисленные ядерные реакции с участием компонентов космического излучения. Примерами являются реакции:  $^{16}\text{O}(p, 3p)^{14}\text{C}$  и реакция скалывания с образованием  $^{10}\text{Be}$  ( $1,6 \cdot 10^6$  лет,  $\beta$ -излучатель,  $E_{\text{max}} = 0,55$  МэВ, слабое  $\gamma$ -излучение). Скорость образования  $^{10}\text{Be}$  в атмосфере 0,08 ат/(см<sup>2</sup> · с), время пребывания в атмосфере примерно 1 год, выпадает с осадками (наибольшее количество — в средних широтах).

В результате ядерных реакций образуются  $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{35}\text{Cl}$  и др. Из них только четыре ( $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$  и  $^{22}\text{Na}$ ) формируют дозовые нагрузки на человека за счет внутреннего облучения (эти изотопы поступают с пищей в организм человека или животного).

Из космогенных радионуклидов наибольший вклад в облучение вносят  $\beta$ -активные изотопы: тритий, который превращается в тритированную воду и с осадками выпадает на земную поверхность, участвуя в круговороте воды;  $^{14}\text{C}$  — вместе с обычным  $\text{CO}_2$  вовлекается в биотический круговорот через фотосинтез;  $^7\text{Be}$  (53 дн) — с дождевой водой поступает в растения и далее с зелеными овощами — в организм животных и человека;  $^{22}\text{Na}$  (2,6 л) присутствует в биосфере в значительно меньшем объеме.

Космогенные радионуклиды создают определенную концентрацию в воздухе и в дождевой воде, а также поглощенные дозы в отдельных органах и тканях. Создаются индивидуальные дозы примерно 0,015 мЗв/год (1 % от естественного радиационного фона). В связи с относительным постоянством космического потока над земной поверхностью годовые дозы облучения за их счет являются весьма однородными в различных регионах Земли.

Таблица 3

**Среднее годовое поступление космогенных радионуклидов в организм человека и создаваемая ими радиационная доза**

Радионуклид	$T_{1/2}$	Поступление, Бк/год	Годовая эффективная доза, мкЗв
$^3\text{H}$		250	0,004
$^7\text{Be}$		50	0,002

Радионуклид	$T_{1/2}$	Поступление, Бк/год	Годовая эффективная доза, мкЗв
$^{14}\text{C}$		20 000	12
$^{22}\text{Na}$		50	0,15

Таблица 4

**Дозы, поглощенные в отдельных органах и тканях, от космогенных радионуклидов**

Орган	Поглощенная доза, мкГр/год			
	$^3\text{H}$	$^7\text{Be}$	$^{14}\text{C}$	$^{22}\text{Na}$
Гонады	0,01	5,7	5	0,14
Легкие	0,01	—	5,7	0,12
Красный костный мозг	0,01	1,2	24	0,22
Эндостальные клетки	0,01	—	22	0,27
Щитовидная железа	0,01	—	5,9	0,12
Толстая кишка	0,01	—	13	0,14

На Землю ежедневно выпадает около 15 000 т радиоактивного метеоритного вещества, что вносит вклад в природный радиационный фон.

### 9.3. Терригенные радионуклиды

Терригенные радионуклиды появились на Земле в момент ее образования и представлены радиоактивными семействами U-Ra и Th, а также  $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Rb}$  и некоторыми другими долгоживущими радионуклидами. Периоды их полураспада очень велики (миллиарды лет), и поэтому естественный фон, обусловленный терригенными радионуклидами, постоянен.

В настоящее время на Земле сохранилось 23 долгоживущих радиоактивных элемента с периодами полураспада от  $10^7$  лет и выше.

Естественная радиоактивность литосферы обусловлена присутствием в слагающих ее геологических образованиях радиоактивных изотопов  $^{238}\text{U}$  ( $4,468 \cdot 10^9$  лет),  $^{232}\text{Th}$  ( $1,405 \cdot 10^{10}$  лет),  $^{40}\text{K}$  ( $1,248 \cdot 10^9$  лет),  $^{87}\text{Rb}$  ( $4,923 \cdot 10^{10}$  лет) и др. В земной коре наиболее повышены концентрации трех радиоактивных элементов: U ( $2,5 \cdot 10^{-4}$  %, 2,5 г/т), Th ( $1,3 \cdot 10^{-3}$  %, 13 г/т) и  $^{40}\text{K}$  (2,5 %). Основные радиоактивные изотопы, встречающиеся в горных породах Земли, это  $^{40}\text{K}$ ,  $^{87}\text{Rb}$  и члены двух радиоактивных семейств, берущих начало от  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  — долгоживущих изотопов, включившихся в состав Земли с самого ее рождения. Наибольшая удельная активность земной коры связана с наличием в ней изотопов  $^{40}\text{K}$  ( $6,62 \cdot 10^5$  Бк/т),  $^{87}\text{Rb}$  ( $8,06 \cdot 10^4$  Бк/т),  $^{232}\text{Th}$  ( $4,9 \cdot 10^4$  Бк/т),  $^{238}\text{U}$  ( $3,35 \cdot 10^4$  Бк/т) и  $^{235}\text{U}$  ( $1,54 \cdot 10^3$  Бк/т).

Наибольшей радиоактивностью отличаются минералы U (первичные — уранит, настуран, вторичные — карбонаты, фосфаты, сульфаты

уранила и др.), Th (торианит, торит, монацит и др.), а также находящиеся в рассеянном состоянии элементы семейства U, Th и др. Высокой радиоактивностью характеризуются минералы, содержащие  $^{40}\text{K}$  (полевые шпаты, калийные соли). Средней радиоактивностью отличаются такие минералы, как магнетит, лимонит, сульфиды и др. Низкой радиоактивностью обладают кварц, кальцит, гипс, каменная соль и др. Горные породы вулканического происхождения (особенно граниты) по сравнению с осадочными (за исключением сланцев) обладают большей активностью.

Таблица 5

**Радиоактивные изотопы, изначально присутствующие на Земле**

Радионуклид	Весовое содержание в земной коре	Период полураспада, лет	Тип распада
Уран-238	$3 \cdot 10^{-6}$	$4,5 \cdot 10^9$	$\alpha$ -распад
Торий-232	$8 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{10}$	$\alpha$ -распад, $\gamma$ -распад
Калий-40	$3 \cdot 10^{-16}$	$1,3 \cdot 10^9$	$\beta$ -распад, $\gamma$ -распад
Ванадий-50	$4,5 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{14}$	$\gamma$ -распад
Рубидий-87	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{10}$	$\beta$ -распад
Индий-115	$1 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{14}$	$\beta$ -распад
Лантан-138	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{11}$	$\beta$ -распад, $\gamma$ -распад
Самарий-147	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{11}$	$\alpha$ -распад
Лютеций-176	$3 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{10}$	$\beta$ -распад, $\gamma$ -распад

Содержание U и Th в осадочных породах континентальной коры зависит от типа этих пород. Песчано-глинистые конгломераты содержат  $2,4 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $9,0 \cdot 10^{-4} \%$  Th (соотношение Th/U = 3,7), кремнистые породы, например кварциты, —  $1,7 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $2,3 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 1,2), карбонатные, например известняки, —  $1,6 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $1,8 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 1,1), соленосные, например ангидриты, —  $1,0 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $1,0 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 1,0), каустобидиты, например каменный уголь, —  $3,4 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $4,8 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 1,4). С экологической точки зрения важным обстоятельством является довольно высокое содержание U и Th в каменном угле. Так, например, уголь донецкого бассейна содержит  $1,8 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $2,8 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 1,5), экибастузский  $3,7 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $4,1 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 1,1), кузнецкий  $4,2 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $8,9 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 2,1), подмосковный  $6,8 \cdot 10^{-4} \%$  U,  $8,1 \cdot 10^{-4} \%$  Th (Th/U = 1,2). Изотопы U и Th содержатся в породах, используемых как строительные материалы, например 1—10 ppm содержится совместно U и Th в песке, сланцах или известняке, их активности варьируются от 0,02 до 0,60 Бк/г.

Кроме общей концентрации радиоактивных элементов важной характеристикой радиоактивности сред является энергетический спектр излучения или интервал распределения энергии. Например, для урано-

вого ряда максимальная энергия  $\gamma$ -излучения не превышает 1,76 МэВ, а суммарный спектр 0,65 МэВ, для ториевого ряда аналогичные параметры составляют 2,62 и 1 МэВ. Энергия  $\gamma$ -излучения  $^{40}\text{K}$  1,46 МэВ.

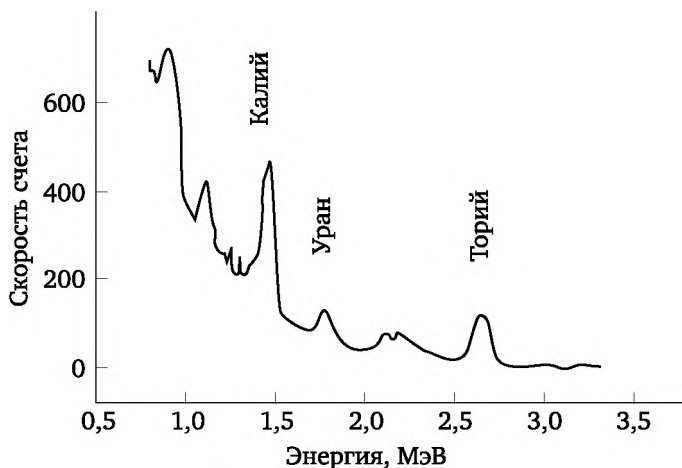


Рис. 2.  $\gamma$ -Спектр природных радионуклидов

Из природных радионуклидов наибольший вклад в формирование дозы внешнего облучения (наряду с Ra и Th) вносит  $^{40}\text{K}$ . Калий является одним из наиболее широко распространенных элементов в природе. Содержание его в земной коре превышает содержание U и Th вместе с продуктами их распада в сотни раз, а  $^{226}\text{Ra}$  — в миллионы раз. Находясь повсюду в окружающей среде (в почве, растениях и пр.), калий обуславливает значительное внешнее облучение (150 мкЗв/год), или около 7 % от всего естественного радиационного фона. Для радиобиологии важен Rb — элемент, похожий по физико-химическим параметрам на калий. Так, в некоторых минералах радиоактивность Rb может быть соизмеримой с радиацией K, U, Th, но у  $^{87}\text{Rb}$  мягкое  $\beta$ -излучение.

Вклад радионуклидов уранового и ториевого рядов во внешнее облучение человека равен 310 мкЗв/год. Вместе с  $^{40}\text{K}$  и  $^{87}\text{Rb}$  на них приходится около 1/5 всей дозы естественного облучения человека. Это объясняется их высоким содержанием в почвах и строительных материалах. Эффективная доза внешнего излучения, обусловленная всеми природными радионуклидами, колеблется от 3,2 до 8,1 мЗв/год, составляя в среднем 4,1 мЗв/год. При этом долгоживущие терригенные радионуклиды, содержащиеся в объектах окружающей среды, создают на высоте 1 м над поверхностью Земли среднюю мощность поглощенной дозы в воздухе  $4,6 \cdot 10^{-2}$  мкГр/ч.

Интенсивность естественной радиации, обусловленной радиоактивными элементами горных пород, меняется в соответствии с ландшафтом. Чем мощнее толща осадочных слоев, залегающих над гранитами или базальтами, тем ниже природный радиационный фон. Мощная толща воды в океане препятствует проникновению ионизирующего

излучения базальтов океанического дна. Поэтому естественная радиоактивность нижних слоев воздуха над океаном в 100 раз ниже, чем над сушей. На уровень радиационного фона влияет и снеговой покров. Слой свежевыпавшего снега высотой 50 см снижает интенсивность излучения вдвое.

Помимо внешнего облучения все живые организмы, в том числе и человек, подвергаются внутреннему облучению за счет радиоактивных веществ, усвоенных вместе с пищей. Прежде всего это относится к  $^{40}\text{K}$  и  $^{14}\text{C}$ .

Все животные и растения могут благополучно существовать только в условиях естественных параметров радиоактивного фона. Их изменение как в сторону уменьшения, так и в сторону увеличения приводит к неблагоприятным последствиям.

## 9.4. Радионуклиды в атмосфере

Радиоактивность атмосферы обусловлена присутствием радиоактивных газов и аэрозолей, попадающих в нее в результате природных процессов и деятельности человека. Средний выход естественных радионуклидов в атмосфере под действием космических лучей меняется от 2 ядер/с на 1 кг воздуха для  $^{14}\text{C}$  до  $4 \cdot 10^{-4}$  ядер/с на 1 кг воздуха для  $^{32}\text{P}$ .

Радиоактивность атмосферы Земли связана с изотопами радона ( $^{219}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ) и продуктами их распада, с изотопами, постоянно генерируемыми космическим излучением ( $^3\text{H}$ ,  $^7\text{Be}$ ,  $^{14}\text{C}$  и др.), с изотопами, попадающими в атмосферу с космической пылью и метеоритами ( $^{10}\text{Be}$ ,  $^{26}\text{Al}$  и др.), с природными изотопами, адсорбированными на аэрозолях, и с техногенными изотопами ( $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$  и др.). Атмосферные радионуклиды могут находиться или в молекулярно-дисперсном состоянии (РБГ, например,  $\text{Rn}$  и  $\text{Kr}$ ), или в виде аэрозолей (например, продукты распада  $\text{Rn}$ ).

Атмосферные радионуклиды оседают на поверхность земли или водоемов путем «сухого» оседания или путем вымывания осадками (дождь, снег). При этом атмосфера очищается, а моря и суша загрязняются. Процесс «сухого» оседания проходит постоянно, а «мокрое» осаждение имеет место только при выпадении осадков, поэтому соотношение между этими процессами существенно зависит от погодных условий. Такие изотопы, как  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , на 90 % выпадают на поверхность Земли при мокром осаждении. Наглядным примером является загрязнение участка побережья Швеции чернбыльскими радионуклидами (рис. 3): несмотря на то что это побережье отстоит от Чернобыля на расстоянии более 1500 км, оно оказалось загрязнено намного сильнее по сравнению с другими территориями на пути следования радиоактивного облака. Причина заключается в том, что в момент аварии на этом участке побережья шли сильные дожди, которые и осаднили радиоактивные аэрозоли.



**Рис. 3. Загрязнение участка побережья Швеции радионуклидами после Чернобыльской аварии**

Радиоактивные частицы, находящиеся в нижних слоях атмосферы (в тропосфере), осаждаются на растительный и почвенный покров в течение нескольких часов, а стратосферного происхождения — в течение десятков лет. Они выпадают в результате вымывания атмосферными осадками («мокрое» выпадение) или в виде сухих частиц за счет гравитационных сил, вертикального движения воздушных масс и турбулентной диффузии («сухое» отложение). Максимальное выпадение наблюдается в весенне-летний период (60 % годового отложения), минимальное — в осенне-зимний период. В приземном воздухе концентрация U и Th сильно меняется в зависимости от его запыленности. Например, в Норвегии концентрация Th примерно равна 35 нБк/м<sup>3</sup>, а в северных районах Германии — около 470 нБк/м<sup>3</sup>.

Естественная радиоактивность воздуха обусловлена выделением из почв газообразных продуктов радиоактивных семейств U-Ra и Th — <sup>222</sup>Rn, <sup>220</sup>Rn, <sup>219</sup>Rn и дочерними продуктами их распада, находящимися обычно в аэрозольной форме. Скорость эманирования зависит от типа, пористости, влажности и температуры почв, а также от времени суток, сезона и метеорологических условий. Концентрации этих радионуклидов в приземном слое разных районов земного шара различны; водная поверхность, снежный и ледовый покровы препятствуют выходу радиоактивных газов из почв и горных пород. Среднее содержание <sup>222</sup>Rn в воздухе континентальных областей примерно равно 3,7, в приморских районах и на островах — 0,37, над океанами и полярными областями — 0,037 Бк/м<sup>3</sup>.



Концентрация  $^{222}\text{Rn}$  в нижнем слое атмосферы толщиной 300 м над европейской частью России, определенная для бесснежного периода, характеризуется значением 0,4—0,7 Бк/м<sup>3</sup>. По 55° с.ш. можно провести условную границу двух зон с различными концентрациями  $^{222}\text{Rn}$ : в северной зоне значения изменяются в пределах 0,4—3,5 Бк/м<sup>3</sup>, а в южной — 3,5—7,4 Бк/м<sup>3</sup>. Содержание  $^{222}\text{Rn}$  в атмосфере изменчиво: коэффициент вариации концентрации 35—60 %. Торон в воздухе содержится в значительно меньших количествах, чем радон. Дочерние продукты распада  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  находятся в воздухе в виде золей, причем отношение их концентраций к концентрации самих эманаций составляет 0,9—0,4, снижаясь до 0,1 после дождей.

Продукты распада Rn поступают в атмосферу с летящей золой при сжигании угля в ТЭЦ, в результате чего происходит выброс в атмосферу ряда тяжелых радиоактивных элементов, в том числе  $^{210}\text{Po}$  и  $^{210}\text{Pb}$ . Оседая из воздуха на поверхность Земли под воздействием гравитационных сил или с атмосферными осадками,  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  задерживаются на различных компонентах биосферы (растения, почва, мхи и др.) и затем участвуют в миграции по пищевым цепочкам. Концентрации  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  в воздухе вокруг ТЭС, работающих на угле, достигают 510 мкБк/м<sup>3</sup>. Для средних широт Северного полушария средние концентрации  $^{210}\text{Po}$  в воздухе составляют 0,005 мБк/м<sup>3</sup>, для  $^{210}\text{Pb}$  — 0,52 мБк/м<sup>3</sup>.

При миграции  $^{210}\text{Pb}$  сопровождает Rn, но поведение  $^{210}\text{Pb}$  отличается от поведения Rn. Если газообразный Rn перемещается в атмосферном воздухе на большие расстояния, то продукты его распада полностью и быстро выпадают на земную поверхность с аэрозолями и атмосферными осадками. Продолжительность пребывания  $^{210}\text{Pb}$  в воздухе зависит от устойчивости и времени пребывания в воздухе этих носителей (около 30 сут.).  $^{210}\text{Pb}$  (21 год) иногда переносится на большие расстояния. На земной поверхности  $^{210}\text{Pb}$  вместе с носителями задерживается не только на почве, но и на растительности, может попасть в поверхностные воды. К поверхности Земли он выносится вместе с Rn из почвенного воздуха.

В биоте содержание  $^{210}\text{Bi}$  (5,01 сут.) и  $^{210}\text{Po}$  (138,4 сут.) определяется преимущественно распадом их долгоживущего продукта —  $^{210}\text{Pb}$ . Содержание  $^{210}\text{Po}$  в атмосферных осадках 4—30 Бк/л, в воде озерных водоемов — в 10—100 раз меньше. В почве содержание 75—220 Бк/кг в зависимости от типа почвы. В живые организмы  $^{210}\text{Bi}$  и  $^{210}\text{Po}$  поступают как за счет распада содержащихся в них  $^{210}\text{Pb}$ , так и частично за счет питания (с белками и минеральными солями) и при дыхании.

Средние концентрации природных радионуклидов в атмосфере:  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$ , — 1 мкБк/м<sup>3</sup>;  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$  — 0,5 мкБк/м<sup>3</sup>;  $^{40}\text{K}$  — 19 мкБк/м<sup>3</sup>. Доза радиации, создаваемая в воздухе всеми источниками  $\gamma$ -излучения, невелика и примерно равна 0,13 мкЗв в неделю. За счет космических лучей для местности, расположенной в средних широтах,

доза радиации составляет 0,5 мЗв в год на уровне моря, значительно возрастающая с высотой.

Бериллий-7 (53,3 дн.) — радионуклид космогенного происхождения, образуется в атмосфере в результате взаимодействия потока космических лучей (первичных и вторичных) с кислородом, азотом и углеродом по реакциям  ${}^6\text{C}(p, {}^6\text{Li}){}^7\text{Be}$ ,  ${}^{12}\text{C}(n, {}^6\text{He}){}^7\text{Be}$ ,  ${}^{16}\text{O}(p, {}^{10}\text{B}){}^7\text{Be}$  и др. Распадается в стабильный  ${}^7\text{Li}$  в результате К-захвата. Идентифицируется по  $\gamma$ -линии с энергией 477 кэВ. Скорость образования  ${}^7\text{Be}$  максимальна в верхних слоях стратосферы, здесь образуется 70 %  ${}^7\text{Be}$ , но некоторые высокоэнергетические частички из потока космических лучей могут достигать и нижних слоев атмосферы. Скорость образования зависит не только от высоты, но и от широты и изменяется в соответствии с 11-летними циклами солнечной активности. Запас  ${}^7\text{Be} \approx 1,8 \cdot 10^{17}$  Бк; скорость образования  ${}^7\text{Be} \approx 810$  атом/( $\text{м}^2 \cdot \text{с}$ ); а средняя концентрация в тропосфере 12,5 мБк/ $\text{м}^3$ ; содержание в приземном слое атмосферы в умеренных широтах  $\sim 3$  мБк/ $\text{м}^3$ . После возникновения, атомарный  ${}^7\text{Be}$  окисляется и быстро связывается с аэрозолями субмикронного размера. В такой форме он мигрирует и быстро удаляется из атмосферы. На подстилающую поверхность  ${}^7\text{Be}$  попадает в виде «мокрых» и «сухих» выпадений. Роль «сухих» выпадений обычно существенно ниже для широт с умеренной влажностью.

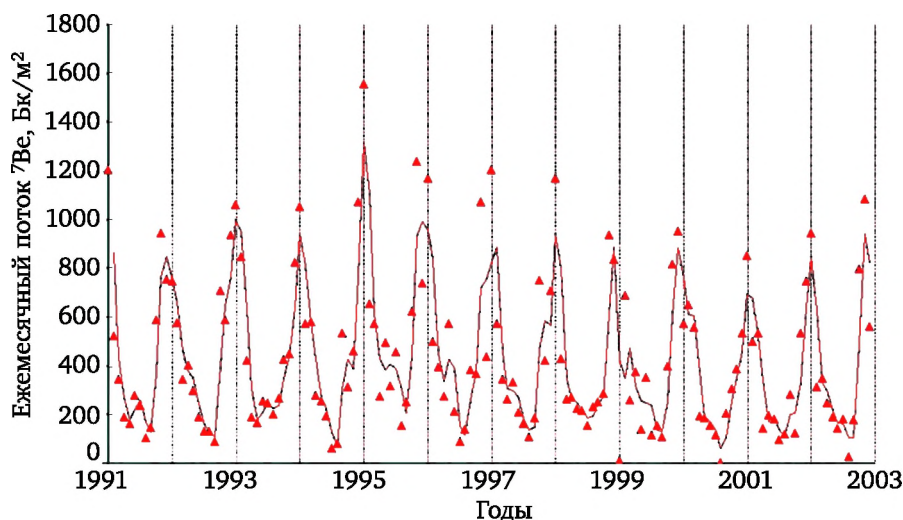


Рис. 4. Скорость осаднения  ${}^7\text{Be}$  из воздуха на землю в Японии

Наличие  ${}^7\text{Be}$  выявлено в атмосферных осадках (в дождевой воде 0,7 Бк/л) в морской воде, иловых донных отложениях, в растительности и в животных. В Атлантическом океане большая часть  ${}^7\text{Be}$  сосредоточена в верхнем 150-метровом слое воды.  ${}^7\text{Be}$  в морской воде находится преимущественно в растворенной форме (в виде продуктов гидролиза). Концентрация  ${}^7\text{Be}$  в пробах воды Черного моря лежит

в пределах  $1,3\text{—}1,91\text{ Бк/м}^3$  (среднее  $1,6\text{ Бк/м}^3$ ), в поверхностном слое вод Атлантического океана равно  $1\text{—}10\text{ Бк/м}^3$ , а в северо-западной части Тихого океана —  $1,4\text{ Бк/м}^3$ . Бериллий легко сорбируется на взвешенном и коллоидном веществе (например, на гидроксиде железа) и осаждается на дно водоемов.

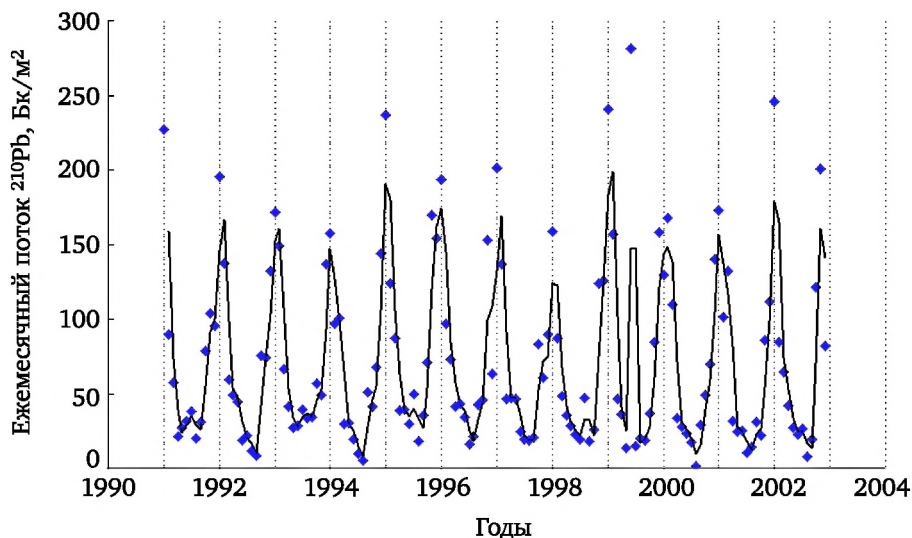


Рис. 5. Скорость осаждения  $^{210}\text{Pb}$  в зависимости от времени (Япония)

В живые организмы  $^7\text{Be}$  поступает преимущественно через органы дыхания, причем время задержки в организме зависит от дисперсности аэрозолей. Внутри организма  $^7\text{Be}$  транспортируется в виде неорганических соединений (фосфат или цитрат), свободно проникает в клетки всех тканей и может влиять на все ее структуры. В виде растворимых соединений (хлорид, сульфат, нитрат) через кровь может накапливаться в скелете.

Основным источником поступления  $^{14}\text{C}$  в биосферу является его образование в атмосфере под действием космического излучения (скорость образования  $2,2\text{ см}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ , или  $4,1\text{ ТБк/сут.}$ , или  $1,5\text{ ПБк/год}$  в атмосфере в целом). Общее количество космогенного  $^{14}\text{C}$  в биосфере  $8,5\text{ ЭБк}$ . На протяжении нескольких миллионов лет интенсивность космического излучения оставалась постоянной и в биосфере установлено равновесие между вновь образующимися и распадающимися ядрами космогенного  $^{14}\text{C}$ . Однако на содержание  $^{14}\text{C}$  в биосфере в 1960-х гг. сильное влияние оказало испытание ядерного оружия. Пик концентрации в атмосфере «бомбового»  $^{14}\text{C}$  пришелся на 1965 г., когда его значения превысили в 1,7 раза концентрацию атмосферного  $^{14}\text{C}$  до начала испытаний.

Радиоуглерод высокоподвижен. С мест выбросов в результате атмосферных процессов нуклид переносится на большие расстояния. Обмен  $^{14}\text{C}$  в окружающей среде происходит довольно быстро. Так, период

полувыведения  $^{14}\text{C}$  из атмосферы оценивается в 1,5—5,0 лет. «Могильниками»  $^{14}\text{C}$ , выводящими его из природного круговорота, являются осадочные породы.

В атмосфере  $^{14}\text{C}$  пребывает в основном в виде  $\text{CO}_2$  (частично в виде  $\text{CO}$  и  $\text{CH}_4$ ).  $^{14}\text{C}$  за счет фотосинтеза накапливается в растениях (в незначительных количествах поглощается и из почвы), а затем по пищевым цепочкам поступает животным и человеку. Коэффициент перехода в цепочке «атмосферный углерод — углерод растений» равен единице, а равновесие устанавливается в течение двух-трех месяцев. Источниками локального загрязнения могут быть АЭС, предприятия ЯТЦ, изотопные производства по получению препаратов, меченных  $^{14}\text{C}$ , научно-исследовательские учреждения и др. Среднее поступление реакторного  $^{14}\text{C}$  в организм людей, проживающих в районе действия такого источника, может составить в зонах 0—10 км — 0,32; 10—20 км — 0,08 мКи/год.

Процессами круговорота  $^{14}\text{CO}_2$  в биосфере являются: процессы вывода из атмосферы (сумма равна 1,0) — фотосинтез в океане 0,49 — фотосинтез на земной поверхности 0,47 — фотосинтез в поверхностных водах 0,04. Процессы поступления в атмосферу (сумма равна 1,0) — эмиссия из океанов 0,48 — эмиссия из почво-грунтов и растительности 0,44 — эмиссия из поверхностных вод 0,035 — антропогенная эмиссия 0,004. Предел годового поступления биологически значимого  $^{14}\text{C}$  в организм человека примерно равен  $6,3 \cdot 10^5$  Бк/год.

Тритий образуется в атмосфере в результате ядерных реакций космических нейтронов с ядрами азота и кислорода. Он — один из наиболее подвижных радионуклидов, быстро мигрирует в природных средах. В атмосфере сразу после образования  $^3\text{H}$  соединяется с кислородом воздуха в молекулы тяжелой воды НТО (77 %), DTO и  $\text{T}_2\text{O}$  и далее перемещается в виде паров воды с воздушными массами; поступает на поверхность Земли и водные поверхности в виде осадков, а возвращается в атмосферу в результате испарения и прямого обмена между водой и воздухом.

Концентрация  $^3\text{H}$  в воздухе равна 1,4 мБк/м<sup>3</sup>, в дождевой воде — 0,4—0,9 Вк/л. Содержание трития в континентальных водах колеблется в пределах 200—900 Бк/м<sup>3</sup>. Глобальная годовая наработка природного трития примерно  $1 \cdot 10^{18}$  Бк. В 1 л питьевой воды содержится  $3,2 \cdot 10^{-10}$  г  $^3\text{H}$ , в 1 л воздуха —  $1,6 \cdot 10^{-14}$  г (при абсолютной влажности 10 мг/л).

В настоящее время основным источником техногенного трития в окружающей среде является ядерная энергетика, предприятия которой ежегодно выделяют несколько десятков килограммов трития.

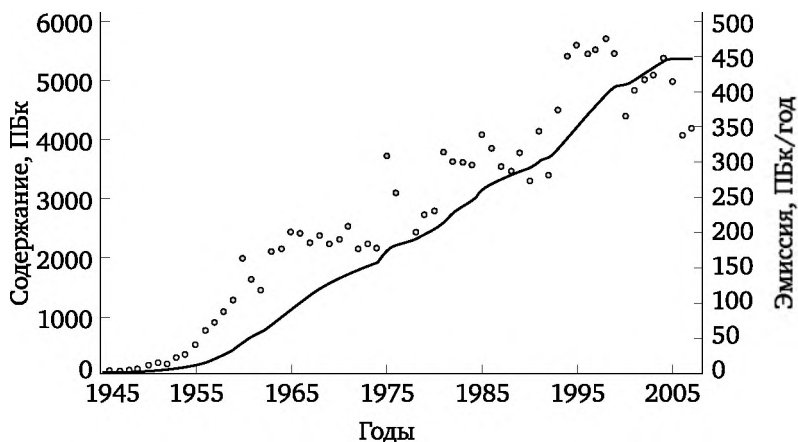
**Замечание.**  $^{14}\text{C}$  и  $^3\text{H}$  — радиоактивные разновидности двух жизненно важных элементов, входящих в водный и углеродный циклы. Период полураспада  $^3\text{H}$  сравнительно невелик. При разовом поступлении его генетическое воздействие ограничивается одним поколением людей. Поскольку период полураспада  $^{14}\text{C}$  велик, то генетические последствия его радиационного воздействия могут сказаться на здоровье многих последующих поколений людей.

Газообразный продукт деления  $^{85}\text{Kr}$  (10,76 л) вносит существенный вклад в радиоактивное загрязнение атмосферы планеты.  $^{85}\text{Kr}$  имеет как космогенное, так и техногенное происхождение. Содержание космогенного  $^{85}\text{Kr}$  со временем практически не изменяется: активность  $^{85}\text{Kr}$ , образованного в результате захвата нейтронов космического излучения, равна 0,37 ТБк. Значительное поступление (7,84 ПБк) в атмосферу произошло при испытаниях ядерного оружия. Сейчас практически весь  $^{85}\text{Kr}$  в земной атмосфере обусловлен выбросами радиохимических заводов, ведущих переработку ОЯТ (из этого источника в атмосферу в 2010 г. поступило 4800 ПБк).

Поступив в атмосферу из локального источника,  $^{85}\text{Kr}$  распространяется сначала в приземном слое воздуха вблизи источника выброса, затем мигрирует по всей атмосфере полушария, в которое был выброшен, и, наконец, вовлекается в процесс переноса между полушариями, создавая глобальное загрязнение. Поскольку обмен воздушными массами между Северным и Южным полушариями затруднен, а основное количество  $^{85}\text{Kr}$  поступает в атмосферу в северном полушарии, существует широтный ход содержания  $^{85}\text{Kr}$ : максимум находится в умеренных широтах Северного полушария. Концентрация  $^{85}\text{Kr}$  зависит от близости к перерабатывающим предприятиям, широты и долготы, высоты и атмосферных процессов перемешивания. Считается, что фон  $^{85}\text{Kr}$  почти постоянен над большей частью Северного полушария и его временные изменения малы. Тем не менее, в атмосфере над Центральной Европой изменчивость концентраций  $^{85}\text{Kr}$  высока, что связано с деятельностью заводов по переработке ОЯТ в Ла Аге и Селлафилде. В Южном полушарии, где нет радиохимических заводов, концентрация  $^{85}\text{Kr}$  практически постоянна.

В настоящее время из-за выбросов предприятий ЯТЦ содержание  $^{85}\text{Kr}$  в атмосфере медленно, но непрерывно растет. За 20 лет (с 1964 г.) среднее содержание  $^{85}\text{Kr}$  в атмосферном воздухе Европы возросло от 0,24 до 0,85 Бк/м<sup>3</sup>, а среднегодовой рост содержания  $^{85}\text{Kr}$  составлял около 0,01 Бк/м<sup>3</sup>. В 2000 г. содержание  $^{85}\text{Kr}$  в атмосфере составило 1,3 Бк/м<sup>3</sup>. Согласно прогнозу максимальная активность  $^{85}\text{Kr}$  в атмосфере Северного полушария может увеличиться к 2030 г. до 3 Бк/м<sup>3</sup>. Во временной зависимости отмечено совпадение максимумов содержания  $^{85}\text{Kr}$  и  $^3\text{H}$ . За счет выбросов  $^{85}\text{Kr}$  предприятиями ЯТЦ за 10 лет среднемировая индивидуальная доза облучения на человека возрастает в 10 раз.

В 2001 г. глобальный запас  $^{85}\text{Kr}$  составлял  $5 \cdot 10^{18}$  Бк. Ионизация атмосферы за счет  $\beta$ -частиц, испускаемых при распаде  $^{85}\text{Kr}$ , вызывает уменьшение электрического сопротивления атмосферы (между ионосферой и поверхностью планеты). При объемной активности  $^{85}\text{Kr}$  в воздухе в 1 Бк/м<sup>3</sup> взаимодействие  $\beta$ -частиц  $^{85}\text{Kr}$  с воздухом создает  $7,4 \cdot 10^3$  пар ионов/м<sup>3</sup> в секунду, причем ионизация воздуха происходит по всей толще атмосферы, тогда как естественный процесс ионизации за счет распада Rn и его продуктов идет только над поверхностью суши и в нижнем слое атмосферы, поскольку содержание Rn уменьшается с высотой.



**Рис. 6. Глобальное распространение <sup>85</sup>Kr (сплошная линия, левая шкала) и ежегодные темпы выбросов в Пбк (точки, правая шкала)**

Из-за химической инертности Kr, поступив в атмосферу, рассеивается и сохраняется, так как практически не взаимодействует с подстилающей поверхностью и не вовлекается в биологические процессы. Растворимость <sup>85</sup>Kr в воде очень мала (отношение <sup>85</sup>Kr воздух/вода  $1,85 \cdot 10^{-10}$  г/г), так что океан поглощает около 0,1 % от поступившего за год в атмосферу <sup>85</sup>Kr. В настоящее время океан содержит примерно 3 % от всего Kr.

Сокращение площади ледовых полей в Арктике вследствие глобального потепления влияет на баланс <sup>85</sup>Kr в атмосфере, так как растворимость Kr во льду меньше его растворимости в воде, и возрастание площади открытой воды может привести к уменьшению запаса <sup>85</sup>Kr. <sup>85</sup>Kr, сорбированный водой, прочно фиксируется при переходе последнего в твердую фазу, поэтому арктические льды могут удерживать Kr, который при их таянии будет высвобождаться, увеличивая глобальный запас <sup>85</sup>Kr в атмосфере.

В атмосфере в истинно газообразном состоянии находится небольшое число радионуклидов, большинство их пребывает на аэрозолях.

Химический состав, происхождение и поведение в атмосфере (дальность переноса, степень воздействия на человека и природу и др.) частиц аэрозолей зависят от их размеров. С уменьшением размера аэрозольных частиц возрастает площадь контакта находящегося в них вещества с окружающей средой, что позволяет ему вступать в химические реакции, обычно для него невозможные. Размером и химическим составом аэрозолей определяется и степень их участия в атмосферных процессах: в конденсации облачных капель; в отражении и рассеивании энергии солнечного излучения; в переносе атмосферного электричества, радиоактивности и др. Качество вдыхаемого человеком воздуха также определяется размером и составом взвешенных в нем жидких и твердых частиц.

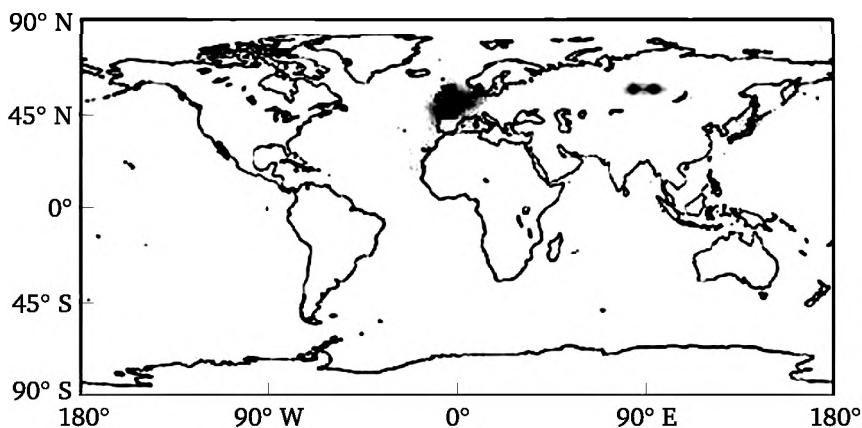


Рис. 7. Концентрация  $^{85}\text{Kr}$  у поверхности Земли (2006 г.)

**Замечание.** Долгоживущие радиоактивные изотопы криптона  $^{85}\text{Kr}$  (10,76 лет) и  $^{81}\text{Kr}$  (229 000 лет) применяются для определения возраста природных вод: космогенный  $^{81}\text{Kr}$  используется для датирования старых грунтовых вод, а  $^{85}\text{Kr}$  — молодых вод.

Радиоактивные аэрозоли в атмосферном воздухе образуются при диспергировании веществ, содержащих радионуклиды; конденсации и десублимации паров радиоактивных веществ; адсорбции радионуклидов на атмосферных аэрозольных частицах; распада РБГ с последующей их конденсацией, а также вследствие образования наведенной активности. Образование радиоактивных аэрозолей диспергированием происходит под действием взрыва, распыления жидкости или других процессов. Необходимым условием конденсации паров радионуклидов является пересыщение и присутствие ядер конденсации или зародышей. Одновременно с конденсацией, т. е. переходом пара в жидкость, при сильном охлаждении происходит процесс десублимации, т. е. переход пара в твердое состояние, минуя жидкое.

Счетная концентрация  $C_a$ , характеризующая число аэрозольных частиц в единице объема, в процессе образования радиоактивных частиц за время  $t$  изменяется по закону:

$$C_a = C_{a0}[1 - \exp(-Kt)], \quad (1)$$

где  $C_{a0}$  — начальная счетная концентрация реактивных атмосферных аэрозолей,  $\text{м}^{-3}$ , когда  $t = 0$ ;  $K$  — постоянная, характеризующая отношение числа радионуклидов, осевших на поверхность частиц, к их числу в воздухе.

Адсорбция радионуклидов и образование радиоактивных аэрозолей определяется концентрацией неактивных аэрозольных частиц  $C_{a0}$  и временем процесса. При радиоактивном распаде из газообразного Xe образуются твердые аэрозольные частицы радионуклидов Cs, а из Kr — изотопы Rb, которые сразу конденсируются в высокодисперсные аэрозоли

с диаметром капель 0,13—0,16 мкм. Радиоактивные аэрозоли имеют широкий диапазон размеров частиц — от высокодисперсных, размером около 1 мкм, до грубодисперсных, имеющих размер примерно 100 мкм.

Количественно радиоактивные аэрозоли определяются удельной активностью, т. е. концентрацией радиоактивных веществ или активностью на единицу объема аэрозольной системы.

Активность отдельных частиц пропорциональна их размеру:

$$a_a = Kd^n, \quad (2)$$

где  $d$  — диаметр частиц;  $K$  — коэффициент пропорциональности, характерный для данного вида радиоактивных частиц;  $n$  — параметр, зависящий от способа образования радиоактивных аэрозолей,  $2 < n < 3$ .

Если радиоактивная аэрозольная частица образовалась путем сорбирования радионуклидов, то  $n \approx 2$ , а если путем конденсации радионуклидов, то  $n = 3$ . Для радиоактивных аэрозолей наземных ядерных взрывов  $n = 2,2$ , а для топливных частиц аварийных выбросов  $n = 3$ .

Среди радиоактивных аэрозольных частиц (активностью обычно меньше  $5 \cdot 10^{-4}$  Бк) встречаются «горячие» частицы, активность которых может достигать  $10^6$  Бк.

Размер «горячих» частиц аэрозольных выпадений в Европе в 1958 г. (в разгар испытаний ядерного оружия) 0,3—2 мкм, радионуклидный состав:  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{147}\text{Nd}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{95}\text{Zr}$  +  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{144}\text{Pr}$ , а также  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}$ ,  $^{132}\text{J}$ ,  $^{120}\text{La}$ ,  $^{237}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Np}$ . Состав матрицы был самый разнообразный: от карбонатного и силикатного до оксидов железа, — и определялся составом материалов и грунтов в местах проведения взрывов.

После аварии на ЧАЭС активность отдельных частиц достигала  $10^3$ — $10^4$  Бк с уровнем мощности дозы  $\gamma$ -излучения от них до 1 Р/ч. В 1 м<sup>3</sup> воздуха регистрировалось до 1400 «горячих» частиц с активностью 0,03—2000 Бк размером до 2 мкм. Измерения, проведенные в Японии на 3, 7, 14, 28 мая и через 1 год после аварии показали, что 80 % радионуклидов, находящихся в «горячих» частицах ЧАЭС, представлены короткоживущими изотопами ( $^{131}\text{J}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{240}\text{Ba}$ ,  $^{134}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{105}$ ,  $^{106}\text{Rh}$ ,  $\text{Pu}$ ,  $\text{U}$  и др.). В 40 км от ЧАЭС обнаруживалось до  $10^9$ — $10^{11}$  «горячих» частиц на км<sup>2</sup>. Состав «горячих» частиц в зоне ЧАЭС сложный. Выделяют «топливные» и «нетопливные», в том числе графитовые частицы, и их состав представлен следующими радионуклидами и их сочетанием:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ;  $^{144}\text{Ce}$  +  $^{137}\text{Cs}$ ;  $^{144}\text{Ce}$  +  $^{106}\text{Ru}$ ;  $^{134}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ;  $^{95}\text{Zr}$  +  $^{95}\text{Nb}$ ;  $\text{Am}$  +  $\text{Cm}$  +  $\text{Pu}$  +  $\text{U}$ . В процентном отношении их состав может быть представлен в следующем виде:  $^{90}\text{Sr}$  (до 50 %) +  $^{106}\text{Ru}$  (до 30 %) +  $^{144}\text{Ce}$  (до 40 %) +  $\text{Pu}$  (до 25 %).

При аварии на ЧАЭС размеры диспергированных частиц составили от единицы до десятков микрометров; их распределение по размерам удовлетворительно аппроксимируется законом Мартина — Андреасена, при этом медианное значение распределения составляет 58 мкм, и около 25 % активности выброса пришлось на крупные частицы.



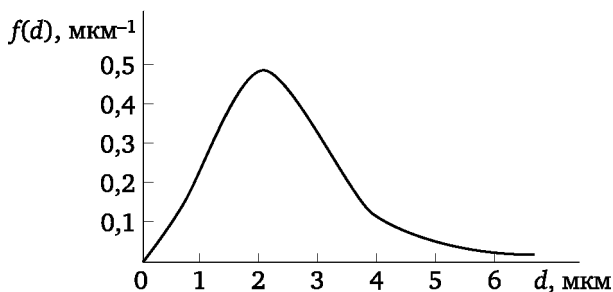
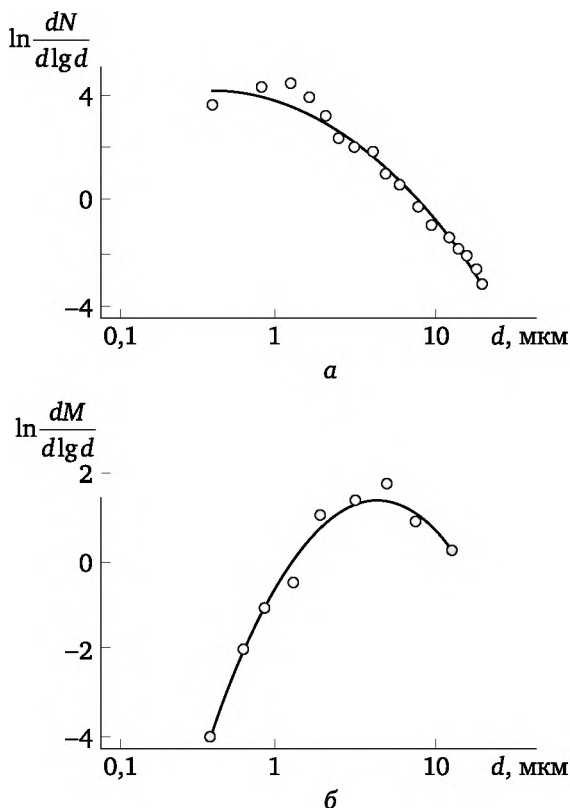


Рис. 8. Размерный спектр аэрозолей ЧАЭС

**Замечание.** В период 1986—1991 гг. активность  $\alpha$ -активных горячих частиц в грунте в окрестностях ЧАЭС уменьшилась в 1000 раз, а  $\beta$ -активных — в 100—1000 раз. В первом случае это связано с малым периодом полураспада  $^{242}\text{Cm}$ , который дает наибольший вклад в  $\alpha$ -активность реакторного топлива. Во втором случае — распадом  $^{103}\text{Ru}$ , так что в настоящее время  $\beta$ -активность определяется  $^{134,137}\text{Cs}$ . Отношение  $\beta/\alpha$ -активности для частиц одинакового размера примерно равно 40.

Попавшие в атмосферу радионуклиды подвергаются влиянию различных физических процессов, которые и определяют их дальнейшую судьбу. Наиболее важные процессы — рассеяние радионуклидов в атмосфере и последующее их удаление из атмосферы. Рассеяние радионуклидов, поступивших в приземный пограничный слой, обусловлено как ветровым переносом (адвекция), так и перемешиванием (диффузия). Первоначально радионуклиды рассеиваются благодаря локальной циркуляции атмосферы. Этот процесс занимает несколько минут и приводит к распространению их в горизонтальной плоскости на несколько километров. Разбавление и перемешивание вызываются турбулентными вихрями. Ветровые потоки состоят из среднего ветрового компонента и накладываются флуктуационного компонента (вихревого), который связан с диффузными (турбулентными) свойствами потоков. Интенсивность турбулентного перемешивания атмосферы зависит от неоднородности поверхности, сдвигов ветра по высоте и вертикального распределения температур.

В период формирования аэрозольных частиц в стратосфере и тропосфере происходит фракционирование радионуклидов, т. е. избирательный захват изотопов формирующимися частицами. Фракционирование радионуклидов определяется мощностью ядерного взрыва и местом его проведения. Изотопы тугоплавких элементов, такие как  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{181,185}\text{W}$ ,  $^{51}\text{V}$ , в результате конденсации и коагуляции включаются в состав крупных твердых частиц. Радиоактивные изотопы Sr и Cs не принимают участия в процессе конденсации, они адсорбируются на поверхности мелких твердых частиц и в парах влаги, образуя мелкодисперсные аэрозоли.



**Рис. 9. Аппроксимация размерного спектра аэрозолей  
логарифмически нормальным распределением:**

$a$  — счетная концентрация;  $b$  — объемная концентрация аэрозоля  
(медианный диаметр  $d_{mv} = 3,5+6$  мкм)

Фракционирование радионуклидов в радиоактивных выпадениях приводит к неравномерному очищению атмосферы от продуктов деления. Крупные частицы выпадают быстрее, мелкие — медленнее. Период полувыведения из стратосферы крупнодисперсных частиц, содержащих короткоживущие радионуклиды ( $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{181}$ ,  $^{185}\text{W}$ ,  $^{51}\text{V}$ ), в 2 раза короче периода полувыведения долгоживущих радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Время нахождения нуклидов в стратосфере определяется эффективностью их фракционирования в процессе формирования аэрозольных частиц. Стратосферный и тропосферный резервуары радионуклидов обуславливают глобальное выпадение радиоактивных веществ. Тропосферный резервуар быстро очищается (период полуочищения 2—3 нед.). Пребывание в тропосфере долгоживущих радионуклидов не превышает 30 дн. Стратосферный резервуар очищается гораздо медленнее.

Хотя в настоящее время радионуклиды поступают в атмосферу с почти постоянной скоростью, их содержание в воздухе изменяется в широких пределах из-за переменных метеорологических условий.

Радиоактивные продукты удаляются из атмосферы двумя основными механизмами: вымыванием с помощью осадков и сухим выпадением. Вымывание осадками включает в себя поступление радионуклидов в капли дождевой воды и последующее выпадение вещества на поверхность Земли. «Сухое» отложение состоит в выпадении самих аэрозольных частиц и определяется гравитационными силами, вертикальным движением воздушных масс и турбулентной диффузией. На интенсивность процесса «сухого» отложения влияют топография района, высота над уровнем моря и метеорологические факторы.

В умеренных широтах основная часть радиоактивных загрязнений (около 90 %) выпадает с осадками. В засушливых районах, наоборот, «сухие» выпадения вносят основной вклад в радиоактивное загрязнение территории. Количество выпадающих на земную поверхность радиоактивных осадков зависит от времени года. Максимальное выпадение наблюдается в весенне-летний период, а более низкое — осенью и зимой.

По размеру частиц аэрозоли можно разделить на три группы ( $r$  — радиус частицы): неустойчивые, гигантские частицы ( $r > 10$  мкм), относительно устойчивые, большие частицы ( $r$  от 1 до 10 мкм) и устойчивые, подчиняющиеся законам броуновского движения ( $r < 1$  мкм). Атмосферный аэрозоль подразделяют также на тропосферный (до высоты примерно 10 км) и стратосферный (10—50 км).

Таблица 6

Размеры аэрозольных частиц, образующихся в различных производственных процессах

Источник аэрозолей	Состав аэрозолей	Размеры аэрозольных частиц, см
Добыча урана	$UO_2$ , $U_3O_8$ , $UO_3$	$(0,5—10) \cdot 10^4$
Rn — активный осадок при добыче U и в природе	Rn, продукты его распада	$(0,1—4) \cdot 10^6$
Ядерные реакторы	$^{24}Na_2O$ , $^{42}K_2O$ , $J_2$ , $^{233}UO_2$ , $^{239}PuO_2$	$(0,1—5) \cdot 10^5$

Дисперсный состав аэрозолей является важнейшей физико-химической характеристикой, определяющей эволюцию аэродисперсных систем вследствие коагуляции, седиментации, переноса и др. В диапазоне  $d = 1—20$  мкм во многих пунктах земного шара распределения по размерам почвенно-эрозионного аэрозоля имеют логнормальную форму, хотя часто размерный спектр имеет сложную форму.

Морская поверхность является мощным источником генерации аэрозолей: мощность морского источника генерации солевых аэрозолей примерно равна 5900 Мт/год, что превышает мощности почвенного пылевого источника генерации 1—10 мкм аэрозолей в 6 раз, субмикронного почвенного пылевого аэрозоля — в 4 раза, сульфатного аэрозоля — в 40 раз и углеродного (включая сажевый) — в 10 раз.

80 % массы аэрозолей составляют морские аэрозоли. Морские аэрозоли образуются самыми различными путями: от прямого ветрового

срыва капель с волнующейся поверхности моря до диспергирования водной поверхности при разрушении пузырьков. Аэродисперсная среда всегда является смесью частиц различного происхождения — от местных источников до дальнего атмосферного переноса. Диапазон размеров частиц, находящихся в океаническом воздухе, достаточно широк:  $10^{-7}$ — $10^{-2}$  см. Ожидалось, что образующиеся из морской воды солевые частицы будут иметь химический состав сухого остатка морской воды: 88,7 % хлоридов, 10,8 % сульфатов, 0,3 % карбонатов и 0,2 % остальных солей. Реальный химический состав морского аэрозоля значительно отличается от ожидаемого: имеет место обогащение солевого аэрозоля микроэлементами, присутствуют и органические соединения.

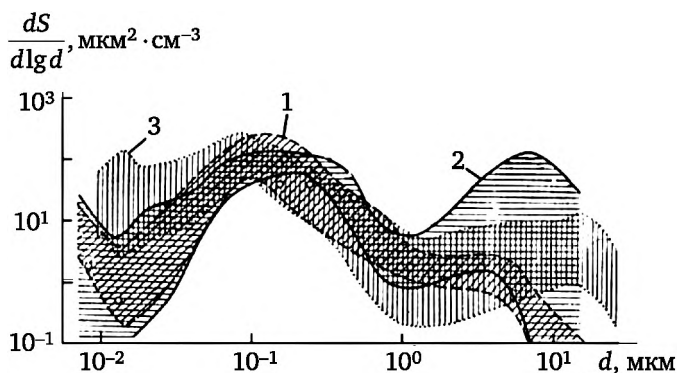


Рис. 10. Спектры площадей частиц континентального аэрозоля:

1 — сельская местность в центре Европы; 2 — промышленный город в центре Европы; 3 — большие равнины (США)

В естественную радиоактивность нижней атмосферы определенный вклад вносят короткоживущие продукты распада Rn (КПРР). В отличие от материнского  $^{222}\text{Rn}$ , который ведет себя как чисто газовая примесь, КПРР образуются как атомы отдачи и являются ионами химически активных элементов:  $^{218}\text{Po}$  (RaA),  $^{214}\text{Pb}$  (RaB) и  $^{214}\text{Bi}$  (RaC). Концентрации КПРР в нижней тропосфере подвержены значительным колебаниям в зависимости от различных атмосферных процессов, что приводит к нарушению равновесия между КПРР. В условиях невозмущенной морской атмосферы часто наблюдаются аномальные нарушения радиоактивного равновесия, когда активность RaC как третьего члена цепочки превосходит активность его материнского предшественника — RaB. Это связано с выносом КПРР в атмосферу с поверхности океана в составе морских аэрозольных частиц при разрыве всплывающих воздушных пузырьков.

Биологическая опасность атмосферных радионуклидов зависит от того, находится ли радионуклид в атомарно-дисперсном состоянии или в виде аэрозолей. Особенно важны дисперсность аэрозоля, на котором адсорбирован радионуклид, и какая часть размерного спектра заполнена конкретным радиоактивным изотопом. Частицы размером

5—20 мкм задерживаются в верхних дыхательных путях, в то время как частицы диаметром 1—5 мкм достигают легких. Еще более мелкие частицы (0,1—0,6 мкм) почти не задерживаются в дыхательных путях и выводятся из организма вместе с выдыхаемым воздухом. С увеличением дисперсности аэрозолей доля их, проникающая в легкие, непрерывно уменьшается, так как крупнодисперсные частицы задерживаются в носу и в верхних дыхательных путях. Так, частицы диаметром более 5 мкм почти не проникают в легкие и практически полностью оседают в верхних дыхательных путях.

Таблица 7

**Средние концентрации естественных радионуклидов  
в атмосфере, Бк/м<sup>3</sup>**

Радионуклид	Приземная атмосфера		Верхняя тропосфера	Нижняя стратосфера
	над сушей	над океаном		
<sup>222</sup> Rn	2,3	$2,3 \cdot 10^{-2}$	—	—
<sup>214</sup> Pb	—	$2,3 \cdot 10^{-2}$	—	—
<sup>212</sup> Pb	0,46	$2,3 \cdot 10^{-2}$	—	—
<sup>210</sup> Pb	$1,5 \cdot 10^{-4}$	—	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$
<sup>210</sup> Po	$1,2 \cdot 10^{-5}$	—	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$
<sup>7</sup> Be	—	—	$3,7 \cdot 10^{-3}$	0,11

Характер отложения радиоактивных веществ в организме определяет уровни облучения органов и тканей, поэтому определение дисперсного состава радиоактивных аэрозолей важно для оценки дозы облучения. В зависимости от нуклидного состава, класса растворимости и активностного медианного аэродинамического диаметра (АМАД) частиц аэрозоля для оценки эффективной дозы на весь организм используют дозовые коэффициенты. Они позволяют перейти от активности частиц радиоактивного аэрозоля, осаждаемых в отделах дыхательного тракта, к эффективной дозе ионизирующего излучения. Дозовый коэффициент зависит от величины АМАД радиоактивного аэрозоля. В пределах двух порядков изменения величины АМАД величина дозового коэффициента изменяется: для  $\alpha$ -излучающих нуклидов <sup>241</sup>Am, <sup>231</sup>, <sup>234</sup>U, <sup>241</sup>Pu в 2—3 раза, а для  $\gamma$ -излучающих нуклидов <sup>131</sup>I, <sup>137</sup>Cs — в 1,5—2 раза. При этом имеет место рост дозового коэффициента относительно уровня АМАД, равного 1 мкм: для  $\alpha$ -излучающих нуклидов — при АМАД менее 1 мкм, а для  $\gamma$ -излучающих нуклидов — при АМАД более 1 мкм.

## 9.5. Радионуклиды в гидросфере

Интерес к водной радиоэкологии диктуется рядом причин:

— моря и океаны — основной резервуар, куда поступают радионуклиды (выпадение из атмосферы, жидкий и твердый сток с суши);

— в водной среде обитают некоторые виды организмов с относительно высокой радиочувствительностью;

— физико-химические свойства водной среды обеспечивают высокое накопление радионуклидов водными растениями и животными (коэффициенты накопления отдельных радионуклидов гидробионтами равны десяткам и сотням тысяч); аккумуляция радиоактивных веществ живым веществом в воде относительно среды значительно выше, чем на суше.

Радионуклиды поступают в гидросферу путем выпадения с осадками и путем сухого осаждения радиоактивных веществ, находящихся в атмосфере, или при растворении и смыве водами радионуклидов почвы. Радиоактивное загрязнение рек и озер обусловлено смывом радионуклидов с поверхности загрязненной почвы, а морей — атмосферными выпадениями на акваторию и выносом радионуклидов с речной водой. Испарение воды с поверхности континентов и океанов обуславливает относительно низкую активность атмосферной влаги, а движение воды по цепочке «осадки — поверхностный сток — море» увеличивает ее активность. Основной вклад в радиоактивность вод дает  $^{40}\text{K}$ , а из радионуклидов техногенного происхождения —  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ .

В гидросфере воды представлены двумя фазами: собственно водной и твердой (осадки, взвешенные в воде частицы, частицы горных пород). Радионуклиды перераспределяются между этими фазами путем сорбции на неорганических и органических взвешенных частицах, осаждения и растворения, коагуляции и диспергирования коллоидов, деятельности микроорганизмов и т. п. Распределение характеризуется коэффициентом  $K_d$ , равным отношению концентрации радионуклида в твердой (Бк/кг) и в жидкой (Бк/л) фазах. Для различных радионуклидов  $K_d$  различается на шесть порядковых величин, а для одного радионуклида в разных условиях — на три порядка (в зависимости от состава раствора и природы твердого вещества).

Если перенос радионуклидов в атмосфере обусловлен в основном геохимическими процессами, то в переносе радионуклидов в гидросфере важны как геохимические, так и биохимические процессы. Основными путями поступления радионуклидов в моря, океаны, озера и реки за счет геохимических процессов являются процессы осаждения радиоактивных веществ из атмосферы и миграция радионуклидов с жидким и твердым стоком с поверхности земли. Миграция радионуклидов в водной среде определяется переносом за счет течений, адвективного и турбулентного обмена, сорбцией на взвешенных в воде частицах и в донных отложениях, десорбцией со взвешенных частиц и переходом в растворенную фазу, отложением на дно водоема и взмучиванием со дна, поглощением, переработкой и переносом гидробионтами, выносом за пределы водоема за счет испарения и потерь на фильтрацию.

Живые организмы вносят существенный вклад в перенос радионуклидов, если их концентрация превышает  $5 \text{ кг/м}^3$  водной среды. При этом гидробионты способны накапливать в биомассе значительные

количества радионуклидов, удерживая их в верхних слоях. Меньшее содержание солей обеспечивает большее накопление радионуклидов в пресноводных растениях и животных по сравнению с морскими и океаническими.

## 9.6. Радионуклиды в пресных водах

Континентальные воды подразделяются на открытые (озера, реки и т. п.) и подземные. В реках и озерах сосредоточено 0,003 и 0,3 % соответственно мировых запасов пресной воды; 75 % — во льдах и ледниках и 25 % — это подземные воды. Поведение радиоактивных веществ в различных видах пресных вод существенно различается.

Радиоактивность природных пресных вод обусловлена присутствием в них  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ . Значительно меньше удельные активности  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$ . Фоновая  $\beta$ -активность таких вод на 50—90 % обязана  $^{40}\text{K}$ . Основной вклад в суммарную  $\alpha$ -активность вносят изотопы  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{224}\text{Ra}$  и  $^{228}\text{Th}$ . Радиоактивность грунтовых вод обусловлена  $^{222}\text{Rn}$  и его дочерними продуктами и  $^{226}\text{Ra}$  из семейства U; в меньшей степени  $^{40}\text{K}$  и  $^3\text{H}$ . В то же время радиоактивность речной и озерной воды в равной мере определяется  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{40}\text{K}$  и  $^3\text{H}$ .

Довольно большая доля радионуклидов попадает в гидросферу с дождевой водой. Основной вклад в суммарную активность дождевой воды вносит газообразный  $^{222}\text{Rn}$  с продуктами распада, попадающий в атмосферу из почвы, на несколько порядков меньший вклад дают космические радионуклиды  $^3\text{H}$  и  $^7\text{Be}$  и еще меньший — попавшие в атмосферу за счет пылевых процессов естественные радионуклиды радиоактивных рядов.

Роль метеорологического фактора заключается в переносе радиоактивных аэрозолей, возникающих в пределах зоны загрязнения водного бассейна. Загрязнение прилегающей территории возможно при разливах в период паводка. В процессе миграции радионуклидов из водоема принимают участие прибрежные растения (ольха, ива и др.), насекомые, личиночная стадия которых протекает в водоеме, земноводные и водоплавающие птицы. Основную роль в рассеивании радиоизотопов из водоемов играет хозяйственная деятельность человека.

Радиоактивные элементы могут присутствовать в воде в виде радиоактивных солей (сбросы заводов по переработке ОЯТ) и в виде механических (вкрапления радионуклидов в минеральные частицы) и биологических загрязнений (рачки, обитающие в радиоактивном или водоемах). Радионуклиды, попавшие в водную среду, неравномерно распределяются как по объему воды, так и в донных отложениях. В илистом дне содержание радионуклидов во много раз больше, чем в песочном. Со временем радионуклиды, попавшие в воду, концентрируются в донных отложениях. Накопление радиоизотопов грунтами зависит не только от физико-химических свойств этих элементов,

но и от специфических свойств грунтов. При возрастании ионообменной емкости грунта степень накопления изотопов возрастает. Слабо фиксируется грунтом дна  $^{35}\text{S}$ , лучше —  $^{32}\text{P}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и др. Если дно состоит из плотных глинистых пород, распространение продуктов деления  $\text{U}$  в глубину достигает лишь 15 см, на большей глубине резко уменьшается активность. Проникновение в глубину рыхлого дна, сложенного, например, из торфа, достигает 1,5 м и более. При постоянстве концентраций радиоактивных изотопов в воде достигается равновесие с содержанием их в донном грунте. При уменьшении активности воды дно становится источником вторичного загрязнения воды.

Распределение радионуклида между водой и взвесями учитывается коэффициентом распределения  $K_d$ . Химический состав воды (рН, содержание минеральных и органических веществ) водоема определяют абсолютную величину  $K_d$ . Воды, обладающие низкой кислотностью, имеют более высокие коэффициенты  $K_d$  по сравнению с водами высокой кислотности.

Баланс воды в озере определяется потоком воды реки, впадающей в озеро, стоком с поверхности почвы вблизи водоема, выпадением осадков из атмосферы, потоком вытекающей реки, процессами испарения. Эти же процессы регулируют поведение загрязнителя в озере. Основное количество попавших в эти водоемы радионуклидов быстро переходит из водной фазы в донные отложения, причем процесс перехода связан с сорбцией и десорбцией радионуклидов на взвешенных в воде частицах. Формирование донных отложений радионуклидов обусловлено не непосредственной сорбцией радионуклида седиментами из воды, а процессом его сорбции на взвешенных частицах с последующим осаждением взвеси на дно водоема. В озерах лесостепной зоны скорость полуочищения воды от  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  равна примерно 15 годам, а скорость миграции в донных отложениях около 0,5 см/год.

По характеру распределения между водой, грунтом и биомассой радионуклиды сильно различаются: более 70 % активности  $^{35}\text{S}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{71}\text{Ge}$  остаются в воде;  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{86}\text{Rb}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$  равномерно распределяются по элементам системы;  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  накапливаются в грунте, а  $^{32}\text{P}$ ,  $^{115}\text{Cd}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{203}\text{Hg}$  примерно на 50 % аккумулируются в биомассе.

Разлив реки приводит к поступлению радионуклидов на заливаемые площади, которые остаются загрязненными после ее вхождения в русло. Пресные воды, участвуя в геологическом круговороте, переносят радионуклиды в Мировой океан. Радионуклиды из донных отложений в русле реки могут сноситься в другое место, а взвеси смываться в море; может происходить перенос радионуклидов при очистке русла реки.

Попадание радионуклидов в подземные воды из атмосферы практически исключено.  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239},^{240}\text{Pu}$ , выпавшие на поверхность почвы, сорбируются ею, задерживаются за счет ионного обмена и химических связей, распадаются и не попадают в подземные воды. С другой стороны,  $^3\text{H}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{I}$  не удерживаются почвой. Особенно мобилен тритий,



который в виде НТО активно вовлечен в подземные воды и находится в молодых водах возрастом менее 30 лет.

Формирование радиоактивности подземных вод зависит от скорости стока, концентрации растворимых радионуклидов в почве и осадочных породах, скорости выпадения радионуклидов с дождем и при сухом осаждении. На миграцию радионуклидов в подземных водах влияет соотношение скорости движения подземных вод к интенсивности их разбавления. Миграция радионуклидов в подземных водах по сравнению с водами открытых водоемов ограничена. Подземные воды при их движении взаимодействуют с горными породами и поглощаются ими. Из-за чрезвычайно малой концентрации радиоактивных веществ сорбционная способность горных пород намного выше содержания в воде радионуклидов.  $Pu(III)$  активно поглощается породой,  $Pu(IV)$  — менее интенсивно, а  $Pu(II)$  — плохо.  $U(IV)$  в восстановительной среде плохо растворим и слабо мигрирует в подземных водах;  $U(VI)$  высокоподвижен. Поглощение сорбентами радионуклидов уменьшается с увеличением концентрации солей в растворе. Так, с повышением концентрации ионов  $Na$  и  $K$  снижается сорбция  $Cs$  и  $Sr$ .

В Московской области  $K_d = 8,4, 760, 460$  и  $470$  для  $^{90}Sr$ ,  $^{137}Cs$ ,  $^{146}Pu$ ,  $^{141}Ce$  соответственно. Величины  $K_d$  широко варьируют ( $1 \cdot 10^2$ — $1 \cdot 10^5$ ): для  $^{45}Ca$  и  $^{90}Sr$  они минимальны, а для  $^{147}Pr$  — максимальны. На береговую полосу из водоемов радионуклиды могут попадать в результате хозяйственной деятельности человека, переноса образующихся над водной поверхностью аэрозолей, затоплений при паводках и приливах, переноса насекомыми, земноводными, птицами и т. п.

Уран относится к классу водных мигрантов, в природных водах он существует в виде иона уранила  $UO_2^{2+}$ . На поведение  $U$  в воде сильное влияние оказывают окислительно-восстановительные реакции, так как соединения  $U$  хорошо растворимы в водах с окислительной средой и плохо — в водах с восстановительной средой (например, сероводородных).  $U(VI)$  участвует в окислительно-восстановительных реакциях. Важен процесс окисления  $U(IV) \rightarrow U(VI)$  в присутствии кислорода. В результате выветривания и выноса с подземными водами  $U$  переходит в наземные воды. Содержание  $U$  в поверхностных водах обусловлено его содержанием в горных породах, интенсивностью процессов выветривания и формами его нахождения в воде. Вариации содержаний  $U$  в речных водах достигают трех порядков величины. Миграция  $U$  в водах может происходить в форме положительно заряженных катионов, например  $UO_2OH^+$ , и в форме отрицательно заряженных анионов — уранилкарбонатных комплексов  $[UO_2(CO_3)_2]^{2-}$ . Уран энергично мигрирует в холодных и горячих, нейтральных и щелочных водах в форме простых и комплексных ионов.

Вариации содержаний радионуклидов в водах даже одного типа в данной климатической зоне могут достигать одного порядка, а в разных климатических зонах — трех порядка. Так, содержание  $^{238}U$  в речных водах изменяется от  $1 \text{ Бк/м}^3$  в северных широтах до  $600 \text{ Бк/м}^3$  в юж-

ных аридных областях, достигая  $(1—5) \cdot 10^5$  Бк/м<sup>3</sup> в водах засушливых районов. Большая часть U содержится в речных водах в растворимых формах. В подземных водах содержание <sup>238</sup>U в 4 раза больше, чем в поверхностных. Количество U в пресных водах меняется в широких пределах — от нескольких микрограммов на литр до 2020 мкг/л. Чаще всего встречаются концентрации 100—250 мкг/л. Концентрация U в водах рек европейской части России находится в пределах  $(0,15—3,3) \cdot 10^{-6}$  г/л, в реках азиатской части России —  $(0,2—10,0) \cdot 10^{-6}$  г/л, в озерах —  $(0,15—15,2) \cdot 10^{-6}$  г/л, а в некоторых подземных водах, не связанных с урановыми месторождениями, —  $(0,2—120) \cdot 10^{-6}$  г/л. Удельная активность U в большинстве вод не более 2,5 Бк/м<sup>3</sup>, но в урановых провинциях на порядок выше —  $(12—120$  Бк/м<sup>3</sup>), а иногда превышает 600 Бк/м<sup>3</sup> (океанские воды содержат U активностью 12—73 Бк/м<sup>3</sup>). Активность U в речных водах изменяется в пределах 1,2—1200 Бк/м<sup>3</sup>. Содержание U во взвешенном материале меньше и подвержено сильному влиянию климатических условий.

Таблица 8

**Соотношения активностей естественных радионуклидов в природных водах**

	Поверхностные воды	Воды осадочных пород	Воды кристаллических пород
<sup>234</sup> U/ <sup>238</sup> U	1—1,5	1,2—2,5	2—5, max 15
<sup>230</sup> Th/ <sup>238</sup> U	0,001—0,5	—	0,05
<sup>226</sup> Ra/ <sup>238</sup> U	0,03	3—15 (обычно < 1)	—
<sup>230</sup> Th/ <sup>238</sup> U	0,1	—	0,1, max 3
<sup>228</sup> Th/ <sup>232</sup> Th	0,9—2,5	2,4—12	—
<sup>230</sup> Th/ <sup>232</sup> Th	1,0—4,5	1,6	2,2
<sup>226</sup> Ra/ <sup>232</sup> Th	0,4—25	0,01—25, ср. 0,4	0,1—3,0, ср. 0,2
<sup>224</sup> Ra/ <sup>228</sup> Ra	—	0,1—2,0, ср. 1,0	0,07—6,0, ср. 1,4

В Западной Сибири фоновое содержание U в поверхностных водах колеблется от 10 до 120 нг/л, тогда как в подземных водах 30—200 нг/л. В северной части Горного Алтая (2290 нг/л) и г. Томска (1000 нг/л) скаывается наличие бурых углей, содержащих повышенные количества U.

Изотопные отношения в поверхностных водах: <sup>234</sup>U/<sup>238</sup>U = 1,4; <sup>226</sup>Ra/<sup>230</sup>U = 6; <sup>226</sup>Ra/<sup>238</sup>U = 0,1; <sup>226</sup>Ra/<sup>228</sup>Ra = 2,4; <sup>224</sup>Ra/<sup>228</sup>Ra = 4,1; <sup>230</sup>Th/<sup>238</sup>U = 0,03; <sup>228</sup>Th/<sup>232</sup>Th = 0,9—2,5; <sup>230</sup>Th/<sup>232</sup>Th = 1,0—4,5; <sup>226</sup>Ra/<sup>232</sup>Th = 0,4—25.

Воды из трещиноватых водоносных зон кристаллических пород имеют очень высокие изотопные отношения (<sup>234</sup>U/<sup>238</sup>U = 17). Подземные воды по радионуклидному составу классифицируются на три типа: урановые, радиевые и смешанные. Воды радиевого типа имеют высокие изотопные отношения (<sup>226</sup>Ra/<sup>238</sup>U ≈ 10) при небольшом отношении <sup>234</sup>U/<sup>238</sup>U = 1,4. Суммарные активности этих вод изменя-

ются в пределах:  $A_{\Sigma\alpha} = 120\text{—}3500$ ;  $A_{\Sigma\beta} = 170\text{—}2550$  Бк/м<sup>3</sup>. Воды уранового типа имеют низкое изотопное отношение  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U} = 0,04\text{—}1,0$ , близкое к единице изотопное отношение  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 1,1\text{—}2,6$  и низкое отношение  $^{210}\text{Po}/^{238}\text{U} = 0,01\text{—}0,08$ . Суммарные активности этих вод относительно невелики:  $A_{\Sigma\alpha} = 150\text{—}1160$ ;  $A_{\Sigma\beta} = 110\text{—}1100$  Бк/м<sup>3</sup>. Для вод смешанного U-Ra типа изотопное отношение  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U} = 1$  и относительно низкие суммарные активности:  $A_{\Sigma\alpha} = 260\text{—}840$ ;  $A_{\Sigma\beta} = 160\text{—}590$  Бк/м<sup>3</sup>. Для этих вод характерно близкое к единице изотопное отношение  $^{224}\text{Ra}/^{238}\text{U} = 1,2\text{—}2,1$  и низкое изотопное отношение  $^{210}\text{Po}/^{238}\text{U} = 0,08\text{—}0,2$ . В подземных водах встречаются источники с высоким содержанием  $^{210}\text{Po}$ . Для этих источников изотопное отношение  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  близко к единице, а изотопные отношения  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  и  $^{210}\text{Po}/^{238}\text{U}$  высоки (4—12).

Степень нарушения радиоактивного равновесия  $^{222}\text{Rn}/^{226}\text{Ra}$  в подземных водах выше, чем в поверхностных, в результате эманирования  $^{222}\text{Rn}$  из горных пород и растворения его в воде. Содержание  $^{222}\text{Rn}$  в воде из глубоких скважин может превышать 100 кБк/м<sup>3</sup>, в то время как для потребителей питьевой воды из поверхностных источников содержание  $^{222}\text{Rn}$  менее 1 кБк/м<sup>3</sup>. В наибольшей степени радиоактивное равновесие нарушается в ряду  $^{238}\text{U} \text{ — } ^{230}\text{Th}$  для любых природных вод. В грунтовых водах Rn больше, чем в поверхностных. Наибольшая удельная радиоактивность питьевой воды 100 млн Бк/м<sup>3</sup>, наименьшая — 0. Около 1 % жителей Земли потребляют воду с удельной активностью более 1 млн Бк/м<sup>3</sup> и не менее 10 % — с концентрацией Rn более 100 000 Бк/м<sup>3</sup>.

Радий в воде находится в ионной форме и характеризуется высокой миграционной способностью. Известна способность Ra концентрироваться в известковых раковинах и водорослях со значительным переносом Ra на дно водоемов. В воде концентрация Ra ниже, чем можно ожидать из условия радиоактивного равновесия с U, вследствие эффективного удаления Ra из водной фазы. Самые высокие уровни Ra в воде регистрируются в водах, омывающих кристаллические породы высокой трещиноватости с высоким содержанием Ra, а также омывающих пески, в которых произошло переотложение Ra, вымытого ранее из кристаллических пород. Подземная вода, проходя через поры или трещины в слоях каменной породы, растворяет минералы. В тех местах, где порода содержит значительное количество Ra, а вода перемещается достаточно медленно, она насыщается Ra, который сорбируется глинами и коллоидами. Радий в природных условиях соосаждается с Ba, Ca и Mn. Недостаток Ra по сравнению с U в подземных водах в некоторых регионах объясняют малой подвижностью Ra в гидросфере.

Концентрация Ra в пресных водах различна, но для поверхностных вод не превышает  $1 \cdot 10^{-11}$  г/л. Обогащение подземной воды Ra происходит в процессе его выщелачивания из трещин и капилляров горных пород и минералов. В пресную воду Ra попадает из остатков растений, в процессе адсорбции и выщелачивания. Объемная активность  $^{226}\text{Ra}$  в пресных водах изменяется от  $4 \cdot 10^{-3}$  до 0,185 Бк/л, достигая значений

до 0,37—2,7 Бк/л (подземные воды) и даже до нескольких тысяч беккерелей на литр (минеральные источники). Радийсодержащие воды встречаются в некоторых нефтеносных провинциях и представляют собой рассолы хлоридов Na и Ca. Содержание Ra в таких водах около  $10^{-9}$  г/л, но иногда достигает  $1,5 \cdot 10^{-7}$  г/л. Подземные воды с высокой концентрацией Ra, делавшей рентабельной его промышленную добычу, были обнаружены в рассолах нефтяного месторождения на р. Ухте (около  $7,6 \cdot 10^{-9}$  г/л). В 1931—1953 гг. здесь получено 271 г Ra. Радиевые воды в нефтеносных районах содержат примерно  $1 \cdot 10^{-11}$  г/л  $^{226}\text{Ra}$ . В подземных высокоминерализованных водах может быть до  $1 \cdot 10^{-8}$  г/л Ra, тогда как в поверхностных водах (реки, озера, моря) его содержание составляет  $(1—5) \cdot 10^{-13}$  г/л.

Термальные воды применяются в лечебных целях; их длительное использование приводит к радиоактивному загрязнению местности. Термальные воды, циркулирующие по зонам глубинных разломов, обогащены Ra и его производными. На Пятигорском месторождении минеральных вод, например, содержание Ra достигает  $3 \cdot 10^{-11}$  г/л. В термальных водах с температурой 22—47 °С наряду с Ra в больших количествах присутствует Rn. Его концентрация в водах достигает  $10^7$  Бк/м<sup>3</sup>. Высокое содержание Ra ( $10^{-10}$  г/л) установлено и в высокоминерализованных водах глубоких горизонтов некоторых артезианских бассейнов европейской части России.

Радий является щелочноземельным элементом, химическим аналогом Ba, поэтому поведение Ra в растворе часто контролируется присутствующим там Ba или Ca. Кроме того, все изотопы Ra — атомы отдачи, поэтому они сравнительно легко выщелачиваются из твердой фазы. Из донных осадков легче переходят в раствор наиболее короткоживущие изотопы радия:  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{224}\text{Ra}$ , которые уже успели накопиться в твердой фазе в виде атомов отдачи из материнских радионуклидов. Чаще всего наиболее долгоживущий  $^{226}\text{Ra}$  поступает в осадки из раствора самостоятельно и в подобных случаях не является атомом отдачи; в минерально-обломочной терригенной фракции донных осадков он является атомом отдачи.

Концентрация Ra в поверхностных и грунтовых водах связана с природно-климатической зональностью, так как является функцией состава вод и их минерализации. В ультрапресных водах северных районов содержание Ra примерно равно  $10^{-13}$  г/л. В зоне тайги концентрация его возрастает до  $2 \cdot 10^{-12}$  г/л. В лесостепной и степной зонах повышенная минерализация вод и присутствие в них  $\text{Cl}^-$  благоприятны для выщелачивания Ra и сохранения его в растворе; присутствие заметных концентраций ионов  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{CO}_3^{2-}$  способствует его соосаждению с сульфатами и карбонатами Ca и Ba. В хлоридных грунтовых водах Ra больше, чем в сульфатных поверхностных.

Удельная активность Ra в питьевой воде (Ки/л): Россия —  $1 \cdot 10^{-12}$ , Австрия —  $6 \cdot 10^{-12}$ , США —  $3,5 \cdot 10^{-12}$ ; в источниках: США —  $3 \cdot 10^{-7}$ , Япония —  $7 \cdot 10^{-7}$ , Чехия (Яхимов) —  $5 \cdot 10^{-7}$ ; Россия: Пятигорск —

$3 \cdot 10^{-12}$ , Ухта —  $7,5 \cdot 10^{-9}$ , Мацеста —  $5 \cdot 10^{-11}$ ; воды урановых месторождений —  $(8—2000) \cdot 10^{-12}$  Ки/л. Среднее содержание  $^{226}\text{Ra}$  в природных водах — от  $10^{-14}$  до  $10^{-12}$  г/л. Если концентрация Ba в природных водах мала, атомы Ra ведут себя как типичные радиоколлоиды. Они способны адсорбироваться на любых отрицательно заряженных поверхностях твердой фазы либо соосаждаться с гидроксидами металлов.

В большинстве природных вод содержание U существенно выше, чем содержание Th: отношение  $\text{Th}/\text{U} = 0,05$ . Содержание  $^{232}\text{Th}$  очень низко, но иногда встречаются значительные количества  $^{228}, ^{230}\text{Th}$ . В отличие от горных пород и илов в природных водах нарушено радиоактивное равновесие в рядах U и Th. Это связано с различием химических свойств и миграционных способностей радиоактивных элементов и их изотопов: миграционная способность U много больше миграционной способности Th, а из двух изотопов более подвижен короткоживущий, так как он при выщелачивании не связан с кристаллической решеткой и не успевает диффундировать из раствора в кристаллическую структуру вмещающих пород.

Миграционная способность Th в водной фазе и интенсивность его выноса из коры выветривания меньше, чем у U (Th сохраняется преимущественно в коре выветривания). Основная часть Th мигрирует в реках во взвешенном и коллоидном состояниях и быстро осаждается из водной толщи из-за склонности к гидролизу и адсорбции на взвеси, частицах и коллоидах. Содержание Th в речной воде  $8,1 \cdot 10^{-4}$  Бк/л. Это на порядок ниже, чем U, и на два порядка ниже, чем  $^{40}\text{K}$  ( $3,7 \cdot 10^{-2}$  Бк/л). Торий слабо мигрирует в биосфере и гидротермальных растворах. Для Th характерны низкие концентрации в водной среде из-за склонности его солей к гидролизу. Обычно Th пребывает во взвеси и коллоидах. В истинно растворенном состоянии находится около 20 % Th. Растворимость четырехвалентных актинидов (например, Th(IV)) ограничена из-за сильных реакций гидролиза. Однако в присутствии неорганических и органических комплексообразующих лигандов (например, гуминовых кислот) их растворимость увеличивается.

В природных водах (нейтральных и щелочных)  $^{210}\text{Pb}$  (21 год) переносится в виде твердой взвеси и коллоидных частиц, и только в кислых средах возможна миграция в растворенном виде.

Таблица 9

Удельные  $\alpha$ - и  $\beta$ -активности природных вод

	$A_{\Sigma\alpha}$ , Бк/м <sup>3</sup>	$A_{\Sigma\beta}$ , Бк/м <sup>3</sup>
Реки и озера	40—250	350—850
Подземные воды	40—360	1000—4000
Колодцы	530	810
Артезианские скважины	3600	2550
Трещинные воды	2280	1480

В водные экосистемы калий поступает из горных пород и почв в растворимой ионной форме и, благодаря хорошей растворимости, однородно распределяется в толще вод. Его концентрация мало изменяется под действием химических и биологических факторов. Содержание  $^{40}\text{K}$  в донных отложениях в 2—20 раз выше, чем в воде водоемов. Это результат того, что некоторые ионы калия адсорбируются взвешенными частицами, и с ними  $^{40}\text{K}$  осаждается на дно водоема.

Таблица 10

**Растворенные в воде радионуклиды —  $\alpha$ -излучатели**

Радионуклид	Обозначение	Годовая доза при уровне радиоактивности 0,1 Бк/л, мЗв
Полоний-210	$^{210}\text{Po}$	0,045
Радий-224	$^{224}\text{Ra}$	0,006
Радий-226	$^{226}\text{Ra}$	0,016
Торий-232	$^{232}\text{Th}$	0,130
Уран-234	$^{234}\text{U}$	0,003
Уран-238	$^{238}\text{U}$	0,003
Плутоний-239	$^{239}\text{Pu}$	0,04

Известны источники воды с высокой радиоактивностью, обусловленные присутствием  $^{40}\text{K}$ . К ним могут быть отнесены источники: Керкитагское (Туркмения) — 2300 пКи/л; Тыретское (Иркутская область) — 7200 пКи/л (266 Бк/л).

Для поверхностных вод (реки, озера) средней полосы европейской части России значение суммарной  $\alpha$ -активности находится в пределах 0,04—0,25 Бк/л, а суммарная  $\beta$ -активность 0,35—0,85 Бк/л. Для подземных вод соответственно 0,04—0,36 и 1—4 Бк/л. Основной вклад в суммарную  $\alpha$ -активность вносят изотопы  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$  и  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ .

Фоновая  $\beta$ -активность природных вод на 50—90 % обусловлена  $^{40}\text{K}$ , а в  $\alpha$ -активность наибольший вклад дают  $^{234}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{224}\text{Ra}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ . Вода из колодцев характеризуется 40 % избытком  $^{234}\text{U}$  по отношению к  $^{238}\text{U}$ . Среднее содержание  $^{40}\text{K}$  в грунтовых водах равно 1850, речных — 290 и озерных — 480 Бк/м<sup>3</sup>. Содержание U в речных водах изменяется в пределах 1,2—1200 Бк/м<sup>3</sup>. Органическая часть илов открытых водоемов содержит большое количество  $^{40}\text{K}$ , что дает и большую их радиоактивность по сравнению с водой и почвами.

При оценках радиационного качества питьевых вод принято учитывать  $^{40}\text{K}$ , радионуклиды рядов  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$ . Средняя концентрация  $^{226}\text{Ra}$  в воде водопроводов России составляет 37 Бк/м<sup>3</sup>. Питьевые воды имеют низкие содержания  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Bi}$  и  $^{210}\text{Po}$ , и имеется очень большой разброс в содержаниях  $^{210}\text{Po}$  (до Четырех порядков).

Из радионуклидов, потребляемых с питьевой водой, наиболее опасны  $\alpha$ -излучающие изотопы. Из табл. 10 следует, что только в случае  $^{232}\text{Th}$ ,

при его содержании в воде на уровне  $\alpha$ -активности в 0,1 Бк/л, будет превышена считающейся безопасной доза в 0,1 мЗв/год. Эта величина рекомендована в качестве предельного значения общей  $\alpha$ -активности для целей рутинного контроля радиологической безопасности воды.

Между водой и дном в водоемах устанавливается сорбционное равновесие, причем содержание радионуклидов в донных отложениях может быть на 3—4 порядка выше, чем в воде. Донные отложения могут как поглощать радионуклиды, способствуя очищению воды, так и поставлять их в воду в процессе десорбции, загрязняя воды.

Таблица 11

Коэффициенты водной миграции  $K_{\text{вод}}$  естественных радионуклидов

Регион	Породы	$^{234}\text{U}$	$^{238}\text{U}$	$^{230}\text{Th}$	$^{232}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$
Северный Урал	Граниты	2,9	1,7	0,34	0,2	11,2
Полярный Урал	Метасоматиты	—	0,09	—	0,02	—
Южный Урал	Граниты	2,1	0,9	—	—	1,2
Алданский щит	Граниты с Mn	2,5	1,3	0,3	0,01	0,5—2,7

Глобальные выпадения при испытании ядерного оружия, сбросы предприятий ЯТЦ и аварии на АЭС привели к загрязнению поверхностных вод суши техногенными радионуклидами.

При попадании в водную среду  $^{137}\text{Cs}$  глобального происхождения его активность распределяется между водной фазой и взвесью, причем коэффициент накопления на взвеси примерно равен 500. В морской воде 70 %  $^{137}\text{Cs}$  находится в ионной форме, около 23 % в адсорбированном состоянии на взвешах и примерно 7 % — в коллоидах. Слабо удерживается в воде и не накапливается в гидробионтах (коэффициент накопления много меньше единицы), но сорбируется донными отложениями. Цезий при ядерном взрыве образуется в виде хорошо растворимых в воде оксидов и солей (карбонатов, нитратов и сульфатов). В глобальных выпадениях, в водорастворимой фракции содержится до 70 %  $^{137}\text{Cs}$ , в нерастворимой около 23 %. Большая часть (до 60 %)  $^{137}\text{Cs}$  находится в катионной форме.

Выпадения после аварии ЧАЭС привели к загрязнению радионуклидами вод рек, озер и водохранилищ. Так, в р. Днепр в 1989 г. содержание радиоизотопов  $^{137}\text{Cs}$  в воде в 7 раз, в гидробионтах в 100 раз, а  $^{90}\text{Sr}$  в 425 раз превышало соответствующие доаварийные значения. При переходе от источников к среднему и нижнему участкам реки произошло увеличение содержания радионуклидов на взвешах и в донных отложениях в 3,6—11 раз.  $^{90}\text{Sr}$  в воде находился в растворенном состоянии, а  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  — как во взвешах, так и в растворенном состоянии. Радиоактивное загрязнение абиотических компонентов системы Днепра определяется  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$ , а биотических —  $^{90}\text{Sr}$ . Наибольшими значениями коэффициента накопления как по  $^{90}\text{Sr}$ , так и по  $^{134}, ^{137}\text{Cs}$  харак-

теризуются взвеси (7800—54 600 и 28 000—220 000 соответственно), а наименьшими — донные отложения (60—450 и 200—5300).

В 1986—1990 гг. в р. Припять содержание  $^{137}\text{Cs}$ , сорбированного на взвесах, достигало 50—70 % от общего содержания в водных массах, а в период весеннего паводка возрастало до 90 %. Вклад  $^{90}\text{Sr}$ , сорбированного на взвесах, составлял 1—50 %, но в период интенсивного развития планктонных водорослей эта величина возрастала. После аварии на ЧАЭС реки перенесли большое количество радионуклидов в Черное (Дунай и Днепр) и Каспийское (Волга) моря. Так, за период 1986—1990 гг. сток радионуклидов с водой Дуная составил 5,2 ТБк  $^{90}\text{Sr}$  и 14 ТБк  $^{137}\text{Cs}$ .

Природное разнообразие свойств ландшафтов влияет на загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  водоемов и их естественную дезактивацию с течением времени. В озерах Кольского полуострова и Карельского перешейка уровни  $^{137}\text{Cs}$  в воде удовлетворительно описываются сорбционно-диффузионной моделью при коэффициенте распределения  $K_d = 4000$  л/кг и коэффициенте диффузии  $D = 1,0 \cdot 10^{-7}$  см<sup>2</sup>/с. Для озер средних широт диапазоны  $K_d$  и  $D$  составили 6000—1200 л/кг и  $1,0$ — $0,2 \cdot 10^{-7}$  см<sup>2</sup>/с соответственно. Концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в воде определяются доминирующим положением отложений, обладающих высокими значениями  $K_d$  и значительной мощностью на дне озерных котловин, в системе вода — придонный ил. При двухлетней экспозиции чернобыльского  $^{137}\text{Cs}$  в озерах его запас в водах глубоких водоемов не превышал 14, а мелких — 2—3 % от количества, поступившего в 1986 г.

Важным радиотоксином, экологическая роль которого постоянно возрастает, является  $^{99}\text{Tc}$ . Формы существования Тс в природных средах зависят от окислительно-восстановительного потенциала, Eh и pH системы, взаимодействия с неорганическими соединениями, влияния органических комплексообразующих агентов и воздействия микроорганизмов. Окислительно-восстановительные условия в среде определяют стабилизацию Тс в конкретных окислительных состояниях.

Основной формой существования Тс, находящегося в грунтовых водах, являются его комплексы с гуминовыми кислотами, состав которых зависит от pH, содержания гуминовых кислот, солевого фона и наличия восстановителей. В аэробных условиях при pH 9—11 комплексы формируются в виде труднорастворимых осадков. Увеличение солевого фона приводит к подавлению сорбции  $^{99}\text{Tc}$  на минералах. Присутствие восстановителей вызывает образование легко сорбирующихся форм и осадка гидратированного  $\text{TcO}_2$ . Микроорганизмы поглощают кислород, растворенный в воде, и сдвигают окислительно-восстановительное равновесие в сторону малых величин Eh. В аэрированных растворах с высокими величинами Eh Тс находится в малосорбируемой форме аниона  $\text{TcO}_4^-$ . В этих условиях не происходит образования коллоидных частиц в растворе. При высоких восстановительных потенциалах Eh Тс в анионной форме сорбируется минералами плохо. Процессы фиксации



Тс почвами и породами в восстановительных условиях обусловлены взаимодействием с гуминовыми кислотами.

Технеций-99 в высоких степенях окисления обладает высокой подвижностью в природных водах. В окисленной форме технеций ( $\text{Tc(VII)}$  в виде аниона  $\text{TcO}_4^-$ , хорошо растворимого в воде) слабо сорбируется минералами и глинисто-песчаными грунтами и поэтому высокоподвижен в компонентах окружающей среды. Напротив, в восстановленном до  $\text{Tc(IV)}$  виде он легко гидролизуеться и осаждается в трудно растворимых  $\text{Tc(IV)}$  оксидо-гидроксидных фазах. В этом случае количество Тс, способного покинуть захоронение РАО, на несколько порядков ниже, чем  $\text{Tc(VII)}$ .

Находящийся в коллоидном состоянии и сильно гидролизированный оксид Тс полностью сорбируется на глинистых породах и минералах и не может покинуть захоронение РАО. В системах «природные воды — глины» в анаэробных условиях  $\text{Tc(VII)}$  восстанавливается соединениями  $\text{Fe(II)}$ , имеющимися в горных породах, до  $\text{Tc(IV)}$  и полностью сорбируется на глинистых породах. При доступе воздуха начинается процесс окисления  $\text{Fe(II)}$  и  $\text{Tc(IV)}$  и десорбции образовавшегося  $\text{Tc(VII)}$ . В низких степенях окисления Тс малоподвижен, а в высоких степенях окисления подвижен и может далеко удаляться от захоронения РАО. Технеций переносится грунтовой водой через водоносный песчаный горизонт в форме  $\text{TcO}_4^-$ .

Коротко остановимся на радиоактивности вод рек Сибири: Оби (и ее притока Иртыша) и Енисея.

Во второй половине XX в. речные системы Оби и Енисея подвергались радиоактивному загрязнению за счет испытаний атомного оружия, аварийных и технологических сбросов РАО от предприятий по производству Рц: «Маяк», СХК и ГХК. В Обь-Иртышском бассейне накопление радионуклидов в донных осадках обеспечивали запланированные сбросы радиохимических заводов (комбинат «Маяк», СХК), глобальные выпадения при испытаниях, выбросы при авариях и инцидентах, сбросы Белоярской АЭС и с промежуточных хранилищ РАО.

Река Иртыш, протекая по Омской области, несет в себе радионуклиды, образовавшиеся в результате ядерных взрывов на полигоне Лобнор (Китай) и Семипалатинском полигоне (Казахстан). Ядерные взрывы на них привели к повышению средневзвешенных концентраций  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в атмосфере Северного полушария на два порядка. К настоящему времени большинство этих радионуклидов распалось.

Однако еще имеет место миграция трития с подземными водами на бывшем Семипалатинском полигоне. Воды р. Шаган (приток р. Иртыш) — один из основных источников радиационной опасности. Современное поступление загрязненных тритием подземных вод р. Шаган — 3 кБк/кг, в поверхностных водах внешнего водохранилища Атомного озера — 250 Бк/кг. Сейчас существует тенденция уменьшения содержания  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях Иртыша в период паводка и увеличения концентрации элемента к периоду межени. Аккумуляирование  $^{137}\text{Cs}$

в донных отложениях Иртыша идет в зимний период времени и падает в 1,5 раза к осени.

Проблема радиозэкологии речной системы «Теча — Исеть — Тобол — Иртыш — Обь» возникла в связи с радиоактивным загрязнением долгоживущими радионуклидами вследствие прошлой деятельности ПО «Маяк». По этому пути РАО комбината достигали Северного Ледовитого океана. В настоящее время прямой сброс в р. Теча радиоактивных вод с ПО «Маяк» прекращен. В верхнем течении реки создан каскад зарегулированных промышленных водоемов — Теченский каскад, предназначенный для хранения низкоактивных РАО.

Мониторинг 2008 г. показал, что превышение удельной активности радионуклидов, соответствующей уровню вмешательства, наблюдается только для удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде реки. Теча. Для трития удельные активности в воде р. Теча ниже уровня вмешательства в 30—90 раз, для  $^{137}\text{Cs}$  — в 20—40 раз, для  $\text{Pu}$  — в 1800—13 000 раз. Удельная активность  $^3\text{H}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в речной воде превышает фоновый уровень в реках Теча и Исеть, а в остальной части речной системы не отличается от регионального фона. Удельная активность  $\text{Pu}$  превышает фоновый уровень только в воде р. Теча. Вместе с тем наблюдается превышение фона для  $^{90}\text{Sr}$  на участке речной системы протяженностью 1000 км, вплоть до впадения Иртыша в р. Обь («стронциевый» след) — следствие прошлой деятельности ПО «Маяк». По оценкам 1996 г., запас  $^{137}\text{Cs}$  только в пойме р. Теча на территории Челябинской обл. составлял  $6 \cdot 10^{12}$  Бк/кг, содержание в донных отложениях рек Исети и Тобола составляет 2 кБк/м<sup>2</sup>, поэтому перенос радионуклидов по водной системе Исеть — Тобол — Иртыш — Обь будет происходить еще долго.

В 1957 г. на территории ПО «Маяк» произошел взрыв емкости с РАО. В атмосферу были выброшены радионуклиды с активностью около 70 ПБк, в основном  $^{144}\text{Ce}$  (284 дн.) →  $^{144}\text{Pr}$  (17 мин) и  $^{95}\text{Zr}$  (65 дн.) →  $^{95}\text{Nb}$  (35 дн.). Под влиянием господствующего ветра около 7 ПБк выброшенных радионуклидов были рассеяны ветром, зона загрязнений оказалась сильно вытянутой в северо-восточном направлении, ее длина составила 150 км при поперечных размерах 5 км. Этот восточно-уральский след пересек несколько рек и частично загрязнил их воду долгоживущими радионуклидами. Благодаря высокой сорбционной способности речных донных отложений не произошло выноса радионуклидов за пределы Челябинской области.

Другой источник радионуклидов, загрязняющих Обь, — СХК — находится в районе г. Томска неподалеку от места впадения в Обь р. Томь. Жидкие РАО попадают в р. Ромашка, а затем в р. Томь и далее в р. Обь. Часть жидких РАО активностью 15 ЭБк закачана в глубокие подземные горизонты. Часть отходов с суммарной активностью 4,6 ЭБк находится в открытых водоемах. В 1977 г. во время работы СХК на полную мощность прохождение радионуклидных сбросов было прослежено вплоть до устья Оби, где из-за взаимодействия радионуклидов с осадками для большей части изотопов в растворенном виде осталась лишь незначи-

тельная доля. Поток радионуклидов, переносимых в виде суспензии, в зависимости от расстояния снижался экспоненциально с двукратным уменьшением на расстоянии в 250—300 км. В нижнем течении Оби радионуклиды, обязанные своим происхождением СХК, сейчас не обнаруживаются.

На СХК твердые РАО находятся в емкостях, и проблемы возникнут только после разрушения конструкций; с жидкими и газообразными отходами ситуация серьезнее. Жидкие РАО сбрасываются в р. Томь, закачиваются в подземные горизонты и накапливаются в открытых бассейнах. Сегодня в связи с закрытием прямоточных реакторов активность сбросов в Томь значительно снизилась. В них практически исчезли долгоживущие изотопы. Однако за прошедшие годы радиоактивные элементы накопились в донных отложениях, поэтому русло реки остается загрязненным. Отсюда радиация переходит в растения и организмы обитателей реки и ее побережья. Высокоактивные РАО хранятся в бассейнах под открытым небом. Недоступные для случайного человека, эти бассейны посещаются водоплавающими птицами и являются водопоем для диких животных.

Поступление широкого спектра техногенных радионуклидов с территории СХК в открытую гидросеть (р. Томь и далее р. Обь) началось с момента запуска первого и единственного прямоточного реактора «Иван-1» (И-1). Кроме того, до ввода в 1963 г. площадок глубинного захоронения жидких РАО в р. Томь поступали радиоактивные отходы радиохимического, химико-металлургического, сублиматного заводов СХК при переполнении открытых бассейнов и водохранилищ. После остановки в 1990 г. реактора И-1 через технологический канал СХК, более известный как р. Ромашка, в Чернильщиковскую протоку р. Томи сбрасывались сточные воды системы охлаждения стержней управления защиты реакторов АДЭ-4 и АДЭ-5, а также часть очищенных до сбросных норм низкоактивных вод другого происхождения. В настоящее время все реакторы остановлены.

В 2002 г. в воде р. Томь ниже устья р. Ромашка зафиксировано присутствие 18 короткоживущих  $\gamma$ -излучающих радионуклидов ( $T_{1/2}$  от 2,58 ч у  $^{56}\text{Mn}$  до 254 сут. у  $^{144}\text{Ce}$ ), из них 10 активационной и восемь осколочной природы. 98 % активности  $\gamma$ -излучателей, поступающих в нижнюю Томи со сбросами СХК, приходится на  $^{24}\text{Na}$  (85 %),  $^{76}\text{As}$  (6,2 %),  $^{239}\text{Np}$  (4,5 %) и  $^{42}\text{K}$  (2,3 %). В донных осадках нижней Томь уровень активности  $^{137}\text{Cs}$  невысокий (2—90 Бк/кг). Повышенная активность этого радионуклида (до 35—90 Бк/кг в отдельных пробах) установлена в осадках р. Оби ниже впадения Томи. Еще ниже по течению в осадках р. Оби в донных осадках фиксируется более низкая активность  $^{137}\text{Cs}$  (2—12 Бк/кг). Уровни запасов  $^{137}\text{Cs}$  в осадках р. Оби в ее среднем и нижнем течении (от 41 до 76 мКи/км<sup>2</sup>) можно считать фоновыми. Эти величины сопоставимы со средним уровнем загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  территории Западной Сибири в 2000 г. (20—100 мКи/км<sup>2</sup>).

Распределение техногенных радионуклидов  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{152}\text{Eu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в системе р. Енисей, включая воду, взвешенное вещество, донные отложения и биоту в ближней зоне влияния ГХТ и на всем участке среднего течения реки, связано с химико-минералогическим составом взвешенного вещества и донных отложений, морфологическими параметрами биологических объектов, окислительно-восстановительными свойствами радионуклидов и с их периодом полураспада. Уменьшение концентрации радионуклидов в водном потоке происходит за счет увеличения массы минеральной компоненты взвешенного вещества.

Миграционная способность убывает в ряду:  $^{241}\text{Am} > ^{152}\text{Eu} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$ , при наличии горячих частиц миграционная способность  $^{137}\text{Cs} \approx ^{60}\text{Co} \approx ^{241}\text{Am} \approx ^{152}\text{Eu}$ ; на значительном удалении от места сброса (1700 км) миграция в слоях донных отложений ниже 25 см:  $^{152}\text{Eu} > ^{60}\text{Co} > ^{137}\text{Cs}$ ; на глубине залегания слоев донных отложений ниже 40 см  $^{60}\text{Co}$  не обнаружен.

Основными процессами взаимодействия техногенных радионуклидов с донными отложениями являются ионный обмен ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ), комплексование с органическим веществом донных отложений ( $^{241}\text{Am}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ), изоморфное встраивание в кристаллическую решетку ( $^{137}\text{Cs}$ ), ассоциация с полимерными пленками гидроксидов Fe, Mn ( $^{241}\text{Am}$ ,  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ).

Хотя реакторы на ГХК остановлены, но осталось еще радиохимическое производство, девять хранилищ жидких РАО (три открытых бассейна и шесть закрытых), а также полигон Северный с жидкими РАО, которые могут попасть в водоносные горизонты и дойти до Енисея.

Нынешний перенос радионуклидов сибирскими реками в Северный Ледовитый океан невелик. Лишь в начале 1960-х гг. в водах Оби можно было обнаружить концентрации  $^{90}\text{Sr}$ , превышавшие 100 Бк/м<sup>3</sup>. Затем на всех сибирских реках началось уменьшение концентрации радионуклидов и в настоящее время низкие концентрации характерны для всех районов арктической зоны России. Техногенные радионуклиды, обусловленные сбросами из ядерных центров, не оказали влияния на радиоактивность арктических морей. Из-за огромной протяженности Енисея, Иртыша и Оби техногенные радионуклиды осели в основном в поймах этих рек, а также в донных отложениях эстуария.

Прибрежные экосистемы морей (дельты рек, эстуарные акватории) отличаются высокой способностью фильтрации техногенных радионуклидов из морской воды в донных отложениях, макрофагах и зообенте. В таких зонах зафиксированы максимальные уровни загрязнения морей. В зонах дельты и эстуарной акватории крупных рек темпы осадконакопления на много порядков выше, чем в открытом море. В этой зоне происходит смешивание пресной воды из рек с соленой морской водой и, в результате коагуляции глинистых коллоидов, вызывает массовое оседание мелкодисперсной части взвеси. В условиях высокой скорости седиментации в зоне смешивания речных и морских вод происходит активное накопление в донных отложениях  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{60}\text{Co}$

и отчасти  $^{90}\text{Sr}$ , который достаточно устойчив в водной фазе и не накапливается в донных отложениях.

В эстуарной зоне Енисея в районе гидрологического фронта, на небольшом расстоянии (50 км) резко изменяются концентрационные и изотопные параметры пребывающих в воде органических веществ (ОВ). При приближении к морю концентрация  $C_{\text{орг}}$  в воде снижается в 4 раза. Здесь в составе глинистых илов осаждается основная масса радионуклидов. В бассейне Оби основная масса радиоактивности сорбируется илистыми донными отложениями Обского эстуария, особенно в устье Тазовской губы и мелководной Обской губы. Опесчаненные осадки на выходе из Обской губы сорбируют лишь небольшую часть  $^{137}\text{Cs}$ , пропорциональную содержанию глинистой составляющей осадка. Органические коллоиды Cs не сорбируют. В отличие от Cs, Pu и Sr связываются не только глинистым материалом взвеси, но и растворенным в воде органическим веществом.  $^{90}\text{Sr}$  в пресных водах Оби и Енисея образует соединения с органическими коллоидами низкой молекулярной массы (меньше 800 Da), Pu связывается органическими частицами высокой молекулярной массы больше 2000 Da. При коагуляции коллоидов в зоне седиментации эти радионуклиды переходят в осадок.

Серьезного загрязнения северных морей радионуклидами, поступающими с сибирскими реками, никогда не было. Нет его и сейчас.

Как уже упоминалось, четверть запасов пресной воды на Земле пребывает в виде подземных вод. Непосредственно из атмосферы радиоактивными веществами они загрязниться не могут. Некоторые радионуклиды ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ ), выпавшие на поверхность почвы, сорбируются ею, распадаются и не попадают в подземные воды, но есть радионуклиды ( $^3\text{H}$ ,  $^{199}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{J}$ ), которые практически не удерживаются почвой. Особенно мобилен тритий, который в виде тритированной воды НТО активно вовлечен в подземные воды и реально наблюдается в молодых водах возрастом менее 30 лет. Представляется более опасным выход радионуклидов из мобильных радиоактивных отходов и попадание их в грунтовые воды.

## 9.7. Радионуклиды в морях и океанах

Источником естественных радионуклидов морей и океанов является литосфера: 1) твердый и жидкий сток с континентов; 2) береговая абразия; 3) выщелачивание из донных осадков; 4) осаждение аэрозолей из атмосферы (пыль); 5) осаждение материала вулканических извержений (сравнительно мало и непостоянно). В моря и океаны радионуклиды поступают с РАО в результате выпадения из атмосферы, с жидкими и твердыми стоками с берегов и т. п. Больше радиоактивных выпадений поступает на океаническую поверхность, чем на поверхность континентов.

Космогенные радионуклиды поступают в морскую воду в основном из атмосферы и литосферы, частично могут образовываться в самой водной среде. Их среднее содержание находится на уровне 22—110 Бк/м<sup>3</sup> <sup>3</sup>H, 7,4 Бк/м<sup>3</sup> <sup>14</sup>C и 630 Бк/м<sup>3</sup> <sup>7</sup>Be. В водах Мирового океана наибольшие средние удельные активности имеют радионуклиды (Бк/кг): <sup>40</sup>K — 12; <sup>87</sup>Rb — 0,14; <sup>14</sup>C — 0,52; <sup>238</sup>U — 0,037; <sup>210</sup>Po — 0,002; <sup>226</sup>Ra — 0,001. Первые три радионуклида являются β-активными, последние три — α-активными. Средние массовые концентрации <sup>40</sup>K, <sup>87</sup>Rb и <sup>238</sup>U составляют 46, 56, 3 мкг/л морской воды соответственно. Суммарную β-активность морской воды почти целиком определяет <sup>40</sup>K, а α-активность — смесь <sup>210</sup>Po, <sup>238</sup>U и <sup>226</sup>Ra. α-Активность морской воды на два порядка меньше β-активности. Среди γ-излучателей в морской воде преобладает вклад <sup>40</sup>K, доля U и Th пренебрежимо мала. Удельная активность <sup>40</sup>K зависит от степени солености воды и варьирует в пределах 9—13 Бк/л, в гидробионтах 40—350 Бк/кг, в мышцах человека — 60 Бк/кг. Естественная радиоактивность <sup>40</sup>K в океане примерно равна 5 · 10<sup>11</sup> Ки (техногенная 10<sup>9</sup> Ки). По сравнению с радиоактивными выпадениями вклад АЭС и предприятий регенерации ядерного топлива в загрязнение океана невелик: 3 · 10<sup>5</sup> Ки трития и 3 · 10<sup>5</sup> Ки продуктов деления и изотопов.

Уровень естественной радиоактивности в океане меняется в широких пределах: удельная активность морской воды составляет 320 пКи/л, песка 5000—10 000 пКи/кг и ила 20 000—30 000 пКи/кг. Радиоактивность водорослей *Fucus* и *Porphyra*, произрастающих в прибрежных водах, 5000—15 000 пКи/кг, тканей рыб и моллюсков — 1000—3000 пКи/кг сырого вещества. Перемешивание радиоактивных элементов с водой происходит медленно, и, например, концентрации трития на поверхности океана все еще больше, чем в глубинных водах.

Миграция радионуклидов в морях и океанах определяется переносом за счет течений, адвективного и турбулентного обмена, ветровых волнений, диффузии, сорбцией на взвешенных в воде частицах и в донных отложениях, десорбцией с взвешенных частиц и переходом в растворенную фазу, отложением на дно водоема и взмучиванием со дна, поглощением, переработкой и переносом гидробионтами, выносом за пределы водоема за счет стока и забора воды.

Воды Мирового океана аккумулируют большую часть попавших во внешнюю среду радиоактивных веществ независимо от природы их источника. Значительная доля этих радионуклидов находится в водорастворимых формах и поэтому быстро вовлекается в гидрологические и гидрохимические процессы, происходящие в океане. Отдельные компоненты морской среды (планктон, донные отложения) обладают высокой аккумулирующей способностью по отношению к радионуклидам, что приводит к резким локальным повышениям уровня радиоактивности.

Морская вода — хлоридно-сульфатно-натриево-магниевый раствор, в котором в виде следов и примесей находятся многие элементы, в том числе и радиоактивные. Основные компоненты этого раствора пре-

бывают в нем в постоянных концентрациях, но для большинства микроэлементов характерны пространственные и временные колебания их абсолютного и относительного содержания. Это связано со сложным поведением микроколичеств вещества в растворе (действие законов адсорбции, коллоидообразования и др.), а также влиянием растворимого и коллоидного органического вещества, бактерий, гидробионтов и различных взвесей.

Взвешенное вещество включает планктон, минеральные частицы, детрит (тонкие минеральные и органические остатки отмерших организмов). Взвеси имеют полидисперсный состав с размерами частиц от 0,01 до 1 мкм. Удельная поверхность взвеси и коллоидов в морской воде исключительно велика — при содержании взвеси в океане 1 г/см<sup>3</sup> удельная ее поверхность составляет 10—40 м<sup>2</sup>/г. На границе раздела «взвесь — раствор» происходят обменные процессы адсорбционного накопления ионов, изоморфного их замещения и т. п. Хотя адсорбция на поверхности живых организмов существенно ниже адсорбции на неорганической взвеси, ее влияние на геохимию океана велико из-за высокой избирательной способности гидробионтов к поглощению отдельных элементов и накоплению их в количествах, существенно больших их содержания в растворе.

Формы нахождения радионуклидов определяются процессами их фрагментации и механизмами переноса от источника, т. е. формой, в которой радионуклид поступает в морскую воду; преобладающей формой существования его в морской среде и его природных носителей, степени влияния механизма миграции на форму нахождения его в морской среде.

Таблица 12

**Концентрация и активность естественных радионуклидов в морской воде**

Радионуклид	Концентрация, г/л	Активность, Бк/л	Радионуклид	Концентрация, г/л	Активность, Бк/л
<sup>238</sup> U	$3,3 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-2}$	<sup>210</sup> Po	$2 \cdot 10^{-17}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$
<sup>234</sup> U	$2 \cdot 10^{-10}$	$3,3 \cdot 10^{-2}$	<sup>235</sup> U	$2 \cdot 10^{-8}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$
<sup>230</sup> Th	$1 \cdot 10^{-12}$	$6,7 \cdot 10^{-4}$	<sup>231</sup> Pa	$5 \cdot 10^{-14}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$
<sup>226</sup> Ra	$3 \cdot 10^{-14}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	<sup>232</sup> Th	$5 \cdot 10^{-9}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
<sup>222</sup> Rn	$5 \cdot 10^{-19}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	<sup>228</sup> Ra	$2 \cdot 10^{-17}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$
<sup>210</sup> Pb	$5 \cdot 10^{-15}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$			

В донные отложения радионуклиды поступают за счет процессов осаждения, диффузии, ионного обмена, с отмирающими организмами и т. д. Степень накопления радионуклидов на дне зависит от размера частиц грунта, химических свойств воды, отложений и соединений, содержащих радионуклиды, глубины водоема. Так, суглинки обладают большей сорбционной способностью, чем пески. <sup>90</sup>Sr сорбируется мало,

а  $^{147}\text{Pr}$  — в максимальной степени. Основными процессами перемешивания в морях и океанах являются адвекция и диффузия, на миграцию радионуклидов влияние оказывает соленость воды и размеры водоема. С повышением солености воды переход радионуклидов в грунты уменьшается. На малых глубинах в прибрежных районах радионуклиды быстро выпадают на дно, а снижения активности воды в открытом океане почти не наблюдается. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде открытых океанов ниже, чем в воде закрытых морей. Химически инертные радиоактивные вещества не задерживаются в прибрежных районах и выносятся в открытый океан. Бассейны континентов особенно уязвимы в отношении радиоактивных загрязнений, поскольку в них слабо работает фактор разбавления из-за небольшого объема воды.

В моря и океаны U попадает в результате выветривания горных пород, стоков с земной поверхности с обломочным и растворимым материалом, при абразии берегов, с поднятой в атмосферу пылью и в результате вулканической активности. Удельная активность  $^{238}\text{U}$  в морских водах варьирует в пределах 0,04—73 Бк/м<sup>3</sup> (среднее 37 Бк/м<sup>3</sup>). Вода океанов, содержащая 3,5 % солей, имеет около  $2 \cdot 10^{-6}$  г U/л ( $2 \cdot 10^{-9}$  г/г). Полное содержание U в океанах примерно равно  $4 \cdot 10^9$  т, или 0,003 масс. % количества его в земной коре. В морской воде содержание U находится в пределах  $0,36 \cdot 10^{-6}$ — $2,3 \cdot 10^{-6}$  г/л. Максимальную активность имеет  $^{234}\text{U}$ , а отношение активностей  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  постоянно и равно 1,15. Содержание первых продуктов распада U в морской воде близко к его содержанию:  $^{234}\text{U}$  — 46—48 Бк/м<sup>3</sup>,  $^{234}\text{Th}$  — 40 Бк/м<sup>3</sup>, т. е. в пределах погрешности имеет место радиоактивное равновесие.

Таблица 13

Содержание урана в водах морей и океанов

Название	Содержание урана, $10^{-7}$ г/л
Балтийское море	4,4—15
Белое море	14—18
Средиземное море	7—22
Черное море	13—51
Каспийское море	30—100
Аральское море	300—600
Атлантический океан	3,3—36
Индийский океан	14—37
Тихий океан	15—47

Уран хорошо растворим в морской воде; его перенос в водной толще происходит под действием гидрологических факторов. При значительном времени пребывания в океане ( $5 \cdot 10^5$  л) U распределен в океане однородно как по глубине, так и по географическим координатам. Некоторые отклонения встречаются вблизи берегов под влиянием речного



стока и взмучивания прибрежных отложений. Так, в прибрежных водах Японии содержание  $U$  снижено до 20—22 Бк/м<sup>3</sup> под влиянием речных стоков, а в Балтийском море варьирует в пределах 6—18 Бк/м<sup>3</sup> и коррелирует с соленостью воды (содержание  $U$  растет с удалением от берегов). Для Черного моря такого эффекта нет, так как в речных водах содержание  $U$  достаточно велико и среднее содержание  $U$  в воде этого моря соответствует среднему для океана. На содержание  $U$  в замкнутом Каспийском море существенно влияет засушливый климат — содержание  $U$  доходит до 120 Бк/м<sup>3</sup>. Коэффициент распределения между фосфоритами и морской водой весьма высок: 2000—170 000. В то же время у глубоководных глинистых осадков он невелик: до 340. Наблюдается накопление  $U$  и на гидроксидах Fe и Mn в железомарганцевых конкрециях океана. Органическое вещество выступает как сорбент-восстановитель уже после гибели организма.

В морской воде  $U$  (существует в виде  $U^{VI}O_2^{2+}$ ) и ведет себя как двухвалентный катион. Обычно  $U$  находится в ионно-дисперсном состоянии в виде прочного уранилкарбонатного комплекса. Для других природных вод возможно существование  $U$  в форме продуктов гидролиза, способных адсорбироваться на взвешенных частицах и с ними выводиться в донные осадки. Перенос  $U$  в составе взвешенного терригенного вещества ограничен прибрежными зонами. Перенос  $U$  в водной толще в силу хорошей растворимости его соединений происходит преимущественно под действием гидрологических факторов. Время пребывания его в водоемах велико (в океане —  $5 \cdot 10^5$  л), а распределение в водной толще однородно.

При высоком содержании в океанической воде карбонат-иона ( $pH > 7,5$ ,  $P_{CO_2} = 5 \cdot 10^{-4}$  атм),  $U$  находится в виде комплекса  $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$ . В этом состоянии он не переходит в донные отложения. При низком содержании карбонатного иона в океанической воде ( $pH < 7,5$ ,  $P_{CO_2} = 5 \cdot 10^{-4}$  атм.)  $U$  находится в форме продуктов гидролиза, адсорбированных на кремний содержащих коллоидных частицах. При этом  $U$  уходит на дно со скоростью, определяемой скоростью седиментации частиц, на которых он адсорбирован. Способность  $U$  к участию в осадкообразовании ограничена высокой устойчивостью карбонатного комплекса  $U$  в воде и недонасыщением воды соединениями  $U$ . Нет условий ни для непосредственного осаждения  $U$  в виде его гидрата, ни для адсорбционных накоплений его в осадках. Повышенное содержание  $U$  в осадках связано с органическими веществами. Отношение удельных активностей  $U$  в воде и в донных отложениях около 2,0.

Изотопные отношения  $^{234}U/^{238}U$  в Белом море изменяются от 1,08 до 1,25 для глубинных вод и от 1,09 до 1,33 для поверхностных вод, а отношение  $^{235}U/^{238}U$  в глубинных водах изменяется от 0,024 до 0,07 и поверхностных от 0,003 до 0,101. В Северной Двине вода имеет избыток  $^{234}U$  до 80—90 %. Крупные северные реки имеют существенный избыток  $^{234}U$  по сравнению с морской водой. Так, определения изотопов  $U$  по профилю от устья р. Обь до глубокой части Карского моря показы-

вают закономерное изменение избытка  $^{234}\text{U}$ . В прибрежной части Карского моря он снижается до 60 %, а в Карском море становится равным 14 %, что соответствует среднему значению по Мировому океану.

Концентрация Ra в морской воде:  $^{226}\text{Ra}$   $3 \cdot 10^{-14}$  г/л, активность  $^{226}\text{Ra}$   $3,3 \cdot 10^{-3}$  Бк/л;  $^{228}\text{Ra}$   $2 \cdot 10^{-17}$  г/л, активность  $^{228}\text{Ra}$   $1,7 \cdot 10^{-4}$  Бк/л. Концентрация  $^{222}\text{Rn}$  в морской воде (около 1 Бк/м<sup>3</sup>) ниже, чем в континентальных водах, из-за низкого содержания материнского  $^{226}\text{Ra}$ . Концентрация Ra в океанах увеличивается с глубиной и достигает величины  $16 \cdot 10^{-14}$  г/л на глубине 5 км. Радий находится в воде в виде иона  $\text{Ra}^{2+}$ , но физико-химические условия морской среды благоприятны для образования радиоколлоидов Ra, поэтому в толще морской воды концентрация Ra увеличивается сверху вниз за счет соосаждения с взвесью ( $0,4 \cdot 10^{-15}$ — $2,9 \cdot 10^{-15}$  г/л).

Содержание Ra в водах океана  $2 \cdot 10^4$  т (дно океанов богаче Ra, чем суша). Содержание Ra в поверхностных водах Тихого и Атлантического океанов  $(4\text{—}6) \cdot 10^{-14}$  г/л составляет около 0,1 от величины, вычисленной в предположении равновесия между Ra и растворенным в воде U. Это происходит из-за соосаждения радиевого предшественника  $^{230}\text{Th}$  с гидроксидом Fe. В глубоководных донных осадках наблюдается сдвинутое в сторону Ra отношение между U и Ra, и эти осадки характеризуются высокими концентрациями Ra. Ra в океанической воде менее устойчив, чем U, но более растворим, чем Th. Отношение  $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$  в морской воде много ниже равновесного значения (единицы): 0,2—0,002.

Радий-226 активно мигрирует в воде, поэтому его содержание в поверхностных водах морей и океанов относительно равномерно —  $(3\text{—}18 \text{ Бк/м}^3)$  при средних значениях 3,6 и 5,7 Бк/м<sup>3</sup>. Миграция Ra в водной среде происходит в ионной форме. Содержание  $^{222}\text{Rn}$  в водах океана лежат в пределах 5,7—7,9 Бк/м<sup>3</sup>, что соответствует содержанию материнского радионуклида  $^{226}\text{Ra}$ . Содержания других дочерних продуктов распада  $^{226}\text{Ra}$  близки к его содержанию, но несколько ниже:  $^{210}\text{Pb}$  0,4—5,0 Бк/м<sup>3</sup> (среднее — 2,7 Бк/м<sup>3</sup>),  $^{210}\text{Po}$  0,19—3,7 Бк/м<sup>3</sup> (среднее — 2,7 Бк/м<sup>3</sup>). В донных отложениях морей содержание Ra выше, чем в горных породах. Избыток Ra в осадке по сравнению с водой — результат его соосаждения и седиментации  $^{230}\text{Th}$  (материнского для  $^{226}\text{Ra}$ ) с гидроксидами Fe и Mn. Часть  $^{226}\text{Ra}$  поступает в осадки при адсорбционном захвате его на взвешенных частицах.

Измерение активности изотопа  $^{224}\text{Ra}$  в морской воде позволяет определить прибрежные скорости смешения океанских вод. Так, было показано, что концентрация  $^{224}\text{Ra}$  в поверхностных водах вблизи западного побережья Тайваня резко уменьшается при удалении от берега (средняя удельная активность 4,6 Бк/м<sup>3</sup>). Горизонтальные и вертикальные вихревые коэффициенты диффузии  $^{224}\text{Ra}$  равны  $(5,0\text{—}55,4) \cdot 10^6$  и  $(4,0\text{—}51,7) \text{ см}^2/\text{с}$ .

Торий в морских водах присутствует в коллоидном состоянии в очень малом количестве, примерно  $10^{-6}$  г/л. Здесь содержание  $^{232}\text{Th}$  в доста-

точно широких пределах — 0,008—2 Бк/м<sup>3</sup>. Имеет место широкая вариация содержания Th в водах морей и океанов: 0,008—2 Бк/м<sup>3</sup> <sup>232</sup>Th, 0,007—0,12 Бк/м<sup>3</sup> <sup>228</sup>Th, 0,002—0,052 Бк/м<sup>3</sup> <sup>230</sup>Th (последний принадлежит к цепочке распада <sup>238</sup>U). Есть четкая зависимость содержания Th в воде по мере приближения к берегам из-за увеличения содержания Th во взвешенном материале. Наиболее четко этот эффект проявляется в водах Азовского моря: у берегов содержание <sup>232</sup>Th 0,9 Бк/м<sup>3</sup>, а вдали от берегов — 0,016 Бк/м<sup>3</sup>.

Торий поступает в воды океана как вследствие процессов выветривания, так и с обломочным материалом в стоках рек. Интенсивность выноса Th из коры выветриванием и миграционная способность его в водной среде существенно меньше, чем у U, и не зависит от окислительно-восстановительных условий среды. Из-за склонности к гидролизу и адсорбции на взвешенных частицах и коллоидах значительная часть Th осаждается из водной толщи в виде взвесей и коллоидов, причем сохраняет эти формы в водоемах вплоть до осаждения на дно. Миграционная способность Th в природных водах сильно ограничена. Пространственное распределение его в водоемах более неравномерно, чем U, а время пребывания мало и соизмеримо со временем общего круговорота вод в водоеме (для океана менее 300 л). В отличие от U, содержание которого в воде вдвое больше, чем в донных отложениях, содержание Th в донных осадках примерно в  $4 \cdot 10^3$  раз больше, чем в воде. Его количество в воде меньше, чем U, в  $1,2 \cdot 10^3$  раз, а в донных отложениях — в 6,6 раза. Содержание <sup>232</sup>Th в донных отложениях близко к таковому для континентальных горных пород.

Содержание естественных радионуклидов в донных отложениях морей и океанов находится в пределах 12—36 Бк/кг <sup>238</sup>U, 3—400 Бк/кг <sup>226</sup>Ra и 0,17—16 Бк/кг <sup>232</sup>Th. Имеет место большое содержание в осадках <sup>226</sup>Ra и, особенно, <sup>232</sup>Th по сравнению с их содержанием в воде: (Бк/кг)/(Бк/м<sup>3</sup>) — для <sup>226</sup>Ra это соотношение 40, а для <sup>232</sup>Th примерно равно  $4 \cdot 10^3$  (для <sup>238</sup>U оно равно 0,3). Это связано со способностью Ra концентрироваться в известковых раковинах морских организмов и в водорослях с последующим переносом его на дно.

Различия в химических свойствах, в частности в величинах растворимости или в константах взаимодействия с частицами — биотическими или абиотическими, — приводят к разделению материнских и дочерних радионуклидов в рядах U или Th, изменениям соотношений между продуктами деления актинидов, а также к разделению продуктов активации нейтронами. В результате смесь радиоактивных веществ, поступившая в природные воды, модифицируется: одни радионуклиды остаются в воде в растворенной форме, другие переходят в состав взвесей или коллоидных частиц, третьи начинают перемещение по пищевой цепочке «планктон — рыбы — человек», четвертые выпадают в осадок и выводятся из оборота; все претерпевают распад в радиоактивные или стабильные продукты.

Основное количество естественного трития находится в морской воде, объемная активность которой по  $^3\text{H}$  равняется 220—900 Бк/м<sup>3</sup>. При обмене  $^3\text{H}$  между атмосферой и водой океана в него поступает вода, обогащенная  $^3\text{H}$ , а из него поступает вода, бедная  $^3\text{H}$ . При обмене  $^3\text{H}$  между атмосферой и земной поверхностью в атмосферу поступает вода, обогащенная  $^3\text{H}$  за счет недавно выпавших осадков. В верхних перемешивающихся слоях океана (моря) содержание  $^3\text{H}$  наибольшее, а с глубиной резко падает и может снова возрасти в глубоких придонных горизонтах. Значительная часть  $^3\text{H}$  переносится в глубь океана. Среднее время обмена воды в поверхностных слоях океана 3,5 л. С земной поверхности НТО поступает в почво-грунтовые и через них в подземные воды, а также по водосборам через гидрографическую сеть — в морские воды. Кроме космогенного  $^3\text{H}$  он образуется при ядерных взрывах и при работе предприятий ЯТЦ, попадая во внешнюю среду в результате газо-аэрозольных выбросов и жидких сбросов. Выпадая за счет «мокрого» и «сухого» осаждения из атмосферы на поверхность земли, НТО за счет ветра, испарения и транспирации вновь выходит в атмосферу и образует вторичное облако. Оставшийся в почве тритий подхватывается потоками воды и уносится в озера или моря. На рубеже веков среднее содержание  $^3\text{H}$  в поверхностных водах составляло 3,4—4,2 Бк/л.

В морской воде в небольших количествах присутствует  $^{14}\text{C}$ . Через атмосферу  $^{14}\text{CO}_2$  переносится из океана на земную поверхность за счет испарения, а перенос с земной поверхности в океан идет за счет поверхностного (речного) и подземного стока, за счет эрозии и дефляции. Преобладает поступление  $^{14}\text{C}$  в океан над поступлением на земную поверхность за счет испарения с поверхности океана (в соотношении 20 : 1).

При рН морской воды  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  существуют в виде простых ионов и участвуют в реакциях ионного обмена с глинами. Время пребывания элементов группы I периодической системы в морской воде ( $6,8 \cdot 10^6$  лет для  $\text{K}^+$ ,  $4,5 \cdot 10^6$  лет для  $\text{Rb}^+$  и  $0,56 \cdot 10^6$  лет для  $\text{Cs}^+$ ) свидетельствует, что основным механизмом удаления ионов  $\text{Cs}^+$  из морской воды является его адсорбция на взвешях и коллоидных частицах.

При попадании в воду  $^{90}\text{Sr}$  распределяется между водой и взвешенным веществом с коэффициентом накопления около 100. Так, в морской воде  $^{90}\text{Sr}$  на 85 % содержится в самой воде в ионной форме, примерно на 10 % — на взвешях и примерно на 3 % — в коллоидной форме. Почти не концентрируется в водорослях, накопления в донных отложениях незначительные.  $^{90}\text{Sr}$  включается в карбонатные равновесия с кораллами и раковинами. Среднее время пребывания  $^{90}\text{Sr}$  в слое перемешивания в Тихом океане — 3 года, в Атлантическом — 3,5 года. Уровни загрязнения зависят от особенностей гидрологического режима водоема и степени изолированности его вод. Наибольшие отличия имеют место для мелководных и внутренних бассейнов. Так, воды Черного моря отличаются большим содержанием  $^{90}\text{Sr}$ , как из-за повышенной интенсивности выпадений на его акватории, так и из-за затрудненного водообмена между поверхностным и глубинным слоями.

**Замечание.** В настоящее время средняя концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностных водах Белого, Баренцева, Охотского, Японского, Азовского и Черного морей, а также в водах Тихого океана у побережья Камчатки колеблется в пределах 1,6—18,7 мБк/л, что соответствует фоновому загрязнению морских вод Мирового океана.

Элементы высших групп периодической системы имеют гораздо большую склонность к гидролизу, чем элементы I и II групп: из-за взаимодействия с частицами взвесей они недолго пребывают в морской воде. Некоторые из этих элементов имеют несколько степеней окисления, которые сосуществуют в растворе, что сказывается на их адсорбции на гидроксидах, присутствующих в морской воде. При этом адсорбционные свойства гидроксида зависят от валентности центрального иона (например, гидроксиды  $\text{Fe}^{2+}$  растворимы, а  $\text{Fe}^{3+}$  нет). Адсорбция радиоактивного вещества на коллоидной частице конкурирует с адсорбцией многочисленных стабильных веществ, присутствующих в морской воде.

Если в водах озер почти весь  $^{137}\text{Cs}$  необратимо связан с глинистыми минералами, имеющими слоистые структуры типа слюды, то в морской воде он слабо захватывается частицами глин и пребывает в растворенном виде. Разница в поведении связана с различиями в величине поглощения  $^{137}\text{Cs}$  озерными и океанскими отложениями и в скоростях обмена Cs с межслойными ионами  $\text{K}^+$ . В процессе выветривания иллит (слоистый минерал из группы гидрослюд — основной компонент отложений) деградирует, а ионы  $\text{K}^+$  замещаются катионами из раствора. При этом решетка расширяется, а катионообменная емкость увеличивается. Катионообменная емкость иллита для быстрого обмена в океане мала, поэтому следовые концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностных водах конкурируют с большими концентрациями стабильных щелочных металлов. В результате степень обмена в поверхностных водах близка к нулю, и реализуется слабое поглощение  $^{137}\text{Cs}$ . Однако медленный обмен  $^{137}\text{Cs}$  все же происходит с ионами  $\text{K}^+$ , расположенными на поверхностях слоев иллита. В поверхностных водах океана  $^{137}\text{Cs}$  не успевает заметно поглотиться взвесями, он сорбируется иллитом только на больших глубинах, где реализуются большие времена контакта Cs с частицами. В глубокой воде частицы глины имеют много времени, чтобы взаимодействовать с водой, поэтому максимальная концентрация радионуклидов достигается на глубинах 500—600 м и не изменяется в течение около 10 лет.

Если частица взвеси представляет собой гидроксид металла, то находящиеся на ее поверхности катионы металлов координационно ненасыщены и имеют остаточный заряд. Этот заряд притягивает молекулы воды, которые затем диссоциируют с образованием ионов водорода. Эти амфотерные гидроксидные поверхности могут выступать в качестве как катионитов, так и анионитов. При pH, обычном для морской воды, гидратированные ионы оксидов выступают в качестве катионообменников (нулевой заряд находится при pH, примерно равном 8,5).

При переходе изотопов йода в водную среду они адсорбируются на взвешах и находятся в ионной или коллоидной форме.  $^{131}\text{I}$  в водной среде находится преимущественно (примерно на 90 %) в ионной форме и лишь примерно на 8 % в коллоидной.  $^{131}\text{I}$  как аналог биологически активного стабильного йода обладает высокой миграционной способностью.

При взаимодействии Pu с частицами взвесей в океане возможны такие процессы, как окислительно-восстановительная реакция  $\text{Pu}_4^+ + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{PuO}_2^+ + 4\text{H}^+ + \text{e}^-$ ; гидролиз  $\text{Pu}^{4+}$  и  $\text{PuO}_2^+$ ; комплексообразование с неорганическими или органическими лигандами; взаимодействие с осадками (седиментами). Обычно в морской воде Pu находится в высокой степени окисления. При этом состояние Pu(VI) мало характерно (U(VI) присутствует в морской воде в виде анионного карбонатного комплекса  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ ). В воде и осадках доминируют Pu(IV) и Pu(V), причем в воде океанов основным является состояние Pu(V) в виде  $\text{PuVO}_2^+$ , поскольку одновалентные ионы слабо гидролизуются, плохо образуют комплексы и хорошо растворимы в воде (константа растворимости  $K_{\text{So}} = 10^{-8,6}$ ).

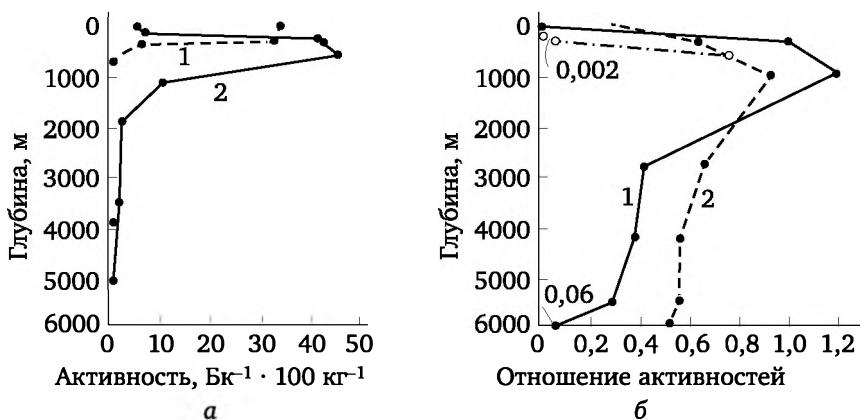


Рис. 11. Распределение радионуклидов по глубине океана:  
 а — активность (1 —  $^{239, 240}\text{Pu}$ , 2 —  $^{137}\text{Cs}$ ); б — изотопное отношение  
 (1 —  $^{239, 240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ , 2 —  $^{239, 240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ )

Концентрация Pu в поверхностной и приповерхностной воде Нью-Йоркского залива в 1977 г. составляла 0,001—0,002 Бк/100 л. Отношение активностей  $^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu}$  около 0,03. Имела место корреляционная связь удельной активности Pu с общей соленостью воды и содержанием в ней Fe и органического углерода. Общая активность Pu в морской воде увеличивается до глубины 500—710 м: если на глубине до 15 см его концентрация составляет 0,0018 Бк/100 кг воды, то на глубине 500—700 м примерно равна 0,01, а затем быстро падает.

**Замечание.** Поведение радионуклидов в толще морской воды зависит от их гидрохимических характеристик. В то время как растворимые соединения  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  содержатся в ней практически равномерно,

коллоидные частицы  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  имеют максимум на глубине нескольких сотен метров.

Высокие концентрации  $\text{Pu(IV)}$  возникают в природных водах, содержащих органические или неорганические лиганды, с которыми  $\text{Pu(IV)}$  образует комплексы. Отношение  $\text{Pu(V)}/\text{Pu(IV)}$  различно в разных природных водах и даже в разных частях одного и того же океана. В пробах воды, отобранных из мелких бассейнов и в нижней части глубоководного океана, где присутствует относительно высокая концентрация взвешенных частиц, отношение  $\text{Pu(V)}/\text{Pu(IV)}$  большое и равно примерно пяти, но в открытом океане оно близко к единице. Вблизи границы раздела вода/седимент отношение  $\text{Pu(V)}/\text{Pu(IV)} = 0,8$ , а в воде между слоями иллита падает до нуля. Это объясняют тем, что терригенные частицы катализируют реакцию восстановления  $\text{Pu}$ . В прибрежных водах или вблизи границы вода/осадок отношение  $\text{Am(III)}/\text{Pu(IV)} > 0,8$ . Гидроксиды  $\text{Fe}$ , имеющиеся на поверхности частиц взвесей, поглощают  $\text{Pu(IV)}$ , поэтому  $\text{Pu}$  на частицах находится в степени окисления  $\text{Pu(IV)}$  ( $\text{Pu(V)}$  встречается, но редко). В пресных водах с высокими концентрациями растворенных форм органического углерода  $\text{Pu}$  обычно находится в состоянии  $\text{Pu(IV)}$ : некоторые лиганды, присутствующие в воде ( $\text{OH}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  и гуминовые кислоты), образуют комплексы с  $\text{Pu(IV)}$  и  $\text{Am(III)}$ , резко увеличивая количество  $\text{Pu(IV)}$  в воде. Нептуний в Ирландском море находится в виде  $\text{Np(V)}$ .

Попавший в моря и океаны  $\text{Pu}$  постепенно осаждается и закрепляется в донных слоях. В природных водах  $\text{Pu}$  адсорбируется на коллоидных частицах гидроксида  $\text{Fe}$  и мигрирует с ними.

Плутоний осаждается в водоразделах рек и прибрежных водах. Время пребывания в них  $1 \cdot 10^3$ — $2 \cdot 10^4$  лет. В мелких водоемах с пресной или морской водой более 96 %  $\text{Pu}$  быстро переходит в осадок. Концентрации  $\text{Pu}$  в пресных водах варьируются в пределах четырех порядков. Более высокие концентрации  $\text{Pu}$  обнаружены в озерах с низким  $\text{pH}$  и с высокой концентрацией сульфатов. Плутоний в озере Мичиган находится в состояниях  $\text{Pu(V)}$  и  $\text{(VI)}$ , тогда как в других озерах (США) преобладают  $\text{Pu(III)}$  и  $\text{(IV)}$ . Растворимость  $\text{Pu}$  регулируется различными комплексообразователями. В водах с высоким  $\text{pH}$  концентрации  $\text{CO}_3^{2-}$  и  $\text{HCO}_3^-$  относительно высоки и происходит образование карбонатных комплексов. В водах с низким  $\text{pH}$  такие комплексы существовать не могут, а растворимость если и происходит, то благодаря образованию комплексов с другими лигандами, например с природными органическими соединениями. Есть связь между концентрацией  $\text{Pu}$  в воде и концентрациями в осадках или на взвешенных частицах. Плутоний поглощается частицами отложений преимущественно  $\text{PuPu(III)}$  и  $\text{Pu(IV)}$  состояниях, но при повторном установлении равновесия осадка с водой возможен переход  $\text{Pu(III)}$  и  $\text{Pu(IV)}$  к  $\text{Pu(V)}$  или  $\text{Pu(VI)}$ .

Загрязненная вода из-за предрасположенности  $\text{Pu}$  к осаждению из водных растворов и к формированию нерастворимых комплексов с остальными веществами имеет тенденцию к самоочищению.

Время пребывания Pu в морской воде меньше, чем у  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , что связано с различной скоростью осаждения частиц разных размеров. Плутоний покидает водную фазу очень быстро. В морской воде он находится преимущественно в виде Pu(VI), а на взвесах — в виде Pu(III) и Pu(IV). Коэффициенты распределения,  $K_d$ , для ТУЭ в морской воде образуют последовательность  $^{241}\text{Am} > ^{242}\text{Cm}$  и  $^{244}\text{Cm} > ^{239}, ^{240}\text{Pu}$ .

Концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде быстро уменьшается с увеличением глубины, а концентрации  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  максимальны на глубине около 500 м из-за быстрой адсорбции Pu гидроксидами, находящимися на поверхности крупных частиц взвесей, присутствующих в поверхностных водах. При глубинах более 500 м детритовые органические частицы биогенного происхождения начинают распадаться. Поскольку Pu находится на поверхности этих частиц, он удаляется первым, а частицы продолжают спускаться, полностью разрушаясь на глубинах, при которых достигается минимум кислорода (несколько сотен метров ниже плутониевого максимума). Поглощение Pu на больших глубинах управляется меньшим количеством частиц, поэтому концентрация его адсорбированного вида падает с глубиной.

В морской среде выделяют две основные области, где поведение радионуклидов существенно различается: прибрежный и открытый океан.

Открытый океан (глубины более 1 км) обеднен биотой. Поступающие на водную поверхность океана радионуклиды из атмосферы первоначально содержатся в поверхностных горизонтах, затем постепенно мигрируют в глубину. Относительная обедненность живыми организмами и твердым веществом в открытом океане, а также малое количество питательных веществ приводят к слабой роли биологических факторов в переносе радионуклидов и их сорбции на взвесах, способствующей быстрому осаждению на дно. В итоге идет плавное снижение концентрации радионуклидов с глубиной. Так, содержание  $^{90}\text{Sr}$  на глубине 700 м составляет около 25 % от его концентрации в поверхностном слое.

Прибрежный океан включает эстуарии рек, лагуны, воды над континентальным шельфом, окраинные моря. Одни из них напрямую контактируют с открытым океаном, и водообмен снижает время пребывания радионуклида в море, другие представляют собой относительно закрытые пространства, и радионуклиды задерживаются в них надолго, что сказывается на их концентрации. Так, в Балтийском море концентрация  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  примерно в 8 раз выше, чем в Атлантическом океане. Большая часть радионуклидов, поступающих в прибрежную зону со стоком взвесей, выпадает в донные отложения. При поступлении речного стока в прибрежные соленые воды происходит десорбция радионуклидов с взвесей в воду, так как коэффициент распределения концентрации радионуклида между водой и взвесью зависит от солености воды. Донные отложения играют важную роль в судьбе нуклидов в морской среде, обладая огромной сорбирующей емкостью по отношению к содержащимся в жидкой фазе радионуклидам. По прочности



сорбции радионуклиды располагаются в порядке:  $^{45}\text{Ca} < ^{90}\text{Sr} < ^{238}\text{U} < ^{137}\text{Cs} < ^{87}\text{Rb} < ^{65}\text{Zn} < ^{59}\text{Fe} < ^{95}\text{Zr} < ^{95}\text{Nb} < ^{54}\text{Mn} < ^{106}\text{Ru} < ^{147}\text{Pm}$ . Попадание в донные отложения снижает скорость миграции радиоактивных веществ, хотя они могут переходить в жидкую фазу при диффузии или непосредственном передвижении донных осадков.

В вертикальном переносе радионуклидов вниз в морской среде наибольшую роль играют отмирание зоопланктона и перемещение с фекалиями. Время очищения верхнего слоя океана в результате деятельности планктона колеблется для разных нуклидов от 10 лет для  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{110}\text{Ag}$  до 220 лет для  $^{60}\text{Co}$ . Вклад биологических процессов в общий перенос при вертикальной миграции радионуклидов в океане составляет около 10 %. В морских биогеоценозах в большом диапазоне масс (до 100 г/м<sup>3</sup>) и коэффициентов накопления (до 1000) на долю живых организмов приходится незначительная часть находящихся в воде радионуклидов.

К сильному загрязнению морей и океанов радионуклидами привели испытания ядерного оружия. Всего в атмосферу поступило 1 млн ПБк в основном короткоживущих радионуклидов — продуктов деления. Наряду с ними в количестве около 1 % в воздух попали и долгоживущие радиоактивные вещества —  $\beta$ -излучатели, такие как  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ , и  $\beta$ - $\gamma$ -излучатели, в частности  $^{137}\text{Cs}$ , не прореагировавшие  $\alpha$ -активные U и Pu. Эти радиоактивные вещества, переносимые постоянными стратосферными ветрами, распространились в атмосфере Северного полушария, а спустя некоторое время появились также и в Южном полушарии. В последующем произошло перераспределение выпавших радионуклидов — с дождевыми потоками и талыми водами они поступили в ручьи, реки, и те из них, которые не осели в донных отложениях поверхностных водоемов и рек, оказались в море.

Большая часть радиоактивных веществ выпадает над морями и океанами, туда же они попадают с речными водами. Основная их масса сосредоточивается в верхних толщах на глубинах до 300 м. Это особенно опасно, так как именно верхние слои океана отличаются наибольшей биологической продуктивностью. Даже низкие концентрации радиоактивных изотопов наносят большой ущерб воспроизводству рыбы. В водах Тихого океана содержится во много раз больше радиоактивных веществ, чем в водах Атлантики. Это прямое следствие большого числа испытательных ядерных взрывов, проведенных в Тихом океане и в Китае.

После вступления в силу Московского договора 1963 г. о прекращении ядерных испытаний в трех средах концентрации многих радионуклидов (например,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) в окружающей среде и биоте стали неуклонно снижаться. Еще одним источником явились захоронения в морях РАО. Современными источниками являются выбросы радиохимических заводов и изредка случающиеся аварии на АЭС.

26.04.1986 случилась авария на ЧАЭС и последовавший за ней пожар. В течение 10 дней продолжались интенсивные выбросы накоплен-

ных в реакторе радионуклидов и их распространение воздушными потоками. В первые дни преобладали юго-восточные ветры и, соответственно, распространение радионуклидов происходило в сторону Скандинавии. Уже на севере эти потоки поворачивали в восточном направлении. Полный выброс  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$  оценивается в 1500, 85 и 46 ПБк соответственно; около 8 ПБк  $^{90}\text{Sr}$  и 0,1 ПБк  $\alpha$ -излучающих изотопов Pu были выброшены и осели рядом с ЧАЭС. К июню 1986 г. концентрация Cs в воздухе Арктики снизилась вдвое и продолжала снижаться в последующие месяцы. Затем концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в атмосфере северных морей экспоненциально снижалась, но скорость этого снижения была в 1,5 раза меньше, чем в средних широтах, где время полувыведения из окружающей среды примерно равно 17 мес. В 1986 г. в мае—июне за счет ветрового уноса и миграции пылевых частиц высокие уровни выпадений  $^{137}\text{Cs}$  наблюдались в Мурманской области, а в азиатской части российской Арктики они были небольшими.

К настоящему времени затопление твердых РАО в морях повсеместно прекращено. Слив жидких радиоактивных веществ низкой удельной активности, хотя и в существенно меньших масштабах, чем прежде, продолжают лишь Великобритания и Франция, сбрасывая их соответственно в Ирландское море и пролив Ла-Манш.

Приведем примеры загрязнения различных морей радионуклидами. Основное внимание уделим морям России.

Начнем с Черного моря.

Как известно, авария на ЧАЭС 26.04.1986 вызвала радиоактивное загрязнение обширных территорий Восточной Европы и большей части Западной Европы, в том числе — акваторий Черного и Азовского морей. В эти же моря поступают по рекам сбросы АЭС многих стран.

В современных донных отложениях Черного моря прослеживается аккумуляция взвесей вод рек Днепр и Дунай определенной части чернобильских выбросов. Так, за период июнь—октябрь 1986 г. со стоками р. Днепр в море поступило  $21,8 \cdot 10^{12}$  Бк  $^{90}\text{Sr}$  (7 % выброса ЧАЭС) и  $18,5 \cdot 10^{11}$  Бк  $^{137}\text{Cs}$  (0,1 % выброса ЧАЭС). Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в воде Черного моря за 1986—1988 гг. возросло в 4 раза. После аварии поступление  $^{137}\text{Cs}$  в придунайские и приднепровские отложения существенно превысило таковое для глубоководной части моря, причем для придунайских отложений это поступление было заметно выше, чем для приднепровских. В отложениях северо-западной части Черного моря прослеживаются два пика содержания  $^{137}\text{Cs}$ : на глубине 37—38 см (глобальные выпадения после испытаний ядерного оружия) и широкий пик на глубине 0—12 см (авария ЧАЭС). Уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  в них 40—45 Бк/кг. В современных донных отложениях Черного моря содержание  $^{90}\text{Sr}$  до 20,0 Бк/кг, а  $^{137}\text{Cs}$  — до 170 Бк/кг.

Трансформация во времени поля радиоактивного Cs в постчернобыльский период обусловлена воздействием трех факторов: выносом радионуклида через пролив Босфор, аккумуляцией  $^{137}\text{Cs}$  донными отложениями и радиоактивным распадом изотопа. При этом потоки

растворенного  $^{137}\text{Cs}$ , выносимого в Черное море реками Днепр и Дунай, представляют собой незначительный источник радиоактивности Черного моря по сравнению с другими компонентами радиоактивного баланса.

Таблица 14

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в воде морей России (2000 г.)

Водоем	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/м <sup>3</sup>	$^{137}\text{Cs}$ , Бк/м <sup>3</sup>
Тихий океан	1,5—5,1	—
Японское море	2,0—10,3	—
Охотское море	2,0—5,5	—
Белое море	3,5—13,0	16—22
Баренцево море	2,8—11,5 <sup>10</sup>	3—9
Балтийское море	6,6—26,8	58—84
Каспийское море	7,3—20,3	—
Азовское море	20,4—41,7	2—5,5
Черное море	17,3—53,8	20—23

Азовское море — внутриконтинентальный водоем в зоне сухого аридного климата, в котором гидрохимический режим и процессы осадконакопления определяются в основном речными стоками двух крупных рек (Дон и Кубань), имеющий низкую минерализацию (1—13 %) из-за малого размера и мелководья. В целом механическая, химическая и биологическая седиментация в этом море чрезвычайно динамична и специфически дифференцирована по площади дна. Преобладающим источником радиоактивного загрязнения этого моря является активный дренаж и вынос стоками рек техногенных радионуклидов с загрязненных водосборов р. Дон (площадь водосбора 422 тыс. км<sup>2</sup>) и р. Кубань (площадь водосбора 58 тыс. км<sup>2</sup>).

Акватория моря и водосборы Приазовья загрязнялись дважды: глобальными выпадениями в период ядерных испытаний и в период после аварии ЧАЭС. Так, в первый период в 1964 г. максимальные среднегодовые содержания  $^{90}\text{Sr}$  были в р. Дон — 144 Бк/м<sup>3</sup>, в р. Кубань — 60 Бк/м<sup>3</sup>, а во второй период в 1987 г. соответственно в р. Дон — 64 Бк/м<sup>3</sup>, в р. Кубань — 45 Бк/м<sup>3</sup>. К 2000 г. среднегодовые содержания  $^{90}\text{Sr}$  в этих реках снизились до уровня для р. Дон — 9,6—7,6 Бк/м<sup>3</sup>, а в р. Кубань — 9,9—8,0 Бк/м<sup>3</sup>. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в воде Азовского моря убывало в конце 1960—1970-х и начале 1980-х гг., затем резко возрастало во второй половине 1986 г. и потом спадало. Максимальные содержания  $^{90}\text{Sr}$  в постчернобыльский период в 3 раза ниже, чем в период ядерных испытаний. Это связано с относительно низким содержанием  $^{90}\text{Sr}$  в чернобыльских выпадениях.

С 1987 г. основным источником поступления  $^{90}\text{Sr}$  в Азовское море является речной сток. С апреля 1986 по 2000 г. с речными водами Дона

и Кубани было внесено 15,7 ТБк  $^{90}\text{Sr}$ , с периодом уменьшения потоков в 2 раза через 4,5 лет. Выяснено, что пресные речные воды (обедненные Cs) вносят незначительную часть этого радионуклида в море — 4,2 ТБк (1986—2000 гг.), в то время как более соленые, обогащенные  $^{137}\text{Cs}$  черноморские воды являются главным источником поступления этого радионуклида в Азовское море, при этом поток  $^{137}\text{Cs}$  из Черного моря в Азовское в 2 раза превышал его вынос в Черное море. В период с 1986 по 2000 г. из черноморского бассейна в экосистему Азовского моря поступило 25,2 ТБк  $^{137}\text{Cs}$ , с постоянной времени снижения потока вдвое каждые 5 лет. Максимальные концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде Азовского моря наблюдались в середине 1960-х гг., в период испытаний ядерного оружия, и достигали 168 Бк/м<sup>3</sup>. После аварии на ЧАЭС наиболее высокое содержание Sr и Cs в воде моря было в 1986—1987 гг., затем наблюдалось снижение концентраций по экспоненциальному закону в 2 раза каждые 6,7 и 3 года соответственно. Через гетеротрофную пищевую цепь Азовского моря прошло 11 % Cs и 2 % Sr, однако практически все поглощенные радионуклиды вернулись обратно в среду.

Основная часть  $^{137}\text{Cs}$  (85 %) и до 50 %  $^{90}\text{Sr}$ , поступивших в Азовское море, захоронены в донных отложениях. В донных отложениях в 1987—1988 гг. диапазон содержания  $^{137}\text{Cs}$  составлял 16,3—264 Бк/кг сухого веса. Среднее значение  $^{134}\text{Cs}$  в 1987 г. равнялось 22,1, а в 1988 г. — 14,4 Бк/кг сухого веса. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в донных осадках в 1986 г. было невелико и составляло в среднем 1,37 Бк/кг сухого веса, при максимуме 2,89 и минимуме 0,65. При понижении содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в воде с 1986 по 1989 г. аналогичного изменения в содержании этих нуклидов в водорослях Азовского моря не наблюдалось. Диапазон содержания  $^{137}\text{Cs}$  в разных видах водорослей — 0,8—12,5 Бк/кг сырого веса. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  было более однородным и примерно равно 2 Бк/кг сырого веса.

После радиоактивного загрязнения Азовского моря в 1986 г. воздействие гидрофизических, биохимических процессов и радиоактивный распад привели к экспоненциальному во времени снижению содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Период снижения содержания в объеме моря в 2 раза составил для  $^{90}\text{Sr}$  — 5 лет, для  $^{137}\text{Cs}$  — 3,1 г. Время пребывания в Азовском море равно 25 и 15 лет соответственно. Реакция экосистемы Азовского моря на радиоактивное загрязнение после аварии на ЧАЭС имела масштаб времени для воды — 14 лет для Sr и 12 лет для Cs. Дозовые нагрузки, обусловленные Sr и Cs, на население по пищевой цепи «вода → → рыба → человек» не превышают допустимый уровень дозовых нагрузок, составляющий  $5 \cdot 10^{-3}$  Зв/год.

Содержание  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  в 2000 г. — 0,3—0,5 Бк/кг в донных отложениях в центре Азовского моря, а в Таганрогском заливе — 1,5 Бк/кг. Из-за того, что реки перегородены плотинами и поступление взвешенных частиц вместе с потоками затруднено, значительная часть черноморских выпадений поступила на морскую акваторию с воздушными потоками. Механизм накопления радионуклидов путем смыва

их с поверхности водосбора с последующим выносом вниз по течению р. Дон прослеживается в Цимлянское водохранилище. Содержания (2000 г.) радионуклидов в воде р. Дон, Цимлянского водохранилища и водоема-охладителя Ростовской АЭС находятся на фоновом уровне:  $^3\text{H}$  — 2,5—3,2 кБк/м<sup>3</sup>;  $^{90}\text{Sr}$  — 5,6—7,3 Бк/м<sup>3</sup> (для сравнения: в 1990 г. — 11—28 Бк/м<sup>3</sup>),  $^{137}\text{Cs}$  — 0,3—0,7 Бк/м<sup>3</sup>,  $^{239,240}\text{Pu}$  — 0,042—0,045 Бк/м<sup>3</sup>. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях водохранилища варьирует в пределах 0,5—100 Бк/кг сухой массы.

Перейдем теперь к радиоэкологии северных морей.

Характерным для радиоактивного загрязнения циркумполярной области Северного полушария является накопление радиоактивности на границе «континент — океан», удаленной от полюса. В арктической зоне накопление техногенных изотопов на поверхности земли существенно снижается. Поверхности Арктики активно самоочищаются от радиоактивных выпадений. В среднем загрязнение поверхности циркумполярной области  $^{137}\text{Cs}$  на рубеже веков составляла 1000—2500 Бк/м<sup>2</sup>. Наиболее загрязненные (на порядок выше среднего) территория — это Норвежское побережье, Британские острова, Канадское побережье и юг Аляски.

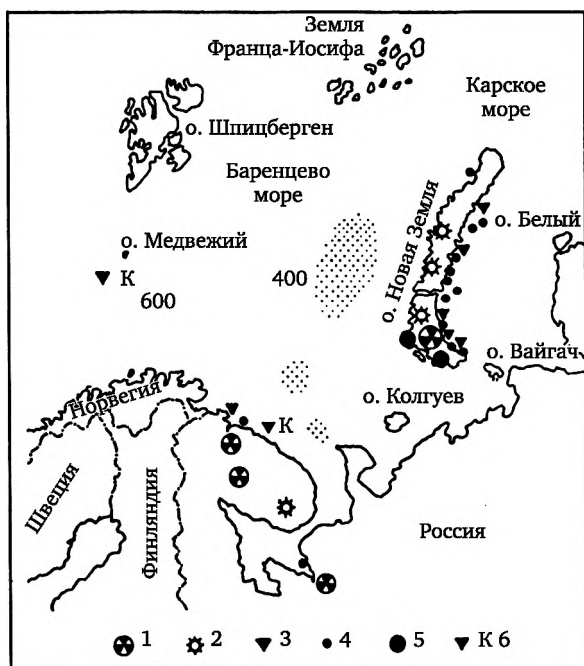
В период 1981—1982 гг. аномальные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  (до 200 Бк/м<sup>2</sup>) были сосредоточены в Северном и Ирландском морях и шлейфом распространялись по двум ветвям Нордкапского течения — одна вдоль побережья Норвегии и Кольского полуострова достигала Белого и Карского морей, а другая уходила в сторону Шпицбергена. По направлению течений активность  $^{137}\text{Cs}$  снижалась по мере удаления от источников в Северном и Ирландском морях. В западной части Баренцева моря активность составляла 20—40 Бк/м<sup>3</sup>, более высокие концентрации были сосредоточены в водах прибрежной зоны континента. В этот период времени проводились испытания ядерного оружия на Новой Земле, однако увеличения концентрации  $^{137}\text{Cs}$  над уровнем его тренда в морской воде Баренцева и Карского морей не наблюдалось. В период 1992—1995 гг. активность  $^{137}\text{Cs}$  в морской воде этого пространства снизилась на порядок, в Северном и Ирландском морях она достигала 16—20 Бк/м<sup>2</sup>.

Причина поступления радионуклидов в Северном море — высокая плотность ядерных центров в Западной Европе, поставляющих радиоактивные вещества в воды Балтийского моря и северной Атлантики. Убывание техногенной радиоактивности морской воды вызвано уменьшением сбросов радиоактивных отходов в моря, переходом радионуклидов в донные отложения, распадом короткоживущих радиоактивных изотопов и выносом радиоактивных веществ в Мировой океан с рассеянием в нем.

В сравнении с ними территорию России в целом можно считать слабо загрязненной.

В конце XX в. сводный радионуклидный баланс Баренцева и Карского морей включал в себя атмосферные выпадения — 170 Ки; вынос реками — 39 Ки; поступления по системе Гольфстрим — 300 Ки; сброс

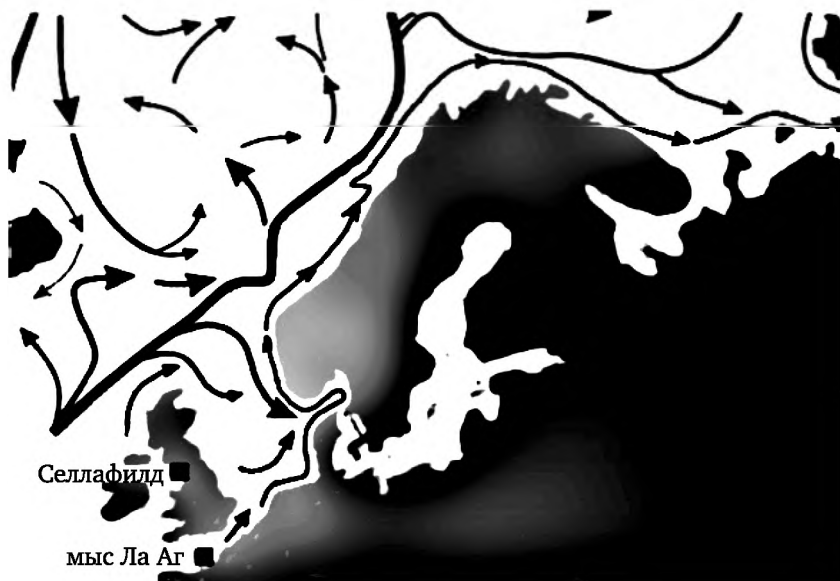
твердых и жидких РАО — 30 Ки затопления твердых РАО и ОЯТ — 3300 Ки. Повышенные концентрации  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{99}\text{Tc}$  и ТУЭ, выносимые с водными массами из Ирландского моря, прослеживаются в Северном, Норвежском, Баренцевом, Карском и Белом морях. Концентрации экологически значимых радионуклидов изменялись в той же последовательности, что и сброс Селлафилда, но со сдвигом на время переноса водных масс от места их слива до пункта отбора проб.



**Рис. 12. Карта-схема расположения источников радиационной опасности в российском секторе Арктики:**

- 1 — места затопления контейнеров с РАО (всего более 10 тыс. контейнеров);
- 2 — места затопления судов или реакторных отсеков с аварийными реакторами;
- 3 — складирование или захоронение твердых РАО;
- 4 — места проведения ядерных испытаний;
- 5 — район размещения регионального могильника РАО;
- 6 — районы неучтенных затоплений радиоактивных материалов;
- К — место гибели АПЛ «Комсомолец» и «Курск»

В радионуклидном загрязнении морских вод Баренцевого и Карского морей особую роль сыграли европейские радиохимические заводы в Селлафилде и на мысе Ла Аг. После того как в конце 1970-х гг. радиоактивность от ядерных испытаний в морской воде пошла на убыль, определяющим фактором для арктических морей (Норвежского, Баренцева, Карского) стали сбросы этих предприятий. В последние годы вызывают опасения сбросы этими заводами Тс и долгоживущих изотопов йода.



**Рис. 13. Распространение арктическими течениями  $^{99}\text{Tc}$  из сбросов английского и французского радиохимических заводов**

Миграция радионуклидов, сбрасываемых в Ирландское море и пролив Ла-Манш, определяется преобладающими течениями. Огибая Великобританию с юга и востока, радионуклиды поступают в Северное море, далее через Датские проливы — в Балтику. Радионуклиды движутся вдоль северо-западного побережья Норвегии, где их поток делится на две основные ветви, одна из которых направляется к западу от Шпицбергена, другая — в сторону Баренцева моря. Время переноса радионуклидов с водными массами из Селлафилда в Баренцево и Карское моря составляет около 6 лет.

Значительные количества радионуклидов (прежде всего  $^{137}\text{Cs}$  и  $\text{Pu}$ ), сброшенных в Селлафилде, накапливались в донных осадках Ирландского моря. Сейчас, когда первичные сбросы радиохимического завода в Селлафилде существенно уменьшились, эти осадки сами становятся вторичным источником радионуклидов, которые по существующим путям переноса с морскими течениями попадают в арктические моря. Хорошим индикатором переноса из Ирландского моря в арктические моря служит распределение концентраций  $^{99}\text{Tc}$ .

Из всех радионуклидов, выброшенных с Селлафилда,  $^{99}\text{Tc}$  является наиболее подвижным. Попадая в течение, он распространяется довольно быстро: спустя 5 мес. после сброса  $^{99}\text{Tc}$  достигает побережья Ирландии, через 9 мес. — Северного моря, а через 2,5 года — побережья Норвегии. Через 6 лет вещество поступает в Баренцево море, но к тому времени его концентрация значительно снижается.

Выбросы  $^{99}\text{Tc}$  в Селлафилде в 1994 г. резко возросли — с 4 ТБк/год в среднем за 1980-е гг. до 190 ТБк/кг в 1995 г. С 1994 по 1998 г. в мор-

скую среду попало 530 ТБк/кг. К концу 1990-х гг. выбросы снизились, но на рубеже веков снова возросли. В 2000 г. разрешенный предельный уровень выбросов с Селлафилда был снижен с 200 до 90 ТБк/год. Сейчас сброс  $^{99}\text{Tc}$  в морскую воду сильно уменьшился.

В 2000 г. концентрация  $^{99}\text{Tc}$  в морской воде вблизи Селлафилда достигла 25 Бк/м<sup>3</sup>. В тот же год среднее содержание  $^{99}\text{Tc}$  вдоль побережья Норвегии составило 1,3 Бк/м<sup>3</sup>, а в Северном море оно менялось от 0,22 до 7,3 Бк/м<sup>3</sup>. В 2005 г. в Северной Ирландии содержание  $^{99}\text{Tc}$  в омарах составляло 180 Бк/кг сырого вещества. Самый высокий показатель был зафиксирован в 2001 г. и достиг 322 Бк/кг. Тяжелые радионуклиды, такие как Рu и  $^{137}\text{Cs}$ , оседают на дно Ирландского моря. 85 % Рu, выброшенного с Селлафилда, содержится в отложениях вдоль побережья неподалеку от предприятия. Вещества, осевшие на дне моря, продолжают свое распространение в окружающей среде вследствие подвижности отложений.

В 2003 г. в Баренцевом море содержание Рu составило 12,8 мБк/кг. Главным источником заражения Рu Баренцева моря явились радиоактивные осадки от ядерных испытаний. Баренцево море получило 20 % Cs и 30 % Sr от сбросов РАО с европейских радиохимических заводов по переработке ОЯТ в Селлафилде и на мысе Ла Аг (Франция). Сейчас отношение Cs/Sr в Баренцевом море равно 1,6.

Специфический механизм транспорта радионуклидов в полярных районах — перенос радиоактивности вместе с движением льдов. Возможны пути переноса вместе со льдом из бассейна Карского моря (устье Оби) в пролив Фрама. Перенос со льдами идет быстрее, чем перенос с водными массами. При этом перенос со льдами важнее связывания радионуклидов с частицами седимента. Однако отсутствие существенных радионуклидных источников как в самом Карском море, так и в устье Оби или Енисея исключает практическое значение этого пути переноса.

Важными источниками потенциальной опасности радиоактивного загрязнения северных морей России являются загрязнения, оставшиеся после испытания ядерного оружия на Новой Земле; пункты захоронения радиоактивных отходов; затонувшие корабли с ЯЭУ и РАО на дне Карского и Баренцева морей; загрязнение бассейнов рек Обь и Енисей отходами производства ядерного оружия и радиохимических заводов.

В середине XX в. при работе оружейных заводов на полную мощность большое количество экологически опасных радионуклидов переносилось по рекам Енисей и Обь к Карскому морю. Однако уже тогда эти радионуклиды слабо загрязняли северные моря, так как в устьях рек на границе раздела «пресная — морская вода» существует барьер (гидрологический фронт), препятствующий поступлению загрязнений в морскую воду.

Сейчас, в связи с прекращением наработки оружейного Рu в России, радионуклиды с радиохимических заводов в полярные моря не поступают. Однако донные отложения рек Енисей и Обь содержат значительные количества долгоживущих радионуклидов — продуктов прежней



деятельности оружейных заводов. При разливах рек, смене их русла, наводнениях, сбросов воды ГЭС эти отложения размываются, и некоторое количество этих радионуклидов попадает в Карское море.

Формирование полей искусственной радиоактивности беломорской воды происходит под влиянием двух разнонаправленных процессов: поступления радионуклидов из Баренцева моря через пролив Горло Белого моря и поглощения радиоактивных изотопов взвешенным веществом с его последующим оседанием на дно моря. Основная масса изотопов Cs и Sr поступает в Белое море с водой Баренцева моря. В донных отложениях Белого моря происходит накопление радиоактивного Cs, что является ключевой стоковой компонентой радиоактивного баланса Белого моря. Наиболее высокие средние концентрации  $^{137}\text{Cs}$ , накопленного в донных отложениях на дне моря, наблюдаются в его глубоководной части, где среднее удельное содержание Cs может достигать 10—15 Бк/кг.

В настоящее время в Карском и восточном Баренцевом морях уровень антропогенных радионуклидов в целом низкий. Утечки радиоактивности из затопленного реактора с топливом в Новоземельской впадине не наблюдается. Концентрация радиоактивности низкая в Карском море, но значительно выше у мест ядерных испытаний в губе Черная; нет утечки из затопленного реактора в Новоземельской впадине и других локальных источников. Средняя концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в Карском море в 2 раза выше, чем в восточной части Баренцева моря. Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в морской воде также выше в Карском море, чем в Баренцевом.

Морские донные осадки содержат природные радионуклиды, причем в тем больших количествах, чем выше концентрации илистых частиц в грунте. Содержание радионуклидов в глинистых отложениях (Бк/кг):  $^{40}\text{K}$  — 740;  $^{87}\text{Rb}$  — 85;  $^{232}\text{Th}$  — 62;  $^{226}\text{Ra}$  — 56;  $^{238}\text{U}$  — 13.

**Замечание.** Изотопное распространение в земной коре  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  2 и 7 мг/кг, однако взвеси обогащены до 30—40 и 30—60 мг/кг соответственно.

Коэффициенты распределения долгоживущих радионуклидов между суспендированными частицами и морской водой в различных частях мирового океана,  $K_d$ , составляют:  $2,5 \cdot 10^2$ — $3 \cdot 10^3$  (Tc);  $0,7 \cdot 10^7$ — $3 \cdot 10^7$  (Th);  $1 \cdot 10^3$  (U);  $2,4 \cdot 10^3$ — $3,3 \cdot 10^4$  (Np);  $6 \cdot 10^3$ — $1,4 \cdot 10^4$  (Pu(V), Ирландское море);  $4 \cdot 10^5$ — $6 \cdot 10^6$  (Pu(IV), Ирландское море);  $7 \cdot 10^4$ — $2,4 \cdot 10^6$  (Pu, Тихий океан);  $(2,2$ — $2,4) \cdot 10^6$  (Am);  $(1,2$ — $1,6) \cdot 10^6$  (Am).

Для морских экосистем основной вклад в выведение радионуклидов из воды дают литодинамическая и биологическая адсорбция. Литодинамическая адсорбция — поглощение радионуклидов поверхностью взвесей и илов с осаждением их на дно. Главная роль в этом процессе принадлежит глинистым минералам, органическому углероду, Fe, Mn и Al. Биологическая адсорбция происходит непрерывно в процессе солевого обмена водными организмами с внешней средой (водой) и обусловлена проницаемостью для ионов покрова тела всех видов гидробионтов.

Для конкретного организма она заканчивается либо трансформацией по пищевым цепям, либо вовлечением его в донные осадки (после отмирания).

Концентрации естественных радионуклидов в донных осадках зависят как от состава последних, так и от самих радионуклидов. В составе глинистых прибрежных осадков преобладает терригенная компонента. Среди глубоководных осадков высокой радиоактивностью отличаются красные глины. Соотношение радионуклидов в осадках существенно отличается от их распределения в воде. По массе преобладает  $^{232}\text{Th}$ , затем  $^{238}\text{U}$ , по величине активности на первом месте находятся  $^{230}\text{Th}$  и  $^{226}\text{Ra}$  (табл. 15).

Таблица 15

**Активность природных радионуклидов в глубоководных океанических осадках, Бк/кг**

Тип осадков	$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{U}$	$^{230}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{235}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$
Красная глина	11—30	11—30	590— 2400	420— 1700	0,7—1,5	22—96
Глобигериновый ил	7,4	7,4	150	85	0,4	13

Соотношение радионуклидов в донных осадках существенно отличается от их распределения в воде. По массе преобладает  $^{232}\text{Th}$ , затем  $^{238}\text{U}$ , по величине активности на первом месте находятся продукты распада U:  $^{230}\text{Th}$  и  $^{226}\text{Ra}$ . При этом активность  $^{226}\text{Ra}$  в красной глине 420—1700 Бк/кг, а в глобигериновом иле 85 Бк/кг.

Избыток Ra в осадках и недостаток его в морской воде является результатом соосаждения с гидроксидами Fe и Mn материнского элемента  $^{226}\text{Ra}$  —  $^{230}\text{Th}$ . Содержание Ra снижается с ростом карбонатов в осадках. Содержание Ra выше в мелкодисперсных осадках. Содержание Ra в осадках возрастает с удалением от берега (обратная зависимость — у U). Диапазон содержаний  $^{226}\text{Ra}$  в морских осадках 11—146 Бк/кг. Способность U к осадконакоплению ограничена высокой устойчивостью его карбонатного комплекса в морской воде. Типичные для океанских осадков содержания U — 12—37 Бк/кг, но в органических осадках некоторых морей содержание U повышено. Так, в осадках Черного моря, фьордов Балтийского моря содержание U — 123—1230 Бк/кг. Содержание Th в осадках близко к его содержанию в континентальных горных породах: для океанских осадков — 0,7—64 Бк/кг при среднем 20 Бк/кг. Для большинства естественных радионуклидов донные отложения являются накопителем и играют определяющую роль в очищении водных систем от радионуклидов. Установлено избыточное по сравнению с ожидаемым в результате радиоактивного распада радионуклида-предшественника содержание в донных отложениях:  $^{234}\text{Th}$  (по сравнению с  $^{238}\text{U}$ ),  $^{210}\text{Pb}$  (по сравнению с  $^{226}\text{Ra}$ ),  $^{222}\text{Rn}$  (по сравнению с  $^{226}\text{Ra}$ ),  $^{230}\text{Th}$  (по сравнению с  $^{234}\text{U}$ ),  $^{228}\text{Th}$  (по сравнению с  $^{234}\text{U}$ ) и  $^{231}\text{Po}$  (по сравнению с  $^{235}\text{U}$ ). В донных отложениях накапливается и  $^{137}\text{Cs}$ . В пресноводном водоеме активность  $^{137}\text{Cs}$  распе-

делена: в биомассе — 4 %, в воде — 6 %, в грунте — 90 %. Обычно с глубиной отложений удельная активность  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  увеличивается, а  $^{230}\text{Th}$  и  $^{210}\text{Pb}$  — уменьшается.

Поведение  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях определяется его селективной сорбцией на глинистых минералах группы иллита. Высокая селективность иллита по отношению к ионам  $\text{Cs}^+$  обусловлена наличием селективных адсорбционных мест в области клинообразных расширений трехслойных пакетов на боковых выветренных поверхностях иллита. В результате химического выветривания межпакетные ионы калия в иллите, непосредственно контактирующие с раствором, обмениваются на двухвалентные катионы —  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$ . При этом межпакетное расстояние в глубине микрокристалла иллита, равное 1,0 нм, увеличивается до 1,4—1,6 нм. Большие гидратированные двухвалентные катионы (Ca и Mg) не имеют доступа от 1,0 до 1,6 нм клинообразной зоны ввиду стерических ограничений. Однако слабогидратированные ионы  $\text{Cs}^+$  могут терять свою гидратную оболочку и ввиду своего небольшого ионного радиуса (0,6 нм) сорбироваться селективно на клинообразных сорбционных центрах иллита. Основными конкурентными катионами за эти селективные сорбционные места являются такие слабогидратированные одновалентные катионы, как  $\text{K}^+$  и  $\text{NH}_4^+$ .

## 9.8. Радионуклиды в гидробионтах

Облучение космическим излучением заметно лишь для организмов, обитающих вблизи морской поверхности: на глубине 100 м облучением из космоса можно пренебречь. Однако по мере приближения к морскому дну усиливается облучение от радиоизотопов, заключенных в донных отложениях. Радионуклиды, попавшие в водную среду, неравномерно распределяются в воде и в донных отложениях. В илистом дне содержание радионуклидов во много раз больше, чем в песчаном.

Обычно водные растения и животные обогащены радионуклидами, по сравнению с водой, в которой они обитают. Количества радиоактивных веществ, поглощенные разными гидробионтами, существенно различаются. Для характеристики степени накопления вводится коэффициент накопления ( $K_H$ ), который представляет собой отношение концентрации радионуклида в единице массы ткани гидробионта (Бк/кг) к его концентрации в единице объема морской воды (Бк/л) (т. е. размерность л/кг). Этот коэффициент зависит от химической природы радионуклида, видов водных обитателей, концентрации в воде различных солей, pH водной среды, ее температуры, освещенности водного бассейна и т. п.

Степень накопления радионуклидов организмами сильно колеблется даже у одних и тех же видов в зависимости от минерализации воды, стадии развития гидробионта, химических свойств радионуклида и т. п. Поведение радионуклидов в пресноводной среде и накопление их гидробионтами, обитающими в пресноводных водоемах, существенно отличаются от аналогичных параметров, характеризующих морскую

водную среду. Меньшее содержание солей обеспечивает большее накопление радионуклидов в пресноводных растениях и животных по сравнению с морскими. Поэтому коэффициенты накопления у пресноводных организмов значительно выше, чем у обитателей морей и океанов. Так, содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в морских организмах на порядок ниже, чем в пресноводных. Имеет место первоначально быстрое накопление радиоактивности водными растениями за счет сорбции с запаздыванием накопления организмами.

Поступление радионуклидов в гидробионты начинается с низших организмов, которые являются кормом для рыб. Механизм накопления радионуклидов микрофлорой зависит от их химических свойств. Так, Са для бактерий не является биогенным элементом, поэтому накопление  $^{90}\text{Sr}$  бактериями происходит за счет процесса физико-химической адсорбции его атомов на поверхности бактериальных клеток. Напротив, биогенный элемент  $^{32}\text{P}$  ассимилируется бактериями в значительном количестве. В зависимости от химических свойств радиоизотопов, вида микроорганизмов, удельной активности воды и ее pH  $K_n$  для бактериальных клеток варьирует в широких пределах — от 100 до 6 млн. У бактерий  $K_n$  уменьшаются с возрастанием удельной активности воды.

Большая удельная поверхность тела у планктона и губок создает благоприятные условия для адсорбции ими значительного количества радиоактивных изотопов. Скорость накопления планктоном радионуклидов значительна, например, дафния (ракообразное) накапливает около 50 % (предельное количество)  $^{90}\text{Sr}$  за 5 мин.  $K_n$  для планктона примерно равен 250—7500. У водных растений процесс накопления более медленный, так как основной путь поступления в них радиоактивных продуктов обусловлен процессами обмена. Предельное накопление в водорослях происходит в течение 7—30 сут.  $K_n$  для водорослей 100—28 000, для рыбы — 4—130. В крупных водорослях концентрация радиоактивных веществ составляет 0,3—0,6 пКи/кг сырого вещества, в беспозвоночных — 0,2—35 пКи/кг, в мышцах рыб менее 0,1 пКи/кг и несколько больше в печени.

Гидробионты мало усваивают радионуклиды, содержащиеся в твердых частицах, и наоборот, концентрируют нуклиды, находящиеся в ионном состоянии.

При снижении удельной активности воды накопленные радиоактивные элементы из организма гидробионтов выводятся, причем интенсивность этого процесса тем выше, чем выше концентрация радионуклидов в тканях. После 10 дней пребывания в чистой воде планктон и водоросли теряют 95 % общего количества накопленных продуктов. Выведение радионуклидов из тканей и органов рыб происходит с различной скоростью. Так, через 3 мес. пребывания рыбы в чистой воде  $^{90}\text{Sr}$  обнаруживается в ее мышцах до 10 %, а в костях до 50 % от первоначального уровня.

Наиболее активно усваиваются гидробионтами радионуклиды, относящиеся к структурным элементам (C, N, P, Si, Ca, Sr), элементам-ка-

тализаторам (Fe, Zn, Mn, Co, Ni, Cr), легко гидролизующимся элементам (Al, Se, Y, Ce, Ru), тяжелым галогенам и тяжелым двухвалентным ионам. В водных растениях наиболее интенсивно накапливаются: P, Fe, Zn, Co, Y, Zr, Nb, Ce, Hg. Слабее концентрируются в растениях S, Cr, Ca, Sr, Rb, Cs. Коэффициенты накопления радионуклидов в растениях можно снизить на порядок, если внести в воду стабильные изотопы, имеющие с радиоизотопами геохимическое родство. Например,  $K_n$   $^{90}\text{Sr}$  в пресноводных растениях обратно пропорционален содержанию в воде Ca и Mg. В такой же зависимости от калия находится  $^{137}\text{Cs}$ .  $K_n$  радионуклидов водорослями с увеличением pH воды снижается. Накопление Co и Fe снижается при появлении в щелочной среде коллоидных форм этих элементов, плохо усваиваемых растениями.  $^{137}\text{Cs}$  при pH 7—9 выпадает в осадок в виде карбоната и не усваивается растениями. Накопление Cs не зависит от кислотно-щелочных свойств воды. В накоплении некоторых радионуклидов большую роль играет свет, например,  $K_n$  Co, Sr и Cs с увеличением освещенности возрастает. Накопление пресноводными растениями Fe, Y и Ce не зависит от освещенности водоема. Количество поглощенных растениями радионуклидов зависит от температуры воды. Харовая водоросль при повышении температуры до 28°C предпочтительнее поглощает Sr ( $K_n$  возрастает в 1,5 раза), а роголистник — Cs. Элодея в теплой воде концентрирует оба эти радионуклида ( $K_n$  увеличивается в 1,5—3 раза). Концентрация радиоактивных веществ в зимней воде возрастает в несколько раз по сравнению с летним периодом, что связано с вымораживанием воды зимой. Накопление же радионуклидов водными растениями имеет противоположную тенденцию из-за неодинаковой степени биологической активности растений в разное время года.

Основным путем поступления радионуклидов в водные растения является их миграция из воды за счет сорбции и аккумуляции, поэтому уровень радиоактивности водной растительности зависит от содержания радионуклидов в воде. Основной вклад в суммарную радиоактивность вносят  $^{40}\text{K}$  и  $^{210}\text{Po}$ . Концентрация радионуклидов в растениях в различных районах Мирового океана колеблется в довольно узких пределах из-за равномерного распределения активности в нем. В замкнутых водоемах в зависимости от степени минерализации и радиоактивности воды уровень накопления радиоактивности растениями варьирует в весьма широких пределах. Так, в озере Иссык-Куль содержание U достигает 1 Бк/л, в тканях водорослей 740 Бк/кг. Удельная активность пресноводных растений соответствует активности морской флоры и составляет, например, для  $^{40}\text{K}$  около 110 Бк/кг. Прибрежная растительность характеризуется более высокими удельными активностями (около 300 Бк/кг для  $^{40}\text{K}$ ).

Радионуклиды накапливаются не только растениями континентальных водоемов, но и водными животными.

Четыре структурных элемента N, P, C, Si накапливаются фитопланктоном в концентрациях, в 1000—40 000 раз превышающих их содер-

жание в морской воде. У фитопланктона 30 элементов имеют  $K_n > 1000$ . Планктон принимает участие в вертикальном передвижении радионуклидов, перешедших в донные отложения, в результате суточных миграций гидробионтов. Однако даже в областях с максимальной биологической активностью (прибрежные воды) биологическая миграция на порядок ниже физического переноса. Накопившиеся в фитопланктоне нуклиды аккумулируются зоопланктоном, питающимся фитопланктонными организмами. Зоопланктон усваивает радионуклиды и непосредственно из воды.

У рыб основной путь поступления радионуклидов в организм пищевой, поэтому важен уровень загрязнения низших организмов, являющихся кормом для рыб. Вместе с тем радиоактивные изотопы проникают в организм рыбы и через жабры. Значимость этого пути возрастает с повышением удельной активности. Время предельного накопления изотопов в теле рыб колеблется от 10 до 120 дн. Накопление радионуклидов происходит более интенсивно молодью рыбы, чем взрослыми особями. В икре пресноводных рыб  $K_n$  их может достигать десятков единиц. По степени концентрации в икре можно составить ряд:  $Y > > Ce > Zr > Cs = Sr$ . Личинки, выклюнувшиеся из радиоактивной икры, содержат мало радионуклидов, порой их количество даже меньше, чем в окружающей воде. Это свидетельствует о защитной роли оболочек икры, которая поглощает большую часть радионуклидов, заимствованных из водной среды. Накопление радионуклидов резко возрастает через 7 дн., когда личинки переходят к самостоятельному питанию. Хищные рыбы (щука, окунь) накапливают  $^{137}Cs$  быстрее, чем растительноядные (лещ, карп). Концентрация  $^{90}Sr$  не подчиняется этой закономерности. Например,  $K_n$   $^{90}Sr$  одинаков у щуки и карпа. Радионуклиды неравномерно распределяются в организме рыб. Так, коэффициент накопления  $^{90}Sr$  в костных тканях и чешуе рыб колеблется от 300 до 900, а в плавниках достигает 2500, тогда как в мягких тканях содержание его на три порядка ниже. Для  $^{137}Cs$  характерно прямо противоположное распределение: больше всего его в мышцах и внутренних органах.

Коэффициенты накопления разных нуклидов зависят от места гидробионта в трофической цепи. Последовательное уменьшение удельной поверхности гидробионтов с более высокой организацией приводит к снижению коэффициентов накопления за счет сорбции в цепочке: фитопланктон > беспозвоночные > рыбы. Динамика накопления радионуклида гидробионтами описывается двухэкспоненциальной кривой с выходом на насыщение, отражая два ведущих способа аккумуляции радионуклидов биотой в водной среде: более быстрая экспонента характеризует процесс адсорбции, более медленная — процесс ассимиляции.

В воде с высокой концентрацией радиоизотопов накопление последних происходит в одних тканях, а с низкой — в других. При однократном загрязнении рыб даже большими количествами радиоизотопов накопление их в организме незначительно. При длительном же

загрязнении низкими концентрациями радиоизотопы накапливаются в организме в больших количествах. Наиболее интенсивная кумуляция радиоактивных веществ происходит в первые сутки. При достижении предела накопления радионуклидов организмом дальнейшая кумуляция прекращается. У донных рыб накопление радиоизотопов идет быстрее, чем у пелагических.

Чем активнее образ жизни рыбы и чем она моложе, тем больше откладывается в ее тканях радионуклидов. При увеличении концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в воде в 2 раза его количество в рыбе увеличивается в 5 раз. Увеличение концентрации как  $^{90}\text{Sr}$  (накапливающегося в костях, плавниках и голове рыбы), так и  $^{137}\text{Cs}$  (накапливающегося в мышцах рыбы) в тканях хищных рыб происходит медленнее. Наибольшее накопление радионуклидов выявлено у морских и полупроходных рыб из семейства сельдевых, а наименьшее — у рыб семейства карповых; осетровые занимают промежуточное положение. Загрязнение рыб  $^{137}\text{Cs}$  зависит от места их обитания. Наиболее загрязненными являются придонные и хищные рыбы — карась, линь, окунь, щука, карп, сом и др. Наименее загрязненными — обитатели верхних слоев воды — плотва, лещ, судак, голавль и др.

Радиоактивные изотопы, выпадающие из атмосферы, поглощаются организмами, которые населяют поверхность океана, самый верхний его слой толщиной 10—50 мм. Население этого слоя — гипонейстон — состоит из планктона, икринок, личинок моллюсков и рыб. Его биомасса значительна. В Черном море она достигает 100—300 тыс. ц. Из всех морских биоценозов он обладает наибольшей способностью к накоплению радиоизотопов, а в части икры оказывается наиболее радиочувствительным. Насыщенные радиоизотопами, выпадающими из атмосферы на поверхность океана, организмы гипонейстона, отмирая или опускаясь на глубины, перекачивают радиоактивные вещества в более глубокие слои океана. В то же время содержащие радиоактивные вещества рыбы, совершая дальние миграции, служат переносчиками радиоактивных изотопов не только по вертикали, но и в горизонтальном направлении.

Активно поглощают U из воды озер, морей и океанов водоросли. Для одноклеточных водорослей  $K_n = 800\text{—}3900$ . Сильно поглощают U харовые водоросли с коэффициентом накопления от 100 до 1400. Планктон накапливает U с коэффициентами накопления от 3 до 1600 в зависимости от видового состава планктона и содержания U в среде.

Накопление U гидробионтами связано с образованием карбонатного скелета: в кораллах  $K_n = 2800$ . Уран концентрируется на внешних частях кораллов, и при их перекристаллизации наблюдаются потери U. В водорослях U связан прямой корреляционной зависимостью с Ca. С органическим углеродом связь отрицательная. В моллюсках U сконцентрирован преимущественно во внешних слоях раковин, в мягких тканях его мало.

**Средние коэффициенты распределения (осадки) и накопления радиоактивных элементов  
в морских осадках и гидробионтах**

Радионуклид	Осадки глубоководные	Осадки прибрежные	Фитопланктон	Зоопланктон	Ракообразные	Моллюски	Головоногие моллюски	Рыбы
Pb	$3 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^5$	$7 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^2$
Po	$2 \cdot 10^7$	$2 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^3$
Ra	$3 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^2$
Ac	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^4$	50
Th	$5 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$2 \cdot 10^4$	$6 \cdot 10^2$
Pa	$1 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^6$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	10	$5 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	50
U	$5 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	20	5	10	30	20	1

Гидробионты морей и океанов накапливают Ra из воды с различной интенсивностью. Так, коэффициент накопления Ra для камбалы равен 6, для мидий — 69, для моллюсков возрастает до 210.  $K_n$  Ra в растительности пресноводных водоемов с кларковыми концентрациями природных радионуклидов составили у элодеи 370, у харовых водорослей — 50, у телореза — 30, у роголистника — 63.  $K_n$  Ra зависит от его концентрации в воде. В воде с содержанием Ra  $6 \cdot 10$ —9 г/л  $K_n$  примерно равен 2470 на сырую массу. По способности концентрировать Ra установлен ряд: водяной мох > ежеголовник > триостренник > рдесты > > осока > нордомсия > нитчатые водоросли. Растения, потребляющие питательные вещества из воды, проявляют большие  $K_n$ , чем имеющие корни в грунте. У осоки в подводных органах концентрация Ra в несколько раз выше, чем в надводных. У фитопланктона  $K_n \approx 2000$ , а у зоопланктона — 100. Активность  $^{226}\text{Ra}$  в пресноводной растительности варьируется от 111 до 1369 Бк/кг. При этом максимальная активность отмечена у элодеи. Активность Ra в роголистнике из р. Клязьма примерно равна 750 Бк/кг, водорослях из оз. Иссык-куль — около 48 100 Бк/кг. Для Ra в озерных растениях  $K_n \approx 5200$ , для многоклеточных водорослей  $K_n = 1120$ , для одноклеточных водорослей  $K_n = 2750$ . Максимальное концентрирование Ra связано с ряской и одноклеточными водорослями, т. е. с сорбционными процессами. pH воды слабо изменяет  $K_n$ , а солевой состав вод влияет сильно. Возрастание концентрации Ca в растворе с 27 до 370 мг/л приводит к снижению  $K_n$  Ra от 3330 до 37. Распределение Ra между компонентами водоема, % к исходному количеству: 45,9 — вода, 16,6 — растения, 37,5 — грунт.

В морской воде  $^{232}\text{Th}$  присутствует в очень малой концентрации, однако морские организмы накапливают его в значительном количестве.



Коэффициенты накопления в природных условиях лежат в пределах: для зеленых водорослей —  $1,3 \cdot 10^3$ — $1,8 \cdot 10^6$ , бурых водорослей —  $9,4 \cdot 10^3$ — $1,45 \cdot 10^6$  и для красных —  $1,7 \cdot 10^4$ — $8,9 \cdot 10^6$ .

Концентрация  $\alpha$ -излучателей  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Th}$  в морском зоопланктоне достигает 0,4—40 Бк/кг, а  $\beta$ -излучателя  $^{40}\text{K}$  так же, как и для наземных животных, значительно выше (около 90 Бк/кг). Величина активности тканей различных рыб за счет  $\alpha$ -излучателей колеблется от тысячных до десятых долей беккерелей на килограмм сырой ткани, причем обусловлена  $^{210}\text{Po}$  и  $^{226}\text{Ra}$ . Значительная часть  $^{210}\text{Pb}$  концентрируется в водных живых организмах (коэффициент концентрирования  $^{210}\text{Pb}$  из морской воды около  $10^4$ ).

Концентрация  $^{40}\text{K}$  в тканях дальневосточных крабов достигает 240 Бк/кг. Некоторые донные обитатели поглощают грунт, и радиоактивность их тела зависит от степени наполнения грунтом кишечника. В Токийском заливе в течение года удельная  $\beta$ -активность мягких тканей моллюсков, обусловленная  $^{40}\text{K}$ , может изменяться от 60 до 270 Бк/кг сырого веса. Концентрация  $^{40}\text{K}$  в тканях как морских, так и пресноводных рыб колеблется в довольно узких пределах (55—130 Бк/кг). Суммарная активность  $^{40}\text{K}$  в мышечной ткани морских млекопитающих (тюлень, дельфин, кит) составляет 55—130 Бк/кг и равномерно распределена по всем органам; концентрация  $^{210}\text{Po}$  в теле китов примерно равна 2,2 Бк/кг мяса.

Внешнее облучение  $\beta$ -частицами трития не создает заметных дозовых нагрузок даже при купании, поэтому не накладывает ограничений на его активность в воде. Ограничение связано с внутренним облучением при потреблении из водоема воды или выращивании рыбы. В первом случае допустимая концентрация  $^3\text{H}$  равна  $3 \cdot 10^{-8}$  Ки/л, во втором —  $1 \cdot 10^{-6}$  Ки/л.

Коэффициент накопления  $^{131}\text{I}$  в морских рыбах составляет 10, а в моллюсках и водорослях достигает соответственно 10—70 и 200—500.

Стронций-90 в воде обычно находится в растворенном виде и слабо аккумулируется гидробионтами.  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{90}\text{V}$  интенсивно аккумулируются гидробионтами, взвесями и в сравнительно короткое время выводятся из воды. В природных водах  $^{90}\text{Sr}$  может находиться в растворимой и не растворимой в воде формах. Стронций в ионной форме слабо сорбируется взвешенными частицами. Доля  $^{90}\text{Sr}$ , сорбированного на взвешях в пресных водах, находится в интервале 1—10 %. Коэффициенты перехода  $^{90}\text{Sr}$  из воды в организмы водных обитателей равны: 100 для водорослей, 2—10 для крабов и омаров, 1 для океанических рыб и 5 для пресноводных рыб. Первичное поглощение  $^{90}\text{Sr}$  рыбами происходит непосредственно из воды. Факторы концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в костях рыб на два порядка больше, чем в теле. Повышение содержания нерадиоактивного Са в окружающей воде ведет к снижению кумуляции  $^{90}\text{Sr}$  рыбами.  $^{90}\text{Sr}$ , накапливаясь в раковинах моллюсков, удерживается в них очень прочно.

Цезий в водной среде адсорбируется взвесями, особенно глинами, поэтому содержание  $^{137}\text{Cs}$  в растворимой фазе уменьшается с увеличением концентрации взвесей. Калий тоже сорбируется, но в гораздо меньшей степени. Содержание Cs в рыбе обратно пропорционально содержанию калия в воде. Активность  $^{137}\text{Cs}$  в пресноводных рыбах иногда в 100 раз больше, чем в океанической рыбе, при одинаковых концентрациях  $^{137}\text{Cs}$  в воде. Низкое содержание минералов в пресной воде усиливает поглощение  $^{137}\text{Cs}$  растениями. Цезий в водных животных накапливается в основном по пищевой цепи. У животных скорость экскреции  $^{40}\text{K}$  в 3 раза больше, чем  $^{137}\text{Cs}$ , поэтому концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в расчете на количество K в тканях увеличивается в 3 раза на каждом трофическом уровне. Донные беспозвоночные получают  $^{137}\text{Cs}$  из донных отложений. Рыба питается этими беспозвоночными. Соотношение концентраций в организме и в воде для  $^{137}\text{Cs}$  зависит от концентрации K в воде и ее мутности. Коэффициенты накопления для  $^{137}\text{Cs}$  в океане примерно равны 10 для водорослей и моллюсков, 30 для рыб и 50 для моллюсков.

Наилучшими концентраторами  $^{137}\text{Cs}$  служат бурые и красные водоросли и мягкие ткани беспозвоночных и рыб;  $^{90}\text{Sr}$  накапливается лучевиками, некоторыми зелеными водорослями, всеми видами бурых водорослей, панцирями ракообразных, раковинами моллюсков;  $^{90}\text{Y}$  накапливается в оболочке икры рыб, в водорослях, ракообразных, в раковинах моллюсков;  $^{144}\text{Cs}$  — в водорослях, актиниях, в теле моллюсков;  $^{131}\text{I}$  — в водорослях.

Для миграции долгоживущих радионуклидов ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) по пищевой цепи важна их биологическая доступность. Так, концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в костях рыб озер полуострова Таймыр зависит от минерализации воды. Чем ниже содержание в воде Са, тем выше накопление  $^{90}\text{Sr}$  в кормовых объектах рыб и костях рыб разных трофических уровней. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в рыбах из озер Финляндии обратно пропорционально содержанию калия в воде. Наиболее чувствительны к действию  $^{90}\text{Sr}$  планктонные организмы, затем рыбы и менее всего — водные растения. Безвредная концентрация  $^{137}\text{Cs}$  в воде для наиболее чувствительных организмов примерно равна  $5 \cdot 10^{-5}$  Ки/л.

После аварии на ЧАЭС в р. Припять содержание  $^{137}\text{Cs}$  составляло (Бк/кг): в красноперке — 150, в щуке — 120, в леще — 105, в плотве — 100, в голавле — 86, окуне — 68 и подусте — 65.

Сбросы  $^{99}\text{Tc}$  в окружающую среду происходят по всей цепочке ЯТЦ.  $^{99}\text{Tc}$  дольше пребывает в воде, чем  $^{137}\text{Cs}$ . Пертехнетат хорошо растворим в морской воде и доступен для морских организмов. Технеций присутствует как  $\text{TcO}_4^-$  в морской воде, будучи иммобилизованным в приливно-отливных отложениях на побережье. Прямое поглощение Tc из морской воды невелико мидиями, устрицами, креветками, крабами и рыбами, но существенно фукусами, полихетами и омарами. Коричневые водоросли (фукусы) эффективно извлекают из морской воды Tc, и их используют в качестве биоиндикаторов. В 1980 г. concentra-

ция  $^{99}\text{Tc}$  в фукусах, собранных на юге Норвегии, составила 100 Бк/кг сухого веса и снижалась до 40 Бк · кг<sup>-1</sup> при продвижении на 2000 км дальше на север.  $^{99}\text{Tc}$  присутствует и в южной части Балтийского моря, куда поступает из Северного моря. Сейчас в европейском лобстере (омаре) содержится 1 Бк/кг  $^{99}\text{Tc}$ .

Одноклеточные водоросли *Acetabularia* активно поглощают Tc: факторы концентрирования, превышающие 400, достигаются через 3 нед. В *Acetabularia* 69 % от общей радиоактивности Tc находится в цитозоле клетки. В фукусах *Vesiculosus* большая доля Tc присутствует в растворимых ионных формах, а 40 % в этой бурой водоросли связано в белках и полисахаридах клетки. В цитозоле фукуса 45 % Tc присутствует в виде аниона  $\text{TcO}_4^-$ , а остальной  $^{99}\text{Tc}$  связан с низкомолекулярными веществами. Мидии теряют Tc с двумя периодами:  $T_6 = 3\text{—}5$  дн.,  $T_6 = 10\text{—}70$  дн.

Для морских бентосных водорослей Ирландского моря общий порядок накопления трансурановых элементов:  $\text{Cm} > \text{Am} > \text{Pu} > \text{Np}$ . Основной режим накопления — адсорбция на поверхности растений. Такой же механизм характерен и для беспозвоночных. Способность накапливать ТУЭ образует последовательность: полихеты > моллюски > иглокожие, причем, за исключением офиур, аккумулятивное  $\text{Am}$  больше, чем  $\text{Pu}$ . Поглощение радионуклидов морскими животными возможно и через кишечник: беспозвоночные имеют более высокую эффективность поглощения, чем позвоночные. Так,  $\text{Pu}$  значительно лучше поглощается крабами, чем рыбами. Количество  $\text{Pu}$ , поглощенного рыбой, зависит от ее способа питания и мест обитания. Например, камбала постоянно обитает в Ирландском море, загрязненном радионуклидами, причем является придонной рыбой и имеет слабые вентиляционные жабры, а скумбрия проводит в Ирландском море небольшое время, проходя через него, питается планктоном и способна к эффективной жаберной вентиляции. Поэтому количество  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  в камбале намного больше, чем в скумбрии. Морские звезды поглощают  $\text{Pu}$  непосредственно из воды, а не с пищей. Распределение радионуклида между органами морского животного изменяется при его росте и старении. Например, по мере роста камбалы  $\text{Pu}$  перемещается из печени в кости.

Коэффициенты концентрации  $\text{Pu}$  для организмов по отношению к пресной или морской воде уменьшаются при повышении трофического уровня. Типичные значения  $K_h$  для  $\text{Pu}$  в компонентах пищевой цепи: 10 для рыб, 100 для ракообразных и 1000 для моллюсков и водорослей. Морские костистые рыбы поглощают  $\text{Pu(VI)}$  непосредственно из морской воды, а с пищей или седиментами значительно меньше. Морские хрящевые и ракообразные (например, крабы) хорошо поглощают  $\text{Pu}$ .

Удельную (объемную) радиоактивность растительных гидробионтов характеризуют следующие данные: концентрация  $\text{U}$  в фитопланктоне поверхностных вод Атлантики — 0,74 Бк/кг,  $^{226}\text{Ra}$  в водорослях Баренцева моря — от 0,11 до 0,44 Бк/кг;  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  в зеленых водорослях Средиземного моря — 0,22 Бк/кг. Равновесное состояние по активности

радионуклидов между водой и водорослями наступает через 10 дн. Коэффициент накопления  $U$  водорослями 30 л/кг. Удельная  $\beta$ -активность водорослей определяется содержанием  $^{40}\text{K}$  в их тканях. Для красных водорослей Белого моря она достигает 350 Бк/кг, бурых — 130 Бк/кг сырого веса. Зоопланктон в открытых районах Мирового океана содержит  $^{238}\text{U}$  в концентрации, меняющейся от 0,74 до 1,28 Бк/кг, что соответствует удельной  $\alpha$ -активности  $U$  в фитопланктоне в открытых водах Атлантики.

При перенесении рыбы или моллюсков из радиоактивной в нерадиоактивную воду  $\text{Pu}$  покидает организм. Обычно кинетика выделения описывается двумя экспонентами. Например, при выделении  $\text{Pu(VI)}$  из мидий 35 % удаляется с  $T_6 = 7$  дн., а 65 % — с  $T_6 = 776$  дн.

Приведем теперь несколько примеров поступления радионуклидов в гидробионты в различных регионах мира.

Начнем с водных растений в реках Ромашка и Томь (приток Оби), в которые попадают жидкие РАО от СХК. В 2002 г. содержание  $^{24}\text{Na}$  в устье р. Ромашка 3550 Бк/л. 98 % активности  $\gamma$ -излучателей, поступающих в биогидроценоз со сбросами ГХК, приходится на  $^{24}\text{Na}$  (85 %),  $^{76}\text{As}$  (6,2 %),  $^{239}\text{Np}$  (4,5 %) и  $^{42}\text{K}$  (2,3 %). В гидрофитах *Ceratophyllum* и *Potamogeton lucens* обнаружено 22  $\gamma$ -излучающих радионуклида, а также изотопы  $\text{Pu}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Наибольшее абсолютное содержание в гидрофитах обнаружено (Бк/кг) для:  $^{24}\text{Na}$  (1008—6935),  $^{51}\text{Cr}$  (212—4204),  $^{66}\text{Zn}$  (456—2467),  $^{74}\text{As}$  (47—4041),  $^{76}\text{As}$  (2141—7797) и  $^{239}\text{Np}$  (2296—15 000).

Радионуклиды накапливаются в рдесте блестящем, хвоще приречном, осоке и нитчатых зеленых водорослях. Оптимальным индикаторным объектом мониторинга присутствия в воде нижней Томи техногенных радионуклидов является рдест блестящий, при схожем спектре аккумулируемых радионуклидов он встречается чаще других растений в разных пунктах нижней Томи. В рдесте блестящем обнаруживаются такие  $\gamma$ -излучающие короткоживущие нуклиды, как  $^{24}\text{Na}$ ,  $^{76}\text{As}$ ,  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{239}\text{Ne}$ , а также  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  (в р. Ромашка — 335 Бк/кг при фоновом содержании 1,2).

Наиболее интенсивно водные растения накапливают  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{76}\text{As}$ ,  $^{24}\text{Na}$ , а зеленые водоросли еще и  $^{51}\text{Cr}$ . Максимальная удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  (около 47 Бк/кг) отмечена в рдесте блестящем. Ниже по течению в рдестах р. Томи удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  снижается до 9 Бк/кг. Для пресноводных гидробионтов вклад  $\alpha$ -активных радионуклидов, в частности  $^{210}\text{Po}$ , близок к вкладу  $^{40}\text{K}$ ; третье место занимает  $^{14}\text{C}$ .

**Замечание.** В реках в качестве мониторинговых тест-объектов среды в зоне сбросов радиохимических заводов используют карася, который характеризуется смешанным типом питания с большой долей в рационе растительной пищи. Для радиоэкологического мониторинга удельной активности долгоживущих техногенных радионуклидов, в том числе  $^{137}\text{Cs}$ , выбирают представителей хищных рыб (щука, окунь, налим), так как в процессе накопления рыбами  $^{137}\text{Cs}$  отчетливо проявляется эффект более высокого трофического уровня.

Для радиоэкологического мониторинга техногенных радионуклидов в зоне влияния СХК в качестве «сквозного» вида рыб используется карась серебряный. В спектре радиоизотопов, зарегистрированных в карасе из р. Ромашка в 2001 г., обнаружено семь  $\gamma$ -излучающих радионуклидов —  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{24}\text{Na}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{42}\text{K}$ ,  $^{76}\text{As}$ ,  $^{239}\text{Np}$ . По мере удаления от источника загрязнения прослеживается закономерное уменьшение содержания короткоживущих техногенных радионуклидов в рыбах вплоть до устья р. Томи. В рыбах р. Оби  $^{65}\text{Zn}$  (243 дн.) не обнаружен. Содержание  $\beta$ -излучающего  $^{90}\text{Sr}$  в мышечной ткани карася из р. Ромашка невысокое — 5,5 Бк/кг сырой массы, что ниже предельно допустимого уровня (ДУ) согласно принятым нормативам для рыбной продукции (ДУ для  $^{90}\text{Sr}$  — 35 Бк/кг). Основной вклад в  $\beta$ -активность мышечной ткани рыб р. Ромашка вносит  $^{32}\text{P}$ . Содержание  $^{32}\text{P}$  в мышечной ткани рыб в 1995—1997 гг. варьировало от 81 до 4753 Бк/кг (допустимая удельная активность  $^{32}\text{P}$  в пищевых продуктах составляет 520 Бк/кг).

В процессе накопления рыбами  $^{137}\text{Cs}$  отчетливо проявляется эффект более высокого трофического уровня. Наибольшая удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  отмечена у хищных видов рыб (щука, окунь, налим), минимальная — у стерляди. Для хищных рыб в р. Иртыш и в устье Тобола 45 Бк/кг у щуки и 56 Бк/кг у окуня, у щуки в Оби — 19 Бк/кг. Содержание радионуклидов в рыбах неуклонно снижается.

В Каспийском море концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в организме различных видов рыб находятся в диапазоне 20—156 пКи/кг. Для рыб дискриминация  $^{40}\text{K}$  по отношению к  $^{137}\text{Cs}$  значительна. В рамках как морской, так и пресноводной экосистем происходит дискриминация в паре  $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$  при переходе этих элементов из водной среды в организм рыб. Миграционный перенос  $^{137}\text{Cs}$  из морской среды в организм рыб зависит от типа питания, в связи с чем отношение  $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$  используют для выяснения трофических связей гидробионтов.

Основными техногенными радионуклидами для коммерческих видов биоты арктических морей являются  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . В коммерческих видах рыбы Баренцева моря удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  составляет 0,01—0,03 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,14—4,2 Бк/кг,  $^{239,240}\text{Pu}$  — 0,0007—0,002 Бк/кг сырой массы, в рыбе Карского моря  $^{90}\text{Sr}$  от 0,002 до 0,04 Бк/кг,  $^{137}\text{Cs}$  — 0,1—1,1 Бк/кг сырой массы.

Удельная активность  $^{40}\text{K}$  в различных видах зоопланктона в Белом, Баренцевом, Карском и Печерском морях составляет 40—190 Бк/кг. Содержание  $\alpha$ -излучающих радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ) в донных животных (бентосе) варьируется в интервале 0,04—0,40 Бк/кг. Удельная  $\beta$ -активность бентоса в Баренцевом море (по  $^{40}\text{K}$ ) равна (Бк/кг): моллюски — 89, иглокожие — 81 и губки и кишечнополостные — 63. Для рыбы характерны концентрации  $\alpha$ -активных радионуклидов в тканях мышц 0,04—4 Бк/кг. Наибольший вклад в активность  $\alpha$ -излучающих радионуклидов вносит  $^{210}\text{Po}$ . Средние концентрации этого нуклида в мышцах и костях промысловых рыб Баренцева моря составляют

0,9 и 1,3 Бк/кг соответственно. Такое же содержание  $^{210}\text{Po}$  в икре рыб (Бк/кг): корюшка — 0,85, камбала — 0,52, скумбрия — 1,55, сельдь — 2,36.  $\beta$ -Активность рыб определяется присутствием  $^{40}\text{K}$ , его средняя концентрация в мышцах промысловых рыб примерно равна 150 Бк/кг, а в икре рыб (Бк/кг): навага — 85, сельдь — 63, форель — 48, треска — 44.

Радиационная нагрузка на гидробионты определяется не внешним облучением (от нуклидов в окружающей воде), а внутренним — за счет поглощения  $\beta$ - и  $\alpha$ -частиц тканями. Уровень этой нагрузки соответствует поглощенной дозе облучения за год около 1 МГр. Для донных организмов существенный вклад в дозу дает облучение от дна. Для рыб поглощенная доза за год от  $\alpha$ - и  $\beta$ -излучателей составляет (мЗв): 0,365 ( $^{40}\text{K}$ ), 0,219 ( $^{210}\text{Po}$ ), 0,0255 ( $^{238}\text{U}$ ), 0,0084 ( $^{14}\text{C}$ ) и 0,0073 ( $^{226}\text{Ra}$ ). Для рыб вклад в суммарную дозу от  $\alpha$ -излучателя  $^{210}\text{Po}$  близок к вкладу от  $\beta$ -излучателя  $^{40}\text{K}$ . В сумме  $^{40}\text{K}$  и  $^{210}\text{Po}$  формируют 93 % суммарной годовой дозы облучения тканей рыбы. Дозы от природных и техногенных радионуклидов в морской среде крайне малы. Даже в Ирландском море критические группы гидробионтов подвергаются мощностям дозы, сравнимым с естественным фоновым облучением, т. е. 1—2 мЗв · год<sup>-1</sup>. Среднегодовая доза от природных радионуклидов при употреблении рыбы и моллюсков составляет  $2 \cdot 10^{-2}$  мЗв · год<sup>-1</sup>, а мощности дозы от техногенных радионуклидов еще меньше.

Для бесконечного времени доза от радионуклидов из Селлафилда равна  $10^4$  чел.-Зв или 1/3 от дозы, создаваемой в морепродуктах выпадениями после ядерных испытаний. Облучение от  $^{129}\text{I}$  будет продолжаться миллионы лет.  $^{137}\text{Cs}$  — единственно важный фактор дозы, хотя и небольшой. Доза от  $^{90}\text{Sr}$  на два порядка меньше, чем от  $^{137}\text{Cs}$ . В морепродукты поступает менее 1 %  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , а Pu — 20 %. Годовая доза облучения ирландских рыбаков, потреблявших в 1970-е гг. «красный хлеб» с примесью местных водорослей, составила 2,5 мЗв/год.

На рубеже веков из-за поступления  $^{99}\text{Tc}$  в пищевые цепочки годовая доза облучения населения Ирландии, потребляющего значительные количества морепродуктов, составляла 9 мкЗв/г, а для жителей плавающих домов 40 мкЗв/год. Годовая доза облучения жителей Камбрии за счет естественного радиационного фона была 2200 мкЗв/год, а для Ирландии — 3000 мкЗв/год, среднемировая доза 2400 мЗв/год. Незначительность дозы, обусловленной  $^{99}\text{Tc}$ , связана с рядом причин. Эти дозы не приводят к существенным последствиям, так как при распаде этого долгоживущего изотопа возникает только малопроникающее излучение с максимальной энергией  $\beta$ -частиц 0,0965 МэВ. Кроме того, биоаккумуляция  $^{99}\text{Tc}$  происходит в чешуе рыб и в донных отложениях. Наконец, метаболические свойства этого элемента таковы, что в организме человека он практически не концентрируется и быстро выводится из него. Поэтому радиотоксичность  $^{99}\text{Tc}$  много ниже, чем  $^{90}\text{Sr}$  ( $2,9 \cdot 10^{-10}$  и  $2,4 \cdot 10^{-8}$  Зв/Бк соответственно).

Современные дозы облучения организмов Арктики, обусловленные искусственными радионуклидами, в 10 и более раз ниже, чем от природного фона. Более высокие масштабы облучения донных организмов имеют место в заливах Карского моря вблизи внешнего облучения вблизи контейнеров с радиоактивными отходами. В этих локальных биотопах дозы внешнего облучения от донных отложений могут достигать значений, сопоставимых со значениями природного фона. Уровни облучения арктической биоты малы и не являются значимым источником радиозэкологического риска. Коллективная доза от потребления морепродуктов из Баренцева моря равна 3—5 чел.-Зв/год, причем наибольший вклад в дозу дает потребление рыбы, в основном за счет  $^{137}\text{Cs}$ . В Карском море эта доза значительно ниже. Для населения, проживающего на побережье Баренцева и Карского морей, доза при потреблении всех видов морепродуктов составляет 3—4 мкЗв/год. Это в сотни раз ниже современных допустимых дозовых нормативов.

Прогноз дозовых нагрузок, которые получит население по морским пищевым цепочкам в период 2000—3000 гг. от затопленных в СССР радиоактивных объектов в заливах и на акватории Карского моря, показывает, что дозы будут высоки для военного персонала —  $2 \cdot 10^{-5}$  Зв/год в 2100—2300 гг. Напомним, что допустимая доза облучения составляет  $15 \cdot 10^{-3}$  Зв/год (в 700 раз больше!). Максимальная доза от морепродуктов примерно равна  $5 \cdot 10^{-12}$  Зв/год, т. е. пренебрежимо мала не только по сравнению с природным радиационным фоном, но и с дозой, создаваемой у человека только за счет присутствия в морских организмах природного радионуклида  $^{210}\text{Po}$  ( $1 \cdot 10^{-4}$  Зв/год). Хотя коэффициенты накопления радионуклидов в рыбе, например  $^{137}\text{Cs}$ , могут достигать 100, тем не менее, его концентрация в больших объемах морской воды достаточно мала, невелики и дозовые нагрузки. В пресных водах наблюдаются более высокие концентрации и более высокие дозовые нагрузки. Так, для потребляемой на Кольском полуострове морской рыбы концентрации  $^{137}\text{Cs}$  составили 0,5 Бк/кг сырого веса, а для пресноводных рыб получена величина в 60 раз большая, около 30 Бк/кг сырого веса.

## 9.9. Радионуклиды в почве

Деятельность предприятий ЯТЦ, добыча радиоактивных и полиметаллических руд, фосфатов и органического топлива неизбежно приводит к загрязнению почв естественными и техногенными радионуклидами.

Свойства почвы определяют скорость и способы включения радионуклидов в биогеохимические циклы. Радиоизотопы, присутствующие в почве, в результате обменных процессов поступают в растения.

---

**Почва** — верхний горизонт литосферы, вовлеченный в круговорот при участии растений, животных и микроорганизмов.

---

Почва — сложная полидисперсная система, содержащая несколько подсистем: обломки минералов горных пород; глинистые минералы; грубый гумус; тонкий гумус; пленки-гели, покрывающие почвенные частицы и состоящие из гидроксидов Fe, Mn, Al, кремниевые кислоты, органические вещества, различные соли; живые корни растений; почвенная фауна и микроорганизмы; почвенные растворы; почвенные газы. Радионуклиды находятся во всех компонентах почвы. С почвенными газами связаны лишь изотопы Rn. От форм нахождения радионуклидов в почве зависит их доступность для растений.

Прочность поглощения почвой искусственных и естественных радионуклидов зависит от природы самих химических элементов и от свойств почвы и состава почвенных растворов. Химические элементы существуют в почвах в растворенном и адсорбированном состояниях. В первом случае они легкодоступны для растений, а во втором — нет. Сорбционная способность почв зависит от их состава. Чем больше в почве органики (особенно гумуса) и илистых частиц, тем прочнее она фиксирует радионуклиды.

Поглощение радионуклидов почвой приводит к снижению их поступления в растения, но одновременно происходит их накопление в верхних слоях почвы (слое наибольшего распространения корней растений), что повышает их доступность для растений и способствует большому накоплению радионуклидов в растительной массе, чем при их свободном передвижении в более глубокие горизонты.

Поглощение радионуклидов определяется процессами распределения между двумя основными фазами почвы — твердой и жидкой и осуществляется за счет процессов: сорбция — десорбция, осаждение — растворение, коагуляция — пептизация. Радионуклиды, поступившие в почву в водорастворимой форме и в составе тонкодисперсных радиоактивных частиц, быстро включаются в процессы адсорбции и абсорбции. Попадая в почву в ультрамалом количестве, радиоактивные вещества не конкурируют между собой за место на сорбирующей поверхности, поэтому почвы по отношению к ним остаются малонасыщенными.

На сорбцию влияют такие факторы, как кислотность почвенного раствора, емкость поглощения и состав обменных катионов, содержание органического вещества, минералогический и гранулометрический состав почвы. Важна также поглощательная способность почвы, т. е. способность почвенных частиц поглощать ионы химических элементов из почвенного раствора и удерживать их в связанном состоянии. Подвижность и биологическая доступность нуклида со временем снижается в результате перехода в «слабообменное» состояние.

Содержащиеся в почве радионуклиды могут находиться в виде ионов в почвенном растворе или ионов, связанных с твердой фазой. Соотношение между этими состояниями задает коэффициент распределения  $K_d$  — отношение равновесных концентраций радионуклида в твердой фазе и в растворе. Свойства почвы по степени влияния на коэффици-



ент распределения образуют ряд: влажность > коэффициент диффузии > содержание обменных Ca и Mg > емкость обмена > содержание органического углерода > pH.

Обменная способность зависит от способности почвенных коллоидов поглощать катионы из раствора в обмен на эквивалентное количество катионов коллоидов. В большинстве почв преобладают минеральные коллоиды, на долю которых приходится 85 % их общей массы. К ним относятся глинистые минералы (например, монтмориллонит, иллит, вермикулит), гидроксиды Fe, Al, Mn, Si и их комплексные соли. Коллоиды поглощают вещества из раствора в виде ионов и молекул. Поглощенные виды обмениваются на другие ионы и молекулы, находящиеся в почвенном растворе, т. е. коллоиды обеспечивают поглотельную и обменную способность почв.

Ионно-обменная адсорбция — не единственный механизм поглощения радионуклидов почвой. Так, заметная доля общего количества  $^{90}\text{Sr}$  и особенно  $^{137}\text{Cs}$  связана с твердой фазой почвы прочнее, чем это возможно при ионообменной адсорбции. Фиксация — свойство ионообменника удерживать катионы в таком состоянии, когда они не способны подвергаться быстрому ионному обмену. Причиной фиксации является взаимодействие ионов с кристаллической решеткой некоторых глинистых минералов. В результате фиксации некоторая часть радионуклида лишается способности перемещаться в почве на значительные расстояния и, пока нуклид находится в фиксированном состоянии, не поглощается растениями. Все же фиксированные ионы могут, хотя и медленно, переходить в обменное состояние и в раствор. Скорость их перехода в подвижное состояние определяется кинетикой десорбции.

Дисперсность почвенных частиц определяет поглотельную способность почвы, например, с уменьшением размера частиц почвенных фракций сорбция ими  $^{137}\text{Cs}$  повышается. Сорбционная поверхность частиц песчаной фракции минимальная, а у илистой фракции — максимальна. Более 90 % радионуклидов поглощается илистой фракцией, т. е. глинами, гидрослюдами и слюдами. Поглощенные радионуклиды в 2—5 раз сильнее закрепляются на тяжелых почвах. Сорбция радионуклидов на торфяно-болотных почвах в 10 раз меньше, чем на минеральных.

Различие в поглощении и закреплении радионуклидов связано с различиями в строении кристаллических решеток минералов. Сорбционная способность у минералов группы монтмориллонита выше, чем у минералов группы каолинита.  $^{137}\text{Cs}^+$  имеет наибольший радиус среди других одновалентных катионов, поэтому он адсорбируется глинистыми минералами прочнее, чем калий.  $^{137}\text{Cs}$  поглощается кристаллической решеткой глинистых минералов путем изоморфного замещения  $\text{K}^+$  в кристаллической решетке минералов. На интенсивность и полноту поглощения радионуклидов, а также на прочность их закрепления в твердой фазе почвы существенное влияние оказывает кислотность

среды. При низких значениях pH среды отмечается менее прочная фиксация радионуклидов в почве. Кислые почвы менее способны к сорбции, чем почвы с нейтральной реакцией.

Поглощение почвой Fe, Co, Y, Ce с повышением pH снижается. Особенно это заметно в случае наличия в почвенном растворе ионов  $\text{Fe}^{3+}$  и  $\text{Al}^{3+}$ , что связано с сорбцией радиоизотопов на коллоидах гидроксидов этих элементов. В присутствии комплексообразователя резко снижается сорбция почвой Fe, Co, Y, Ce и, в меньшей степени, Sr. На сорбцию почвой  $^{137}\text{Cs}$  комплексон не оказывает влияния. В присутствии в почвенных растворах экстрактов из опавших листьев растворимость большинства радионуклидов увеличивается, вызывая переход радионуклидов из почвы в почвенный раствор. Такой эффект связан со способностью органических веществ переводить радиоизотопы в растворимые в воде комплексные соединения. Его используют при дезактивации почв, содержащих радиоактивные вещества (за исключением  $^{137}\text{Cs}$ , который остается в почве). Для извлечения из почвы радионуклидов используют десорбенты, т. е. катионы, способные вступать в такие же соединения, что и вытесняемые ими радионуклиды.

Очень низкая концентрация радионуклидов в почве обуславливает зависимость их поведения от концентрации и свойств их носителей. Так, перемещающийся в почве  $^{90}\text{Sr}$  распределяется между обменным Са почвы и Са, находящимся в почвенном растворе. В обоих случаях Са выполняет функцию неизотопного носителя, причем, чем больше обменного Са в почве, тем больше задерживается в ней  $^{90}\text{Sr}$ , и чем больше Са в растворе, тем больше  $^{90}\text{Sr}$  остается в нем. Скорость поглощения радиоактивных веществ почвой зависит от их растворимости. Водорастворимые формы легче взаимодействуют с почвенным поглощающим комплексом, чем малорастворимые. Фиксация  $^{89}, ^{90}\text{Sr}$  различными типами почвы равна 80—90 %, однако они легко десорбируются под действием нейтральных солей. Активно взаимодействует с твердой фазой радионуклид Cs, задерживаясь в ней на 93—95 %. Однако в отличие от Cs десорбируется значительно хуже.

Радионуклиды в виде катионов прочно поглощаются слабощелочными почвами аридной зоны и слабокислыми почвами гумидной зоны, причем, чем выше плодородие почвы, тем прочнее сорбция радионуклидов. Сорбционная способность почвы тем выше, чем больше в ней соединений, способных реагировать с радионуклидами. Глины и суглинки обладают высокой сорбционной емкостью, и продвижение в них радионуклидов затруднено. Минеральный и грануметрический состав почвы определяет ее сорбционные свойства и биодоступность содержащихся в ней радионуклидов. Дерново-подзолистые почвы отличаются невысоким содержанием питательных веществ, незначительной емкостью обмена, низким pH, малым содержанием гумуса. Глинистые почвы обладают существенно большей способностью сорбировать радионуклиды, особенно изотопы Cs и Pu, по сравнению с песчаными

почвами. Чем меньше размер частиц почвы, тем выше ее сорбционная емкость.

Органическая часть почвы обладает более высокой поглотительной способностью, чем минеральная. Чем больше емкость катионного обмена и сумма обменных оснований, тем прочнее сорбция радионуклидов, поэтому сорбция максимальна у черноземов. Черноземы характеризуются повышенным содержанием глины, ила, гумуса, обменных катионов и большой емкостью поглощения.

Органические вещества бывают гумусными (ГВ) и негумусными. К негумусным веществам относятся жирные кислоты, аминокислоты, углеводы, липиды, уксусная кислота и т. п. В состав ГВ входит около 60 % от всего органического углерода почв. Они подразделяются на гумин (нерастворим при любых значениях pH), гуминовые кислоты (нерастворимы при  $\text{pH} < 3,0$ ) и фульвокислоты (растворимы во всем диапазоне pH).

*Гумус* — основное органическое вещество почвы, содержащее питательные вещества, необходимые высшим растениям. Гумус составляет 85—90 % органического вещества почвы и определяет ее плодородность.

*Гумусовые кислоты, ГК*, — природные полиэлектролиты, смесь высокомолекулярных азотсодержащих оксикислот с бензоидным ядром, входящих в состав гумуса и образующихся в процессе превращения продуктов разложения органических остатков в гумус (при участии микроорганизмов, воды и кислорода); являются ароматическими гидроксополикислотами; гидрохинонные и пирокатехиновые фрагменты обуславливают восстановительные свойства ГК.

*Фульвокислоты* — наиболее агрессивная фракция гумминиевых веществ. Имеют специфический элементный состав, отличный от гуминовых кислот. Выделяют из растворов на активированном угле, полимерных смолах.

Благодаря наличию в своем составе большого набора карбоксильных и гидроксильных групп и ароматических фрагментов гумусовые кислоты образуют прочные соединения с ионами металлов (гуматные комплексы). Различающиеся по растворимости группы гумусовых кислот — фульвокислоты и гуминовые кислоты — выполняют противоположные геохимические функции. Фульвокислоты повышают миграционную способность элементов в земной коре, а гуминовые кислоты представляют собой мощный геохимический барьер.

**Замечание.** Гуминовые кислоты обладают высокой сорбционной емкостью по отношению к ионам элементов: 1 г гуминовых кислот сорбирует 30 мг Cs, 18 мг Sr, 18 мг Cu, 60—150 мг Pb, 80 мг Cr, 300 мг Hg, 300—600 мг Au, 85—100 мг Pd.

Общая удельная  $\gamma$ -активность почвы составляет 550—740 Бк/кг. 1 кг почвы содержит природные радионуклиды: 370 Бк  $^{40}\text{K}$  (диапазон 100—700 Бк), 25 Бк  $^{226}\text{Ra}$  (диапазон 10—50 Бк), 25 Бк  $^{238}\text{U}$  (диапазон 10—50 Бк) и 25 Бк  $^{232}\text{Th}$  (диапазон 7—50 Бк). Многие из реч-

ных наносов содержат  $100 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  природных радиоизотопов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{238}\text{U}$ ). Нормальная концентрация U в почве составляет от  $300 \text{ мкг} \cdot \text{кг}^{-1}$  до  $11,7 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Предел остаточной радиоактивности почвы, при котором почва может использоваться без каких-либо ограничений, оценивается в  $35 \text{ пКи/год}$ .

Естественные радионуклиды находятся в почве в заметных количествах: массовая концентрация  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  в почве составляет соответственно  $3 \cdot 10^{-4}$ — $4 \cdot 10^{-4} \%$  и  $4 \cdot 10^{-4}$ — $9 \cdot 10^{-4} \%$  (активность  $37,5$ — $50 \text{ Бк/кг}$  почвы и  $16,4$ — $36,9 \text{ Бк/кг}$  почвы соответственно), а техногенные радионуклиды — в ультрамалых. Содержание радионуклидов в почвах меняется в пределах  $2,3$ — $4,0 \text{ мг/кг}$  для U и  $8,0$ — $24,1 \text{ мг/кг}$  — для Th. Активности  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  в почвах убывают в последовательности:  $^{228}\text{Ra} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th}$ . Активность почв за счет  $^{87}\text{Rb}$  колеблется от 1 до  $200 \text{ Бк/кг}$ , другие естественные радионуклиды содержатся в значительно меньших количествах.

Уран аккумулируется в почве в результате выветривания пород и почвообразования, поэтому его концентрация в почве выше, чем в породах, из которых он происходит. За геохимический фон принята величина содержания U  $50,0 \text{ Бк/кг}$ . В районах, сложенных кристаллическими породами с высоким содержанием U, концентрация его в почве повышается. Увеличение концентрации естественных радионуклидов с севера на юг обусловлено различиями в почвообразовательных процессах этих регионов.

Минимальное содержание U встречается в северных районах Восточно-Европейской равнины (до  $580 \text{ с. ш.}$ ), т. е. в областях распространения подзолистых почв, и составляет  $(0,1$ — $1,0) \cdot 10^{-4} \%$ . По ландшафтно-климатическому районированию — это области тундровой и таежно-лесной зон. В зоне распространения песчаных и супесчаных дерново-подзолистых почв концентрации U несколько выше:  $1,5 \cdot 10^{-4} \%$ . В серых лесных почвах содержание  $^{238}\text{U}$  равно  $3,4 \cdot 10^{-4} \%$ , в черноземах —  $3,0 \cdot 10^{-4} \%$ , в верхних горизонтах сероземных почв полупустынь —  $2,2 \cdot 10^{-4} \%$ .

В северных районах со слабокислым составом вод и преобладанием катионных форм среди растворенных в воде соединений U реализуются благоприятные условия для его сорбции на минеральных коллоидах. Для районов лесостепи, где U находится в природных водах в форме анионных карбонатных комплексов, сорбционные процессы несущественны. Здесь важнее процессы испарения и соосаждения с выпадающими при этом сульфатами, карбонатами, фосфатами и т. д. Такие зоны обогащения U не являются стабильными и зависят от сезонных изменений количества осадков, уровня грунтовых вод и температуры.

Имеет место прямая зависимость распределения U по почвенному профилю от содержания органического вещества в почвах. Существует положительная корреляция между содержанием гумуса и U. В перегнойно-аккумулятивном горизонте пойменных дерново-луговых почвах содержание U выше, чем в черноземе, в  $1,8$ — $4,0$  раз. Гумусовые вещества и битумы способны избирательно извлекать U из растворов

с низкой концентрацией. Уран связывается преимущественно с фульвокислотами, в меньшей степени с гуминовыми кислотами. Восстановление  $\text{UO}_2^{2+}$  до  $\text{U}^{4+}$  приводит к осаждению урана в виде труднорастворимых соединений.

**Замечание.** В почвах на долю водорастворимых форм U приходится шестая часть от общего содержания урана. Америций в почвах на 33—49 % содержится в водорастворимых и обменных формах, большая часть находится в необменной форме.

Зависимость коэффициента поглощения U от pH почвенного раствора нелинейная: есть три максимума при pH 5—6, 9—10 и 12, минимум — при pH 2—3. Самое слабое поглощение U дерново-подзолистой и дерново-луговой почвами происходит при pH 2—3, а максимальное (98 %) при pH 5—8. Если U находится в виде уранил-иона, то в почвах разного типа коэффициент поглощения от 7 до 338  $\text{см}^3/\text{г}$ , и снижается в 10 раз при увеличении количества U в растворе выше  $10^{-4}$  г/л.

Известно, что в водной среде более устойчивы соединения U(VI). При  $\text{pH} < 2,5$  они представлены ионом уранила  $\text{UO}_2^{2+}$ , склонным к гидратации, комплексообразованию и гидролизу. При концентрации более 0,2 мг/л U гидролизует в слабокислых почвах (pH 2—4,2). На поведение U влияют псевдоколлоидные свойства гидратированного уранила и его адсорбция на частицах с положительным зарядом поверхности. При pH 5—6 коллоид перезаряжается, и катионы U переходят на отрицательно заряженные коллекторы. Уран может мигрировать в сорбционном виде на гидроксидах железа, глинистых частицах, органических взвешках. На поверхности коллоидной формы  $\text{SiO}_2$  уранил-ион образует прочное комплексное соединение. В природных водах с  $\text{pH} < 7,5$  и концентрацией фосфатов 1 мкМ доминирует ион  $\text{UO}_2(\text{HPO}_4)_2^{2-}$ . В отсутствии ортофосфат-ионов и низких (1 мМ) концентрациях карбонатов продукты гидролиза уранила преобладают в интервале pH 2—12. Прочность комплексов U с гуминовыми кислотами в 1,5—2 раза выше, чем с фульвокислотами. В восстановительных условиях при pH 5 гуминовые кислоты, а при pH 6,0—6,6 — фульвокислоты осаждают U, в окислительных — образуются растворимые соединения. Концентрация карбонатов 1 мМ исключает образование растворимых продуктов гидролиза и препятствует гуматному связыванию при содержаниях гуматовых кислот менее 0,1 мкМ. При их концентрации 50 нМ и низких (0,5 мМ) содержаниях карбонатов образование гуматов U доминирует.

Наименее прочные комплексы с гумусовыми кислотами образуют уранильные ионы при их кратковременном взаимодействии с гумусовыми кислотами в жидкой фазе; более прочные соединения дает U(VI) в твердой фазе органического вещества сланца; еще более прочными связями характеризуются гуматные и фульватные комплексы, образуемые уранильным ионом  $^{238}\text{U}$  в твердой фазе; наиболее прочны комплексы с U(IV). Очень слабо U поглощается известняком, практически не сорбируется кремнеземом. В пустынно-песчаной почве, светлом и типичном сероземах U находится в обменной форме; в луговой и лугово-болотной почвах содержание U в этой форме в 2—4 раза меньше.

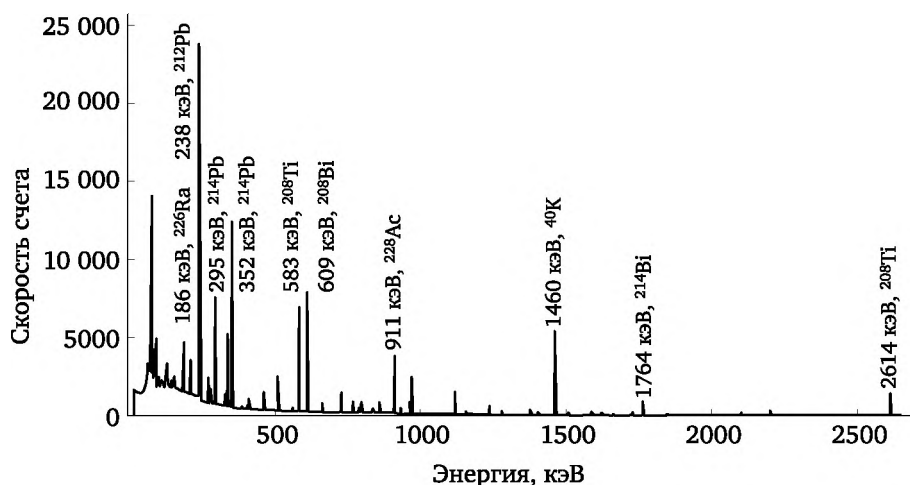


Рис. 14. Типичный  $\gamma$ -спектр почвы

Средняя концентрация  $^{226}\text{Ra}$  в почвах составляет 26 Бк/кг,  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  — по 33 Бк/кг, причем 30 % этих изотопов попадает в почву с атмосферными выпадениями. В обычных почвах  $^{226}\text{Ra}$  мигрирует слабо. Повышение кислотности почвы усиливает его миграцию. Благодаря фильтрационной способности почвы глубина проникновения Ra ограничена.

В кислых почвах концентрация  $^{226}\text{Ra}$  превышает равновесную концентрацию  $^{238}\text{U}$ . Содержание Ra коррелирует с содержанием глинистых минералов, гидроксидов Fe, Mn, Al, органического вещества. В черноземах и почвах аридной климатической зоны Ra накапливается на карбонатных и сульфатных испарительных барьерах, соосаждаясь с карбонатами и сульфатами других щелочноземельных металлов. Коэффициент накопления Ra растениями больше единицы. Он относится к безбарьерным элементам. Наиболее высокие  $K_n$  наблюдаются в растениях гумидного климатического пояса. Для аридного пояса  $K_n$  существенно ниже, так как в первом случае корневые выделения растений легко извлекают сорбированные на поверхности твердой фазы или обменные формы Ra. Во втором случае Ra связан в слаборастворимых сульфатах Ba или гюмат-ах Ca. Квадратный километр почвы слоем толщиной 40 см содержит около 1 г Ra.

Поглощению Ra в почвах способствует высокая концентрация сульфат-иона, низкие содержания Ca и небольшая ионная сила раствора. Ион  $\text{Ra}^{2+}$  малосклонен к комплексообразованию. В присутствии органических веществ в почве повышается подвижность и снижается эффективность радиоэлемента. Имеет место соосаждение Ra с карбонатами Ca, гидратированными оксидами Fe и сорбция радиоактивного элемента глинистыми элементами, коллоидной кремнекислотой, оксидами Mn. Ra избирательно поглощается коллоидами кремнекислоты даже из высококонцентрированных растворов Ba. Совместное при-

сутствие Са и органического вещества усиливают степень и прочность поглощения Ra. В отсутствии Са наблюдается обратное действие. Для Ra при pH 1 сорбция выше, чем при pH 2—6. При pH 1—2 достигается высшая подвижность радиоэлемента. Поглощительная способность Ra возрастает в щелочной среде.

Продукты распада атмосферных эманаций осаждаются на верхний слой почвы. Поскольку все количество оседающего  $^{210}\text{Pb}$  задерживается в верхнем горизонте, то его концентрация в этом слое за счет сухого и мокрого оседания из атмосферы примерно равна 11 мБк/год, а средняя концентрация  $^{210}\text{Pb}$ , связанная с распадом почвенного  $^{222}\text{Rn}$ , примерно равна 26 мБк/год. На содержание  $^{110}\text{Pb}$  в почвах влияет обилие растительного покрова: количество  $^{110}\text{Pb}$  минимально в суглинистых, лишенных растительности, почвах (удельная массовая активность примерно равна 85 Бк/кг), при наличии развитого растительного покрова — содержание свинца повышается (320 Бк/кг), а при наличии мхов его содержание в почве наиболее высокое (470 Бк/кг).

Почвы содержат 5—12 ppm Th, удельные активности 3,7—125,8 мБк/кг. Из горных пород и почв  $^{232}\text{Th}$  и легко выщелачивающийся продукт его распада  $^{228}\text{Ra}$  поступают в грунтовые воды, воды рек, морей и океанов. Ион  $\text{Th}^{4+}$  существует только в средах с pH 2—3. При отсутствии комплексообразователей в природных поверхностных водах он находится в виде полимерных продуктов гидролиза. Такой Th эффективно поглощается тонкодисперсными фракциями глинистых минералов и гуминовой кислоты. Осаждению Th препятствует его комплексообразование с органическими лигандами. Th мигрирует в форме координационных соединений с фтор-, сульфат-, фосфат-, хлорид-, нитрат-, карбонат-ионами. В грунтовых водах высокое содержание органических веществ и низкое pH способствует поглощению Th почвами. При возрастании концентрации Th степень его поглощения луговой почвой увеличивается. Максимум сорбции Th наблюдается в нейтральных и слабощелочных средах, минимум в кислых. В песчаных почвах коэффициенты межфазного распределения для Ra составляют  $10^6$ — $3,8 \cdot 10^4$ , для U — 0,13—16,0 мл/г. Различия обусловлены механизмами взаимодействия с почвенными компонентами. Для почв гумидной зоны выдерживается ряд миграции элементов  $\text{Ra} > \text{U} > \text{Th}$ .

Интенсивное и прочное поглощение U, Ra и Th происходит за счет органического вещества и глинистых минералов. За закрепление в почвах U и Th ответственны процессы ионного обмена, комплексообразования, гидролиза и окисления-восстановления. Для Ra наиболее важен ионный обмен. Процессы миграции радионуклидов семейств  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  сложны из-за многообразия участвующих в них радиоактивных элементов. В отличие от материнских  $^{238}\text{U}$  и  $^{232}\text{Th}$  продукты их распада в результате разрушения минералов при радиоактивном распаде концентрируются в зоне нарушений минерала, что облегчает их выщелачивание и переход в подземные воды. Интенсивность миграции этих

радионуклидов из горных пород зависит как от степени их разрушения, так и от состава растворов.

Отношения Th к U во всех почвах, особенно в подзолистых и серых лесных, значительно выше, чем в горных породах, за счет которых образовались эти почвы. Известно, что в горных породах это отношение обычно примерно равно трем. Обеднение почв U происходит из-за того, что он лучше переходит в растворы и выносится из почвы, чем Th. Урана в почвах значительно меньше, чем следовало бы, если бы он находился в равновесии с Ra, как это наблюдается в горных породах, где на 1 г Ra приходится 3 000 000 г U. Уран выносится из почв в относительно больших количествах, чем Ra, т. е. природные растворы больше обогащены U по сравнению с Ra.

Таблица 17

**Концентрация радионуклидов в горных породах и мощность поглощенной дозы на высоте 1 м от поверхности Земли**

Тип породы	Концентрация радионуклидов, Бк/кг			Мощность поглощенной дозы, $10^{-8}$ Гр/ч
	$^{40}\text{K}$	$^{238}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	
Вулканические:				
кислые (граниты)	1000	60	81	12,0
промежуточные (диориты)	700	23	32	6,2
ультраосновные (диабазы)	150	0,37	24	2,3
Осадочные:				
известняки	89	28	7,0	2,0
карбонаты	—	27	7,8	1,7
песчаники	370	18,5	11	3,2
сланцы	700	44	44	7,9

В районах Полярного Урала на водоразделах, в условиях дренированного ландшафта формируются горно-тундровые дерново-пропитанно-гумусные почвы. В них изотопы U, Th и Ra связаны с минерально-обломочной фракцией почв, унаследованной от почвообразующих пород. Радиоактивное равновесие нарушено слабо. В понижениях рельефа развиты торфяно-глеевые почвы с повышенным увлажнением. Связь между U и Ra практически отсутствует, что свидетельствует о различных путях миграции материнского  $^{238}\text{U}$  и дочернего  $^{226}\text{Ra}$ . Изотопы Ra в условиях горной тундры слабо выносятся за пределы почвенного профиля. По всем разрезам наблюдается обогащение горизонтов изотопами Ra относительно материнских радионуклидов. Так, отношения активностей  $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$  изменяются от 1,24 до 31,6, а  $^{228}\text{Ra}/^{232}\text{Th}$  — от 1,08 до 142,5.

Для почв пояса тайги (хвойных лесов) характерно обилие органического вещества. Избыток органических кислот в почвах обеспечивает



кислую реакцию среды, благоприятную для химического разложения минералов и выноса многих элементов за пределы почвенного профиля.

Таблица 18

**Содержание радиоактивных элементов в почвах, %**

Почвы	Радий, $10^{-10}$	Уран, рас- считанный по равновесию с радием, $10^{-4}$	Истинное содержание урана, $10^{-4}$	Торий, $10^{-4}$	Торий, уран
Подзолистые	0,89	2,66	0,12	4,8	40
Серые лесные	0,28	0,84	0,12	6,0	50
Краснозем	0,30	0,90	0,35	2,6	7,1
Чернозем	0,91	2,72	0,93	5,2	5,7

Замораживание почвы увеличивает количество подвижных форм Cs, Ra и Th, но практически не влияет на фракционирование Am и U.

Основные закономерности миграции изотопов U, Th и Ra в почвах таежных ландшафтов подобны тундровым, но отличаются интенсивностью почвообразовательных процессов с участием больших количеств органического вещества. Фиксация U обусловлена окислительно-восстановительными процессами с участием органики, а Th и Ra регулируются присутствием полуторных гидроксидов. При этом определяющую роль играет водный режим. Изотопы Ra в таежной зоне высокоподвижны. В горно-тундровых почвах Ra выносятся практически из всех горизонтов. В горнолесных почвах в условиях сравнительно затрудненного стока происходит накопление Ra преимущественно в грубогумусных горизонтах. Активность изотопов Ra преобладает над всеми остальными членами рядов. В целом характер распределения изотопов Ra и Th совпадает.

Таблица 19

**Средняя удельная активность естественных радионуклидов в горных породах и почве**

Порода	Удельная активность, Бк/кг			
	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$	$A_{\text{эфф}}$
Боксит	104	333	740	603
Глина	18	111	1221	267
Гранит	78	74	999	260
Кварцит	30	33	629	126
Базальт	33	26	340	98
Гравий	26	22	333	83
Известняк	18	15	37	41
Почва	25	28	529	107
Земная кора	33	39	656	140
Песок	26	22	333	83

Поведение изотопов U, Th и Ra в условиях лесостепного пояса не связано между собой из-за высокой химической миграции. Корреляционные связи между концентрациями радионуклидов отсутствуют. Здесь Ra достаточно подвижен. Однако его поведение сложно, так как на него оказывают влияние два противоположно направленных процесса: растворение хлоридными грунтовыми водами и соосаждение с Ba и Ca в сульфатных и карбонатных средах. Наиболее высокие концентрации изотопов Ra приурочены к карбонатным горизонтам. Изменение концентраций Ra происходит скачкообразно в результате нарушения карбонатного равновесия и выпадения карбонатов на испарительных барьерах. Фиксация Ra происходит также на гидроксидах Fe и глинистых минералах. Максимумы концентраций Ra с обводненными горизонтами, обогащенными Fe, обменными основаниями и имеющими рН водной вытяжки больше 8. Влияние катионов Ba и Ca на поведение Ra в почвах двояко. Поглощение Ra почвой снижается при увеличении концентрации Ba и Ca в почвенном поглощающем комплексе, но присутствие  $Ba^{2+}$  и  $Ca^{2+}$  способствует осаждению Ra с сульфатами, карбонатами и гуматами Ca, где Ra прочно удерживается в твердой фазе.

Содержание калия в почве колеблется от 0,8 до 2,5 % и зависит от количества зольной части и минерального состава почвы. Большая часть K, входящего в состав почвы, существует в виде силиката и алюмосиликата, которые растениями не усваиваются. Калий присутствует в почве в четырех видах: активный, обменный, сильно связанный и кристаллический. Растениям доступен этот элемент в виде иона  $K^+$ , присутствующего в свободном виде. Органические и легкие минеральные почвы содержат небольшое количество K, которое легко усваивается растениями. Наибольшее количество K присутствует в тяжелой почве, где он находится в труднорастворимых соединениях и не усваивается растениями. Количество усвоенного K не превышает 1 % от общего наличия калия в почве. Обычно  $^{40}K$  накапливается в гумусовом горизонте. По накопительной способности к  $^{40}K$  почвы распределяются: супесь > легкий суглинок > > тяжелый суглинок; почвы берегов замкнутых водоемов активно накапливают радионуклид.

Источником распространения техногенных радионуклидов в почве могут служить горячие частицы. За достаточно длительное время (годы) вследствие диффузии радионуклиды ( $^{90}Sr$  и  $^{137}Cs$ ) из внутреннего объема горячей частицы проникают на поверхность, выщелачиваются и в виде растворимых соединений попадают в почвенный раствор, а из него — в растения. Степень выщелачивания зависит от химических свойств радионуклидов, типа почвы и обратно пропорциональна размерам горячих частиц. Поскольку средний размер горячих частиц находится в пределах 1—2 мкм, то 80 %  $^{90}Sr$  перейдет из частиц в почву за 5—10 лет, а через 50 лет — полностью. За этот же период времени большая часть  $^{137}Cs$  тоже перейдет в почвенный раствор. Следовательно, появляется возможность их дальнейшего распространения в живой природе. Например, содержание  $^{90}Sr$  глобальных выпадений на поверх-

ности почвы примерно равно 10 мКи/км<sup>2</sup> (в 10<sup>11</sup> раз ниже содержания в почве стабильного Sr). При плотности загрязнения 1 Ки/км<sup>2</sup> массовые концентрации радионуклидов в пахотном слое почвы составляют: <sup>90</sup>Sr — 2,4 · 10<sup>-17</sup> %; <sup>137</sup>Cs — 3,9 · 10<sup>-12</sup> %; <sup>95</sup>Zr — 1,6 · 10<sup>-14</sup> %.

Прочность удержания радионуклидов на частицах грунта зависит от их химических свойств. Так, для продуктов деления поглощение почвой возрастает в ряду: <sup>106</sup>Ru < <sup>90</sup>Sr < <sup>144</sup>Ce < <sup>137</sup>Cs, а прочность связи увеличивается в ряду: <sup>90</sup>Sr < <sup>106</sup>Ru < <sup>95</sup>Zr < <sup>144</sup>Ce < <sup>137</sup>Cs. Это вызвано различиями в механизме поглощения. Ионобменный механизм преобладает для <sup>90</sup>Sr, который обменивается со стабильным Sr и Ca почвенного поглощающего комплекса. Замещение преобладает и при поглощении <sup>137</sup>Cs, который замещает K в кристаллических решетках глинистых минералов. <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr поглощаются почвой заметно активнее, чем их стабильные неизотопные аналоги K и Ca, причем <sup>137</sup>Cs сорбируется в 10—20 сильнее, чем <sup>90</sup>Sr.

Вхождение <sup>137</sup>Cs в межпакетное пространство кристаллических решеток вторичных глинистых минералов — характерная особенность его поведения в почве. Ионы <sup>137</sup>Cs<sup>+</sup> вступают в ионно-обменные реакции с ионами глинистых частиц почвенно-поглощающего комплекса, где прочно фиксируются, изоморфно замещая K в кристаллических решетках. Ионы <sup>90</sup>Sr<sup>2+</sup> не участвуют в таких ионно-обменных реакциях, поэтому <sup>90</sup>Sr не поглощается и находится в почве в подвижном состоянии. Sr и Cs могут переходить из обменной формы в необменную благодаря включению их в кристаллическую решетку почвенных минералов и солей: фосфатов, сульфатов и других малорастворимых соединений.

На сорбцию <sup>137</sup>Cs значительно влияют одновалентные катионы, это указывает на необратимый характер сорбции. По влиянию на сорбцию <sup>137</sup>Cs катионы располагаются в ряд: K<sup>+</sup> > NH<sub>4</sub><sup>+</sup> > Mg<sup>2+</sup> > Ca<sup>2+</sup> > Na<sup>+</sup>. Анионы PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> и CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> слабо усиливают сорбцию <sup>137</sup>Cs.

Степень поглощения <sup>134</sup>Cs обратно пропорциональна концентрации стабильного Cs: при ее увеличении в 10 раз поглощение <sup>134</sup>Cs уменьшилось в 2 раза. При этом основную роль во взаимодействии <sup>90</sup>Cs с почвенным поглощающим комплексом играют гуминовые кислоты: удаление органического вещества снижает коэффициент распределения в 2—6 раз. Ca и Fe, входящие в состав минеральной части торфов, отрицательно влияют на сорбцию <sup>134</sup>Cs: удаление обменных форм Ca и аморфных форм Fe увеличивает K<sub>d</sub> в 3—10 раз. Насыщение торфов катионами (K<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) значительно усиливает поглощение <sup>134</sup>, <sup>137</sup>Cs. <sup>134</sup>Cs может обмениваться не только с одновалентными катионами, но и с двухвалентными (Ca<sup>2+</sup>).

Извлекаемость Cs из кислых почв значительно выше, чем из слабокислых и, особенно, слабощелочных. Поэтому нейтрализация повышенной кислотности почвы путем внесения карбонатов резко снижает содержание <sup>137</sup>Cs в урожае. Химическим конкурентом <sup>137</sup>Cs является калий: чем больше его содержание в почве, тем меньше из них поглощается Cs.

По сравнению со  $^{90}\text{Sr}$   $^{137}\text{Cs}$  слабее вымывается из почвы, постепенно перемещаясь в реки и озера. Есть регионы области, где фиксация  $^{137}\text{Cs}$  в почве мала, что допускает повышенный переход Cs в растения. Это имеет место для влажных, подзолистых почв и торфяников, из которых передача  $^{137}\text{Cs}$  в пищевую цепь в 10 раз выше, чем из других почв. Со временем  $^{137}\text{Cs}$  переходит в растворимые в воде соединения, после чего начинается миграция по почвенному профилю, накопление растительностью, сопровождающееся связыванием его содержащимися в почве органическими веществами. Увеличивают подвижность Cs водорастворимые органические вещества, образующиеся при разложении растительности. При миграции  $^{137}\text{Cs}$  вглубь почвенного горизонта выделяют два типа массопереноса — быстрый (обусловленный передвижением Cs вместе с тонкодисперсными частицами) и медленный (обусловленный передвижением водорастворимых форм). Доля быстрого переноса составляет 15 % всех мигрирующих форм Cs. Из-за незначительного гидролиза сорбция  $^{137}\text{Cs}$  слабо зависит от pH почвенного раствора. Цезий хорошо поглощается растительностью, накопление его в урожае сельскохозяйственных культур может достигать 100 %. В глинистых минералах важным фактором фиксации Cs является способность некоторых слоистых силикатов адсорбировать следовые количества Cs. Поэтому Cs прочнее удерживается в почвах, содержащих слюдистые минералы. Почвы, не содержащие в больших количествах слюдистых минералов (торфяные и подзолистые), хуже удерживают  $^{137}\text{Cs}$  и обеспечивают большее его поглощение растениями.

В лесах Центрального Полесья Украины имеют место отрицательные зависимости интенсивности накопления  $^{137}\text{Cs}$  от кислотности почвы, содержания Са и азота в почве и положительная зависимость от влажности почвы. Основное количество  $^{137}\text{Cs}$  в аллювиальных дерновых почвах ближней зоны ЧАЭС находится в необменносорбированном состоянии, а  $^{90}\text{Sr}$  поровну распределен между обменным и необменным состояниями.

Существуют связи между коэффициентами накопления  $^{137}\text{Cs}$  в траве и концентрацией органического вещества, суммой обменных оснований, гидролитической кислотностью, pH, содержанием  $\text{P}_2\text{O}_5$  и  $\text{K}_2\text{O}$ , коэффициентами распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами.  $K_n$   $^{137}\text{Cs}$  изменяются со временем: в период сентябрь 1986 — сентябрь 1990 гг. медианные значения  $K_n$  для почв Брянской области снизились с  $1 \cdot 10^{-2}$  до  $0,4 \cdot 10^{-2}$  м<sup>2</sup>/кг. В Брянской области концентрация  $^{137}\text{Cs}$  уменьшилась за первые 5 лет после аварии на ЧАЭС на 87—97 % (35 % за счет естественных биогеохимических процессов и на 65 % за счет проведенных защитных мер). В последующий период темпы снижения доступности  $^{137}\text{Cs}$  уменьшились и в настоящее время не превышают 4—6 % в год.

В зоне влияния Смоленской АЭС максимальные запасы  $^{137}\text{Cs}$  отмечаются в лесных почвах, а минимальные — в болотных. Наибольшие коэффициенты варьирования  $^{137}\text{Cs}$  имеют место в почвенном профиле

лесных фитоценозов. Основная активность  $^{137}\text{Cs}$  сосредоточена в верхней части толщи почв. В хвойных почвах наибольшая его активность удерживается в горизонте лесной подстилки; в 1 см слое почв ельника сосредоточено на 10 % больше запасов  $^{137}\text{Cs}$ , чем в аналогичном слое сосняка. В почвах березняка наблюдается перемещения всей активности в минеральные слои. Это связано с большим обилием мезофауны в почвах лиственных фитоценозов. Хвойные леса обладают наиболее выраженными барьерными функциями на пути вертикальной миграции  $^{137}\text{Cs}$  и эффективно препятствуют их поступлению в грунтовые воды.

**Замечание.** Обычно (но не всегда) статистическое распределение плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  подчиняется логнормальному закону. Однако распределение выборочной средней описывается нормальным законом.

В атмосфере при ядерных взрывах  $^{90}\text{Sr}$  образуется в виде оксида, гидроксида, солей (карбонаты, нитраты и сульфаты). Выпадает из атмосферы практически полностью в водорастворимой форме, причем наименьшая растворимость имеет место при ядерном взрыве в атмосфере, наибольшая — при выпадениях от взрыва у поверхности Земли. Со временем доля растворимых форм  $^{90}\text{Sr}$  в выпадениях увеличивается вплоть до полного исчезновения твердой фазы. Значительная часть  $^{90}\text{Sr}$  в выпадениях (до 85 %) находится в катионной форме и способна к быстрому обмену с окружающей средой. Этим и объясняется его значительное распространение в окружающей среде.

В почвах  $^{90}\text{Sr}$  отличается высокой подвижностью и в обменных формах содержится в почвенном растворе. В почвах  $^{90}\text{Sr}$  фиксируется намного слабее, чем  $^{137}\text{Cs}$ . В почвах с кислой реакцией раствора происходит неполная адсорбция Sr и возрастает его подвижность. По влиянию на сорбцию  $^{90}\text{Sr}$  катионы располагаются в ряд:  $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+} > \text{NH}_4^{+} > \text{Na}^{+}$  и  $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+}$ . Чем больше в почве двух- и трехвалентных ионов, тем больше сорбция  $^{90}\text{Sr}$ . Анионы  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  и  $\text{CO}_3^{2-}$  увеличивают сорбцию  $^{90}\text{Sr}$ , образуя с ним нерастворимые фосфаты, карбонаты и сульфаты.

В почвах зоны с засушливым климатом  $^{90}\text{Sr}$  аккумулируется на испарительных барьерах с образованием слаборастворимых карбонатов. Между водоразделами наблюдается накопление  $^{90}\text{Sr}$  в пониженных элементах рельефа. Минимальное содержание  $^{90}\text{Sr}$  характерно для почвы водоразделов с промывным режимом. Сорбция  $^{90}\text{Sr}$  в водоносном слое песка происходит в основном на Fe/Al/Mn оксидных частицах, формирующих покрытие на поверхности гранул песка, которое сильно замедляет адсорбционные реакции. Для большинства почв  $K_d$   $^{90}\text{Sr}$  лежит в пределах 0,3—30 см<sup>3</sup>/год. Наиболее часто встречаются значения, лежащие в интервале 3—10 см<sup>3</sup>/год.

Чем выше содержание Ca в почвах, тем меньше в них  $^{90}\text{Sr}$ . В северных районах Евразии, где преобладают дерново-подзолистые почвы с малым содержанием Ca, относительная концентрация в почве  $^{90}\text{Sr}$

выше, чем в южных. В этих районах внесение Са в почву при известковании не только повышает урожайность, но и уменьшает загрязнения среды  $^{90}\text{Sr}$ . В ландшафтах, где господствуют кислые почвы, бедные Са, растения отличаются повышенным содержанием  $^{90}\text{Sr}$ .

Супесчаный грунт обладает достаточно высокой сорбционной емкостью к  $^{137}\text{Cs}$  (2000 кБк/кг) и  $^{90}\text{Sr}$  (200 кБк/кг). Десорбция  $^{137}\text{Cs}$  из такого грунта в нормальных условиях протекает крайне незначительно.

Радионуклиды йода имеют высокую миграционную способность из-за повышенной летучести, сложности химического поведения, многообразия водорастворимых форм, низких коэффициентов сорбции по отношению к наиболее распространенным минералам и почвам. С земной поверхности удаляются ветром, осадками и в результате возгонки.

Для РЗЭ, Zr и Ru ионообменный механизм имеет второстепенное значение. РЗЭ образуют труднорастворимые гуматы, фосфаты, карбонаты, сульфиды, которые, отличаясь меньшей растворимостью, чем соответствующие соединения Са, тем не менее, легко его замещают.

Особое место в радиоактивном загрязнении почвы занимают трансурановые элементы — Pu, Am, Cm и Np. Они имеют периоды полураспада до десятков тысяч лет и поэтому являются источником практически вечного загрязнения среды. Соединения Am обладают большей растворимостью, чем Pu, и, следовательно, большей миграционной способностью.

При ядерных взрывах выходы изотопов плутония:  $^{234}\text{Pu}$  (84—94 %),  $^{240}\text{Pu}$  (6—15 %),  $^{241}\text{Pu}$  (0,3—1,1 %). Они опасны как в силу больших периодов полураспада, так и токсических свойств при поступлении внутрь организма через органы дыхания. На земную поверхность поступают в виде «горячих» частиц, которые плохо растворимы в воде и только по мере разложения переходят в подвижное состояние. Часто Pu возникает в виде отдельных атомов, которые с глобальными выпадениями поступают на земную поверхность и только там образуют растворимые соединения.

В выбросах предприятий ЯТЦ преобладают растворимые соединения Pu, а также его комплексные соединения с органическими лигандами. Выбросы при аварии ЧАЭС подразделяют на четыре группы: механически выброшенные из активной зоны тонкодисперсные частицы топлива, которые осели на земную поверхность в ближней зоне ( $R \sim 60$  км); мелкодисперсное ОЯТ и другие продукты, умеренно обогащенные летучими радионуклидами и изотопами Pu, осевшими на земную поверхность в зоне  $R \leq 100$  км; выбросы, сильно обогащенные летучими радионуклидами, в том числе Pu, которые осели на земную поверхность в зоне  $R \leq 150$  км; выбросы, обогащенные радионуклидами Pu до 200 раз, в том числе частично растворимые соединения Pu, которые осели на земную поверхность в дальней зоне.

В настоящее время основным резервуаром изотопов Pu и  $^{241}\text{Am}$  являются поверхность почв и донные отложения. В биологических объ-

ектах ТУЭ не более 1 % (в основном в растениях). Наибольшую концентрацию Pu имеют низкорастущие растения (травы, мхи, лишайники). Это следствие того, что радионуклиды Pu перераспределяются на земной поверхности за счет ветрового переноса и эрозии. Коэффициент накопления ТУЭ растениями очень низкий ( $10^{-1}$ — $10^{-3}$ ). Изотопные отношения радионуклидов Pu, содержащихся в почве различных регионов, существенно различаются из-за различия источников их поступления (глобальный, от ЯТЦ, авария ЧАЭС). Так, отношение  $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$  от ядерных взрывов — 0,05—0,06; от глобальных выпадений — 0,176; от выбросов ЯТЦ вместе с глобальными выпадениями — 0,049—0,150, а от чернобыльских выпадений — 0,30—0,35.

Несмотря на относительно низкие выбросы  $^{241}\text{Pu}$  при авариях на АЭС, они играют особую роль, так как в результате распада этого радионуклида образуется долгоживущий  $^{241}\text{Am}$ , количество которого в окружающей среде непрерывно возрастает. Так, в период 1940—1990 гг. содержание  $^{241}\text{Am}$  в атмосфере увеличилось в 2 раза. Абсолютное содержание изотопов Pu в почвах и атмосферных аэрозолях сильно варьирует. Так, в атмосферных аэрозолях содержание Pu уменьшается в  $10^4$  раз при переходе от ближней к дальней зоне (в которой содержание Pu находится на уровне 19 Бк/л), плотность выпадений уменьшается примерно в 170 раз (до уровня  $1,25 \cdot 10^5$  Бк/м<sup>2</sup>), содержание на поверхности почвы уменьшается примерно в 370 раз (до примерно 10 Бк/м<sup>2</sup>). По мере удаления от ЧАЭС уровень загрязнения приближается к фону глобального загрязнения — для земной поверхности 10—60 Бк/м<sup>2</sup>. Средняя удельная активность изотопов Pu в почвах для европейской части России около 140 Бк/кг при фоне глобального загрязнения около 60 Бк/кг.

Загрязнение окружающей среды Pu определяется взаимодействием высших оксигенированных ионных форм Pu ( $\text{PuO}_2^+$  и  $\text{PuO}_2^{2+}$ ) с органическими компонентами почв, содержащими в своем составе гидроксильные, карбоксильные, аминогруппы. Плутоний обладает малой подвижностью в почве и его миграция в окружающей среде ограничена, однако он способен из почвы возвращаться в атмосферу. Удельные активности Pu в почве и атмосферном воздухе связаны между собой экспоненциальной зависимостью: с увеличением удельной активности поверхностного (0—5 см) слоя почвы удельная активность воздушной пыли возрастает.

ГК влияют на сорбцию U(VI). В отсутствие ГК поглощение  $\text{UO}_2^{2+}$  бентонитом увеличивается с ростом pH, а резкий спад сорбции имеет место при pH 4. Присутствие ГК несколько увеличивает сорбцию U(VI) при низких pH, при умеренных pH сорбция уменьшается из-за образования растворимых уранил-карбонатных комплексов; при очень высоких pH сорбция U почти не чувствительна к присутствию ГК (по сравнению с почти нейтральными pH). Гуминовые кислоты при pH > 5,5 уменьшают сорбцию Am(III) на каолине из-за образования растворимого гуматного комплекса Am(III). Монотонное увеличение поглощения Am(III)

на бентоните при увеличении pH от 3,2 до 7,5 сильно отличается от поведения U(VI) — присутствие ГК повышает сорбцию U(VI) при pH > 8,5. Pu(VI) восстанавливается до Pu(IV) в присутствии ГК и двухвалентных катионов (Ca и Mg).

Распределение активности Pu по площади почвы зависит от широты местности, на которой производился отбор проб, для  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  этот показатель изменялся в северном полушарии от 0,10 на широте 80—90° до 2,2 мКи/км<sup>2</sup> на широте 40—50°. (В Южном полушарии на тех же широтах эти значения в 4—10 раз ниже.) Площадная активность  $^{238}\text{Pu}$ , обусловленная испытанием ядерного оружия в атмосфере в северном полушарии на тех же широтах, соответственно составляет 0,002 и 0,053 мКи/км<sup>2</sup>. Удельная активность Pu в почвах России находится на уровне 0,7—1,2 Бк/кг на глубине 0—5 см при плотности почв 1,5 кг/дм<sup>3</sup> и 0,1—0,2 Бк/кг на слой пахотной почвы мощностью до 30 см, интервал в котором содержится 95 % всего запаса Pu.

Плутоний относится к химическим элементам с малой подвижностью в почве, где он медленно перемещается вглубь в основном за счет диффузии. Скорость миграции, например, PuO<sub>2</sub> составляет 0,8 см/год, при этом он передвигается в почве в 100 раз быстрее, чем Pu(NO<sub>3</sub>)<sub>4</sub>. Незначительная часть Pu (0,001 %), содержащегося в почве, усваивается растениями, причем в основном задерживается в корнях, и только незначительная часть его переходит в наземную часть растений. В поверхностных слоях почвы и донных отложениях содержится около 99 % поступившего в биосферу Pu; в биологических компонентах биосистем находится менее 1 % Pu, большая часть которого связывается растениями.

Плутоний, осажденный на почве из атмосферы или попавший на нее с водными стоками в виде гидролизованного Pu(IV), находится в практически нерастворимой форме. Коэффициенты диффузии для верхних слоев почвы низки (менее 10<sup>-8</sup> см<sup>2</sup> · с<sup>-1</sup>), поэтому Pu обычно остается в верхнем слое почвы, даже при значительном просачивании воды. Небольшая часть (менее 0,1 %) Pu в почвах растворима; она может поглощаться растениями и мигрировать. Этим процессам способствует наличие в почве комплексообразователей и веществ, подавляющих гидролиз Pu(IV). Так как Pu оседает на поверхности почвы и не переходит внутрь ее, то он распространяется по биосфере процессами ветровой и водной эрозии. Расстояние, на которое переместится Pu, зависит от размерного спектра частиц, на которых он адсорбирован. Высокодисперсные частицы ила, содержащие Pu, переносятся на большое расстояние ветром и водой и оседают на растениях.

Загрязненная вода, из-за предрасположенности Pu к осаждению из водных растворов и к формированию нерастворимых комплексов с остальными веществами, имеет тенденцию к самоочищению.

Сейчас уровень глобального загрязнения Pu колеблется от 30 до 300 Бк/м<sup>2</sup>. (Предельно допустимый уровень загрязнения почвы 3700 Бк/м<sup>2</sup>; биологическая доступность Pu выше, чем у  $^{137}\text{Cs}$ .)



В 2000 г.  $\alpha$ -активность изотопов Pu в почве Белоруссии составила 0,3—15 Бк/кг (в пробах из зоны аварии на ЧАЭС она составила 20—100 Бк/кг).

Для идентификации источника загрязнения используют отношения  $^{238}/^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}/^{239}\text{Pu}$ ,  $^{242}/^{239}\text{Pu}$  и  $^{238}/^{239}\text{Pu}$ . В почвах в зоне, близкой к промышленному комплексу по производству Pu, изотопные отношения по массе составляют  $^{240}/^{239}\text{Pu} = 0,057$ ,  $^{241}/^{239}\text{Pu} = 0,0044$ ,  $^{238}/^{239}\text{Pu} = 0,00015$ . В дальней зоне (100 км от источника загрязнения) изотопные отношения по массе составляют  $^{240}/^{239}\text{Pu} = 0,150$ ,  $^{241}/^{239}\text{Pu} = 0,006$ . Для глобальных выпадений Pu от испытаний характерны отношения изотопов  $^{240}/^{239}\text{Pu} = 0,176$ ,  $^{241}/^{239}\text{Pu} = 0,0086$ ,  $^{238}/^{239}\text{Pu} = 0,00022$  и  $^{242}/^{239}\text{Pu} = 0,0044$ . Для ряда районов Белоруссии, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, отношения изотопов составили  $^{240}/^{239}\text{Pu} = 0,303$ ,  $^{241}/^{239}\text{Pu} = 0,07$  и  $^{242}/^{239} = 0,047$ . В некоторых населенных пунктах России, помимо  $^{239}/^{240}\text{Pu}$ , обнаружен  $^{238}\text{Pu}$ , причем отношения активности  $^{238}\text{Pu}/^{239}/^{240}\text{Pu}$  лежат в диапазоне 0,2—0,4.

Экологическая опасность Pu вызвана близостью свойств Pu(IV) и Fe(III), из-за чего Pu может следовать за Fe в процессах биологического транспорта и накопления в органах животных. Например, Pu поглощается микробами сидерофорами. Сидерофоры способны переводить Pu в растворимые комплексы Pu-сидерофор.

---

**Сидерофор** — белок, переносящий железо.

**Сидерофоры** — низкомолекулярные, прочные, металл-хелатирующие агенты, продуцируемые большинством микробов и растениями для связывания и доставки железа в клетку по системам активного транспорта.

---

Лиганды, содержащиеся в бактериях, связывают Fe(III) (ион, который, как и Pu(IV), «нерастворим» при pH, близких к нейтральным) и переносят его в клетки. Плутоний, как и железо, образует комплексы с сидерофором. Различие заключается в том, что если комплексы Fe(III) с сидерофором только 6-координатные, то у Pu(IV) они могут обладать большим координационным числом, например, комплекс Pu(IV) с десферриоксиамином E (DFE; гексадентатный связанный с железом лиганд сидерофора) содержит 9-координатный  $[\text{Pu}(\text{DFE}) \cdot (\text{H}_2\text{O})_3]^+$  ион.

Почвенные бактерии увеличивают растворимость Pu(IV), изменяя pH, и посредством секреции органических кислот (цитрата, ацетата, бутирата) *Clostridium* уменьшает pH и Eh среды и приводит к окислению Pu в более мобильную форму  $\text{Pu(IV)} \rightarrow \text{Pu(III)}$ . В результате метаболизма изменяется стабильность наиболее устойчивого в растворе комплекса Pu с цитратом и образуется новый комплекс плутоний-бицитрат.

Микробы *Mycena flavesceus* поглощают Pu (но не U) в виде комплекса с сидерофором, хотя гораздо более медленными темпами, чем железо: комплексы Fe и Pu подавляют друг друга, устраивая конкурентную борьбу за один и тот же сайт связывания в микробе. Возможно исполь-

зование фитосидерофоров, например десферриоксамина, позволит растворять соединения Pu, что усилит их поглощение растениями и, следовательно, позволит удалить Pu из почвы.

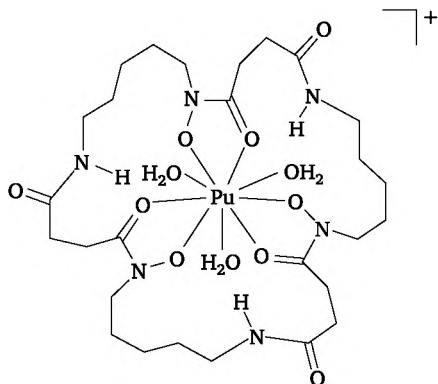


Рис. 15. Структура комплекса Pu(IV) с сидерофором

Основной фактор, влияющий на поведение в почве Am, Np и Cm, — гидролиз. Поскольку гидроксиды этих элементов обладают более высокой растворимостью по сравнению с гидроксидами Pu, они более подвижны в почве и доступны для растений.

Очистку почв от радионуклидов проводят методами биоэкстракции, основанными на избирательном поглощении живыми организмами (например, червями) и растениями некоторых радионуклидов.

Дезактивацию грунтов проводят реагентным способом, включающим выщелачивание радионуклидов из грунтовой массы различными реагентами. Метод позволяет сконцентрировать активность в продуктивных растворах. При этом очищенная грунтовая масса может быть возвращена на прежнее место, а технологические растворы после выделения и концентрирования радионуклида снова используются в цикле очистки. Наиболее эффективным реагентом для выщелачивания  $^{137}\text{Cs}$  из почвы является раствор состава  $(1\text{—}2)\text{M H}_2\text{SO}_4 + 1\text{M H}_3\text{PO}_4$  при температуре  $80\text{ }^\circ\text{C}$ . Растворы очищают ферроцианидным осаждением  $^{137}\text{Cs}$  и возвращают в процесс.

## 9.10. Миграция радионуклидов в почве

В наземных пищевых цепочках, приводящих к поступлению радиоактивных загрязнений в организм человека (атмосфера → почва → растения → человек, атмосфера → почва → растения → животные → человек), почва является наиболее емким и инерционным звеном, вследствие чего от скорости миграции радионуклидов в почве во многом зависит скорость их распространения по всей пищевой цепочке.

Попадая на поверхность почвенного покрова, радионуклиды поглощаются почвой и мигрируют в ней. Миграция радионуклидов приво-

дит к их перераспределению как по глубине почвы, так и в горизонтальном направлении, что способствует поступлению их в растения, в грунтовые воды, в воды водоемов. К движущим силам, вызывающим миграцию радионуклидов, относятся: фильтрация атмосферных осадков вглубь почвы, капиллярный поток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры, движение воды по поверхности почвы, диффузия свободных и адсорбированных ионов, перенос на мигрирующих коллоидных частицах, перенос по корневым системам растений, роющая деятельность почвенных животных, хозяйственная деятельность человека.

Поглощение радионуклидов определяется процессами распределения между твердой и жидкой (почвенным раствором) фазами почвы и осуществляется за счет процессов сорбции-десорбции радионуклидов, осаждения-растворения труднорастворимых соединений и коагуляции-пептизации коллоидов. Радионуклиды вступают в физико-химические реакции взаимодействия с почвенным поглощающим комплексом, усваиваются почвенными микроорганизмами, образуют нерастворимые и растворимые в почвенном растворе соли и коллоидные соединения, что сопровождается трансформацией форм их соединений, изменением миграционной подвижности и биологической доступности для корневых систем растений.

Природные радионуклиды из литосферы через почву попадают в атмосферу и гидросферу, тогда как техногенные радионуклиды, осев на поверхность земли, накапливаются в почве. В этих процессах важную роль играют биохимические процессы: живые организмы поднимают радионуклиды в верхние горизонты, а диффузия и фильтрационный ток воды передвигают их вниз. Твердая фаза почвы прочно сорбирует большинство техногенных радионуклидов, снижая их доступность для растений, но это же приводит к длительному удержанию их в верхнем корнеобитаемом слое и препятствует выносу за пределы зоны распространения корней.

Скорость миграции радиоактивных веществ в почве зависит от физико-химических свойств элементов и формы химических соединений, в которых они находятся, от физико-химических свойств почвы; наличия в ней ионов, близких по химическим свойствам к попадающим в почву радиоизотопам; характера движения грунтовых вод; типа растительного покрова; кислотности среды; погодно-климатических условий; времени нахождения радионуклидов в почве и т. д. Свое влияние на поведение радионуклидов в почве оказывают свойства радиоактивных выпадений и равномерность распределения их в почве, степень дисперсности и растворимости выпадений, атомная масса и величина заряда иона радионуклида, способность радионуклида образовывать комплексные и нерастворимые соединения, а также способность радионуклидов к изоморфному замещению элементов в почвенных минералах. Эффективность этих факторов зависит от конкретных условий. Например, перенос радионуклидов, адсорбированных на коллоидных

частицах, играет малую роль в вертикальной миграции радионуклидов в почве, поскольку передвижение коллоидных частиц — процесс более медленный, чем передвижение радионуклидов в ионной форме. Однако при выпадении обильного дождя на поверхность высохшей почвы, покрытой трещинами, смыв в трещины частиц почвы с адсорбированными на них радионуклидами может вызвать заметное перераспределение их по почвенному профилю.

Возможны следующие пути распространения радионуклидов в природных средах:

- атмосферный путь определяет собой быстрое (равное скорости ветрового переноса) распространение радионуклидов в окружающей среде;

- водный путь миграции по физическим законам распространения аналогичен атмосферному, однако распространение идет медленнее, происходит поглощение радионуклидов взвешенным веществом и гидробионтами (в водной среде скорость очищения выше, чем в воздушной);

- биогенный путь миграции имеет место за счет вовлечения радионуклидов животными и растениями в процессы жизнедеятельности с последующим выводом в окружающую среду в трансформированном состоянии.

**Диффузия в почве** — самопроизвольное выравнивание концентрации радионуклидов при соприкосновении с частицами почвы; миграция по ионообменному механизму в направлении градиента активности радионуклидов в виде свободных ионов почвенного раствора и сорбированных твердой фазой почвы; вызывает расширение зоны нахождения радионуклидов с одновременным уменьшением максимальной концентрации.

**Почвенный путь миграции** определяется конвективным влагопереносом радионуклидов с почвенной влагой и диффузией свободных и адсорбированных ионов. Это самый медленный вид перемещения загрязнителей в окружающей среде, период которого сопоставим со скоростью радиоактивного распада, причем локальные уровни загрязнения могут быть очень высоки.

**Миграция радионуклидов в почве** — процесс их пространственно-временного перемещения, приводящий к их перераспределению между различными фазами и состояниями.

**Миграция на нанокolloидных частицах** — в почвенной среде нанокolloиды обладают большей миграционной способностью не только по сравнению с более крупными коллоидными частицами, но и ионными формами радионуклидов, так как последние могут сорбироваться на компонентах почв, грунтов и пород. В отличие от ионных форм нанокolloиды мигрируют, не взаимодействуя с почвами или минералами, со скоростью распространения потока воды.

**Лессиваж** — нисходящая миграция неразрушенных глинистых частиц по трещинам и порам под влиянием гравитационных сил и их перетолжение в нижележащих горизонтах.

**Конвекция** — перенос радионуклидов восходящими и нисходящими потоками пара или жидкости; конвекция приводит к перемещению и увеличению максимальной концентрации радионуклидов в нижележащих профильных слоях.

Скорость миграции зависит от гидрометеорологических факторов (скорость ветра и интенсивность атмосферных осадков), рельефа местности, вида почв и растительности и физико-химических свойств самого радионуклида. Продукты деления при попадании на поверхность почвы прочно фиксируются в ее верхнем слое. Проникновение их вглубь пропорционально количеству дождевых осадков. Этот процесс протекает медленно, и даже в местах, где количество осадков значительно, проходит несколько лет, прежде чем радиоизотопы накопятся в нижележащих слоях в заметном количестве. Поглощение почвами радионуклидов препятствует их передвижению по профилю почв, проникновению в грунтовые воды и определяет их аккумуляцию в верхних почвенных горизонтах.

На пути миграции радионуклидов в экосистемах существуют биогеохимические барьеры. В условиях элювиальных ландшафтов выраженным биогеохимическим барьером является почва, в аккумулятивных ландшафтах и хвойных сообществах организмов — биота и, в первую очередь, микробиота. С водным стоком мигрируют десятки доли процента суммарного количества радионуклидов в год. При этом за пределы почвенного профиля выход радионуклидов с гравитационной влагой составляет не более сотых долей процента в год. В почве аккумулируется основное количество активности: около 80 % в лесных экосистемах и до 100 % в агроэкосистемах. Барьерные функции почв зависят от свойств элемента: наиболее интенсивно сорбируется  $^{137}\text{Cs}$ , в значительно меньшей степени  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $\text{Pu}$ .

Распределение природных радионуклидов однородно по глубине; такое же распределение существует для техногенных радионуклидов во вспаханной до глубины в 30 см почвы. Техногенные короткоживущие радионуклиды, выпавшие на поверхность земли из атмосферы, не успевают распространяться на существенную глубину и редко проникают глубже 3 см. Для радионуклидов, выпавших на поверхность почвы, принимается экспоненциальный закон уменьшения активности с ростом глубины почвы с длинами релаксации 0,1; 1,0 и 3,0 см для радионуклидов с периодами полураспада меньше 30, 30—100 и более 100 дн.

Движущими силами, приводящими к миграции радионуклидов в почвах, являются: конвективный перенос (фильтрация атмосферных осадков вглубь почвы, капиллярный поток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры); диффузия свободных и адсорбированных ионов; перенос по корневым системам растений; перенос на мигрирующих коллоидных частицах; роющая деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека; ветровая эрозия почвы.

Нахождение радионуклидов в почвенной влаге и их совместное перемещение сопровождаются химическими реакциями с минеральными и органическими веществами, входящими в состав твердой и жидкой фаз почвы. При этом возможно образование химических соединений радионуклидов, имеющих различную энергию связи и различную степень подвижности в почве. Максимальная подвижность свойственна растворимым в воде органоминеральным соединениям радионуклидов, а минимальная — необменно-сорбированным твердой фазой почвы радионуклидам и включенным в состав кристаллической решетки почвообразующим минералам.

Существует вертикальная (извержение вулканов, дожди, вспашка почвы, выращивание леса и т. д.) и горизонтальная миграция радионуклидов (разливы рек, перенос радиоактивной пыли и аэрозолей ветром, миграция живых организмов и т. д.). Возможен также смешанный тип миграции радионуклидов (ядерные взрывы, большие пожары, добыча и переработка нефти, производство и внесение минеральных удобрений и т. д.). Причиной горизонтального передвижения свежеевыпавших радиоактивных веществ может быть поверхностный сток после сильного дождя. В сухую погоду перемещение радионуклидов может осуществляться в результате ветрового переноса вместе с пылью. Передвижение радиоактивных веществ вниз по профилю почвы может явиться следствием механического переноса частиц, на которых сорбированы радионуклиды, а также результатом собственного перемещения свободных ионов с водой через трещины, образующиеся в почве в сухую погоду.

**Горизонтальная миграция** (перераспределение радионуклидов по поверхности почвы в горизонтальном направлении) обусловлена действием двух природных процессов — ветровой (перенос радионуклидов ветров) и водной эрозией почвы. Величина ветровой миграции зависит от скорости ветра, погодно-климатических условий, свойств радиоактивных выпадений, дисперсности частиц и прочности фиксации их на растительном покрове, свойств почвы, характера подстилающей поверхности, особенностей рельефа и ландшафта, структуры посевов, системы обработки почвы и др. Основное количество радионуклидов (до 85 %) перемещается в приземном слое с мелкой фракцией почвы.

Максимальная миграция радионуклидов с ветром наблюдается в весенне-летний период. На минеральных почвах миграция начинается при скорости ветра 3—6 м/с, на осушенных торфяниках — 8—9 м/с. Мерой ветрового переноса радионуклидов служит коэффициент ветрового подъема, т. е. отношение концентрации радионуклида в воздухе на высоте 1 м к плотности поверхностного загрязнения почвы. Ветровой перенос имеет значение при вторичном загрязнении растительности, где его размеры могут составлять более 10 % от общего содержания радионуклидов в растительности. Перенос радионуклидов с пылью зависит от ландшафта, т. е. от наклона земной поверхности. Максимальное накопление радионуклидов происходит в местах, где

резко уменьшается скорость ветра: в низинах, впадинах, на подветренных сторонах склонов, около лесов и строений. Здесь в почве накапливаются радиоактивные вещества.

Радиоактивные загрязнения, попавшие на поверхность почвы и адсорбированные ею, при протекании по поверхности потока воды (таяние снега, паводок, дождевой сток) частично десорбируются, переходя в поверхностные воды и далее в реки. Водная эрозия почвы осуществляется в результате стока поверхностных вод в водные системы и бессточное понижение. Водная миграция радионуклидов осуществляется со стоком вод во время осадков, паводков, разливов рек, сезонного таяния снега, а также с грунтовыми водами. Стоки радионуклидов в речные системы составляют несколько процентов в год от общего запаса их на площади водосбора. Дерново-подзолистые супесчаные и песчаные почвы водоразделов имеют высокую подвижность радионуклидов, поэтому в стоке с этих почв высокая концентрация радионуклидов, которые выносятся в пойму, где их содержание в почве может быть в 2—3 раза выше, чем в почве водораздела. Водоразделы, сложенные черноземом, прочнее поглощают радионуклиды, поэтому стоки с них содержат мало радионуклидов, в результате чего в почвах поймы концентрация радионуклидов ниже, чем в почвах водораздела.

В зависимости от интенсивности развития эрозионных процессов изменяются во времени и коэффициенты перехода радионуклидов из почвы в растения. Переход в зерновые культуры и сено многолетних трав  $^{137}\text{Cs}$  за 30 лет после аварии на ЧАЭС уменьшился на порядок, а  $^{90}\text{Sr}$  практически не изменился. Горизонтальная миграция  $^{137}\text{Cs}$  в ландшафте происходит на коллоидных частицах и зависит от погодноклиматических условий, ландшафтных характеристик, характера подстилающей поверхности и т. д. Горизонтальная миграция радионуклидов в результате водной эрозии на склоновых землях происходит в течение года в два периода: первый — во время зимних оттепелей и весеннего снеготаяния; второй — при выпадении ливневых стокообразующих дождей. Горизонтальная миграция радионуклидов весьма мала — обычно она не приводит к измеряемому переносу радионуклидов между ландшафтными комплексами. За счет рассматриваемых здесь процессов почва теряет в год до 2,5 %  $^{90}\text{Sr}$  и 0,7 %  $^{137}\text{Cs}$ .

С поверхностными и грунтовыми водами радионуклиды выносятся в реки и мигрируют по течению рек до впадения в моря. В результате этого происходят очистка почвы водосбора и вторичное загрязнение водных систем радионуклидами. Сток радионуклидов в пониженные участки рельефа повышает там их концентрацию, поэтому на полях с неровным рельефом загрязнение почвы радионуклидами неравномерное и изменяется в 1,5—3 раза. Интенсивность смыва на склонах с дерниной в 100 раз ниже, чем на голых склонах. Смыв радионуклидов возрастает при выращивании на склонах пропашных культур. Смыв радионуклидов с талым стоком на порядок меньше, чем смыв с дождевым.

**Вертикальная миграция** — процессы, вызывающие перераспределение радионуклидов вглубь по профилю почвы. Перемещение радионуклидов изменяет их распределение в корнеобитаемом слое; приводит к снижению уровня радиации над поверхностью почвы; к уменьшению интенсивности вымывания радионуклидов; создает возможность загрязнения грунтовых вод радионуклидами. Интенсивность вертикальной миграции зависит от свойств почвы, от свойств радионуклидов, от вида биоценоза и т. п. Вертикальная миграция осуществляется при таких процессах, как конвективный перенос с током воды (конвекция); диффузия свободных и адсорбированных ионов; механический перенос на частицах почвы; перенос на коллоидных частицах; перенос по корневым системам растений.

При вертикальной миграции наиболее значимы конвекция и диффузия. Конвекция и диффузия тесно связаны с поглощением и прочностью закрепления радионуклидов твердой фазой почвы. Чем прочнее сорбция радионуклидов в почве, тем слабее эти два процесса. Конвекция и диффузия характерны для водорастворимой и, частично, для обменной форм радионуклидов в почве. Механический перенос происходит в результате роющей деятельности почвенной фауны, деятельности человека при вспашке и рыхлении почвы, а также с током воды и пыли по трещинам и разломам почвы. Корневой перенос радионуклидов зависит от глубины корневого слоя и густоты корневых систем, а также от физико-химических форм радионуклидов. Дождевые черви и другая почвенная фауна способствуют миграции радионуклидов в почвах. Легкий гранулометрический состав, повышенная кислотность почвенного раствора, избыточная увлажненность почвы и отсутствие глинистых минералов в почве способствуют интенсивности вертикальной миграции по профилю почвы.

Распределения излучателей по почвенному профилю определяют мощность дозы излучений над поверхностью почвы (мощность дозы снижается по мере проникновения радионуклидов вглубь почвы). Вымывание радионуклидов поверхностными водами из почвы зависит от концентрации радионуклидов в поверхностном слое, а она, в свою очередь, изменяется вследствие вертикальной миграции. Сведения о скорости вертикальной миграции в почвогрунтах требуются для оценки опасности радиоактивного загрязнения грунтовых вод малосорбирующимися радионуклидами. Корни растений неравномерно распределены по глубине почвы, поэтому изменение с течением времени распределения радионуклидов в пределах корнеобитаемого объема приводит к изменению их поступления в растения. Изучение вертикальной миграции радионуклидов интересно и с точки зрения оценки скорости переноса элементов при образовании почвы.

Как миграционная среда и адсорбент почва имеет целый ряд особенностей: полифункциональность; полидисперсность; наличие органического вещества, способного к адсорбции, комплексообразованию и экранированию минеральной поверхности; наличие микроорганиз-



мов; способность к необратимой сорбции некоторых элементов; пространственная неоднородность; непостоянство свойств во времени. К снижению подвижности всех радионуклидов в системе «почва — раствор» приводит увеличение времени взаимодействия почв с химическими элементами.

Значительная часть ионов во влажных почвах находится в адсорбированном состоянии на частицах твердой фазы почвы, причем адсорбированные катионы обладают некоторой подвижностью и участвуют в диффузионном перемещении солей в почвах и грунтах.

Более прочно радионуклиды закрепляются в черноземах (в них подвижность радионуклидов крайне затруднена) и слабее всего в дерново-подзолистых, песчаных, серых лесных и торфяно-болотных почвах. Благоприятные условия для миграции радионуклидов в самих почвах и по цепи «почва — растение» имеют место в почвах, бедных такими минеральными компонентами, как Ca, K, Na и P. В первую очередь это относится к дерново-подзолистым и песчано-суглинистым почвам.

Процессы вымывания и осаждения радионуклидов почвенными водами проявляются в неравномерности распределения активности нуклидов по глубине почвы. Так, U концентрируется в глубинных слоях за счет вымывания растворимых фракций с поверхностных горизонтов, а Th, наоборот, имеет тенденцию к росту содержания в поверхностно расположенных слоях из-за низкой растворимости и большей степени выветривания других компонентов поверхностного грунта. Калий тяготеет к поверхностным слоям, характеризующимся высокой биологической активностью.

Минералогический состав почвы достаточно сильно влияет на миграцию, поскольку коэффициенты диффузии катионов в минералах существенно различны. Например, скорость диффузии  $K^+$  в иллитах очень мала:  $D \approx 10^{-21} \text{ см}^2/\text{с}$ ; скорость диффузии  $K^+$  в слюдах (в частности, в биотите) во много раз больше:  $D = 10^{-10} \text{ см}^2/\text{с}$ ; клиноптилолит занимает промежуточное положение:  $D K^+$  в нем меняется в пределах  $(0,4—8,3) \cdot 10^{-12} \text{ см}^2/\text{с}$  в зависимости от насыщения минерала ионами  $K^+$ . В почвах, где в глинистой фракции преобладает биотит, фиксация  $K^+$  происходит быстрее и в большей степени, чем в почвах с преобладанием иллита. Увеличение кислотности подавляет сорбцию: перенос радионуклидов из кислых почв в растения происходит легче, чем из щелочных. Влажность почвы способствует поступлению радионуклидов в растения. Конкурирующие ионы также влияют на биодоступность радионуклидов. Так, введение калийных удобрений часто подавляет усвоение Cs растениями.

Наличие в почве органического вещества сказывается на миграции радионуклидов из-за его способности адсорбировать радионуклиды (посредством ионного обмена, поверхностной адсорбции, образования нерастворимых комплексных соединений, совместной коагуляции), склонности к образованию растворимых комплексных соединений и способности экранировать поверхность минеральных частиц. Обыч-

но коэффициент диффузии радионуклида уменьшается с ростом содержания органического вещества в почве.

С гуминовыми кислотами Cs и Sr образуют плохорастворимые гуматы и гуматные комплексы. Комплексы радионуклидов с гуминовыми кислотами в 1,5—3 раза прочнее, чем с фульвокислотами. Органическое вещество в почве образует стойкие комплексы с ТУЭ, кроме этого, ТУЭ образуют с органическим веществом мобильные соединения хелатного типа, например ион  $\text{UO}_2^{2+}$  образует би- и полидентатные связи с карбоксильными группами гуминовых кислот. Гуминовые кислоты — эффективный геохимический барьер, ограничивающий подвижность ионов металлов. Миграционная способность радионуклидов зависит от состава гумусовых кислот почв и вод и определяется конкуренцией процессов комплексообразования ионов металлов с фульво- и гуминовыми кислотами.

Практически любое перемещение радионуклидов в почве осуществляется при участии воды, которая является главным агентом в любых перераспределениях радионуклидов в почве. В некоторых случаях радионуклиды быстро переходят в те же формы, в которых находятся в почве стабильные изотопы этих же элементов. Однако чаще в почвенном растворе техногенные радионуклиды некоторое время сохраняют свою специфическую форму (зависящую от условия их образования), поэтому характер их миграции вначале не совпадает с характером миграции стабильных элементов. Но с течением времени техногенные радионуклиды переходят в устойчивые, характерные для данного элемента состояния и включаются в биохимические циклы. При попадании на почву крупнодисперсных нерастворимых (горячих) частиц последние задерживаются в ее верхних слоях значительно дольше, но и они постепенно разрушаются, и радионуклиды переходят в почвенный раствор. Миграционные возможности радионуклидов, перешедших в водный раствор, их передвижение по почвенному профилю определяются характером взаимодействия с почвой.

Интенсивность миграции радионуклидов в почвах находится в прямой зависимости от степени их увлажнения, интенсивности и продолжительности атмосферных осадков, кислотности почвенного раствора, а в обратной — от размера почвообразующих частиц, суммы обменных оснований, количества органического вещества. Миграция радионуклидов в системе «почва — раствор» сильно зависит и от степени обводненности почв. Во влажной почве подвижность Sr возрастает в десятки раз по сравнению с почвами, менее насыщенными водой. Радиоизотопы (особенно Sr) наиболее подвижны в почвах, обогащенных песчаной фракцией, и наименее подвижны в дерново-луговых почвах. Почвы можно промывать от радионуклидов. Однако это чревато резким понижением их плодородия, поскольку при данной операции вместе с удаляемыми химическими элементами из почв уходит наиболее важная их часть — гумус.

Вертикальная миграция Sr в почве возрастает с повышением ее водненности. Стронций слабо фиксируется в почве. Большая часть его находится в почвенном растворе, поэтому он легко поступает в растения. В прямой зависимости от влажности почвы находится и биомасса растений. Следовательно, с повышением увлажнения почвы увеличивается вынос радионуклидов растениями. Это обстоятельство используется при дезактивации почв.

Подвижность радионуклидов в составе внутрипочвенного стока выражается рядом:  $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$ .  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  поглощаются почвой активнее, чем их стабильные неизотопные аналоги K и Ca. В торфяно-болотных почвах, где имеется большой запас органического вещества, 20 %  $^{137}\text{Cs}$  соединяется с гуминовыми кислотами, а  $^{90}\text{Sr}$  — с более подвижными фульвокислотами.

По подвижности в почвах радионуклиды разделяются на четыре группы: 1) сильноподвижные (J, S и др.); 2) подвижные (Na, Rb, Sr, Ru и др.); 3) малоподвижные (Ce, Fe, Zr, Cs и др.); 4) практически неподвижные (Zn, Co и др.). Легкодоступные для растений формы радионуклидов извлекаются водой (водорастворимая форма) и одномолярным (1M) раствором уксуснокислого аммония (обменная форма). Подвижные радионуклиды, извлекаемые 1M раствором HCl, только частично могут поглощаться растениями и являются для них потенциально доступным резервом. Фиксированные формы радионуклидов недоступны растениям и освобождаются лишь при обработке почвы 1M раствором HCl (слабофиксированные формы) и 6M раствором HCl (прочнофиксированные формы).

Ряды, в которые располагают радионуклиды по изменяющейся скорости миграции в почвах или глинах, не имеют универсального характера. Приведем несколько таких рядов.

1. Самодиффузия ионов в пастах из моноионных форм бентонита: внесение в виде гидроксида —  $\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Sr}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Ba}^{2+}$ , внесение в виде хлорида —  $\text{Na}^+ > \text{Cs}^+ > \text{Ba}^{2+} > \text{Sr}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Ce}^{3+}$ ,  $\text{Y}^{3+}$ .

2. Диффузия ионов в пастах из Li-, Na- и K-форм бентонита:  $\text{SO}_4^{2-} > \text{Na}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Cs}^+$ .

3. Диффузия ионов в ионообменных смолах или в воде:  $\text{Cs}^+ > \text{Rb}^+ > \text{Na}^+ > \text{SO}_4^{2-} > \text{Ca}^{2+}$ .

4. Диффузия радионуклидов в дерново-подзолистой почве:  $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$ .

5. Миграция радионуклидов в горно-луговых почвах в природных условиях:  $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru}$ ,  $^{125}\text{Sb} > ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$ .

6. Миграция радионуклидов в 11 почвах в природных условиях:  $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$ .

7. Миграция радионуклидов в природных условиях: дерново-подзолистая и серая лесная почвы —  $^{144}\text{Ce} > ^{90}\text{Sr}$ ; солодь луговая —  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ; чернозем —  $^{90}\text{Sr} > ^{144}\text{Ce}$ .

8. Миграция радионуклидов в природных условиях:  $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce} > ^{106}\text{Ru}$ .

Цезий-137 прочно связывается с почвой, даже если в ней содержание иллита мало. Для Cs характерны крайне низкие скорости вертикальной миграции. Гуминовые вещества несколько повышают подвижность Cs, поскольку сорбируется на глинистых минералах. Прибавление гуминовых веществ к глинистым минералам существенно понижает  $K_d$  Cs в системе «почвенный раствор — почва». Переход  $^{137}\text{Cs}$  в необратимо сорбированное состояние приводит к его прочному закреплению в почве;  $^{90}\text{Sr}$  мигрирует по профилю почвы со свободной влагой, и этот процесс замедляется при увеличении плотности почвы.

Вертикальный перенос Cs происходит с фильтрационными токами воды и связан с деятельностью почвенных животных и микроорганизмов, выносом из корнеобитаемого слоя почвы в наземные части растений и др. Выпавший на почву  $^{137}\text{Cs}$  прочно удерживается в верхнем гумусированном слое; миграция его затруднена, и для растений он малодоступен. В минеральных почвах диффузия  $^{137}\text{Cs}$  медленнее, чем  $^{90}\text{Sr}$ . Через 4 года после осаждения на поверхность почвы  $^{137}\text{Cs}$  проникает в почву менее чем на 2 см. Его подвижность несколько больше в органических почвах.

В большинстве исследованных почв в адсорбированном состоянии находилось 80—97 %, поэтому основная доля диффузионного потока  $^{90}\text{Sr}$  обусловлена адсорбированными ионами.  $^{90}\text{Sr}$  обладает более высокой подвижностью, чем  $^{137}\text{Cs}$ , и быстро проникает вглубь почвы.  $^{90}\text{Sr}$  из почв климатической зоны с повышенным увлажнением выносятся более интенсивно благодаря обилию водорастворимых органических соединений.

Стронций-90 накапливается или в верхних слоях почвы в наземных системах, или в донных осадках природных водных резервуаров. При этом  $^{90}\text{Sr}$  диффундирует на очень малые расстояния, например на 1 см за несколько лет (в почве скорость миграции примерно равна 0,5 см/год). Скорость миграции  $^{90}\text{Sr}$  зависит от физико-химических и минералогических особенностей почвы; низкое содержание глины и гумуса, высокое содержание электролитов увеличивает проникновение воды и, следовательно, растворенного в нем Sr. При наличии в почве перегнойного горизонта  $^{90}\text{Sr}$  концентрируется в нем. Скорость миграции  $^{90}\text{Sr}$  возрастает с увеличением содержания обменного Ca, а также с увеличением кислотности и содержания органического вещества. Механизм миграции включает в себя как выщелачивание, так и диффузию. Поглощение  $^{90}\text{Sr}$  в почвах обусловлено ионным обменом.

В воде скорость диффузии ионов  $\text{Cs}^+$  в 3 раза выше, чем ионов  $\text{Sr}^{2+}$ . Подвижность адсорбированного  $^{137}\text{Cs}$  составляет 0,3 % от подвижности Cs в растворе. Низкая подвижность микроколичеств Cs в почвах связана со специфической адсорбцией, которая происходит при их взаимодействии с кристаллической решеткой многих глинистых минералов. Однако в некоторых влажных почвах  $^{137}\text{Cs}$  диффундирует с той же скоростью, что и  $^{90}\text{Sr}$ .

Формы нахождения радионуклидов в почве непостоянны: они изменяются с течением времени. При длительном пребывании радионуклидов в почве на перераспределение их форм оказывают влияние сорбционные процессы радионуклидов в почве. В первые годы после аварии на ЧАЭС радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  находились преимущественно в водорастворимой и обменной формах, т. е. в формах, доступных для поглощения корнями растений, затем их доступность изменилась. Доступность  $^{137}\text{Cs}$  уменьшалась во времени вследствие процессов фиксации его почвой. За период 1987—1994 гг. доля фиксированной формы  $^{137}\text{Cs}$  увеличилась в 2 раза и составляла около 70 % общего содержания. Для  $^{90}\text{Sr}$ , наоборот, характерно преобладание легкодоступных для растений форм, которые составляли 53—87 % от общего содержания и имели тенденцию к повышению во времени.  $^{90}\text{Sr}^{2+}$  в почвенном растворе находится в виде катионов. Растворимость бикарбоната Sr выше, чем бикарбоната Ca, поэтому в почве Sr более подвижен, чем Ca. В последние годы нет значительных изменений в перераспределении форм нахождения радионуклидов в почве, т. е. установилось динамическое равновесие форм. Более 90 %  $^{137}\text{Cs}$  находится в фиксированной форме, а более 80 %  $^{90}\text{Sr}$  — в водорастворимой и обменной формах.

В одной и той же почве разные радионуклиды имеют разную скорость миграции и разные коэффициенты миграции. Вертикальная миграция в необрабатываемой почве  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  протекает с малой скоростью, причем коэффициенты миграции  $^{137}\text{Cs}$  на 1—2 порядка ниже, чем коэффициент миграции  $^{90}\text{Sr}$ . Это связано с тем, что Sr находится в почве в водорастворимой форме и в виде комплексов с органическим веществом. По величине коэффициента миграции  $^{90}\text{Sr}$  почвы располагаются в следующий убывающий ряд: дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая суглинистая > торфяно-болотная > чернозем. Убывающий ряд почв по величине коэффициента миграции  $^{137}\text{Cs}$ : торфяно-болотные > дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая суглинистая > чернозем. Максимальная миграция радионуклидов имеет место на дерново-глеевых, дерново-торфянисто-глеевых и торфяно-болотных почвах, где Sr мигрирует интенсивнее, чем Cs. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почве уменьшается только в результате естественного радиоактивного распада, который не зависит от внешних условий, а также за счет выноса радионуклидов растительностью. За счет радиоактивного распада почва ежегодно очищается от  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  соответственно на 2,2 и 2,1 %. При прогнозе радиационной обстановки используется период получищения корнеобитаемого слоя почвы. Например, период получищения слоя почв в ближней зоне (до 30 км от ЧАЭС) и дальней (250 км от ЧАЭС) для  $^{137}\text{Cs}$  составляет соответственно 24—27 и 10—17 лет. Для  $^{90}\text{Sr}$  период получищения для ближней и дальней зон меньше в 1,5—3 раза и составляет 7—12 лет.

В природном интервале скоростей движения почвенной влаги размытие зоны  $^{90}\text{Sr}$  при его вертикальном перемещении в почве обусловлено ионной диффузией, а вкладом грануляционного и кинетического

эффектов можно пренебречь. В почвах скорость движения  $^{90}\text{Sr}$ ,  $v$ , увеличивается с глубиной, что отражает снижение адсорбционной способности почвы и наличие в поверхностном слое направленного вверх переноса по корневым системам растений. Абсолютные значения  $v$  лежат в пределах  $(0\text{—}35) \cdot 10^{-8}$  см/с, что соответствует смещению  $^{90}\text{Sr}$  до 5,5 см за год и средней скорости движения воды менее  $10^{-6}$  см/с.

Несмотря на полифункциональность почвы и сложный состав поглощенных ионов, в широком интервале концентраций (до 0,5—0,6 н.) выполняется степенная зависимость  $K_d$   $^{90}\text{Sr}$  от концентрации. Как правило, влияние адсорбции на скорость диффузии  $^{90}\text{Sr}$  в почвах выражено сравнительно слабо:  $D$  и  $K_d$  связаны слабо. Изменение коэффициента распределения  $^{90}\text{Sr}$  в 10 раз изменяет коэффициент диффузии всего в 1,9 раза. Зависимость коэффициента диффузии  $^{90}\text{Sr}$  от влажности для кварцевого песка близка к линейной. Влажность почвы сильно влияет на скорость диффузии  $^{90}\text{Sr}$  по параболической зависимости, вызывая для одной и той же почвы изменение коэффициента диффузии в 10 раз и более. При малой влажности (до 10—15 об. %) зависимость выражена слабее и, если аппроксимировать ее на этом участке прямой линией, соответствует  $(0,7\text{—}1,5) \cdot 10^{-9}$  см<sup>2</sup>/с на 1 % изменения объемной влажности. При влажности, близкой к полному насыщению почвы водой, наклон составляет около  $(0,6\text{—}2) \cdot 10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с на 1 %, т. е. в 10 раз больше, чем при малых влажностях. В области промежуточных значений влажности у некоторых почв наблюдается точка перегиба.

Свойства почв по их влиянию на скорость диффузии  $^{90}\text{Sr}$  располагаются в ряд: влажность > сумма обменных Са и Mg емкость обмена > рН > содержание гумуса > температура. Влажность и температура сказываются на коэффициенте диффузии сильнее, чем другие свойства. При возрастании концентраций почвенного раствора от менее 1 г/л до 30—40 г/л, что соответствует содержанию солей в почве 1—2 %, коэффициент диффузии  $^{90}\text{Sr}$  увеличивается в 5—14 раз, достигая  $10^{-6}$  см<sup>2</sup>/с.

На подвижность  $^{90}\text{Sr}$  в почвах большое влияние оказывают содержание и состав почвенного органического вещества. Возрастание количества углерода снижает подвижность  $^{90}\text{Sr}$ , однако влияние этого фактора маскируется другими свойствами. Снижение подвижности  $^{90}\text{Sr}$  при росте содержания гумуса больше проявляется при малом количестве гумуса.

Внесение удобрений приводит к возрастанию скорости диффузии  $^{90}\text{Sr}$ . Также увеличивает скорость диффузии  $^{90}\text{Sr}$  добавление к почвам хлоридов и нитратов  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  и  $\text{Ca}^{2+}$  в количестве 2 мг-экв/100 г почвы. Известкование уменьшает поступление  $^{90}\text{Sr}$  в растения из кислых почв в 1,5—3 раза. Снижение подвижности  $^{90}\text{Sr}$  совпадает с максимальным уменьшением его поступления в растения. Увеличение емкости поглощения почвы при повышении рН, а также меньшая энергия адсорбции  $\text{Ca}^{2+}$  по сравнению с  $\text{H}^+$  приводят к возрастанию адсорбции  $\text{Sr}^{2+}$  почвой. Вследствие различия в энергии адсорбции ионов  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{H}^+$  диф-

фузия адсорбированных ионов в Sr- и Ca-формах почвы идет быстрее, чем в H-форме. Поэтому постепенная замена в двойном слое ионов  $H^+$  на  $Ca^{2+}$  приводит к увеличению  $D$  адсорбированных ионов. Однако при-бавление к исходной H-форме почвы CaO от 0,42 до 8,4 мг-экв/100 г (рН 6,01) уменьшает подвижность  $^{90}Sr$ .

В почве Pu и Am связаны с гуминовыми кислотами и их комплексами с Ca, Fe, Al, а также с оксидами Fe и Al. Фактором, уменьшающим подвижность Pu, служит восстановление его органическим веществом до низших степеней окисления, менее склонных к миграции. Актиниды в высших степенях окисления (VI, V) подвижны и могут мигрировать как по почвенному слою (вертикальная миграция), так и с подземными водами (горизонтальная миграция). Максимальной подвижностью в условиях водоносных горизонтов обладают актиниды, находящиеся в высших степенях окисления: Pu(V), Np(V) и U(VI), мигрирующие в форме диоксокатионов или их карбонатных комплексов. В сильно-кислых средах и в присутствии комплексоующих анионов, например нитратов, происходит стабилизация Pu(IV) и, наоборот, понижается устойчивость Pu(V); чем больше содержание гуминовых веществ, тем меньше миграционная способность Pu. Обратная зависимость наблюдалась для  $^{137}Cs$ , а для  $^{90}Sr$  зависимости от содержания гуминовых веществ нет. Плутоний связан с малоподвижными фракциями гуминовых кислот и гумином, а Am — с подвижными фракциями.

Взаимодействия актинидов с гуминовыми кислотами (ГК), либо увеличивает подвижность актинидов в случае растворенных ГК, либо уменьшает (в случае ГК, иммобилизованных на минеральных поверхностях). Поэтому, контролируя дисперсное состояние ГК, можно эффективно влиять на подвижность актинидов в подземных горизонтах. На этом свойстве основано использование производных ГК для создания геохимических барьеров на пути миграции радионуклидов из могильников РАО. Стабилизацию актинидов в окружающей среде в менее подвижных формах осуществляют путем перевода их в четырехвалентное состояние и связывания с гуминовыми производными. Иммобилизацию подвижных форм актинидов на грунтах водоносных горизонтов проводят путем закачивания в скважины растворов редокс-и поверхностно-активных гуминовых производных, способных восстанавливать и связывать актиниды.

Радионуклиды йода и рутения, находящиеся в виде анионов, а также нейтральных молекул, мигрируют в почвах значительно быстрее, чем радионуклиды-катионы.  $^3H$ , находясь в составе молекул воды, также характеризуется высокой подвижностью в почве. Подвижность радионуклида зависит от величины заряда иона: у нуклидов Sr и Ba она выше, чем у нуклидов Y, Ce и Pr. Ce и Ru малоподвижны в почве. Поведение Pu в почве подобно поведению Th. Около 80 % Pu находится в аморфной форме, т. е. Pu входит в состав аморфных соединений, покрывающих в виде пленок минеральные частицы. Остальные 20 % Pu находится в обменной (около 14 %), подвижной (4,5 %) и водорастворимой

(1 %) формах. Наиболее растворимы и подвижны соединения  $Pu(V)$  и  $Pu(VI)$ . Гидроксиды  $Am$  и  $Cm$  более растворимы и подвижны в почве, чем гидроксиды  $Pu$ .

Миграция радионуклидов в почве осуществляется по совокупности многих разных механизмов, но часто она управляется диффузионным процессом, что позволяет дать количественное описание поведения радионуклидов в почвах, грунтах, растениях, водах или донных илах. Математические модели, основанные на диффузии ионов радионуклидов в различных природных средах, позволили дать пространственно-временное описание распределения радионуклидов и прогноз их поведения.

Причина, по которой диффузию считают основным механизмом миграции радионуклидов в почве, заключается в том, что в ней всегда существуют градиенты концентрации любого элемента. В отличие от других процессов переноса диффузия происходит непрерывно в течение всего года (даже при отрицательных температурах почвы). Поэтому, несмотря на небольшую скорость диффузионных процессов, они играют важную роль во многих миграционных явлениях. К числу таких явлений относятся: вертикальное передвижение радионуклидов по профилю почвы; вымывание радионуклидов поверхностными водами; переход радионуклидов в необменное состояние; выщелачивание радионуклидов из минеральных частиц; адсорбция радионуклидов дном водоемов; поглощение ионов корнями растений или клубнями картофеля и т. п.

Среди миграционных процессов диффузия выделяется тем, что, будучи обусловлена тепловым движением ионов и молекул, она протекает непрерывно при любых погодно-климатических условиях. В то же время скорости конвективных потоков, в почве обычно невелики. Поэтому вклад диффузии в суммарное передвижение оказывается сопоставимым, а часто преобладающим по сравнению с вкладом конвективного переноса. Рассмотрение вертикальной миграции как диффузионного процесса упрощает математический аппарат, используемый при расчетах, и позволяет оценить перераспределение радионуклидов во времени по глубине почв.

Два фактора, конвективный перенос с потоком влаги и диффузия, действуют разнонаправленно. Если в начальный момент  $^{90}Sr$  находится в очень тонком поверхностном слое почвы и в процессе миграции извне не поступает, то первый из факторов приводит к перемещению зоны нахождения  $^{90}Sr$  со смещением максимума концентрации нуклида в глубь почвы, второй фактор вызывает расширение зоны нахождения  $^{90}Sr$  с одновременным уменьшением величины максимума концентрации.

Роль диффузии тем больше, чем большая доля  $^{90}Sr$  от общего его количества в почве находится в адсорбированном состоянии и чем меньше средняя скорость потока почвенной влаги. В большинстве почв диффузионный поток обусловлен адсорбированными ионами  $Sr^{2+}$ :



вклад адсорбированных ионов в общий диффузионный перенос  $^{90}\text{Sr}$  в большинстве почв превышает вклад ионов почвенного раствора. Это связано с тем, что 80—97 % общего количества  $^{90}\text{Sr}$  в почве находится в адсорбированном состоянии. Коэффициенты диффузии  $\text{Sr}^{2+}$ , адсорбированного на различных почвах, лежат в пределах  $(2\text{—}46) \cdot 10^{-8} \text{ см}^2/\text{с}$ , что составляет 0,3—8 % от величин коэффициентов диффузии в растворе, находящемся в порах почвы.

В отличие от  $^{137}\text{Cs}$  законы Фика применимы к описанию диффузии микроколичеств  $\text{Sr}$  в почве. Коэффициент диффузии  $^{90}\text{Sr}$  в почве в диапазоне влажности, характерном для естественных условий,  $D = 10^{-8}\text{—}10^{-7} \text{ см}^2/\text{с}$ . За год  $^{90}\text{Sr}$  смещается на 0,03—3 см. Зная вертикальное распределение радионуклида в почве в один момент времени, можно рассчитать его для любого другого момента. Единственной характеристикой миграции служит при этом эффективный коэффициент диффузии ( $D = 1 \cdot 10^{-8}\text{—}10^{-6} \text{ см}^2/\text{с}$ ), который увеличивался с глубиной почвы (для некоторых почв в 10 раз). Связано это с вертикальной неоднородностью почвы.

Как правило, диффузия  $\text{Cs}$  в некоторых почвах не подчиняется закону Фика из-за необменной сорбции почвенными минералами. Оценки коэффициентов диффузии  $^{137}\text{Cs}$  в природных глинистых минералах дали значения  $10^{-10}\text{—}10^{-23} \text{ см}^2/\text{с}$ , в прокаленных материалах, образующихся, например, при подземных ядерных взрывах,  $D \approx 10^{-10}\text{—}10^{-12} \text{ см}^2/\text{с}$ . Из-за трудностей строго математического описания диффузии  $\text{Cs}$  в почве на практике широко используют эмпирические закономерности. Например, вертикальное распределение глобального  $^{137}\text{Cs}$  в почве до глубины около 5 см удовлетворительно описывается экспонентой

$$c = c_0 \exp(-\beta x), \quad (3)$$

где  $c$  — концентрация на глубине  $x$ ;  $c_0$  — концентрация при  $x = 0$ ;  $\beta$  — константа, лежащая для разных почв в пределах 0,4—2,2.

Почва как адсорбент и среда для миграции радионуклидов обладает специфическими особенностями, осложняющими математическое описание миграционных процессов. В частности, при описании диффузии ионов в такой среде, как почва, необходимо учитывать ее гетерогенность, пористость и способность адсорбировать перемещающиеся в ней ионы.

Как уже упоминалось, основным уравнением диффузии является второй закон Фика, но в классическом виде он применим для однородной изотропной среды, в которой диффузانت находится только в одном состоянии. Между тем почва — среда, состоящая из трех фаз: твердой (почвенные частицы), жидкой (почвенная влага) и газообразной (почвенный воздух). Соотношение количеств этих фаз может меняться в широких пределах даже для одного и того же образца почвы в зависимости от его влажности и плотности. Поэтому для почвы традиционное уравнение для второго закона Фика неприменимо. Однако при введе-

нии в него эффективного коэффициента диффузии уравнение Фика может быть успешно для описания многих систем «радионуклид — почва».

Данная модель описывает диффузию в многофазной адсорбирующей среде. Подразумевается, что среда однородна; распределение диффундирующего вещества между фазами обратимо; диффузия происходит в условиях адсорбционного равновесия между фазами; коэффициенты диффузии не зависят от концентрации.

При миграции радионуклидов в почвах постулируют линейность изотермы адсорбции, так как весовые количества компонентов радиоактивных загрязнений ничтожно малы по сравнению с адсорбционной емкостью почвы. При малых скоростях движения почвенной влаги учитывают продольную диффузию:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c, \quad (4)$$

где  $c$  — средняя по всем фазам концентрация радионуклида в почве;  $D$  — эффективный коэффициент диффузии (или квазидиффузии) радионуклида в почве;  $v$  — линейная скорость движения радионуклида под действием потока влаги.

Температура заметно влияет на подвижность ионов в почвах.

Для гомогенной среды (раствор, идеальная кристаллическая решетка), где все диффундирующие ионы находятся в одинаковом состоянии и отличаются лишь энергией, температурная зависимость коэффициента диффузии описывается уравнением Аррениуса

$$D = D_0 \exp(-E/RT), \quad (5)$$

где  $D_0$  — предэкспоненциальный множитель (численно равный коэффициенту диффузии при отсутствии энергетического барьера для диффундирующих ионов);  $E$  — энергия активации;  $R$  — газовая постоянная;  $T$  — абсолютная температура.

В случае гетерогенной среды зависимость более сложная, так как энергии активации ионов, находящихся в разных фазах среды, различны.

Процесс перемещения одновалентных ионов в воде характеризуется энергией активации 3,4—4,2 ккал/моль, которая возрастает в ряду  $\text{Li}^+ > \text{Na}^+ > \text{K}^+$  по мере увеличения радиуса гидратированного иона. Для самодиффузии молекул воды энергия активации примерно равна 4,6 ккал/моль. Для иона  $\text{Sr}^{2+}$  в бесконечно разбавленном растворе в интервале 0—25 °C энергия активации примерно равна 4,9 ккал/моль. Диффузия ионов в пастах из глины характеризуется более высокой, чем для воды, энергией активации (4,0—10,5 ккал/моль). В каолине в интервале 4—51 °C энергия активации диффузии несорбирующегося иона  $\text{Cl}^-$  примерно равна 3,8 ккал/моль. Это значение близко к энергии активации  $\text{Cl}^-$  в растворе (4,1 ккал/моль). Температурная зависимость скорости диффузии  $^{90}\text{Sr}$  в каолине отклоняется от линейной, но энер-

гия активации примерно равна 3,7 ккал/моль, т. е. меньше, чем энергия активации диффузии ионов  $\text{Sr}^{2+}$  в воде.

Изучение температурной зависимости коэффициента диффузии  $^{90}\text{Sr}$  в различных почвах показало неприменимость уравнения Аррениуса в широком диапазоне температур. Иногда имеет место аномальное снижение коэффициента диффузии с ростом температуры в некотором температурном интервале. Тем не менее, данные, относящиеся к области 0—18 °С, в случае диффузии  $^{90}\text{Sr}$  в дерново-подзолистых почвах и черноземе удается аппроксимировать уравнением Аррениуса с энергией активации 9,2 ккал/моль; в среднем же для набора различных типов почв она равна 4,2 ккал/моль. Промерзание почвы приводит к снижению коэффициента диффузии примерно в 5 раз из-за изменения фазового состояния почвенной влаги.

Диффузия по почвенному раствору и по поверхности почвенных частиц к поглощающей поверхности корню — процесс, лимитирующий поступление ионов из почвы в корни растений. Диффузионные модели позволяют рассчитать скорость поглощения радионуклидов растениями для различных сочетаний почвенно-климатических условий, морфологических и физиологических особенностей корневой системы растений.

Использование диффузионных моделей для описания миграции радионуклидов в растениях показало, что, например, поступление Ca и Sr в клубни картофеля обусловлено диффузией ионов этих элементов непосредственно из почвы через кожуру в мякоть клубня. Коэффициенты диффузии  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{45}\text{Ca}$  в кожуре и мякоти клубней сильно различаются: если в мякоти они, как и в почве, равны  $10^{-7}$ — $10^{-8}$  см<sup>2</sup>/с, то в кожуре —  $10^{-9}$ — $10^{-10}$  см<sup>2</sup>/с. Кожура служит барьером на пути проникновения  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в клубни картофеля. Скорость диффузии  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{45}\text{Ca}$  зависит от возраста клубней; в молодых клубнях она в 10 раз меньше, чем в старых.

Строгое рассмотрение миграции радионуклидов в системе «почва — растение» и в самом растении приводит к сложному и громоздкому математическому аппарату. Мы здесь им заниматься не будем.

## 9.11. Радионуклиды в растениях

Миграция техногенных радионуклидов в системе «почва — растение» является определяющей в процессах их распределения в наземных экологических системах.

Поступление радионуклидов из почв в растения является первым звеном в пищевой цепочке их перехода из адиабатических компонентов экосистем в биотические, в том числе в организм человека. Попадая из почвы в растение, радиоактивные вещества в зависимости от своих химических свойств проникают в наземные части или же задерживаются в корневой системе. Содержание естественных радионуклидов в растениях зависит от их концентрации в окружающей среде,

вида растений, функционального состояния растительности, вида экосистемы и т. д.

Возможны два пути попадания в наземные растения радионуклидов: адсорбция радиоактивных аэрозолей, оседающих из атмосферы, и усвоение (в основном с водой) радионуклидов из почвы. Первый путь представляет собой усвоение радиоактивных аэрозолей надземными органами растений. Так происходит накопление  $^{14}\text{C}$  в процессе фотосинтеза из атмосферного  $^{14}\text{CO}_2$ . Вторая составляющая связана с корневой системой, которая вместе с восходящими токами воды выносит из почвы растворимые формы радионуклидов. Поэтому степень активности тканей растений определяется не только их видовыми особенностями и концентрацией радионуклидов в питающих горизонтах почвы, но и соотношением в этих горизонтах растворимых обменных фракций с фракциями, находящимися в прочных соединениях с компонентами почвы. На усвоение радионуклидов оказывают влияние возрастные изменения растения, так как каждому периоду развития растения отвечает определенный тип физиологических процессов и, следовательно, свой тип питания.

Основными факторами, определяющими уровни накопления радионуклидов в растениях, являются: физико-химические формы радионуклидов, пути поступления и вертикальное распределение радионуклида в почве, агрохимические свойства почв (минеральный состав, кислотность, содержание ионов, вступающих в конкурирующие реакции, ионообменная емкость, содержание гуминовых веществ, влажность), особенности метаболизма растений, агротехника выращивания культур.

**Коэффициент накопления  $K_n$ , Бк/кг/Бк/кг**, — отношение удельной активности радионуклида в сухом растении, Бк/кг, к удельной активности 20-сантиметрового пахотного сухого слоя почвы, Бк/кг, на которой выращено растение.

**Коэффициент перехода,  $K_n$ , Бк/кг/кБк/м<sup>2</sup>**, — отношение удельной активности радионуклида в сухом растении (например, зерне), Бк/кг, к плотности загрязнения почвы, на которой выращено растение, кБк/м<sup>2</sup>.

**Замечание.**  $K_n$  у растений всегда выше, чем у животных.

Аэральное поступление важно при радиоактивном загрязнении воздушной среды сразу после радиационного инцидента. Здесь на наземные органы растений оседают радиоактивные аэрозоли, оплавленные силикатные и карбонатные частицы грунта, частицы топлива, высоко-радиоактивные «горячие» частицы, входящие в состав «сухого» и «мокрого» выпадения. Растения способны задерживать аэрозоли с размером частиц менее 45 мкм. При попадании на листья радиоизотопов они проникают во внутреннюю структуру в месте соприкосновения, а затем перемещаются в другие органы растения. Стронций передвигается по растению достаточно быстро и уже через 90 ч обнаруживается во всех органах растений;  $^{137}\text{Cs}$  также обладает очень высокой подвижностью.

Биологическая доступность радионуклидов, образующихся во время ядерного взрыва, определяется его видом. При наземных взрывах на силикатных грунтах частицы локальных выпадений характеризуются слабой растворимостью и низкой биологической доступностью. Радионуклиды локальных выпадений подводных и подземных взрывов, наоборот, обладают высокой биологической доступностью. То же относится к тропо- и стратосферным выпадениям, когда радиоактивные вещества оседают на поверхность земли в форме мелкодисперсных частиц. При оседании частиц происходит загрязнение надземной части растений выпадающими радионуклидами. Первичное удержание варьируется широко (от нескольких до 95 %), что зависит от плотности растительного покрова, морфологических особенностей растений, размеров радиоактивных частиц и метеорологических условий в момент выпадения осадков. Чем больше надземная часть растений, тем больше величина первичного удержания. Так, например, в период максимального развития надземной части пшеница удерживает до 70 % водорастворимых радионуклидов, горох — до 75 %, ячмень, овес и просо — до 50 %, картофель — до 25 %, трава — около 25 %. По степени задерживания радионуклидов растения располагаются в ряд: капуста > свекла > картофель > пшеница > травяная растительность (за исключением мхов, лишайников, грибов, которые отличаются высокой степенью задержки радионуклидов). Нерастворимые радионуклиды загрязняют растения только с поверхности, а растворимые поглощаются через листья, стебли и плоды. По скорости листовой абсорбции радионуклиды располагаются в ряд: Cs > Ba > Sr > Ru. Для травянистой растительности у  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  коэффициент первичного удержания меняется в диапазоне 20—40 Бк/кг/(Бк/м<sup>2</sup> · сут).

Первичное удержание и последующие процессы потерь радиоактивности зависят от размера частиц и вида выпадений, площади удерживающей поверхности и плотности растительного покрова, морфологии растений и типа травостоя, урожайности наземной массы, метеоусловий во время и после выпадения радиоактивных осадков и др. По мере увеличения запаса растительной массы на единицу площади повышается степень удерживания радионуклидов. Первичное удержание водорастворимых форм радиоактивных веществ в 4—7 раз выше, чем нерастворимых. С увеличением размера частиц уменьшается их удерживание растениями. Осевшие на надземных частях растений радионуклиды инкорпорируются во внутренние ткани в результате биологических процессов и накапливаются в растениях. Процесс накопления радионуклидов зависит от стадии развития растения, а она, в свою очередь, от времени года.

Осевшие на поверхности растения радионуклиды могут смываться дождем, сдуваться ветром или поступать во внутренние части растения и усваиваться. Мелкие частицы и водорастворимые формы закрепляются в 4—7 раз прочнее, чем крупные и твердые нерастворимые частицы. Максимальные потери радиоактивности происходят в первые 2—3 сут.;

за 7 сут. она снижается на 80 %. Потери фиксированных радионуклидов мало зависят от погодных условий и определяются свойствами радионуклидов и биологическими особенностями растений.

Значимость аэрального пути поступления радионуклидов не зависит от периода полураспада радионуклида, а корневое поступление существенно лишь для относительно долгоживущих радионуклидов, не успевающих распасться до усвоения их корнями растений. Внекорневое накопление радионуклидов может происходить двумя путями: при выпадении радионуклидов из атмосферы непосредственно на растительность и отложении на растительности радионуклидов, попавших первоначально на почву, а затем за счет вторичного пылеобразования осевших на растительности.

Для долгоживущих радионуклидов с течением времени после выпадения радионуклидов на почву и их миграции в почве к корневой системе растений возрастает роль накопления радионуклидов через корни растений. Коэффициент накопления сильно меняется в зависимости от почвы, вида растительности и условий окружающей среды. С течением времени он может увеличиваться по мере достижения радионуклидом оптимального положения относительно корневой системы, затем уменьшаться при изменении физико-химического состояния радионуклида и перехода радионуклида в почву ниже корневой системы.

Техногенные радионуклиды обычно находятся в соединениях, доступных для усвоения растениями. Однако с течением времени они с различной скоростью переходят в труднорастворимые формы. Так,  $^{137}\text{Cs}$  в почвах довольно быстро переходит в труднодоступную форму, тогда как  $^{90}\text{Sr}$  может длительно (многие годы) оставаться в обменной форме.  $^{90}\text{Sr}$  хорошо усваивается растениями, причем его накопление в них обратно пропорционально количеству обменного кальция в почве. В подвижной форме  $^{137}\text{Cs}$  также хорошо усваивается растениями.

Коэффициенты накопления снижаются с течением времени, что связано с миграцией радионуклидов за пределы корнеобитаемого слоя и увеличением энергии связи соединений с почвенным поглощающим комплексом. В многолетней динамике корневого поступления радионуклидов выделяют два периода. Период интенсивного корневого накопления имеет место в первые вегетационные сезоны после выпадений, что обусловлено нахождением в поверхностном слое почвы. Здесь биологическая доступность радионуклидов максимальна. Затем следует период установления квазиравновесного распределения радионуклида в системе «почва — растение», управляемый установлением постоянного распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазой почвы.

При выпадении радиоактивных веществ на луговую и пастбищную растительность значительная их часть задерживается в нижней части растений и в верхнем слое прикорневой дернины, откуда поступают в растения через основание стебля и поверхностные корни, также образуют «дернинный резервуар». Радиоактивные вещества, попадающие в почву, частично вымываются и загрязняют грунтовые воды, но почва

прочно удерживает их и обеспечивает их нахождение в почвенном горизонте и поступление в растения за счет почвенного поглощающего комплекса.

Содержание радионуклидов в растениях зависит от их индивидуальной способности избирательно аккумулировать в себе определенные химические элементы. К таким растениям относятся мхи и лишайники. Особенности лишайников (многолетний характер роста, воздушный тип питания растений) обуславливает их высокие уровни радиоактивного загрязнения. Ягель — биоиндикатор, отражающий состояние окружающей среды. Поэтому мохово-лишайниковую растительность используют при проведении радиоэкологического мониторинга окружающей среды.

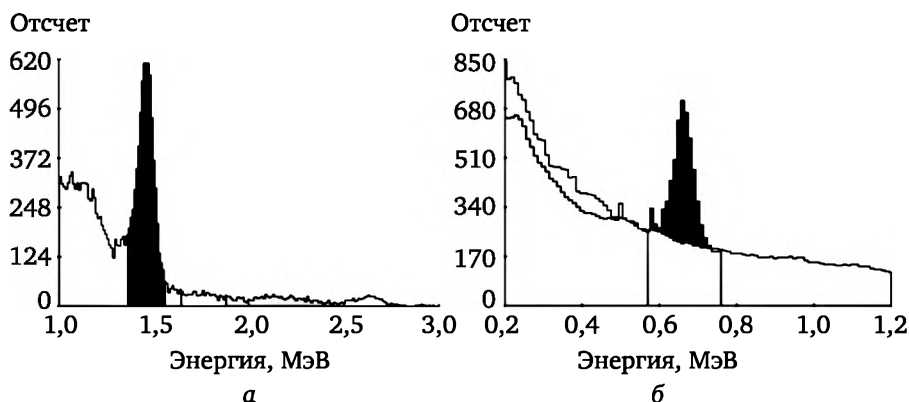
**Замечание 1.** Биологическое накопление свойственно растениям, которые, аккумулируя определенные химические элементы, изменяют окраску хвои, листьев, цветков и плодов. Это служит индикаторным признаком при поисках полезных ископаемых. Например, береза и осина в Восточной Сибири накапливают в своей древесине значительные содержания  $^{90}\text{Sr}$ , что приводит к появлению необычной окраски — неестественно зеленого цвета. В ареале рассеяния урановых месторождений лепестки иван-чая вместо розовых становятся белыми и ярко-пурпурными, у голубики плоды вместо темно-синих становятся белыми и т. д.

**Замечание 2.** Основная часть  $^{137}\text{Cs}$  во мхах и лишайниках обязана своим присутствием радиоактивным осадкам непосредственно из атмосферы. Поэтому использовать эти растения как индикаторы перехода радиоактивности из грунта некорректно. Грибы создают обширную сеть мицелия, который эффективно экстрагирует из почвы микроэлементы, концентрируя их в плодовых телах. При этом мицеллы грибов разрушают «горячие» частицы, вовлекая радионуклиды в биоту. Можно использовать грибы в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения и определить плотность загрязнения почвы  $\text{Cs}$  по данным о загрязнении грибов.

Некоторые виды лекарственных растений (крапива двудомная, череда трехраздельная) накапливают значительные количества  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Причем, если крапива накапливает оба радионуклида, то череда — преимущественно  $^{137}\text{Cs}$ . Сильно поглощают радионуклиды сосна, береза, ель, осина, рябина, малина, черника, укроп, клюква, петрушка, шпинат, бобовые, злаки, гречка, рапс, ромашка, мхи, смородина и др. Много  $\text{Th}$  откладывается в листьях осины, черемухи и пихты. Меньше поглощают радионуклиды ольха, фруктовые деревья, капуста, огурцы, картофель, кабачки, томаты, лук, перец, чеснок, свекла, морковь, редис, хрен, ирис, редька.

По уровню накопления радионуклидов огородные культуры располагаются в порядке: огурцы > томаты > капуста (кольраби > цветная > > ранняя > краснокочанная). При возделывании картофеля наименьшее загрязнение клубней наблюдается у сортов Аксамит, Сантэ, Син-

тез. Из плодово-ягодных культур больше накапливают радионуклиды ягоды красной и черной смородины, крыжовник, меньше — земляника садовая, белая смородина, клубника, малина, яблоки, груши, вишни, сливы, черешня. Наименьшее загрязнение имеют ягоды рябины, земляники, малины, а наибольшее — черника, клюква, голубика, брусника.



**Рис. 16.  $\gamma$ -Спектры природных объектов:**

*а* — гранитная крошка с Карельского перешейка (хорошо видна линия  $^{40}\text{K}$ , присутствуют линии  $\text{Ra}$  и  $\text{Th}$ ); *б* — сухие грибы из-под Луги (видна линия  $^{137}\text{Cs}$ )

Сельскохозяйственные растения меньше загрязнены радионуклидами, чем дикорастущие, так как производится обработка почвы, вносятся удобрения и т. п. У некоторых сельскохозяйственных растений хозяйственно ценные части урожая достаточно надежно защищены от загрязнения — зернобобовые культуры, просо, рис, ячмень, овес, початки кукурузы, клубни картофеля, корнеплоды.

Чем древнее по своему происхождению растения, тем большей способностью к накоплению радиоактивного вещества они обладают. Например, у папоротников радиоактивность ниже, чем у лишайников. Еще более низкую радиоактивность имеют голосеменные растения и совсем незначительную — цветковые. В ходе эволюции растения выработали приспособления для уменьшения накопления в своих тканях радионуклидов, которые могут вызывать неблагоприятные изменения. Культурные растения — сахарная свекла, пшеница — по сравнению со своими дикими предками содержат меньше радиоактивных элементов.

Попадая из почвы в растение, радиоактивные элементы в зависимости от свойств проникают в наземные части или же задерживаются в корневой системе.  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  легко проникают через корневую систему во все части растения, тогда как  $\text{Ce}$ ,  $\text{Ru}$ ,  $\text{Zr}$ ,  $\text{Y}$ ,  $\text{Pu}$  накапливаются в корневой системе. Распределение радионуклидов в разных частях растений неодинаково: большая часть изотопов концентрируется в листьях, стеблях и корнях, меньше — в соцветиях и еще меньше — в плодах и семенах. Исключением является изотоп  $^{137}\text{Cs}$ , концентрация которого в семенах может достигать 10 % от его содержания в надземной



части растений. В древесине деревьев накапливается меньше радионуклидов, чем в листьях или хвое ( $1/6$  находится в стволе,  $5/6$  — в коре, ветвях и листьях). Во фруктах они находятся в косточках, в капусте — в верхних листьях и кочерыжке, в свекле и моркови — в начале ботвы и т. п.  $K_n$  у молодых деревьев выше, чем у старых, поскольку у последних обменные процессы замедлены. Больше радионуклидов накапливают многолетние луговые травы, чем однолетние сельскохозяйственные культуры. Накопление радионуклидов зависит от площади поверхности растения и его строения. Так, форма соцветий пшеницы способствует удержанию выпадающих мельчайших аэрозолей. В лесу больше всего задерживают радионуклиды хвойные породы деревьев, что связано с медленной сменой хвои. Лиственные породы деревьев ежегодно сбрасывают свой покров, поэтому степень накопления у них меньше.

Повышенное содержание  $U$  наблюдается в корнях и отличается от содержания нуклидов в надземной части в 10,5 раза. В листьях и стеблях исследуемых растений содержится до 12 Бк/кг  $U$ , в то время как в корнях — до 65 Бк/кг (клевер красный). Для  $Am$  разница между содержанием нуклида в подземной и надземной части растения достигает около 1,5 раз. Более высокое значение содержания  $Am$  в корнях отмечено для клевера розового и люцерны, минимальное — горчицы белой. С повышением кислотности почвы как для  $U$ , так и для  $Am$  в почвенном растворе увеличивается общее количество водорастворимых и обменных форм на 32 % для изотопов  $U$  и на 34,7 % для  $Am$ . В то же время содержание водорастворимых форм, доступных для растений, возрастает на 63,2 % для изотопов  $U$  и в 2,71 раза для  $Am$ . Изотопы  $U$  и  $Am$  характеризуются малой подвижностью в системе «почва — растение».  $K_n$  в растениях  $Am$  на 1—2 порядка ниже по сравнению с  $K_n$   $^{137}Cs$  или  $^{90}Sr$ . Накопление растениями изотопов  $U$  и  $Am$  уменьшается с уменьшением значения  $pH$ , гумуса и обменного  $Ca$ .

Для радионуклидов, поступающих по корневому пути, свойственно неравномерное распределение в растениях: радиоактивный  $Sr$  накапливается в надземных частях растений;  $Cs$  распределяется равномерно;  $PЗЭ$  и  $ТУЭ$  — в корневых системах. В ходе вегетации абсолютное количество радиоизотопов в растениях возрастает, а относительное содержание на единицу массы сухого вещества снижается. С увеличением урожайности уменьшается относительная концентрация радионуклидов.

Накопление радиоактивных элементов растениями зависит от содержания их в почве, от свойств почв ( $pH$ , гранулометрический состав, гумус и др.), их доступности, вида растения, фазы его развития, природно-климатических условий и др. Концентрация радионуклидов в растениях зависит от таких факторов, как концентрации и формы их нахождения в корнеобитаемом слое почвы; геохимические особенности радионуклидов и присутствие близких по химическим свойствам элементов (носителей); видовые особенности растения. Гранулометри-

ческий состав почвы влияет на закрепление радиоактивных веществ в почве: тяжелые почвы сильнее закрепляют радионуклиды, чем легкие. Важен и минералогический состав почвы. Наибольшей поглощательной способностью обладают минералы монтмориллонитовой группы и гидрослюда, наименьшей — каолиниты.

Много радионуклидов содержится в торфяниках, меньше — в песках и еще меньше — в супеси и суглинке. Повышенное количество радионуклидов находится в растениях переувлажненных и лугопастбищных угодий. Сорбция на гумусовом веществе с последующим переходом в необменные формы делает радионуклиды слабо доступными для растений, тем более что гумусные кислоты растворяются лишь в щелочах. На тех почвах, где радионуклиды прочно связаны в гумусных горизонтах, наблюдается снижение  $K_n$ . Коэффициенты перехода  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственные культуры снижаются при увеличении емкости катионного обмена почв, содержания гумуса, элементов минерального питания, а также при снижении кислотности почвенного раствора. Максимальные коэффициенты перехода наблюдаются для торфяных почв и минеральных почв легкого гранулометрического состава, а минимальные — для плодородных тяжелосуглинистых и глинистых почв (дерново-подзолистые, серые лесные, черноземы). На поведение радионуклида в системе «почва — растения» оказывает влияние концентрация его носителя: для  $^{137}\text{Cs}$  — стабильный Cs и K, для  $^{90}\text{Sr}$  — стабильный Sr и Ca. Увеличение концентрации носителя приводит к снижению перехода радионуклида в растения. Так, при увеличении уровня увлажнения величина перехода  $^{137}\text{Cs}$  в растительность возрастает в 600 раз. Чем прочнее радиоизотоп фиксируется в почве, тем меньшее его количество попадает в растение. Например, овес, выращенный на песке, накапливает  $^{90}\text{Sr}$  в несколько раз больше, чем овес, произрастающий на тяжелом суглинке. При этом из глинистого песка поступает около 10 %, а из тяжелого суглинка — 1 % всего  $^{90}\text{Sr}$ , внесенного в почву. Накопление растениями элементов из почв образует ряд:  $\text{Sr} > \text{J} > \text{Ba} > \text{Cs}$ ,  $\text{Ru} > \text{Ce} > \text{Y}$ ,  $\text{Pm}$ ,  $\text{Zr}$ ,  $\text{Nb} > \text{Pu}$ .

На корневое поступление радионуклидов влияют агрохимические характеристики почвы: с увеличением доли глины и ила в твердой фазе почвы повышается доля вторичных минералов, определяющих значительную емкость почвенного поглощающего комплекса, увеличивается необменная сорбция радионуклидов и снижается их корневое поступление; увеличение влажности почвы повышает переход радионуклидов в растения; повышение кислотности почвенного раствора увеличивает биологическую доступность Cs и Sr; повышение доли органического вещества в почвах снижает корневое поступление радионуклидов в растения. Наименьший переход радионуклидов в растения наблюдается в регионах, где преобладают черноземные почвы, наибольший — в регионах с торфяно-болотистыми почвами. Высокие коэффициенты перехода радионуклидов характерны также для песчаных

почв. При повышении содержания гумуса в почве от 1 до 3,5 % переход радионуклидов в растения снижается в 2 раза.

Минимальное накопление радионуклидов в растениеводческой продукции наблюдается при оптимальных показателях кислотности почв (рН), которые для дерново-подзолистых почв составляют: глинистых и суглинистых — 6,0—6,7; супесчаных — 5,8—6,2; песчаных — 5,6—5,8. На торфяно-болотных и минеральных почвах сенокосов и пастбищ оптимальные показатели рН составляют соответственно 5,0—5,3 и 5,8—6,2. На песках переход радионуклидов в растения вдвое выше, чем на суглинках, особенно при низкой обеспеченности почв обменным калием. На переувлажненных песчаных почвах высокая степень загрязнения травяных кормов наблюдается даже при относительно низких плотностях загрязнения почв радионуклидами, а на окультуренных участках лессовидных и моренных суглинков возможно получение продукции с допустимым содержанием  $^{137}\text{Cs}$  при плотности загрязнения до 740—1110 кБк/м<sup>2</sup>.

Существует обратная корреляция между количеством обменного К в почвах и накоплением  $^{147}\text{Cs}$  в растениях. Калийные удобрения снижают поступление  $^{137}\text{Cs}$  в растения, причем этот процесс происходит интенсивнее при оптимизации содержания в почве наиболее значимых микроэлементов (Мо, В, Cu и др.). Органические удобрения, особенно торф с низким рН, вызывают повышение доступности для растений  $^{137}\text{Cs}$ , этот негативный эффект торфа компенсирует известкование почвы.

Коэффициенты накопления и перехода  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в зерно ржи, овса и озимой пшеницы лежат в диапазоне 0,04—2,0 Бк/кг/Бк/кг и 0,15—5,5 Бк/кг/кБк/м<sup>2</sup>. Медианные значения коэффициентов перехода ( $K_{\text{п}}$ , Бк/кг/кБк/м<sup>2</sup>)  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в зерно более чем в 10 раз превышают  $K_{\text{п}}$   $^{137}\text{Cs}$ . Для зерна озимой ржи, пшеницы и овса имеет место обратно пропорциональная зависимость  $K_{\text{п}}$   $^{90}\text{Sr}$  от содержания в почве обменного кальция. Известкование кислых дерново-подзолистых, песчаных и супесчаных почв, внесение фосфорных удобрений в 3 раза уменьшает содержание  $^{90}\text{Sr}$ . Доля  $^{90}\text{Sr}$  в обменной форме возрастает с увеличением кислотности почвы.

Динамика загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  растительности определяется кинетикой растворения топливных частиц (ТЧ), вертикальной миграцией  $^{90}\text{Sr}$  и обусловленным этим изменением содержания мобильного  $^{90}\text{Sr}$  в корнеобитаемом слое. В зависимости от скорости растворения ТЧ корневое загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  растительности в первые годы после аварии растет и достигает максимума на 2—30-й год в зависимости от скорости растворения ТЧ, обусловленной степенью окисления матрицы частиц и кислотностью среды. Затем содержание в зерне  $^{90}\text{Sr}$  уменьшается из-за его радиоактивного распада и вертикальной миграции из пахотного корнеобитаемого слоя.

В настоящее время основная масса топливных частиц растворилась и 40—90 %  $^{90}\text{Sr}$  в дерново-подзолистых почвах легкого механическо-

го состава уже находится в обменной форме. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в растениях за послеаварийный период достигла своего максимума, и на протяжении последних лет наблюдается монотонное уменьшение содержания  $^{90}\text{Sr}$  в зерне. Загрязненное зерно используют при производстве спирта, в качестве семенного материала и на корм скоту.

Радионуклиды переводятся из почвы в растения, дающие пышную зеленую массу. Повышение температуры воды, используемой для полива, несколько увеличивает миграцию радионуклидов из почвы в растения. В сезонной динамике  $^{137}\text{Cs}$  в ассимилирующих органах древесных пород отмечается однонаправленное снижение его концентрации от весны к осени, а  $^{90}\text{Sr}$ , напротив, — рост рассматриваемого показателя в период вегетации. В то же время в древесине минимум концентрации  $^{137}\text{Cs}$  приурочен к началу интенсивного весеннего сокодвижения. Внесение в почву Fe, Co и Y совместно с комплексом ЭДТА повышает подвижность Sr и Cs и увеличивает поступление их в растения.

Переход  $^{238}\text{U}$  из почвы в растение определяется особенностями его поведения в системах «твердая фаза почвы — почвенный раствор» и «почвенный раствор — растение». Для усвоения корневыми системами растений доступна только та часть ионов радионуклида или элементов минерального питания, которая способна перейти в раствор из сорбированного твердой фазой почвы состояния. Доступность  $^{238}\text{U}$  растениям определяется следующим рядом исходных химических форм радионуклида:  $(\text{NH}_4)_2\text{U}_2\text{O}_7 > \text{UO}_2\text{Cl}_2 > \text{UO}_3 > \text{U}_3\text{O}_8 > \text{UO}_2\text{SO}_4 > \text{UO}_2$ .

Наиболее высокие значения коэффициентов биологического поглощения растениями U отмечаются для районов горной тундры и средней тайги (0,21 и 0,17 соответственно), где в почвах преобладают минерально-обломочные формы U. Для горно-тундровых и горно-лесных ландшафтов района северной тайги среднее значение  $K_n$  существенно ниже (0,08). Для этого района в большей степени были отмечены аккумуляция U гумусовым веществом и интенсивная водная его миграция. Самые низкие значения  $K_n$  характерны для района лесостепи (0,005), где процессы аккумуляции U почвами имеют особенно большое значение.

Коэффициент накопления U сельскохозяйственными растениями зависит от типа почвы, формы удобрений, вида растений и составляет 0,0001—0,1. Низшие растения (мхи и лишайники) накапливают большие концентрации U по сравнению с высшими растениями. Довольно высоки коэффициенты перехода U у горчицы белой и рапса ярового. Среди высших растений не обнаружено концентраторов U (исключение — астрагал). При кларковом содержании U в почвах ( $n \cdot 10^{-6}$  г/г) концентрация его в золе растений составляет  $5 \cdot 10^{-7}$  г/г; при увеличении концентрации U в почвах до  $n \cdot 10^{-4}$ — $n \cdot 10^{-3}$  г/г его содержание в золе растений увеличивается, но не пропорционально содержанию в почве. Это связано с существованием у растений «физиологического барьера», препятствующего поглощению больших количеств U. Роль такого барьера играют корни и отчасти листья.

Переход  $^{238}\text{U}$  в растительность варьирует в пределах 2—13 раз и определяется строением корневой системы. Корни растений выделяют ионы водорода, аминокислоты и хелаты, влияющие на усвоение многих элементов. Глубина размещения корней различных видов растений играет важную роль в извлечении радиоактивных элементов из почвы. Число придаточных корней увеличивается в ряду: корневищные бобовые < разнотравье < злаковые, ряд, характеризующий переход  $^{238}\text{U}$  в луговые растения, следующий: злаковые > разнотравье > бобовые. В золе растений (при содержании U в почве  $10^{-4}\%$ ) его концентрация составляет  $1,5 \cdot 10^{-5}\%$ . Концентрации U в высушенных растениях варьируются в пределах 5—60 ppm, а зола от сожженных растений содержит до 4 ppm U. Содержание U в золе растений зависит от их видовой принадлежности, возраста и органа. Аккумуляция U в наземной части растений идет в вегетационных органах. В вегетативной массе зернобобовых (соя, нут) и зерновых (пшеница, ячмень) культур содержится  $^{238}\text{U}$  в 2,4—4,2 раза больше, чем в генеративных органах. Максимальная концентрация  $^{238}\text{U}$  отмечена в листьях чая и вегетативной массе зернобобовых культур, а минимальная — в генеративной части зерновых. По степени аккумуляции  $^{238}\text{U}$  можно составить ряд: чай > соя > нут > хлопчатник > пшеница > ячмень. Большое накопление U отмечается у многолетних древесных и кустарниковых растений. Прекрасными аккумуляторами U являются мхи ( $3 \cdot 10^{-3}$  г/кг золы), грибы и водоросли. Грибы переводят U в довольно безвредные химические соединения.

На снижение накопления U растениями влияет применение органических удобрений (особенно навоза) и извести. Снижение концентрации радионуклидов в урожае при внесении удобрений обусловлено такими причинами, как увеличение биомассы («разбавление» радионуклидов); повышение концентрации в почве обменных катионов, усиление антагонизма между ионами радионуклидов и ионами вносимых солей при корневом усвоении; изменение доступности для корневых систем радионуклидов вследствие перевода их в труднодоступные соединения и обменной фиксации в результате реакции радионуклидов с вносимым удобрением.

Чем выше  $K_n$  U, тем меньше коэффициент водной миграции  $K_{\text{вод}}$ .

В районах, где U изоморфно входит в минералы РЗЭ и слабо подвижен,  $K_{\text{вод}}$  имеют минимальные значения. В то же время U здесь доступен для растений, так как величины его  $K_n$  максимальны. В таежном районе преобладают рассеянные формы U в подстилающих гранитах. Уран сравнительно легко извлекается природными водами из обломков пород, а затем прочно связывается гумусом на восстановительных барьерах и становится слабо доступным для растений. Здесь  $K_n$  U низкие.

В природных условиях в окислительной обстановке U является сильным мигрантом, но считается металлом слабого биологического поглощения. Доступными для растений формами U являются U-протеиновые комплексы.  $K_n$  U растениями менее 0,40. В растениях U концентрируется производными целлюлозы.

Среднее содержание U для наземной растительности 38 мкг/кг (0,46 Бк/кг) в интервале от 5 до 69 мкг/кг (0,03—0,84 Бк/кг). Для древесной растительности Сибири активность  $^{238}\text{U}$  составляет (Бк/кг золы): береза бородавчатая — 12,21, сосна обыкновенная — 12,21, осина дрожащая — 3,66, лиственницы даурская и сибирская — 122,10. В злаковых культурах U накапливается в вегетативной массе. Коэффициенты накопления U в зерне и соломе озимой пшеницы на разных типах почв колеблются в интервалах 0,0004—0,003 и 0,002—0,006 соответственно. Коэффициент накопления урана кукурузой — 0,0001—0,012. Радиоактивность травы равна  $1 \cdot 10^{-8}$ — $0,5 \cdot 10^{-9}$  Ки/кг, мхов —  $0,5 \cdot 10^{-7}$ — $1 \cdot 10^{-7}$ . Максимальные концентрации U отмечены в ромашке аптечной (35,41 Бк/кг). Содержание U в разных видах полыни варьирует от 5,01 до 18,32 Бк/кг. Сильно накапливают U гречишные (15,47 Бк/кг). Не обнаружен (менее 0,001) U во всех видах семейства зонтичных. Содержание  $^{238}\text{U}$  в надземной массе растений примерно равно 10,46, в корнях — 14,55 Бк/кг.

При избыточном содержании U в почве у растений наблюдается карликовость, а также изменяется окраска и форма органов: розовые цветки Иван-чая изменяют окраску на белую или ярко-пурпурную, а у голубики вместо темно-синих формируются белые или зеленоватые плоды неправильной формы. Изотопное отношение  $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$  зависит от формы нахождения дочернего изотопа и может служить ее трассером. При гомогенном распределении всех изотопов U в воде их изотопное отношение в растении будет таким же, как и в питающей среде. Если более подвижный  $^{234}\text{U}$  из почвенных растворов прочно фиксирован гумусом, он является менее доступным для растений, чем  $^{238}\text{U}$ , преимущественно находящийся в минеральной матрице почв. В этом случае  $(^{234}\text{U}/^{238}\text{U})_{\text{раст}} < (^{234}\text{U}/^{238}\text{U})_{\text{почв}}$ .

Уран не является биогенным элементом:  $K_n < 1$ . При этом наблюдается зависимость  $K_n$  от содержания U в почвах. При содержаниях U, близких к  $10^{-3}$  %,  $K_n$  уменьшается. Это объясняется существованием в корнях растений биологического барьера, препятствующего проникновению в надземную часть концентраций выше нескольких миллиграммов на 1 кг золы. Поэтому в корнях накапливается больше U, чем в надземных органах. Уран помимо корней накапливается в более старых органах (древесине, крупных ветках, коре), а не в молодых листьях и хвое. Для Полярного Урала  $K_n$  U для мхов достигает 6,9 при среднем значении 2,3, в то время как для кустарников эта величина не превышает единицы. Низшие растения концентрируют U в большей степени, чем высшие. Из древесной растительности наиболее высокие  $K_n$  отмечены у березовых ( $K_n$  для березы пушистой примерно равен 0,9 при среднем значении для всех видов растительности около 0,05).

Минимальное накопление U отмечается у травянистой растительности, особенно у злаковых. У культурных зерновых растений зерно содержит в 2 раза меньше U, чем солома. Удельная активность изотопов U в продуктах питания составляет десятые доли — едини-

цы беккерелей на килограмм. Содержание  $^{226}\text{Ra}$  в растениях и пищевых продуктах варьируется в интервале 3,7—23 Бк/кг. Содержание Ra в зерне  $2,3 \cdot 10^{-15}$  Ки/г, в картофеле  $9,6 \cdot 10^{-15}$ , в сухом молоке  $1,7 \cdot 10^{-15}$ , в треске  $4,0 \cdot 10^{-15}$ , моркови и капусте  $1,7 \cdot 10^{-15}$  Ки/г. Содержание  $^{226}\text{Ra}$  в организме человека колеблется в пределах 3—1400 пКи/г,  $^{228}\text{Ra}$  50 пКи, а содержание  $^{210}\text{Pb}$  и находящегося с ним в равновесии  $^{210}\text{Bi}$  — 74—185 Бк/кг.  $^{210}\text{Po}$  содержится в растительных и животных организмах в количествах, равных 50—100 % от содержания  $^{210}\text{Pb}$ . Важно поступление  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  в табачные растения из почвы. В лишайниках тундры содержится  $^{210}\text{Po}$  до 2000 Бк/кг, в чайном листе — более 15 Бк/кг, в табаках — 55 Бк/кг.

Растения плохо накапливают U — сказываются барьеры, ограничивающие его поступление в клетки. По отношению к Ra таких барьеров нет: он концентрируется в молодых частях растений, в том числе в листьях и цветках, но у некоторых видов — в корнях. Радий обнаружен в травянистых и цветочных растениях, кофе, древесине, морских водорослях, мхах и т. д. Бразильские орехи содержат 40—260 Бк/кг Ra, что в 1000 раз выше, чем в других продуктах питания.  $K_{\text{H}}$  Ra для районов тундры и тайги выше, чем для черноземных лесостепных районов. В первом случае Ra связан в почвах по механизму ионного обмена, а в последнем — прочно фиксирован в слаборастворимых гуматах и сульфатах Ca и Ba.

В корнях и листьях травянистых растений Ra больше, чем в стеблях и органах размножения; больше всего Ra в коре и древесине. Среднее содержание Ra в цветковых растениях  $(0,3—9,0) \cdot 10^{-11}$  Ки/кг, в морских водорослях  $(0,2—3,2) \cdot 10^{-11}$  Ки/кг. В корнях и листьях травянистых растений Ra больше, чем в стеблях и органах размножения; больше всего Ra в коре и древесине. Содержание Ra в цветковых растениях  $(0,3—9,0) \cdot 10^{-11}$  Ки/кг, в морских водорослях  $(0,2—3,2) \cdot 10^{-11}$  Ки/кг, в пшенице концентрация Ra  $(20—26) \cdot 10^{-15}$  г/г, в картофеле  $(67—125) \cdot 10^{-15}$  г/г, в мясе  $8 \cdot 10^{-15}$  г/г.

Радон не вступает в химические связи с другими элементами, но сравнительно хорошо растворим в воде и способен мигрировать на значительные расстояния, что создает благоприятные условия для рассеяния в биосфере долгоживущих продуктов его распада —  $^{210}\text{Pb}$  (22 года) и  $^{210}\text{Po}$  (140 дн.). Главным путем загрязнения растительности  $^{210}\text{Pb}$  является непосредственное отложение его на поверхности наземных частей растения с аэрозолями (около 85 %), второй путь загрязнения — переход в растение через корневую систему из почвы менее значим (около 15 %). Его содержание в траве определяется количеством осадков, а не содержанием в почве.  $^{210}\text{Pb}$  наиболее сильно аккумулируется лишайниками (содержание в 50 раз выше, чем в высших растениях) и мхами (в 30 раз выше).  $^{210}\text{Pb}$  хорошо усваивается растительными организмами. Есть корреляция содержания  $^{210}\text{Pb}$  в поверхностном слое почвы с биомассой растения. Лишайники не имеют корневой системы, поэтому Pb и Po поступают в них из воздуха. Большая сорб-

ционная способность фитомассы лишайников к содержащимся в воздухе Pb и Po и большая продолжительность жизни лишайников (более 300 лет) определяют в них высокую концентрацию этих элементов. Период полураспада лишайников от Pb и Po примерно составляет 7 лет.

Таблица 20

**Содержание  $^{40}\text{K}$  в основных продуктах питания человека**

Продукт	Содержание калия	Удельная активность, Бк/кг
Пшеница	0,5	150
Рожь	0,6	176
Горох	0,9	274
Крупа гречневая	0,13	41
Картофель	0,45	130
Морковь	0,29	84
Лук	0,15	44,4
Огурцы	0,34	100
Лимоны	0,17	41
Клюква	0,15	44,4
Говядина	0,37	84
Свинина	0,1	33,3
Рыба	0,26	77,7
Икра	0,42	127
Молоко коровье	0,14	44,4
Масло сливочное	0,014	37

Наилучшими аккумуляторами  $^{232}\text{Th}$ , содержащегося в поверхностном слое почвы, являются черника, вереск и лишайники. Среди пищевых растений наиболее активно накапливают Th помидоры, далее следуют огурцы, сахарная свекла, горох, капуста и столовая свекла.

В растениях калий локализуется в паренхиме, в точках роста, в сетчатых трубках, а также во вторичных тканях — древесине, коре. Он принимает участие в углеводном и белковом обмене растений. Содержание естественной смеси калия составляет в пищевых продуктах 0,1—3 %, что соответствует значениям удельной активности веществ по  $^{40}\text{K}$  от 30—900 Бк/кг. Особо богаты  $^{40}\text{K}$  (Бк/кг): фасоль — 299, грибы — 227, картофель — 174, орехи — 210, клюква — 355. Содержание  $^{40}\text{K}$  в большинстве продуктов питания составляет от одного до нескольких единиц—десятков беккерелей на килограмм, повышаясь до 340—740 Бк/кг у бобовых и снижаясь до единиц десятков беккерелей на килограмм у рафинированных продуктов (шлифованный рис, пшеничная мука высшего сорта и изделия из нее и др.).  $^{40}\text{K}$  особенно интенсивно усваивается фасолью (229 Бк/кг), картофелем



(174 Бк/кг), орехами (210 Бк/кг), клюквой (355 Бк/кг). Минимальные концентрации  $^{40}\text{K}$  отмечаются в рисе, бруснике — 8—18 Бк/кг, а максимальные в клюкве, грибах — 280—350 Бк/кг.

Из почвы растения поглощают лишь те радиоактивные вещества, которые растворяются в воде. По степени поступления из почвы они образуют ряд:  $^{89,90}\text{Sr} > ^{131}\text{I} > ^{140}\text{Ba} > ^{137}\text{Cs} > ^{106}\text{Ru} > ^{144}\text{Ce} > ^{90}\text{Y} > ^{45}\text{Zn} > ^{95}\text{Nb} > ^{210}\text{Po}$ . По интегральной аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{210}\text{Pb}$  образуют ряд: сено естественных трав > сено сеяных трав > солома > трава естественных пастбищ, силос > сенаж > комбикорм > трава сеяная > зернофураж > морковь > свекла > картофель.

В растения  $^{90}\text{Sr}$  поступает непосредственно через листья или из почвы через корни. Поглощение в листьях идет медленно, а отложенный изотоп легко сдувается с них ветром и смывается дождями. Количество  $^{90}\text{Sr}$ , переходящее из листьев или с поверхности зерен в другие части растения, мала. Поглощение из почвы — основной путь поступления  $^{90}\text{Sr}$  в растения. Поглощение велико из почв с низким содержанием Ca, при добавлении извести оно снижается. На корневое поглощение  $^{90}\text{Sr}$  влияют наличие глины и количество гумуса в почве, pH, концентрации электролитов и влагосодержание. Добавление органических веществ и удобрений в почву влияет на поглощение  $^{90}\text{Sr}$  растениями, но довольно слабо.

Для многолетней динамики  $^{90}\text{Sr}$  характерно нарастание корневого потребления до определенного уровня, затем некоторая стабилизация его содержания в растениях и последующее снижение за счет радиоактивного распада и необменного закрепления в почве.  $^{90}\text{Sr}$  интенсивнее поглощается растениями из легких песчаных почв с низким значением pH, бедных органическими веществами и кальцием. Легче всего процесс перехода  $^{90}\text{Sr}$  в растения идет из дерново-подзолистых почв, далее следуют сероземы и каштановые темные карбонатные.

Злаковыми растениями поглощение  $^{90}\text{Sr}$  идет эффективно, что приводит к высоким концентрациям  $^{90}\text{Sr}$  в зерне и траве пастбищ в ранние периоды после осадения  $^{90}\text{Sr}$ . Из почвы через корневую систему  $^{90}\text{Sr}$  поступает в растения и входит в состав зерна, бобов, моркови и других продуктов (на почвах с невысоким уровнем загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  наименьшее его количество ( $0,1 \text{ Ки/км}^2$ ) обнаружено в горохе, а наибольшее — в сое).

Наиболее высоким содержанием  $^{90}\text{Sr}$  на единицу массы отличаются вегетативные органы растений (в десятки и сотни раз выше, чем в зерне, клубнях и корнеплодах); в зерне гречихи наблюдается максимальная концентрация, минимальная — в зерне гороха. Относительно большие количества  $^{90}\text{Sr}$  накапливают бобовые, клубни и корнеплоды, злаки. Коэффициенты накопления и перехода  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в зерно обратно пропорционально зависят от содержания в почве обменного кальция. Хотя  $^{90}\text{Sr}$  слабо передвигается внутрь растения при попадании его на листья, для овощных культур (капуста, томаты, огурцы, пищевая зелень и т. д.) это опасно.

В миграции  $^{90}\text{Sr}$  большую роль играет лесная растительность. Задержанные поверхностью листьев и хвои радионуклиды поступают на по-

верхность почвы с опавшими листьями и хвоей. В лиственных подстилках содержание  $^{90}\text{Sr}$  постепенно падает от верхнего слоя к нижнему, в хвойных происходит значительное накопление радионуклида в нижней гумусированной части подстилки.  $^{90}\text{Sr}$  проявляет повышенную миграционную способность во всех компонентах лесных экосистем.

Радиоактивные изотопы, близкие по своим химическим свойствам к стабильным элементам (например,  $^{90}\text{Sr}$  к  $^{40}\text{Ca}$ ), усваиваются растениями в меньшей степени. Величину, показывающую, насколько изменится содержание  $^{90}\text{Sr}$  по отношению к Ca при переходе его из почвы в растение, называют коэффициентом дискриминации:

$$\frac{{}^{90}\text{Sr}(\text{растение}) / \text{Ca}}{{}^{90}\text{Sr}(\text{почва}) / \text{Ca}}.$$

Эффект дискриминации заключается в более прочной фиксации в почвах Sr, чем Ca. Коэффициент дискриминации зависит от степени насыщенности почвы стабильным Ca, вида растений и от периода их развития. Для большинства растений этот коэффициент по  $^{90}\text{Sr}$  составляет 0,8—1,0. Интенсивность накопления радионуклидов растениями может быть уменьшена при внесении в почву небольшого количества минеральных удобрений, содержащих Ca. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  на 1 г Ca в растениях выше, чем у животных, поедающих эти растения. Поступление  $^{90}\text{Sr}$  в растения существенно выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ ; отношение их активностей в растениях с течением времени растёт. Соотношение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в растениях определяется видом последних и типом почв. Так, в бобовые Sr поступает в 10 раз больше, чем Cs, однако на торфяниках это соотношение резко меняется в пользу Cs.

Из кислых почв радионуклиды поступают в растения в больших количествах, чем из почв слабокислых, нейтральных и слабощелочных. В кислых почвах высока подвижность  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Внесение карбонатов Ca и K или Na в кислую дерново-подзолистую почву в количествах, эквивалентных гидролической кислотности, снижает накопление Sr и Cs в урожае. Существует обратная зависимость накопления  $^{90}\text{Sr}$  в растениях от содержания в почве обменного Ca (поступление Sr уменьшается с увеличением содержания обменного Ca в почве). Поступление  $^{90}\text{Y}$  в березовый сок происходит в 4,75 раза более интенсивно, чем  $^{90}\text{Sr}$ . Это позволяет говорить о более высокой биологической активности  $^{90}\text{Y}$  в экосистеме березового леса.

Доступность радионуклидов растениям и уровень загрязнения продукции зависят от прочности закрепления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . За период 1987—2000 гг. доля фиксированной фракции в почвах вблизи ЧАЭС  $^{137}\text{Cs}$  увеличилась в 3 раза и составляет 83—98 % от валового содержания. Для  $^{90}\text{Sr}$ , наоборот, характерно преобладание доступных для растений форм, доля которых составляет 57—81 % от валового содержания и имеет тенденцию к повышению во времени. Соответственно изменяются во времени и коэффициенты перехода радионуклидов из почвы в растения.

**Некоторые характерные значения КП  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в растение**  
**(Бк · кг<sup>-1</sup> сухой культуры/Бк · кг<sup>-1</sup> сухой почвы). КП приводится для верхнего слоя**  
**глубиной 20 см, а значения для трав даны для верхнего слоя почвы глубиной 10 см**

Культура	Часть растения	Значение КП
Зерновые	Зерно	0,13
Фуражные	Масса	0,95
Травы	Масса	1,3
Бобы	Боб	1,2
Морковь	Корнеплод	0,46
Картофель	Клубень	0,17
Зеленые овощи	Масса	2,3

В большинстве почв коэффициент диффузии  $^{137}\text{Cs}$  примерно равен 1 см<sup>2</sup>/год, а скорость конвективного переноса 0,2—1 см/год. Поэтому выпавший Cs в течение нескольких лет остается в поверхностном слое почвы. Особенность миграции  $^{137}\text{Cs}$  в системе «почва — растение» — исключительно высокая мобильность этого радионуклида в регионах распространения легких по гранулометрическому составу песчаных и супесчаных почв подзолистого и болотного типов. Низкий показатель рН этих почв, обогащенность органическим веществом (торфяники), малое содержание глинистых минералов, гидроморфность, невысокая поглотительная способность твердой фазы определяют очень большие коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  из этих почв в растения. Они в 5—10 раз выше, чем на почвах суглинистого и глинистого гранулометрического состава, обогащенных элементами минерального питания растений.  $^{137}\text{Cs}$  легче всего покидает дерново-подзолистые красноземы, затем дерново-карбонатные, чернозем и серозем.

Количество  $^{137}\text{Cs}$ , поступившего в растения, находится в обратной зависимости от количества осадков за вегетационный период и от запасов влаги в метровом слое почвы. В зависимости от уровня увлажнения величина перехода  $^{137}\text{Cs}$  в растительность изменяется в 600 раз. На поступление  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения существенно влияет температура воздуха, особенно в июне и июле. Аэрозольный  $^{137}\text{Cs}$  более всего накапливается в капусте, далее по убыванию — свекле, картофеле, пшенице и естественной травянистой растительности. Со временем уровни загрязнения растений снижаются под действием дождя и ветра и прироста биомассы.

Радионуклиды, поступившие в подземную часть растений, концентрируются в листьях и стеблях, меньше — в колосьях и метелках без зерна. Исключение из этой закономерности составляет  $^{137}\text{Cs}$ , содержание которого в семенах может достигать 10 % от общего количества его в надземной части.  $^{137}\text{Cs}$  включается в метаболизм растений. Он легко передвигается по растению и относительно в больших количествах на-

капливается в молодых органах, чем вызвана повышенная концентрация его в зерне.

Уровень загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  травянистой растительности выше удельной активности ассимилирующих органов древесных пород. Максимальный  $K_n$   $^{137}\text{Cs}$  в травянистую растительность отмечается в лесных и болотных биогеоценозах. Это обусловлено повышенной миграционной способностью радионуклидов в данных группах почв. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  мхами и лишайниками выше, чем травянистыми видами. Наибольшая интенсивность миграции  $^{137}\text{Cs}$  имеет место в почвах болот и лиственных лесов. Максимальным уровнем накопления  $^{137}\text{Cs}$  характеризуются грибы, меньшим — виды мохового покрова и травяно-кустарничкового яруса, минимальным — компоненты древесного яруса. Минеральное питание снижает корневое поступление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в сосну при одновременном увеличении массовых и линейных показателей древесных растений.

По степени накопления  $^{137}\text{Cs}$  основные виды съедобных грибов подразделяются на четыре группы: грибы — аккумуляторы радионуклидов — польский гриб, горькуша, краснушка, моховик, рыжик, масленок осенний, козляк, колпак кольчатый; грибы, сильно накапливающие радионуклиды, — грузди, волнушка, зеленка, подберезовик; грибы, средне накапливающие радионуклиды, — опенок осенний, белый гриб, подосиновик, сыроежка; наименьшее накопление отмечается у строчка обыкновенного, рядовки фиолетовой, шампиньона, дождевика, зимнего опенка, вешенки.

Наибольшее содержание  $^{137}\text{Cs}$  в вегетативной массе отмечено у различных сортов люпина ( $K_n = 0,11$ ), его концентрация в 5 раз превышает таковую у кукурузы, а клевер и вика по этому показателю занимают промежуточное положение. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  в зерне различных культур варьирует в значительно большей степени, чем в вегетативной массе, причем на дерново-подзолистых почвах — в 38, а на черноземных — в 49 раз. Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  в зерне составили на дерново-подзолистых и черноземных почвах соответственно 0,0019—0,099 и 0,0020—0,099. По уровню концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в древесине лесобразующие породы образуют ряд: широколиственные > мелколиственные > хвойные породы. Наибольшее содержание  $^{137}\text{Cs}$  обнаружено в коре, особенно в комлевой части ствола.

**Замечание.** Допустимые уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  (Бк/кг): в лесоматериалах — 1100; в топливной древесине — 1400, в коре — 3100, в бересте — 2200, в древесной зелени — 600. Норматив  $^{137}\text{Cs}$  для сухих грибов 2500, для ягод черники и брусники 300.

Повышенный переход  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в грибы, ягоды, лекарственные растения наблюдается, с одной стороны, в относительно более бедных почвенных условиях, с другой — в условиях повышенного почвенного увлажнения. На переувлажненных бедных почвах (песчаные почвы в понижениях, кромки болот) переход  $^{137}\text{Cs}$  максимален. Влияние климатического фактора, в частности количества атмосферных осадков

в вегетационный период, в зависимости от условий произрастания различно. Оно прямое на автоморфных и обратное — на гидроморфных ландшафтах.

По уровням концентрации  $^{137}\text{Cs}$  компоненты напочвенного покрова располагаются в следующий ряд: древесный ярус < травяно-кустарничковый ярус < мохово-лишайниковый покров < грибной комплекс. Для  $^{90}\text{Sr}$  этот ряд имеет другой вид: грибной комплекс < мохово-лишайниковый покров < травяно-кустарничковый ярус < древесный ярус. Для  $^{137}\text{Cs}$  максимальная аккумуляция (до 47 % его суммарных запасов в экосистеме) может происходить в грибах: для  $^{90}\text{Sr}$  — в древесном ярусе (до 20 %), значительно меньше в травяно-кустарничковом ярусе и моховом покрове и практически незначимо (0,2 % и менее) в грибном комплексе.

Сохранение  $^{137}\text{Cs}$  в корневой подстилке пастбищ делает  $^{137}\text{Cs}$  доступным для растений в течение года или больше. Высокий уровень органического вещества в почве улучшает поглощение Cs растениями. На постоянных пастбищах в регионах с умеренным климатом высокое содержание органических веществ в верхних слоях почвы позволяет мелкой траве извлекать  $^{137}\text{Cs}$  из почвы более активно. Низкое содержание доступного K в почве повышает извлечение растениями  $^{137}\text{Cs}$  из почвы. Коэффициент поглощения Cs растениями варьируется в диапазоне 0,01—1. Скорость переноса калия через клеточные мембраны корневой системы выше, чем Cs. Тем не менее, Cs имеет относительно высокую подвижность в растениях.

В сезонной динамике  $^{137}\text{Cs}$  в ассимилирующих органах древесных пород отмечается однонаправленное снижение его концентрации от весны к осени, а  $^{90}\text{Sr}$ , напротив, — его концентрация увеличивается в течение периода вегетации. В то же время в древесине минимум концентрации  $^{137}\text{Cs}$  приурочен к началу интенсивного весеннего сокодвижения.

С увеличением времени контакта  $^{137}\text{Cs}$  с почвой происходит процесс «старения» радионуклида, т. е. переход части Cs в необменное состояние, в результате которого его доступность растениям снижается. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в пятисантиметровом слое почвы постоянно в течение многих лет. В то же время концентрация этого радионуклида в скелете грызунов уменьшилась за этот же срок на три порядка. Снижение миграционной способности  $^{137}\text{Cs}$  в разных почвах и его переход в растения, в зависимости от времени контакта с почвой, могут сильно изменяться и достигать 10-кратного значения по сравнению с исходным. Скорость процесса «старения»  $^{137}\text{Cs}$ , по критерию его аккумуляции растениями, на разных почвах различна и зависит от свойств почвы. Старение связано с постепенным переходом Cs в нерастворимые в воде соли. В черноземе процесс старения Cs более растянут во времени по сравнению с дерново-подзолистыми почвами.

Поступление  $^{137}\text{Cs}$  в пойменные травы наиболее высоко в первый год после нанесения радионуклида на дернину, причем с каждым после-

дующим укосом содержание  $^{137}\text{Cs}$  в растениях уменьшается. За 3 года поступление  $^{137}\text{Cs}$  в травостой снижается на суходольных лугах с дерново-подзолистой супесчаной почвой в 90 раз, на суходольных лугах с дерново-подзолистой суглинистой почвой — более чем в 100 раз, а на суходолах с серой лесной почвой — в 300 раз. На пойменных лугах с аллювиальной дерновой слоистой почвой это уменьшение достигает 36 раз, а на пойменной аллювиальной дерновой зернистой почве более 300 раз. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  в урожае одной и той же культуры варьирует в разные годы до трехкратных размеров. При этом иногда с увеличением времени контакта радионуклида с почвой наблюдается не только снижение его доступности растениям, но и увеличение. Озимые культуры накапливают  $^{137}\text{Cs}$  в 2—2,5 раза меньше, чем яровые.

При попадании йода в атмосферный воздух происходит его непрерывное оседание на поверхность земли. Адсорбция  $^{131}\text{J}$  на почве и на растительности происходит путем «сухого» и «мокрого» осаждения. Скорость «сухого» осаждения на растительность около  $2 \cdot 10^{-2} \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$ . С осадками  $^{131}\text{J}$  осаждается гораздо быстрее, чем в сухую погоду. Но дождь оmyвает поверхность листьев и удаляет некоторое количество радионуклида. Период удержания  $^{131}\text{J}$  на траве около 5 дн., а  $^{129}\text{J}$  — 14 дн. Количество осажденного йода падает по таким механизмам, как передача его к корням; испарение; выщелачивание атмосферными осадками; сдвук ветром, удаление дождем, опадение листвы и т. п. Содержание йода в молоке увеличивается с надоем и в теплое время года. Удельная активность воздуха в  $1 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$   $^{131}\text{J}$  и  $^{129}\text{J}$  приводит к концентрациям в молоке  $160 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  и  $870 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$  для  $^{131}\text{J}$  и  $^{129}\text{J}$  соответственно.

Элементарный йод, оказавшийся в траве, поступает в молоко. Органический йод слабо поглощается растительностью и его скорость осаждения в 200—1000 раз меньше, чем у элементарного йода. Аэрозоли йода и гиподная кислота занимают промежуточные позиции. Физико-химические превращения, происходящие во время атмосферного переноса, также влияют на распределение различных форм йода, так как некоторые из них разрушаются солнечным светом. При свете дня  $\text{J}_2$  исчезает менее чем за минуту, т. е. намного быстрее, чем  $\text{CH}_3\text{J}$  и другие органические иодиды (60 ч на свету). Скорость осаждения на растительность элементарного йода пропорциональна скорости ветра и плотности растительности и является экспоненциальной функцией температуры и относительной влажности воздуха. Значения скорости осаждения на растительность равны  $2 \cdot 10^{-2} \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$  для элементарного йода и  $5 \cdot 10^{-5} \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$  для органического. Скорости осаждения аэрозолей равны  $10^{-3} \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$  для травы и  $10^{-3} \text{ м} \cdot \text{с}^{-1}$  для клевера.

Количество  $\text{Pu}$ , находящегося в биологических компонентах экосистем, составляет менее 1 % от поступивших в окружающую среду. Основной путь поступления  $\text{Pu}$  в растения — поглощение его корнями; в зависимости от типа почвы  $K_d = 10^{-3}$ — $10^{-8}$ . Растворимость в почве, а не эффективность корневой системы растений, является ограничива-

ющим фактором при поглощении Рu растениями. Плутоний транспортируется корнями в виде Рu(IV). Комплексы Рu(IV) (как анионные, так и катионные) — основная форма в растениях. Плутоний распределен в растении неравномерно. Концентрация Рu уменьшается при поднятии по стеблю сои, и низкие концентрации Рu накапливаются в соевых бобах.

На территории 22 областей России имеются радиоактивные загрязнения чернобыльского происхождения с уровнями загрязнения более 37 кБк/м<sup>2</sup> (1 Ки/км<sup>2</sup>) по <sup>137</sup>Cs, общая площадь которых составила 983 тыс. га. Вторым по площади является Восточно-Уральский радиоактивный след, сформировавшийся в результате аварий и инцидентов на ПО «Маяк». При радиационных авариях и инцидентах на ПО «Маяк» в 1949—1967 гг. радиоактивному загрязнению (по <sup>90</sup>Sr свыше 0,15 Ки/км<sup>2</sup> и <sup>137</sup>Cs более 1 Ки/км<sup>2</sup>) подверглось более 203 тыс. га леса на части территории трех областей Уральского региона. Радиационная обстановка, сложившаяся в лесах в результате радиационных аварий, определяется составом выпавших радионуклидов. В зонах ЧАЭС леса преимущественно загрязнены <sup>137</sup>Cs, на Урале — <sup>90</sup>Sr.

Лесные экосистемы являются выраженными биогеохимическими барьерами на пути миграционных потоков радионуклидов и элементов техногенных выпадений. Они препятствуют ветровой и водной миграции радионуклидов. Лес удерживает радионуклиды, предотвращая их вынос за пределы загрязненных территорий. Однако он сам на долгое время остается источником повышенной радиационной опасности. Так, лес в зоне загрязнения радионуклидами ЧАЭС проявил себя как аккумулятор радиоактивных выпадений, накопив большое количество радионуклидов. Ситуация осложнялась тем, что в наиболее загрязненных областях Беларуси и России распространены верескомшистые и чернично-долгомошные леса, которые характеризуются высокими уровнями перехода радионуклидов из почвы в растительность. К тому же относительно бедные и влажные почвы, занятые хвойными и смешанными насаждениями, характеризуются интенсивными процессами миграции радиоактивных веществ.

В лесах значительная часть радионуклидов (60—90 %), поступающих из атмосферы, задерживается в кронах деревьев. Затем начинается их перемещение на поверхность почвы под воздействием атмосферных осадков и ветра, гравитационных сил, а также вследствие опадания листьев, хвои, ветвей и коры. При разложении опада связанные в его массе радионуклиды переходят в легкоподвижные соединения и поступают в корнеобитаемый слой почвы. Через 2—3 года после выпадения наблюдается активное поглощение радионуклидов корнями с повышением их концентрации во внутренних тканях и ассимилирующих органах растений. Поэтому поток радионуклидов, ежегодно поступающих на поверхность почвы с растительным опадом, сохраняется до полного распада радиоизотопов.

В лесной подстилке находится грибной мицелий, поэтому радионуклиды (особенно Cs) активно накапливаются в ножках грибов, где его концентрация может быть в 100 и 1000 раз больше, чем в траве. С увеличением влажности лесной подстилки степень насыщения грибов радионуклидами возрастает. Благодаря грибам, мхам и травам радионуклиды надолго задерживаются в лесной подстилке и в верхних горизонтах почвенного покрова лесов. Даже через 40 лет после Кыштымской аварии большая часть радионуклидов сохранилась в верхнем слое серых лесных почв в интервале 0—2 см. Заглублению радионуклидов способствуют дождевые черви, мелкие роющие лесные животные и кабаны.

Поглощение радионуклидов лесными насаждениями зависит от видового состава фитоценозов, климатических условий года и периода вегетации. В наибольшей степени радионуклиды поглощаются кронами хвойных деревьев. Наибольший коэффициент перехода отмечается для ассимилирующих органов и внутренних слоев коры хвойных пород, минимальный — для древесины. По величине  $K_n$  радионуклиды основные лесообразующие породы образуют ряд: сосна > ель > береза.

Хвойный лес аккумулирует примерно в 6 раз больше радионуклидов, чем другие природные биоценозы. Лиственные леса в межвегетационный период, когда деревья лишены ассимилирующих органов, задерживают радионуклиды в 3 раза меньше. Особенностью в первичном распределении радионуклидов является «опушечный эффект». Он проявляется в повышенном отложении радионуклидов в кронах деревьев, растущих на лесных опушках с наветренной стороны по отношению к источнику.

На миграцию радионуклидов в глубь почвы влияют такие факторы, как плотность загрязнения лесного массива (с увеличением плотности загрязнения миграция возрастает); химические свойства радионуклидов (интенсивность миграции  $^{90}\text{Sr}$  значительно выше, чем  $^{137}\text{Cs}$ , так как  $^{90}\text{Sr}$  находится в более подвижных формах); толщина и степень сформированности лесной подстилки (в более старых лесах с мощной и хорошо минерализованной подстилкой миграция замедляется, в молодых лесах с плохо разложившейся подстилкой идет активнее); состав и возраст насаждений (в лиственных лесах происходят ежегодный сброс листьев и быстрая минерализация опада, сопровождающаяся высвобождением радионуклидов из опада и перемещением их в верхние слои почвы); гранулометрический состав почвы (в лесах, произрастающих на песчаных и торфяных почвах, миграция интенсивнее); режим увлажнения (на почвах с хорошим торфяным слоем идет активная миграция из подстилки в минеральные слои почвы).

В лесах интенсивность вовлечения радионуклидов в биологический круговорот многократно превышает их вынос за пределы корнеобитаемой толщи почвы и попадание в грунтовые воды. Лесные массивы вследствие особенностей миграции радионуклидов самоочищаются только в результате радиоактивного распада.



При пожарах сконцентрированные в лесной подстилке, коре и древесине радионуклиды поднимаются с дымовыми частицами в воздух и попадают в тропосферу и даже стратосферу. Радиоактивному облучению, таким образом, подвергается население на значительных территориях.

## 9.12. Радионуклиды в птицах

Перелетные птицы осуществляют сезонные миграции и способны распространять радионуклиды на большие расстояния. Но и более-менее оседлые птицы также оказываются носителями радионуклидов. В качестве примера приведем результаты измерения удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  охотничье-промысловых птиц России (2003 г., Бк/кг сухой массы): глухарь (Костромская обл.) — 4,4; 86,0; 5480,0; рябчик — 3,9; 84,7; тетерев — 41,8; вальдшнеп (МО) — 550,7; перепел (Ростовская обл.) — 147,0; серая куропатка — 4,7; 114,0; лебедь-шипун (Одесса) — 40,8; белый аист (Одесса) — 4835,0; хохлатая чернеть (Ростовская обл.) — 58,2; чомга — 22,7; сизый голубь — 3,0 (Москва); 10,0—16,8 (Свердловская обл.); 21,7 (Киевская обл.). На Новой Земле  $^{137}\text{Cs}$  накапливался у гуся-гуменника — 63,7; белошейкой казарки — 49,8; белолобого гуся — 7,9; морянки — 88—388,3; а  $^{239, 240}\text{Pu}$  в этих диких птицах: у рябчика — 1,2; тетерева — 1,4; лебедя-шипуна — 0,9—5,9; журавля-красавки — 0,23; голубя — 0,3—2,1, чомги — 0,4; хохлатой чернети — 0,8.

**Замечание.** Для мяса птицы, в том числе и пернатой дичи, предельно допустимое содержание  $^{137}\text{Cs}$  составляет 180 Бк/кг,  $^{90}\text{Sr}$  — 80 Бк/кг.

Утки, останавливающиеся при перелете на прудах-отстойниках радиохимических заводов, способны накапливать большие количества техногенных радионуклидов.

На Дальнем Востоке России в 2013 г. (после аварии на АЭС «Фукусима») все пробы диких перелетных птиц соответствовали гигиеническим требованиям радиационной безопасности. Максимальный уровень содержания  $^{137}\text{Cs}$  в исследованных пробах зафиксирован на отметке в 8,5 Бк/кг массы, а  $^{90}\text{Sr}$  — на уровне 26,5 Бк/кг.

## 9.13. Радионуклиды в животных и в человеке

Природные радионуклиды, находясь в объектах окружающей среды, являются источником внешнего облучения, а при попадании внутрь организма — источниками внутреннего облучения.

Радионуклиды, образующиеся под действием космического излучения, составляют незначительную (менее 20 %) часть общего поступления. Большая часть поступления связана с радионуклидами ряда U и Th, которые содержатся в почве.

Существует несколько путей поступления радиоактивных веществ в организм животных: желудочно-кишечный путь (с пищей и кормом через пищеварительный тракт); ингаляционный путь (с воздухом через органы дыхания); трансдермальный перенос (диффузный путь через поврежденную и неповрежденную кожу, слизистые оболочки и раны). Потенциальный вклад каждого из путей в пастбищный период для крупного рогатого скота и овец (отн. ед.): желудочно-кишечный путь — 100—1000; ингаляционный путь — 1; диффузный путь — 0,01—0,0001.

После накопления радиоактивных веществ растениями начинает работать следующее звено перемещения радионуклидов, а именно миграция их в организм животных и человека. При потреблении животными растительных кормов или растительной пищи самими людьми происходит их миграция по пищевой цепочке. Чем она короче, тем выше уровень облучения, создаваемый радионуклидом при поступлении в организм человека.

Дикие и домашние животные, потребляя загрязненную растительную пищу, накапливают радионуклиды. Не все дикие животные одинаково накапливают  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Слабо их концентрируют животные, питающиеся листьями кустарников, например лось. В мясе этого животного примерно в 10 раз меньше  $^{137}\text{Cs}$ , чем в мясе кабана, промышляющего в лесной подстилке. По степени убывания концентрации радионуклидов в мясе животных охотничьи виды располагаются в порядке: кабан > косуля > заяц.

В 2003 г. удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  в диких животных составили (Бк/кг): кабарга — 26,5—70,3; косуля (Алтай) — 14,3; косуля (зона ЧАЭС — 3780); благородный олень (Смоленская обл.) — 1,6; песец (Новая Земля) — 343—570, а  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ : кабарга — 1,1; благородный олень — 0,7. В 2012 г. исследовано 1662 пробы дичи, из которых 316 проб (19 %) превышали допустимый уровень (500 Бк/кг). При этом удельные активности составили (Бк/кг): кабан — 743; заяц — 532; косуля — 442 и лось — 283.

Рацион питания и содержание в нем радионуклидов определяют их накопление в организме. Животные в дикой природе, для которых рацион питания постоянен и ограничен ареалом обитания, в аварийных случаях, связанных с радиоактивным загрязнением территорий обитания, не имеют возможности его изменить, что вызывает избыточное поступление радионуклидов в организм животного и резкое увеличение дозовых нагрузок за счет внутреннего облучения.

Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных животных и переход их в продукцию животноводства — молоко и мясо, зависит от рациона питания животных, физико-химических свойств радионуклида, видовых и возрастных особенностей животных и т. д., от содержания радионуклидов в почве и интенсивности их миграции по цепочке: почва — растение — животное — человек. Так, после аварии на ЧАЭС существенным оказалось внутреннее облучение в регионах распространения малоплодородных почв (почв с низким содержанием питатель-

ных веществ, гумуса, кислым рН, легкого песчаного и суперпесчаного состава).

В результате загрязнения луговых трав радиоактивными продуктами они поступают в организм животных. Через ЖКТ поступают щелочные элементы — К, Са, Na, Rb, Cs, J (всасываются на 100 %); щелочно-земельные элементы — Sr (40—60 %), Co (30 %), Mg (10 %), Zn (10 %), Ba (5 %); ТУЭ и РЗЭ (труднорастворимые) соединения: Po — 6 %, Ru — 3 %, U — 3—6 %, Pu — 0,01 %, Zr — 0,01 %. Эффективно резорбируются Cs, J, Р, Sr. Се, Y, Pr и другие элементы попадают в кровоток в незначительном количестве. Попавшие в кровоток радионуклиды распределяются по различным органам и тканям: Sr, Y, Ra концентрируются в скелете, Cs — в мышцах, J — в щитовидной железе, Ru — в почках и т. д. Чем полнее и быстрее усваиваются радионуклиды, тем быстрее они выводятся. Поэтому очень быстро накапливаются и выводятся  $^{14}\text{C}$ ,  $^3\text{H}$ , очень медленно — Sr, Се, Am, Pu, Cm, Th. Для радиоактивных изотопов химических элементов из одной группы величина усвоения обратно пропорциональна массовому числу изотопа.

Попавшие в организм радионуклиды, так же как и стабильные изотопы элементов, в результате обмена выводятся из организма с калом, мочой, молоком, яйцом и другими путями.  $T_6$  для различных радиоактивных изотопов отличается широким разнообразием: от нескольких часов (для  $^{24}\text{Na}$ ,  $^{64}\text{Cu}$ ) и дней (для  $^{131}\text{J}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$ ) до десятков лет (для  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ).

Диффузный путь поступления радиоактивного вещества включает его поступление через кожу, слизистые оболочки и раны. Этот путь реализуется при осаждении аэрозольных и твердых радиоактивных частиц на поверхности кожи. Всасываемость через поверхность кожи усиливается при воздействии химических факторов (отравляющие вещества), других физических факторов — высокой температуры и инфракрасных лучей (ожоги кожных покровов), биологических факторов (бактериальные токсины и воздействие самих микроорганизмов). Через кожу и слизистые оболочки обычно всасываются газообразные соединения йода, трития, водорастворимые соединения Pu,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ . Критическими органами при этом пути поступления радионуклидов являются кожа и слизистые оболочки.

Радионуклиды по-разному распределяются между органами и тканями в организме животных. Соответственно выделяют радионуклиды:

- с равномерным распределением: H, C, N, P, Cl, S, щелочные элементы;
- органотропным (J, At — щитовидная железа; Kr, Rn, Хе — легкие; Cs, Co — печень и почки);
- остеотропным (Te, Pb, U, Th, Am, Zr, щелочноземельные элементы);
- ретикуло-эндотелиальным (РЗЭ, актиниды, Се, Np, Pu, Cm).

**Замечание.** Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в организме можно прижизненно контролировать инструментальными методами, в то время как измерить содержание  $^{90}\text{Sr}$  в человеке крайне сложно. Поэтому единственный метод контроля поступления  $^{90}\text{Sr}$  в организм — контроль содержания этого радионуклида в продуктах питания.

Кинетика накопления радионуклидов в отдельных органах и в организме зависит от скорости выведения радионуклида из организма (т. е.  $T_{эф}$ ). При однократном поступлении радионуклида характерен быстрый рост его концентрации в тканях и органах с последующим резким ее снижением. Хроническое поступление радионуклидов характеризуется постоянным нахождением радиоактивных веществ в рационе. При этом происходит нарастание активности в организме, причем наиболее интенсивно оно в первые дни после начала поступления. В последующем прирост активности замедляется и наступает динамическое равновесие между поступающим и выводимым радионуклидом. Содержание радионуклидов в организме определяется сложным комплексом процессов их резорбции и выведения. Например, выведение  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{J}$  с одним литром молока составляет 0,3—1,0 % суточного поступления, тогда как для  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  и  $^{144}\text{Ce}$  эта величина равняется тысячным долям процента.

При выборе рациона питания человека необходимо учитывать распределение радионуклидов по органам животного. Например, отложение  $\text{Sr}$  в костях предотвращает его поступление в организм человека, однако их переработка в костную муку предоставляет такую возможность. Радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{J}$  хорошо переходят в молоко и затем поступают в организм человека, тогда как ТУЭ в молоко не поступают.

Для сельскохозяйственных животных и человека имеет значение изменение концентрации радионуклидов в рационе их питания за счет обработки и приготовления пищи. Так, при сушке продуктов содержание радионуклида возрастает в 5 раз; кипячение, напротив, снижает это содержание; для овощей и фруктов оно может снизиться в результате мойки и чистки; при помоле зерна меньшая доля радиоактивности остается в муке и значительно большая в отрубях; содержание  $^{90}\text{Sr}$  в сыре в 5—10 раз выше, чем в исходном молоке, а в масле и  $\text{Sr}$  и  $\text{Cs}$  практически отсутствуют.

Основной вклад в суммарную активность организма различных животных дают  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ . Особенно высокое содержание природных радионуклидов в теле северных оленей объясняется большим накоплением  $^{210}\text{Po}$  во мхах и лишайниках. Большая разница в удельной активности радионуклидов в костях крупного рогатого скота и свиней объясняется рационом питания. Если коровы питаются наземными частями растительности, накапливающей из воздуха  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$ , то свиньи питаются корнеплодами с меньшей активностью. В отличие от  $\alpha$ -излучателей  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{228}\text{Th}$ , откладывающихся в костях,  $\beta$ -излучатель  $^{40}\text{K}$  оседает в мышечной ткани, и его активность выше в молодой и энергично функционирующей ткани.

В районах Крайнего Севера России, в Скандинавских странах и Канаде отмечается повышенная концентрация  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  в организме человека, что связано с пищевой цепочкой: лишайник — олень — человек. Оленина — основной источник мяса для коренных жителей

этих районов, а из-за длительного выпаса оленей на пастбищах с лишайниками, характеризующимися интенсивным накоплением  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$ , мясо оленей отличается высокой концентрацией этих радионуклидов. Концентрация Pb и Po в скелете оленя колеблется в пределах 1,5—5,8 и 2,0—5,0 нКи/кг сырой массы. Количество Po в оленине в зависимости от сезона изменяется в 4 раза, достигая минимума ранней осенью, когда, помимо лишайников, в рационе значительное место занимают другие корма. В крови, плаценте и гонадах коренных жителей Крайнего Севера концентрация Pb и Po примерно в 10 раз выше, чем у жителей Западной Европы. В их костях концентрация  $^{210}\text{Po}$  составляет 21 Бк/кг, что дает годовую поглощенную дозу 1 мГр, которая в 35 раз выше, чем средняя по планете. В Западной Австралии почва содержит повышенные концентрации U. Уран переходит в траву, которой питаются овцы и кенгуру. Поэтому люди, питающиеся мясом этих животных, получают дозы облучения, в 75 раз превосходящие средний уровень.

Таблица 22

**Средние величины суточного поступления и содержания природных радионуклидов в организме человека**

Радионуклид	Поступление, Бк	Содержание, Бк
Тритий	1,6	37
Углерод-14	89	2850
Калий-40	89	4070
Рубидий-87	—	590
Полоний-210	0,11	26
Радий-226	$3,7 \cdot 10^{-2}$	3,7
Уран ест.	$1,2 \cdot 10^{-2}$	1,85

Таблица 23

**Годовые дозы от природных радионуклидов для человека**

Радионуклид	Доза, $10^{-7}$ Гр	
	костные клетки	костный мозг
$^{238}\text{U}$	18	2,2
$^{234}\text{U}$	21	2,6
$^{226}\text{Ra}$	42	3,7
$^{210}\text{Po}$ — $^{210}\text{Pb}$	325	45
$^{232}\text{Th}$	72	7,1

Небольшая часть дозы приходится на  $^{14}\text{C}$  и  $^3\text{H}$ , которые образуются под воздействием космического излучения. Все остальное поступает от источников земного происхождения. В среднем человек получает

около 180 мкЗв в год за счет  $^{40}\text{K}$ . Однако значительно большую дозу внутреннего облучения человек получает от нуклидов радиоактивного ряда  $^{238}\text{U}$  и, в меньшей степени, от радионуклидов ряда  $^{232}\text{Th}$ .

Некоторые природные радионуклиды являются биохимически активными и подвижными ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и т. д.), способны накапливаться в пищевых продуктах в относительно высоких концентрациях. Из радионуклидов щелочных элементов в наибольших количествах накапливаются в пищевых продуктах  $^{40}\text{K}$  (в среднем 40 Бк/кг сырой массы растительной пищи и 100 Бк/кг сырой массы животной пищи) и  $^{87}\text{Rb}$  (4 Бк/кг сырой массы). Содержание U в пищевых продуктах меняется в широких пределах: от  $10^{-4}$  Бк/л в молоке до 0,03 Бк/кг сырой массы в масле, маргарине, картофеле. Концентрация  $^{226}\text{Ra}$  в пищевых продуктах колеблется от  $4 \cdot 10^{-3}$  до 0,5 Бк/кг, причем она высока в злаковых растениях, минимальна — в мясе, маргарине, молоке ( $4 \cdot 10^{-3}$  Бк/кг). Количество  $^{228}\text{Th}$  в пищевых продуктах  $10^{-4}$ —0,4 Бк/кг свежей массы. Концентрация  $^{210}\text{Pb}$  в зерновых продуктах, овощах и мясе колеблется от 0,1 до 0,2 Бк/кг, а отношение  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  составляет 0,5—1. Большое количество  $^{210}\text{Po}$  содержится в мышцах рыб и моллюсков: 1 и 20 Бк/кг соответственно, а также в оленине — 10 Бк/кг.

Таблица 24

**Содержание радиоактивных изотопов в теле человека  
(среднее значение для человека массой 75 кг)**

Радиоактивный изотоп	Места преимущественного накопления	Содержание радиоактивного изотопа (без стабильного носителя), г	Радиоактивность, Кюри
Тритий-3	Весь организм	$8 \cdot 10^{-15}$	$7,6 \cdot 10^{-11}$
Углерод-14	Жировая ткань	$2 \cdot 10^{-3}$	$8,9 \cdot 10^{-8}$
Калий-40	Нервная и мышечная ткань	$8,3 \cdot 10^{-2}$	$6 \cdot 10^{-7}$
Рубидий-87	Мышечная ткань	$7 \cdot 10^{-3}$	$4,6 \cdot 10^{-19}$
Торий-232	Костная ткань	$7 \cdot 10^{-5}$	$7,9 \cdot 10^{-12}$
Уран-235	Весь организм, почки	$7 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-11}$
Уран-238	Костная ткань	$7 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-10}$
Радий-226	То же	$(0,34—3,7) \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$

Распределение годовых поступлений радионуклида с пищевым рационом жителей разных стран носит логнормальный характер. Поступление радионуклидов с водой обычно меньше, чем с пищей. Однако в ряде районов, где в качестве питьевой воды используется вода артезианских скважин с повышенным содержанием  $^{238}\text{U}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  и  $^{40}\text{K}$ , вклад в общее поступление радионуклидов в организм человека от поступления с питьевой водой оказывается существенным.

Независимо от путей поступления в живой организм  $^3\text{H}$  распределяется в нем равномерно и находится в виде свободного НТО или связанного  $^3\text{H}$ . Свободный НТО выводится из организма быстрее, чем связанный. Тритий поступает в растения и в виде воды и органических соединений входит в состав биомассы растений и животных. Считается, что 70 % трития в растительную влагу поступает из атмосферной воды, а 30 % — из почвенных вод. Тритий в организме животных в виде НТО быстро достигает равновесия в жидкости организма и удерживается в течение 10 дн., в органической форме время удержания увеличивается до 40 дн.

Цезий-137 характеризуется высокой миграционной способностью, в том числе по пищевым цепочкам, легко переходит из почвы в растения и поступает человеку по цепочкам: растения — человек, растения — животные — человек, вода — гидробионты — человек. В организме он распределяется почти равномерно, что приводит к равномерному облучению. Этому способствует и высокая проникающая способность  $\gamma$ -квантов его дочернего нуклида  $^{137\text{m}}\text{Ba}$  ( $E = 0,662 \text{ МэВ}$ ).

Торфяниковые почвы слабо фиксируют  $^{137}\text{Cs}$ , в результате чего он в относительно больших количествах поступает в растения, организм животных и человека. Важными поставщиками его являются молоко (до 70 %) и картофель (10—27 %). Содержание  $^{137}\text{Cs}$  в литре коровьего молока достигает 0,8—1,1 % от суточного поступления нуклида, а козьего и овечьего — 10—20 %. Однако в основном он накапливается в мышечной ткани животных: в 1 кг мяса коров, овец, свиней и кур содержится соответственно 4, 8, 20 и 26 % от суточного поступления Cs. В белок куриных яиц его попадает меньше — только 1,8—2,1 %. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  в мясе взрослого крупного рогатого скота продолжается 30 сут., у коз — 10 сут., у овец — 105 сут. Периоды полувыведения  $^{137}\text{Cs}$  для молока и мяса крупного рогатого скота составляют 7 и 30 сут., для мяса овец, свиней и кур — 9, 30 и 4 сут. соответственно. Переход радионуклидов в продукцию животноводства изменяется в зависимости от способа содержания животных. Например, при пастбищном содержании коров переход радионуклидов в молоко в 2—6 раз выше, чем при стойловом содержании. Максимальные коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  в молоко имеют место при выпасе на пастбищах, расположенных на торфяных почвах.

В молоко  $^{137}\text{Cs}$  поступает несколько больше, чем калия. 10 % перорально введенного  $^{137}\text{Cs}$  откладывается в теле коровы, а около 1,5 % от попавшего в организм Cs оказывается в молоке. (Обычно удельная объемная активность этого радионуклида составляет в расчете на 1 литр 0,05 % от суточного поступления радионуклидов с кормами животного.) Отношение концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в говядине (Бк/кг) к его концентрации в молоке (Бк/л) примерно равно четырем. Равновесие в организме коровы достигается через 30 дн.  $^{131}\text{I}$  переходит в молоко интенсивнее  $^{134}\text{Cs}$  и  $^{89,90}\text{Sr}$ , а интенсивность перехода  $^{103}\text{Ru}$  — меньше, чем Sr; интенсивность перехода  $^{141}\text{Ce}$  — еще меньше, чем рутения.

Накопление долгоживущего  $^{137}\text{Cs}$ , попавшего в окружающую среду при испытаниях ядерного оружия, оказалось аномально высоким в организмах оленей, питающихся ягелем. Многолетние лишайники с высокой удельной поверхностью на единицу массы в больших количествах накапливают  $^{137}\text{Cs}$ . Поэтому в районах Крайнего Севера России на побережье Северного Ледовитого океана концентрация этого радионуклида в мясе оленей поднялась до 4,44 кБк/кг, а доза облучения оленеводов в середине 1960-х гг. оказалась наибольшей среди всех групп населения Земли. В 1998—2001 гг. концентрации  $^{137}\text{Cs}$  в оленье мясе для Кольского полуострова составили 70 Бк/кг сырой массы летом и 140 Бк/кг сырой массы зимой.

Крупный рогатый скот поглощает Sr, Cs, Pu и Am. Если корова ежедневно потребляет 1000 Бк этих изотопов, то их концентрации в молоке:  $^{90}\text{Sr}$  — 2 Бк · дм<sup>-3</sup>;  $^{137}\text{Cs}$  — 5 Бк · дм<sup>-3</sup>;  $^{239}\text{Pu}$  — 0,001 Бк · дм<sup>-3</sup>;  $^{241}\text{Am}$  — 0,001 Бк дм<sup>-3</sup>.

Стронций-90, поглощенный травой, переходит в молоко коров, где его концентрация зависит от надоя. Диапазон значений от 0,5 до 2 % при однократном пероральном введении. Переход в козье молоко в 10 раз больше, что соответствует более высокому содержанию Са в этом молоке.

При всасывании из ЖКТ Sr и Ca у животных наблюдается дискриминация  $^{90}\text{Sr}$ . Величина коэффициента дискриминации примерно равна 0,23. В звене растительная пища — молоко этот коэффициент 0,12—0,24. Коэффициенты дискриминации зависят от характера питания животных, их физиологического состояния и т. д. По усвоению изотопа  $^{90}\text{Sr}$  разные сельскохозяйственные животные образуют ряд: куры > > овцы > козы > крупный рогатый скот. Отсюда понятно, употребление какого мяса способствует поступлению радионуклидов в организм человека в большей степени, а какого — в меньшей.

Источниками поступления радиоактивных изотопов йода в организм человека являются продукты питания растительного и животного происхождения, особенно молоко, свежие молочные продукты и листовые овощи. У коров с молоком  $^{131}\text{I}$  выводится в количестве 0,4—1,02 % в 1 л, в среднем 0,76 % суточного поступления радионуклида. У коз и овец концентрация  $^{131}\text{I}$  в молоке в несколько раз выше, чем у коров. В мясе накапливаются сотые доли от поступающего количества радионуклида. Однако  $^{131}\text{I}$  в значительных количествах переходит в яйца птиц.

Количество Pu в животном мире во много раз меньше, чем в растениях. В организм домашних животных Pu попадает в основном с пищей. В домашних травоядных животных Pu оказывается в ЖКТ и шкуре. Самые низкие концентрации зафиксированы в мясе, молоке, яйцах и свежей рыбе. Передача Pu к пище зависит от сроков его пребывания в почве. Коэффициенты передачи от плотности осадения 1 Бк · м<sup>-2</sup> Pu к пище равны 0,6; 0,3; 0,2; 0,08 и 0,04 Бк для  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Pu}$  соответственно.



В начале нашего века «фоновое» содержание  $Pu$  в теле человека (население Европы и прилегающих территорий) составляло 0,07—0,12 Бк. Происхождение этого  $Pu$  — глобальные выпадения после испытания ядерного оружия («бомбовый»  $Pu$ ). У жителей вблизи радиохимических заводов содержание  $Pu$  существенно выше. Например, у жителей на территории площадью 100 км<sup>2</sup>, на которой расположено ПО «Маяк», среднее содержание  $Pu$  в организме 3,7 Бк. С увеличением расстояния от источника выброса содержание  $Pu$  в организме снижается.

**Замечание 1.** Содержание  $Pu$  в организме жителей Челябинской области определяли на основании результатов посмертной радиометрии органов и тканей взрослых людей, скончавшихся в 1975—1993 гг.

Для жителей г. Озерска, расположенного на расстоянии 8 км от ПО «Маяк»,  $Pu$  является наиболее значимым среди долгоживущих радионуклидов, присутствующих в выбросах предприятия. Важным фактором, определяющим динамику его накопления в организме населения, является срок проживания в зоне наблюдения. По данным посмертных исследований содержание  $Pu$  у взрослых людей, проживших разные сроки в городе, возрастало с начала 1950-х гг. линейно со средней скоростью прироста накопления в организме 0,11 Бк/г и на начало 1990-х гг. составило 4,62 Бк.

**Замечание 2.** Допустимое содержание  $^{239}Pu$  в скелете у лиц категории «Б» (ограниченная часть населения) составляет ДКБ = 0,1 Бк, ДКА = 74 Бк, чему соответствует годовая эквивалентная доза облучения костной ткани 0,03 Гр.

Среднее содержание  $^{238}Pu$  в легких жителя составляло 4 %, печени 5 %, скелете 6 % активности  $^{239}, ^{240}Pu$ . Отношение  $^{238}Pu/^{239}, ^{240}Pu$  в органах — 0,011—0,2. Изотопное отношение  $^{238}Pu/^{239}, ^{240}Pu$  в организме человека указывает на источник поступления радионуклида в окружающую среду: глобальные выпадения или выбросы радиохимического предприятия. В последнем случае в зависимости от типа реактора и времени выдержки топлива отношение активности  $^{238}Pu/^{239}, ^{240}Pu$  колеблется в пределах 0,01—4. Фоновые значения указанного отношения для «бомбового»  $Pu$  в органах человека колеблются в узких пределах (0,03—0,06). Высокое содержание  $Pu$  в организме, в десятки раз превышающее фоновые показатели; изотопный состав в органах, характеризующийся значительной вариабельностью по сравнению с  $Pu$  глобального выпадения, указывают на его региональное происхождение в организме жителей Челябинской области, не имеющих профессионального контакта с радионуклидами, — выбросы ПО «Маяк».

**Замечание 3.** Интересно, что у сотрудников завода в Селлафилде содержание  $Pu$  в легких и печени характеризовалось более низким изотопным отношением  $^{238}Pu/^{239}, ^{240}Pu$  (0,003—0,02), чем у людей, проживающих вблизи этого предприятия (0,003—0,08). Этот же факт отмечен для  $^{238}Pu/^{239}, ^{240}Pu$  в органах депонирования у населения, не контактирующего с радиоактивностью, и персонала радиохимического предприятия в Хенфорде (США).

## 9.14. Радионуклиды в сельскохозяйственной продукции

При получении продукции, уровень загрязнения которой превышает допустимые нормы, начинают мероприятия по снижению содержания радионуклидов до допустимых уровней, а также принимают меры по перепрофилированию производства сельхозпродукции. Выбор мероприятий определяется уровнем загрязнения территории и сельскохозяйственной продукции; величиной суммарной дозы облучения человека и структурой дозовых нагрузок; величиной ожидаемого результата от проведения мероприятия и экономическими возможностями конкретного хозяйства.

Мероприятия по снижению содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции подразделяются на агрохимические (известкование кислых почв; внесение повышенных доз калийных удобрений, внесение органических удобрений; внесение повышенных доз фосфорно-калийных удобрений; использование природных минеральных сорбентов), агротехнические (проведение глубокой вспашки с оборотом пласта; увеличение доли площади под культуры с низким уровнем накопления радионуклидов; предотвращение вторичного загрязнения растений путем сокращения количества междурядовых обработок, проведения работ по влажной почве; высев травосмесей с минимальным накоплением радионуклидов) и технологические (промывка плодово-овощной продукции и т. п.).

В цепи «почва — растение» регулирование поступления радионуклидов осуществляется внесением минеральных удобрений, а в цепи «растение — животное» — путем подбора кормов рациона и введения в рацион сорбентов радионуклидов.

Известкование кислых почв и внесение фосфатных удобрений фиксируют в почвах  $^{90}\text{Sr}$ , повышенные дозы калийных удобрений уменьшают поступление  $^{137}\text{Cs}$ . В то же время азотные удобрения способствуют усвоению ряда радионуклидов. За счет внесения калийных удобрений поступление  $^{137}\text{Cs}$  в сельскохозяйственные растения уменьшается в 2—20 раз. Это объясняется антагонизмом K и  $^{137}\text{Cs}$  при поступлении из почвенного раствора, а также «эффектом разбавления» в наземной биомассе растений. Эффект снижения накопления  $^{90}\text{Sr}$  от применения органических удобрений выражен более резко на супесчаных почвах и меньше на среднесуглинистых и тяжелосуглинистых. Поэтому применение торфа, перегноя, прудового ила, сапропеля рекомендуется на супесчаных и суглинистых почвах. При внесении извести в почвенном растворе уменьшается концентрация ионов водорода, увеличивается содержание подвижного Ca, который подавляет поступление  $^{90}\text{Sr}$  в растение. Известкование дерново-подзолистых почв снижает поступление  $^{90}\text{Sr}$  в разные виды растений в 3—7, а в отдельных случаях — до 20 раз. При совместном внесении в почву органических удобрений и извести на дерново-подзолистых почвах это приводит к снижению коэффициентов накопления радионуклидов в 3—5 раз.

**Нормативные уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в продуктах питания**

Продукт питания	Удельная активность, Бк/кг (л)	
	цезий-137	стронций-90
Хлеб	40	20
Картофель	120	40
Свекла	120	40
Морковь	120	40
Капуста	120	40
Огурцы	120	40
Помидоры	120	40
Бахчевые	120	40
Лук	120	40
Молоко	100	25
Мясо	160	50
Яйца	80	50
Мед	100	80
Орехи	200	100
Масло коровье	200	60
Масло растительное	60	80
Чай	400	200
Сахар, конфеты, кондитерские	160	100
Крупа, толокно, хлопья	50	30
Макаронные изделия	60	30
Напитки безалкогольные	70	100
Зеленые	120	40
Рыба свежая и мороженная	130	100

**Замечание.** При использовании удобрений следует учитывать, что они сами могут содержать значительные количества радионуклидов, и применение таких удобрений может стать причиной вторичного загрязнения сельскохозяйственных угодий. Так, апатиты ( $\text{Ca}_5[\text{PO}_4]_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$ ) — исходное сырье для производства фосфатных удобрений — содержат изотопы U, Ra, Pb и Po. Производство удобрения не предусматривает очистку от радионуклидов, поэтому с удобрением они попадают в почву и затем усваиваются растениями. Удельная активность (Бк/кг)  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ , например, колеских апатитов  $^{226}\text{Ra}$   $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$  390, 25, 430, соответственно. Если ежегодно в почву вносится

1200 т фосфатных удобрений, а удельная активность  $^{238}\text{U}$  400 Бк/кг, то активность почвы увеличивается на  $4,8 \cdot 10^{11}$  Бк. Обычно удельная массовая активность калийных удобрений составляет 740—1500 Бк/кг, но активность  $^{40}\text{K}$  в азотно-калиевых удобрениях европейского производства иногда достигает 5900 Бк/кг. Среднегодовое внесение калийных удобрений в почву — 1,3 млн тонн при содержании в удобрении калия 40 % — приводит к ежегодному внесению в почву активности  $1,6 \cdot 10^{13}$  Бк.

Фосфатные удобрения влияют на поступление радионуклидов в растения, уменьшая коэффициенты накопления. Особенно заметно это в отношении  $^{90}\text{Sr}$ . При внесении удобрений происходит соосаждение микроколичеств  $^{90}\text{Sr}$  с труднодоступными фосфатами Ca, при этом прочность закрепления радионуклида в почве увеличивается. На почвах, богатых питательными веществами, гумусом, с нейтральной реакцией среды, с тяжелым механическим составом применение минеральных удобрений менее эффективно, чем на легких, малоплодородных почвах. Применение минеральных удобрений — один из способов снижения содержания Sr и Cs в сельскохозяйственной продукции.

Снижение уровня загрязнения урожая продуктами деления с помощью удобрений обусловлено рядом причин:

- увеличение урожая (разбавление содержания  $^{90}\text{Sr}$  на единицу массы);
- повышение в почве содержания Ca и K, внесенных с удобрениями;
- закрепление  $^{90}\text{Sr}$  в почве путем соосаждения с фосфатами при систематическом внесении фосфатных удобрений.

Фосфатные и калийные удобрения следует вносить в дозах, несколько превышающих потребность растений в этих питательных элементах. На почвах, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , минеральные удобрения применяют со значительным преобладанием фосфора и калия над азотом. Калийные удобрения снижают накопление  $^{137}\text{Cs}$  в урожае, как при поступлении его в растения из почвы, так и через листья. Азотные удобрения, внесенные отдельно или в сочетании с фосфатными и калийными, стимулируют развитие биомассы, увеличивают потребность растений в других элементах питания и приводят к увеличению поглощения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

Способом снижения уровня загрязнения радионуклидами продукции растениеводства является известкование кислых и слабокислых почв, применение органических и минеральных удобрений, особенно повышенных доз фосфатных и калийных удобрений. Существенное влияние на размеры поступления радионуклидов из почвы в растения оказывает их перераспределение по профилю почвы в момент механической обработки. После выбросов в атмосферу, осев на поверхность почвенного покрова, радионуклиды аккумулируются в верхних слоях почвы (0—5 см). Все способы обработки почвы, приводящие к перемещению радионуклидов из верхнего слоя в нижележащие горизонты, приводят к уменьшению их накопления в растениях. Обычная вспаш-

ка ведет к снижению концентрации радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы. Поскольку основная масса корней культурных растений сосредоточена в слое 0—20 см, применение двухъярусной вспашки дает снижение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в продукции растениеводства в 4—8 раз. В качестве защитной меры предложена система почвозащитных севооборотов и специальной обработки почв с периодическим глубоким (до 40 см) безотвальным рыхлением плужной подошвы. Это позволяет уменьшить потерю гумуса и масштабы вторичного загрязнения земель. Хорошие результаты дает глубокая вспашка почвы, которая делает  $^{137}\text{Cs}$  недоступным для мелких корней травы.

Снижения уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции добиваются подбором культур. Способность отдельных видов растений накапливать в хозяйственно-ценной части урожая радионуклиды может различаться в 10—20 раз. Например, чем выше содержание К и Са в растениях, тем больше накапливают они  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Скороспелые сорта накапливают в 1,5—2 раза больше радионуклидов, чем позднеспелые, поэтому при составлении севооборотов следует изменять соотношение сортов в сторону уменьшения доли раннеспелых. Озимые зерновые культуры предпочтительнее яровых.

На почвах с низким содержанием  $^{90}\text{Sr}$  целесообразно размещать кормовые культуры, которые накапливают  $^{90}\text{Sr}$  в повышенных количествах, такие как клевер, люцерна, вика, горох. На землях с высокой концентрацией  $^{90}\text{Sr}$  — культуры с относительно низким накоплением  $^{90}\text{Sr}$  (зерновые культуры, картофель). Растворами кислот, щелочей, нейтральных солей или комплексонов вымывают радионуклиды из корней обитаемых горизонтов почвы.

Рациональным вскармливанием (введение в пищу кальция, замена сена силосом-концентратом и т. д.) достигается снижение поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных. В животноводстве важной контрмерой против  $^{137}\text{Cs}$  является введение животным берлинской лазури, которая снижает  $T_{\frac{1}{2}}$  цезия. Применение ферроцианидов совместно с комбикормом позволяет примерно в 5 раз снизить концентрацию  $^{137}\text{Cs}$  в мышечной ткани животных при откорме на мясо.

При приготовлении пищи используют различные приемы для снижения содержания в них радиоактивных веществ. Например, при переработке картофеля проводится тщательная отмывка клубней от почвенных частиц. Обязательно удаление кожуры. Непригодный для пищевого и кормового использования картофель может быть использован для получения крахмала, патоки или спирта. При засолке, мариновании, консервировании овощей часть радионуклидов переходит в рассол. При этом рассолы и маринады, в которые переходят  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , использовать не рекомендуется. При получении подсолнечного масла методом прессования концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в нем снижается до 5 % (от содержания в семенах), а при использовании метода экстракции получают свободный от  $^{90}\text{Sr}$  продукт. Значительное количество радио-

активных веществ сосредоточено в верхней части зерна — оболочках. При получении высокосортной муки можно получить более чистую продукцию по сравнению с исходным зерном, используя операции удаления оболочки и зародыша. Высокая степень очистки достигается при переработке загрязненного картофеля на крахмал — получаемый продукт содержит в 40—50 раз меньше радионуклидов, чем клубни.

## Глава 10

# ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ЯДЕРНОЙ ИНДУСТРИИ

Развитие ядерной индустрии сопровождалось многочисленными радиационными инцидентами и авариями, некоторые из которых имели радиоэкологические последствия.

В этой главе рассмотрены опасные события, возникающие при инцидентах, связанных с испытанием ядерного оружия, с мирными взрывами или катастрофами космических аппаратов, с авариями на АПЛ или на атомных судах и др. Основное внимание уделено ядерным происшествиям, приводящим к гибели и болезням людей, к загрязнению окружающей среды радионуклидами, повреждению дикой природы, домашнего скота, сельскохозяйственных растений, разрушению строений и т. п., т. е. всему тому, что обычно относят к сфере охраны окружающей среды и экологии.

### 10.1. Радиационные аварии и их последствия

Несмотря на то что при проектировании предприятий ЯТЦ проблемам безопасности уделяется первостепенное внимание и эксплуатация этих предприятий находится под постоянным надзором, на них случаются сбои в работе и даже аварии. В том числе — с серьезными последствиями для работников предприятия, населения и окружающей среды.

**Радиационно-опасный объект** — объект, на котором хранят, перерабатывают, используют или транспортируют радиоактивные вещества, при аварии на котором или его разрушении может произойти облучение ионизирующим излучением или радиоактивное загрязнение людей, сельскохозяйственных животных и растений, а также окружающей природной среды.

**Авария радиационная** — потеря управления источником ионизирующего излучения, вызванная неисправностью оборудования, неправильными действиями персонала или стихийными бедствиями, приводящая к выходу радиоактивных веществ и (или) ионизирующих излучений за предусмотренные проектом для нормальной эксплуатации данного объекта границы в количествах, превышающих установленные пределы безопасности его эксплуатации.

**Авария ядерная** — авария, связанная с нарушением правил эксплуатации или с повреждением ядерного реактора, ядерного взрывного устройства, других объектов, содержащих делящиеся материалы, в ре-

зультате которого происходит неконтролируемое, несанкционированное выделение ядерной энергии деления, представляющее опасность для жизни и здоровья людей и наносящее ущерб окружающей материальной и природной среде.

Среди возможных радиационных аварий к наиболее тяжелым последствиям и наиболее высоким дозам потенциального облучения могут приводить такие, в основе которых лежит самоподдерживающаяся цепная реакция деления (СЦР), возникающая при образовании «критической массы» делящихся нуклидов —  $^{235}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  и т. д. Прежде всего, опасность СЦР существует в энергетических ядерных реакторах, где процесс выделения энергии основан на управляемой цепной реакции деления. Возникновение СЦР возможно и в результате случайного образования критической массы во время операций с делящимися материалами, такими как ОЯТ.

**Зона ограниченного проживания населения** — территория, на которой среднегодовая эффективная доза облучения населения составляет 5—20 мЗв.

**Зона отселения** — территория, на которой среднегодовая эффективная доза облучения населения колеблется от 20 до 50 мЗв.

**Зона отчуждения** — территория, на которой среднегодовая эффективная доза облучения населения составляет более 50 мЗв.

**Зона радиационной аварии** — территория, на которой уровни облучения населения или персонала, обусловленные аварией, могут превысить пределы доз, установленные для нормальной эксплуатации техногенных источников ионизирующего излучения.

**Зона радиационного контроля** — территория, на которой среднегодовая эффективная доза облучения населения колеблется от 1 до 5 мЗв.

**Зона радиоактивного загрязнения** — территория или акватория, в пределах которой имеется радиоактивное загрязнение.

**Радиоактивное загрязнение** — загрязнение поверхности земли, атмосферы, воды, продовольствия, пищевого сырья, кормов и различных предметов радиоактивными веществами в количествах, превышающих уровень, установленный НРБ и правилами работы с радиоактивными веществами.

**Зона санитарно-защитная** — территория вокруг радиационно-опасного объекта, на которой уровень облучения людей в условиях нормальной эксплуатации техногенных источников ионизирующего излучения может превысить установленный предел дозы облучения населения.

В России для населения приняты пределы доз облучения: 100 мЗв за первый год после аварии, 30 мЗв — во второй и 25 мЗв — в третий.

Средством оперативного информирования общественности о значимости с точки зрения безопасности событий, происходящих на ядерных установках, является Международная шкала ядерных событий (ИНЕС, *International Event Scale, INES*), разработанная МАГАТЭ в 1988 г. Реально характеризуя события, шкала облегчает достижение единообразного понимания событий ядерным сообществом, средствами массовой ин-



формации и общественностью. Согласно этой шкале к числу крупных аварий относятся такие события, вследствие которых активность радионуклидного загрязнения составляет не менее 10 ПБк по изотопу  $^{131}\text{J}$ .

Таблица 1

**Международная шкала ядерных событий**

АВАРИЯ	7. Крупная авария
	6. Серьезная авария
	5. Авария с риском за пределами площади
	4. Авария без значительного риска за пределами площади
	3. Серьезный инцидент
ИНЦИДЕНТ	2. Инцидент
ОТКЛОНЕНИЕ	1. Аномалия
	0. Ниже шкалы
	Не существенно для безопасности

Шкала охватывает уровни от нулевого события, не существенного для безопасности, до седьмого — крупная авария. Сеть связи «Информационная система ИНЕС» получает от национальных координаторов и распространяет между ними в течение 24 ч Формуляр классификации события, который содержит информацию о ядерных событиях, если значимость с точки зрения безопасности находится на уровне 2 и выше. Он предназначен для помощи национальному координатору ИНЕС в предоставлении общественности и средствам массовой информации своей страны необходимой информации о ядерных событиях в других странах. Шкала разработана на основе изучения опыта прошлых событий, а также в соответствии с параметрами ядерной и радиационной безопасности.

Международная шкала разделена на семь уровней. Более низкие уровни называются инцидентами (уровни от 1 до 3), а верхние уровни (уровни от 4 до 7) — авариями. События, которые не имеют значения для безопасности, классифицируются как находящиеся ниже шкалы или соответствующие нулевому уровню и называются отклонениями. Промышленные аварии или другие события, которые не имеют отношения к авариям на ядерной установке и которые не классифицируются по данной шкале, определяются как выходящие за рамки шкалы.

События классифицируются по трем категориям: воздействие за пределами промплощадки, воздействие в пределах площадки и ухудшение систем безопасности. Важным элементом является соотношение семи уровней и трех критериев. Первый критерий связан с количеством выброса радиоактивных веществ во внешнюю среду, т. е. фиксирует наиболее опасную сторону аварийной ситуации, затрагивающую не причастных к объекту людей; второй критерий характеризует обстановку на самом объекте, имеющую отношение прежде всего к персоналу; третий критерий является показателем состояния технических систем объекта.

**Международная шкала ядерных событий для оперативной передачи сообщений  
о значимости событий с точки зрения безопасности**

Степень и описание	Последствия вне площадки АЭС	Последствия на площадке АЭС	Примеры
7. Тяжелая авария	Выброс значительной части радиоактивного материала из активной зоны реактора, содержащего коротко- и долгоживущие радиоактивные продукты деления (в количестве тысяч терабеккерелей $^{131}\text{I}$ ), в результате которого будут превышены дозовые пределы для запроектированных аварий	Тяжелые повреждения активной зоны и физических барьеров; возможность острых лучевых поражений; острые и отдаленные последствия для здоровья населения (на обширной территории, возможно, не в одной стране); долговременные последствия для окружающей среды	Чернобыль, СССР (1986)
6. Серьезная авария	Выброс радиоактивных материалов (в количестве, радиологически эквивалентном тысячам — десяткам тысяч терабеккерелей $^{131}\text{I}$ ), в результате которого дозовые пределы для проектных аварий будут превышены, а для запроектированных — нет. Требуется полномасштабное выполнение мероприятий по защите персонала и населения в случае аварий в радиусе 25 км, включающих эвакуацию населения	Тяжелые повреждения активной зоны и физических барьеров; серьезные последствия для здоровья людей	ПО «Маяк», СССР (1957)
5. Авария с рисками для окружающей среды	Ограниченный внешний выброс (в количестве, радиологически эквивалентном сотням — тысячам терабеккерелей $^{131}\text{I}$ ), приводящий к незначительному превышению дозовых пределов для проектных аварий; в некоторых случаях требуется частичное введение планов мероприятий по защите персонала и населения на случай аварии	Тяжелые повреждения активной зоны и физических барьеров, вызванная механическим воздействием и плавлением; крупная авария с превышением критичности, крупный пожар или взрыв с выбросом большого количества радиоактивности в пределах установок	Windscale, Великобритания (1957) (военный реактор); Тримайл Айленд, США (1979)

Степень и описание	Последствия вне площадки АЭС	Последствия на площадке АЭС	Примеры
4. Авария без значительных рисков для окружающей среды	Незначительный внешний выброс радиоактивности в окружающую среду в количествах, не превышающих дозовые пределы для населения при проектных авариях. Необходимость в защитных мероприятиях за пределами площадки маловероятна, за исключением контроля пищевых продуктов	Серьезные повреждения активной зоны и радиологических барьеров; облучение персонала с летальным исходом (облучение работающих около 1 Зв); проведение крупных восстановительных работ на площадке	<i>Saint-Laurent</i> , Франция (1980); <i>Tokai-mura</i> , Япония (1999)
3. Серьезный инцидент	Очень малый выброс радиоактивных веществ, в количестве, не превышающем 5-кратного допустимого суточного выброса; облучение населения на уровне доли установленных пределов. За пределами площадки не требуется принятия защитных мер	Серьезное распространение радиоактивности; облучение персонала с серьезными последствиями; значительное переоблучение работающих (порядка 50 мЗв)	<i>Vandellós</i> , Испания (1989); Сибирский химический комбинат (1993)
2. Инцидент	Инциденты со значительным нарушением мер безопасности (отказы оборудования или отклонения от нормальной эксплуатации), которые хотя и не вызывают непосредственного влияния на безопасность станций, но способны привести к переоценке мер по безопасности. Сохранение глубокогошелонированной защиты, позволяющей справиться с последующими отказами	Значительное распространение загрязнений; облучение персонала, превышающее годовую предельную дозу	Частые события
1. Аномальная ситуация	Отклонения от разрешенного режима эксплуатации, вызванное отказом оборудования, ошибкой человека или процедурными несоответствиями. Не представляют какого-либо риска, но указывают на недостатки в обеспечении безопасности	Не существенно для безопасности	То же
0. Отклонения ниже уровня шкалы	Отклонения от эксплуатационных пределов и условий, устраняемые в соответствии с предусмотренным регламентом	Не имеет отношения к безопасности	То же

<sup>1</sup> Терабеккерель (1 Тбк) =  $10^{12}$  Бк (распад/с)  $\approx 27$  Ки.

Второй столбец матрицы связан с событиями, приводящими к выбросам радиоактивности за пределами площадки. Поскольку только это последствие оказывает непосредственное воздействие на население, то такие выбросы являются предметом особой озабоченности. Поэтому нижний уровень в этом столбце соответствует выбросу, в результате которого лица, находящиеся вне площадки и подвергшиеся наибольшему облучению, получают дозу облучения, эквивалентную 0,1 годового дозового предела для населения; это событие классифицируется на уровне 3. Такая доза составляет также около 0,1 средней годовой дозы естественного фонового излучения. Наивысший уровень представляет собой крупную ядерную аварию с широкомасштабными последствиями для здоровья людей и окружающей среды. В третьем столбце рассматривается воздействие события на площадке. Эта категория охватывает диапазон уровней от 2-го (загрязнение и (или) переоблучение персонала) до 5-го (серьезная авария на станции, например расплавление активной зоны реактора). Четвертый столбец матрицы связан с инцидентами на ядерных установках или во время перевозки радиоактивных материалов, в ходе которых деградировала защита. Инциденты в этом столбце классифицируются на уровнях 1—3.

Радиоактивное загрязнение окружающей среды — важный фактор, оказывающий влияние на состояние здоровья и условия жизнедеятельности людей на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Степень опасности радиоактивно загрязненных поверхностей определяется радионуклидным составом загрязнений, их плотностью, характером загрязненных поверхностей, временем, прошедшем после загрязнения, и т. п.

В соответствии с удельным весом в составе выбросов биологически значимых радионуклидов при аварии ядерных реакторов в развитии радиационной обстановки выделяют два периода: «йодной опасности», продолжительностью до 2 мес., и «цезиевой опасности», который продолжается многие годы. В «йодном периоде», кроме внешнего облучения (до 45 % дозы за первый год), основные проблемы связаны с молоком и листовыми овощами — главными «поставщиками» радиоактивного йода внутрь организма. «Цезиевый период», наступающий по прошествии примерно 3 мес., является периодом, когда цезий определяет основное радиационное воздействие на население и окружающую среду.

На первом этапе радиационное воздействие на людей складывается из внешнего и внутреннего облучений, обусловленных радиоактивными облучениями от загрязненных радионуклидами объектов окружающей среды и вдыханием радионуклидов с загрязненным воздухом, на втором этапе — облучением от загрязненных радионуклидами объектов окружающей среды и введением их в организм человека с потребляемой пищей и водой, а в дальнейшем — за счет употребления населением загрязненных продуктов питания. 85 % дозы облучения на последующие 50 лет после аварии составляет доза внутреннего об-

лучения, обусловленного потреблением продуктов питания, которые выращены на загрязненной территории, и лишь 15 % падает на дозу внешнего облучения.

Радиоактивное загрязнение водоемов представляет опасность лишь в первые месяцы после аварии. Особенностью ранней стадии аварии на АЭС является высокая вероятность возникновения вторичных загрязнений за счет переноса нефиксированных, первично выпавших радиоактивных веществ на менее загрязненные или незагрязненные поверхности. На промежуточной стадии на поверхностях объектов радионуклиды находятся в нефиксированных или слабо фиксированных формах. Радионуклиды, определяющие радиационную обстановку на загрязненных объектах, на поздней стадии находятся преимущественно в фиксированных и трудно удаляемых стандартными методами дезактивации формах.

Выбросы и истечения радиоактивных веществ из реактора характеризуются следующими основными радиационными поражающими факторами: газо-аэрозольная смесь радионуклидов распространяется в виде облака на сотни километров и испускает поток ионизирующих излучений; радиоактивное загрязнение местности имеет длительный характер в результате разброса высокоактивных осколков ядерного топлива на территории АЭС и осаждения радиоактивных частиц из газо-аэрозольного облака.

Радиоактивное загрязнение местности зависит от исходных параметров (типа и мощности реактора, времени его работы, характера аварии и т. д.) и метеоусловий, вследствие чего прогнозирование его возможных масштабов затруднено. Естественный спад активности радионуклидов более длителен, чем радиоактивный распад. Поэтому большие площади на длительное время оказываются загрязненными биологически опасными радионуклидами, которые вовлекаются в миграционные процессы. Смесь выбрасываемых из реактора радиоактивных веществ обогащена долгоживущими радионуклидами ( $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и др.). Малые размеры радиоактивных частиц (средний размер около 2 мкм) способствуют их глубокому проникновению в микротрещины и краску, что затрудняет дезактивацию.

Пылеобразование приводит к поступлению в организм через органы дыхания мелкодисперсных продуктов деления и, прежде всего, биологически опасных «горячих» частиц. Осаждение высокоактивных осколков конструкции реактора и графита происходит как на территории АЭС, так и в виде пятен по следу облака. Стационарный характер источника загрязнения, продолжительность выбросов во времени на небольшую высоту и изменения метеоусловий приводят к неравномерному загрязнению местности, изменению уровней радиации в отдельных районах и образованию радиоактивных зон загрязнения в виде пятен. При аварии с разрушением активной зоны реактора на территорию, непосредственно прилегающую к нему, выбрасывается большое коли-

чество разрушенных конструкций реактора. Они являются источником мощного ионизирующего излучения.

Основные меры радиационной защиты, обеспечивающие снижение дозы облучения населения загрязненной территории и вводимые в зависимости от ее величины, включают:

- нормирование облучения;
- добровольное отселение жителей с загрязненных территорий;
- ограничение проживания и функционирования населения на отдельных участках загрязненной территории;
- регулирование возвращения жителей на загрязненные территории;
- дезактивацию участков загрязненной территории, строений и т. п.;
- систему мер по снижению содержания радионуклидов в растительной и животной пищевой продукции;
- радиационный контроль сельскохозяйственной, рыбной, лесной продукции, а также поставки радиационно-чистых продуктов питания и фуража;
- радиационный контроль производимых на загрязненных территориях товаров;
- обеспечение безопасных условий труда на загрязненных радионуклидами территориях;
- уменьшение доз медицинского облучения и снижение уровней природного облучения.

**Замечание.** Защита населения осуществляется с помощью мероприятий (переселение, дезактивация, ограничения в питании, поведении и хозяйственной деятельности и др.), которые могут сопровождаться негативными психологическими эффектами, нарушениями здоровья, экологическим ущербом и значительными материальными затратами. Поэтому при введении этих мер защиты и планировании их объема должны учитываться негативные последствия вмешательства.

## 10.2. Ядерные аварии

За 50 лет ядерной эры в мире произошло около 400 радиационных аварий, т. е. по восемь аварий в год. Многие из них обусловлены неисправностью оборудования, человеческим фактором или социально-экономическими или политическими условиями в странах мира; в 137 крупных авариях получили повышенное облучение 672 и умерли 104 человека.

Приведем примеры некоторых инцидентов, произошедших на предприятиях ЯТЦ в разных странах.

На радиохимических заводах США по наработке оружейного Pu произошли серьезные инциденты, приведшие к самоподдерживающейся цепной реакции. Сюда относится авария на заводе Y-12, Ок-Ридж, 16.06.1958 (1 человек получил дозу 3,65 Гр, 7 — дозы 0,23—3,39 Гр); авария в Научной лаборатории в Лос-Аламосе 1958 г. (1 человек погиб, 2 получили серьезное облучение (1,3 и 0,35 Гр)) и инцидент 1959 г.

на химическом заводе по переработке в Айдахо (2 человека облучены дозами 0,5 и 0,32 Гр), авария на заводе *WoodRiverJunction* 1964 г. (1 человек погиб, 2 работника получили дозы около 1 Гр) и на химическом заводе Айдахо.

В Англии ядерный инцидент, сопровождающийся СЦР, произошел в *Windscale* 24.08.1970. При аварии в 1983 г. на реакторе RA-2 (Буэнос-Айрес, Аргентина) 1 человек погиб. В 1999 г. Токаймура (Япония) на заводе по производству ядерного топлива погибли 2 человека.

На заводах по обогащению U происходили инциденты, сопровождающиеся утечкой или взрывом  $UF_6$ , отравлением работников парами фтора и загрязнением оборудования ураном. Примерами являются взрыв  $UF_6$  в лаборатории в Ок-Ридже, Тенесси, 1944 г. (2 человека погибли, 5 человек пострадали), аварийная утечка  $UF_6$ , Франция, 1977 г. и утечка  $UF_6$  на *Sequayah Fuels Corporation, Gore*, Охлакома, 1986 г. (1 человек погиб).

12.12.1952 в Канаде произошла серьезная авария на АЭС. Техническая ошибка персонала АЭС Чолк-Ривер (штат Онтарио) привела к частичному расплавлению активной зоны. Тысячи кюри продуктов деления попали во внешнюю среду, а 3800 м<sup>3</sup> радиоактивно загрязненной воды было сброшено прямо на землю неподалеку от реки Оттавы. В 1955 г. «человеческий фактор» привел к аварии реактора *EBR-1* (штат Айдахо, США). В процессе эксперимента с Pu, в результате неверных действий оператора, реактор саморазрушился, выгорело 40 % его активной зоны. В 1969 г. случилась авария подземного ядерного реактора в Люценсе (Швейцария). Пещеру, где находился реактор, пришлось замуровать.

В 1969 г. во Франции на АЭС «Святой Лаврентий» взорвался реактор мощностью 500 МВт. В 1980 г. авария на АЭС в Сен-Лоране, Франция, привела к частичному повреждению активной зоны реактора, но внешнего выброса радиоактивности не было (уровень 4). 1983 г. — авария на критической сборке RA-2 в Буэнос-Айресе (Аргентина), оператор погиб. В 1989 г. при инциденте на АЭС в Вандельосе (Испания) не произошло внешнего выброса радиоактивности. В 1999 г. произошла авария на заводе по изготовлению топлива для АЭС в г. Токаймура (Япония), началась СЦР, погибли 2 человека. В 2004 г. — авария на АЭС «Михама», о. Хонсю (Япония), сотрудники АЭС получили ожоги, 4 человека погибли, 18 сильно пострадали.

К загрязнению территорий и морских акваторий приводили аварийные утечки радиоактивных растворов. Примерами являются утечка радиоактивного материала на радиохимическом заводе в Ла Аге, Франция, 1977 г., приведшая к значительному загрязнению почвы; протечка радиоактивной жидкости в грунт в Селлафилде, Англия, 1979 г. и загрязнение берега моря в Селлафилде, 1983 г.

В 1957 г. в Виндскейле (Англия) произошла крупная авария на реакторе по наработке оружейного Pu. В активной зоне возник пожар. Получили повреждения 150 технологических каналов, что повлекло за собой выброс радионуклидов. Выброс радиоактивных продуктов

в атмосферу продолжался в течение 24 ч через сбросовую трубу высотой 125 м. В основном это были  $^{133}\text{Xe}$  ( $1,2 \cdot 10^{16}$  Бк),  $^{131}\text{I}$  ( $7,4 \cdot 10^{14}$  Бк),  $^{137}\text{Cs}$  ( $2,2 \cdot 10^{13}$  Бк),  $^{210}\text{Po}$  ( $8,8 \cdot 10^{12}$  Бк),  $^{106}\text{Ru}$  ( $3 \cdot 10^{12}$  Бк),  $^{90}\text{Sr}$  ( $7 \cdot 10^{10}$  Бк),  $^{89}\text{Sr}$  ( $3 \cdot 10^{12}$  Бк),  $^{132}\text{Te}$  ( $4,4 \cdot 10^{14}$  Бк) и  $^{235}\text{Pu}$  ( $1,6 \cdot 10^9$  Бк). Основная масса радиоактивного йода имела газообразную форму или адсорбировалась очень тонкими частицами. Присутствовало небольшое количество частиц оксида урана. Радиоактивное облако двигалось в восточном направлении: в Моле (Бельгия), во Франкфурте (Германия) и Суле (Норвегия). Что касается атмосферных выпадений, то средняя скорость выпадения  $^{131}\text{I}$  в северной и южной областях Англии составила 0,30 и 0,11 см/с. Частицы размером от 20 до 500 мкм имели  $\beta$ -активность от  $37 \cdot 10^3$  до  $4,81 \cdot 10^3$  Бк для одной частицы.

28.04.1979 произошла крупная авария на АЭС Тримайл-Айленд в штате Пенсильвания. Это был реактор мощностью 900 МВт с водяным охлаждением под давлением. В результате сбоев в работе оборудования и ошибок операторов произошло расплавление 53 % активной зоны реактора. Было выброшено порядка  $10^{17}$  Бк радиоактивности, состоящей из РБГ ( $^{133}\text{Xe}$ ,  $^{133m}\text{Xe}$  и  $^{136}\text{Xe}$ ) и около 1,1 ТБк  $^{131}\text{I}$ . В реку Сукуахана было сброшено 185 м<sup>3</sup> слаборадиоактивной воды. Эвакуировано 200 тыс. человек.  $^{131}\text{I}$  был обнаружен в коровьем и козьем молоке и в технической воде, а  $^{137}\text{Cs}$  — в рыбе. Наиболее высокие дозы за несколько дней сразу после аварии получили 260 человек, оказавшихся в радиусе 3,2 км от АЭС (0,2—0,7 Зв). Коллективная доза облучения для населения в радиусе 80 км от АЭС примерно равна 20 чел.-Зв.

В Ла-Аге аварийная ситуация, приведшая к нештатному выбросу радиоактивности в атмосферу, возникла в 1981 г., когда произошло возгорание твердых отходов в бункере для их хранения. Радиоактивными отходами была заражена большая часть территории завода. Местами уровень радиации был в 10 раз выше предельно допустимого.

30.09.1999 на небольшом радиохимическом заводе Токаймура (Япония) произошел инцидент с СЦР. Он случился в ходе процедуры очистки урана, обогащенного до 18,8 %. При добавлении в емкость с ураном воды, которая служит замедлителем нейтронов, началась СЦР. Взрыва не было, но следствием ядерной реакции было интенсивное  $\gamma$ - и нейтронное излучение. Цепная реакция продолжалась с перерывами в течение 20 ч. Большинство летучих радиоактивных продуктов деления остались внутри здания, но некоторая часть РБГ и  $^{131}\text{I}$  попала в атмосферу. Трое рабочих сильно облучились, получив дозы: один 10—20 Зв, другой 6—10 Зв, третий 1—5 Зв. Первый умер через 12 нед., второй — через 7 мес. Всего же облучению подверглись 667 человек.

Крупная авария на АЭС «Фукусима-1» (7-го уровня по шкале ИНЕС) произошла 11.04.2011 в результате сильнейшего в истории Японии землетрясения и последовавшего за ним цунами. Удары стихии вывели из строя внешние средства электроснабжения и резервные дизельные генераторы, что привело к отключению всех систем охлаждения и частично к расплавлению топлива в активной зоне реакторов на энерго-



блоках 1—3. Из-за разложения пароводяной смеси началось образование водорода, взрыв которого привел к пожарам и разрушению верхних этажей ядерных блоков. В результате аварии произошло радиоактивное загрязнение воздуха, воды и почвы. Уровень радиации на границе промплощадки станции сразу после взрыва достиг  $10^{15}$  мкЗв/ч, через 4 мин — 860 мкЗв/ч, через 3 ч — 70,5 мкЗв/ч. 14.03 взрыв на энергоблоке 3, а 15.03 взрыв на энергоблоке 2, одновременно на блоке 4 произошел пожар в хранилище ОЯТ, радиоактивные вещества стали поступать в атмосферу. Со станции эвакуирован весь персонал (вести борьбу с катастрофой остались 50 инженеров), а из 10-километровой зоны отчуждения вокруг станции эвакуировано 140 тыс. человек. Выбросы радионуклидов  $^{131}\text{I}$  и  $^{137}\text{Cs}$  составили  $1,3 \cdot 10^{15}$  и  $6,1 \cdot 10^{15}$  Бк соответственно. Большая часть радионуклидов поступила в Тихий океан. В конце 2012 г. уровень радиации на побережье, где находится АЭС «Фукусима-1», превышал норму в 100 раз.

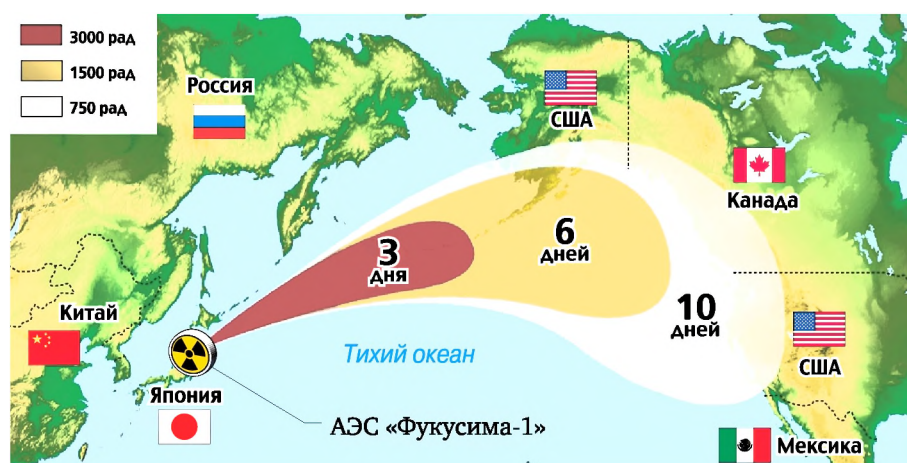


Рис. 1. Распространение радиоактивного облака после аварии на АЭС «Фукусима-1»

Аварии случались и на радиохимических заводах и АЭС в СССР.

В 1968 г. в Институте технической физики, ВНИИТФ (Челябинск-70) произошла ядерная авария на критической сборке из металлического урана. Два оператора погибли 10.12.1968 на ПО «Маяк», Челябинск-65 г. Озерск, произошла СЦР в растворе Рн. Пострадали два человека: один умер, другой перенес острую лучевую болезнь тяжелой степени, у него ампутировали обе ноги и руку. В 1971 г. в Институте атомной энергии имени И. В. Курчатова (Москва) произошла СЦР при эксперименте с ТВЭЛом. Два оператора, получившие дозы облучения 60 и 20 Гр, умерли; еще двое сотрудников были облучены высокими дозами.

В 1997 г. на Новосибирском заводе химических концентратов произошла авария в цехе по производству урановых таблеток для ТВЭЛов.

17.06.1997 в ВНИИЭФ (г. Саров) на физическом котле на быстрых нейтронах при сборке размножающейся системы из высокообогащен-

ного урана и бериллиевых отражателей в результате вспышки СЦР научный сотрудник получил суммарную дозу, приведшую к летальному исходу.

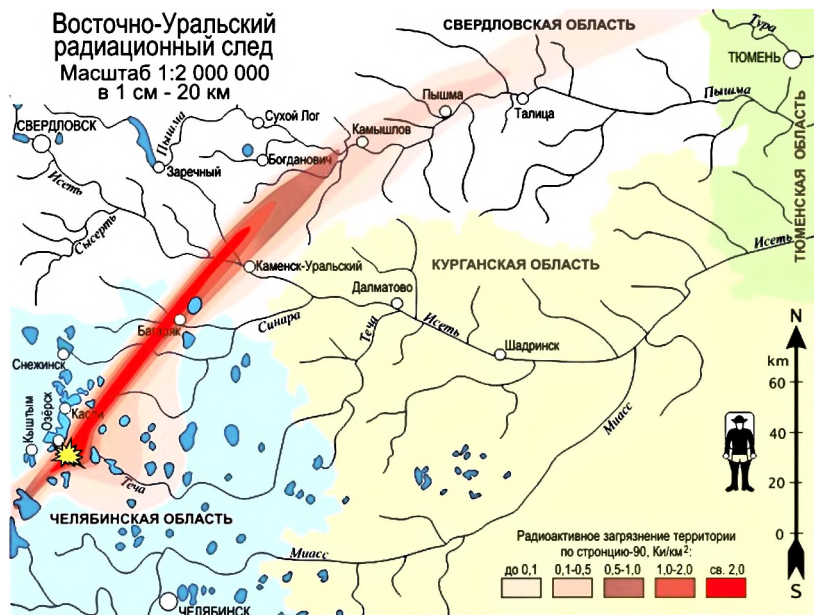


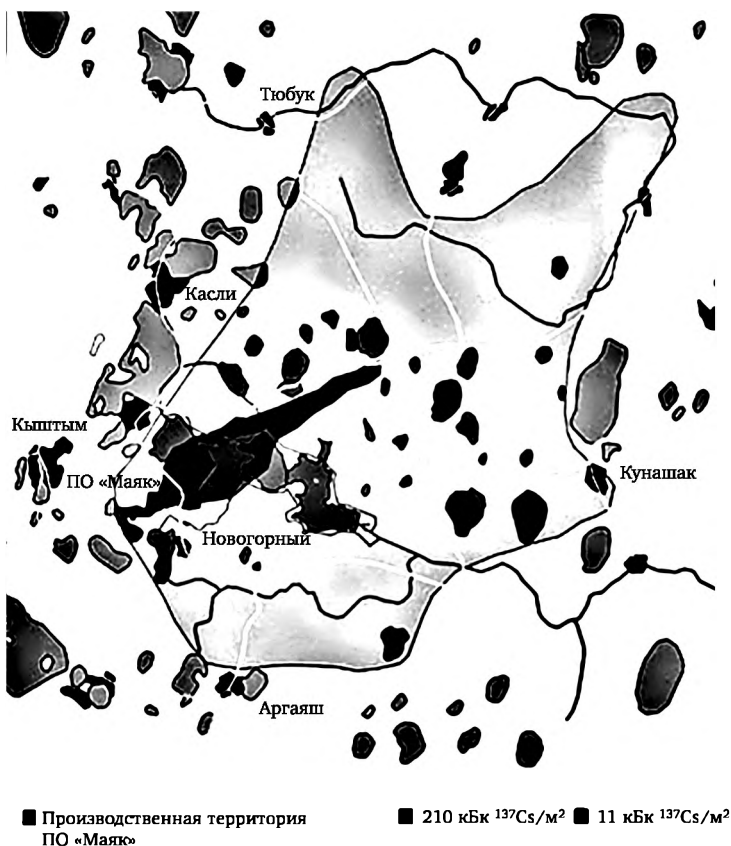
Рис. 2. Восточно-уральский радиоактивный след — ВУРС, 1957 г.

18.01.1970 на заводе «Красное Сормово» (Нижний Новгород) при строительстве АПЛ К-320 проекта «Скат» произошел несанкционированный запуск реактора, который проработал на запредельной мощности 15 с. При этом произошло значительное радиоактивное заражение территории цеха, в котором находилось около 1000 рабочих. Радиоактивного заражения местности удалось избежать, однако был произведен сброс радиоактивной воды в Волгу. Шестерых пострадавших доставили в больницу в Москву, трое из них скончались через неделю с диагнозом «острая лучевая болезнь».

На ПО «Маяк» неоднократно случались ядерные аварии: 15.03.1953 — СЦР, облучение двух операторов; 21.04.1957 — СЦР, 6 пострадавших, один летальный исход; 02.10.1958 — 3 пострадавших, три летальных исхода, 1 человек перенес лучевую болезнь с потерей зрения; 05.12.1960 — СЦР; 07.09.1962 — СЦР, 3 вспышки; 16.12.1965 — СЦР продолжительностью 14 ч; 10.12.1968 — СЦР с летальным исходом, 1 человек получил тяжелую форму лучевой болезни с ампутацией ног.

Несколько аварий привели к существенным загрязнениям радионуклидами обширных территорий на Южном Урале. Они связаны с деятельностью ПО «Маяк» (Челябинская обл.) по наработке оружейного плутония. За период становления производства плутония на комбинате профессиональное лучевое заболевание было диагностировано

у 2089 работников. В 1950 г. начался интенсивный сброс радиоактивных отходов в речную систему Теча — Исеть — Тобол. Летом 1951 г. были приняты меры по переводу сбросов в бессточное озеро Карачай. Всего за эти годы было сброшено 76 млн м<sup>3</sup> сточных вод с общей активностью по  $\beta$ -излучению 2,75 МКи. Радиационному воздействию подверглись 124 тыс. человек, проживающих в населенных пунктах на берегах рек. 7,5 тыс. человек, переселенных из 20 населенных пунктов, получили дозы 3—170 Зв, вызвавшие случаи хронической лучевой болезни среди населения. Для локализации сброшенных в открытую гидросеть РАО сооружен Теченский каскад промышленных водоемов. Были проведены работы по переселению жителей верховьев реки и создана санитарно-защитная зона.



**Рис. 3. Загрязнение территории  $^{137}\text{Cs}$  в результате ветрового разноса (ПО «Маяк», 1967) из озера Карачай**

Серьезная аварийная ситуация, известная как Кыштымская (по названию расположенного недалеко от ПО «Маяк» г. Кыштым), возникла 29.09.1957, когда взорвалась одна из емкостей — хранилищ высокоактивных РАО. В ней была нарушена система охлаждения, в результате

чего произошел взрыв сухих солей — нитрата и ацетата натрия, образовавшихся в результате выпаривания растворов в емкости. Взрыв полностью разрушил емкость из нержавеющей стали, содержащую около 75 т отходов, сорвал и отбросил на 25 м бетонную плиту перекрытия каньона. В окружающую среду была выброшена смесь радионуклидов общей активностью  $7,4 \cdot 10^{17}$  Бк. Большая часть продуктов выброса (около 90 %) осела на поверхность земли вблизи места взрыва, однако более мелкие частицы, содержащие 10 % радиоактивных веществ, образовали факел, вынесший их на высоту примерно 1 км. Основные нуклиды выброса:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Pr}$ ,  $^{95}\text{Zr}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Основным дозообразующим изотопом (75 % по накопленной эффективной дозе) был  $^{131}\text{I}$  (8 дн., активность  $4 \cdot 10^5$  Ки, т. е. около 30 % от общей активности выбросов). Радиоактивные вещества в этих аэрозолях находились в хорошо растворимых соединениях — нитратах. Радиоактивное облако прошло над территорией Челябинской, Свердловской и Тюменской областей. При этом произошло выпадение радиоактивных осадков и загрязнение местности. Образовавшийся след получил название Восточноуральского радиоактивного следа, ВУРС. Выпадение радиоактивного вещества из облака происходило в течение 11 ч вдоль трассы длиной около 300 км от Кыштыма. Территория с плотностью загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  более 0,1 Ки/км<sup>2</sup> составила 23 тыс. км<sup>2</sup>, оказались загрязненными 217 населенных пунктов, где находилось 272 тыс. человек; 2280 человек получили дозу 17 сЗв, а 7300 человек — около 6 сЗв. Было эвакуировано 11 тыс. человек с территории площадью 700 км<sup>2</sup>, на которой уровень радиации превышал  $7,4 \cdot 10^4$ — $14,8 \cdot 10^4$  Бк/м<sup>2</sup> по  $^{90}\text{Sr}$ .

В первую весну после аварии (1958 г.) в результате вертикальной почвенной миграции большая доля радиоактивности (90 %) была сосредоточена в дерновом слое, 0,5—1,5 % — в растениях и 5—10 % — в минеральной части почвы. Наибольшая подвижность  $^{90}\text{Sr}$  выявлена для почв элювиального ландшафта, минимальная — для супераквального. Через 6—12 лет после загрязнения ускорилось накопление  $^{90}\text{Sr}$  в травянистых растениях, связанное с естественным вертикальным перемещением его из дернового слоя в минеральную часть разреза почвы, т. е. усвоение стронция корневой системой усилилось. Этот процесс привел к выносу из почвы через растения 95 %  $^{90}\text{Sr}$ , что больше, чем в первый год после аварии. В связи с аварией наблюдались последствия радиационного повреждения древесины и травянистой растительности, которые зависели от полученной дозы. Все сосновые деревья на площади 20 км<sup>2</sup>, получившие для игл дозу более 30—40 Гр, погибли к осени 1959 г. Полученные дозы (до 200 Гр) вызвали гибель травянистых растений на площади 5 км<sup>2</sup>.

Последствия облучения диких животных и уменьшение их поголовья не были установлены, так как часть погибших спонтанно заменялись за счет естественной миграции. Часть сельскохозяйственных животных погибла с признаками острой лучевой болезни в течение первых 9—12 сут. на территории, приближенной к месту аварии. В более уда-

ленных местах падеж скота не наблюдался. Содержание радионуклидов в речной воде сразу после аварии возросло в  $2,8 \cdot 10^4$  раз. Однако радиоактивный распад, абсорбция донными осадками и естественная миграция привели к значительному снижению уровня загрязненности в 1958 г.: в реках — в 150 раз, в озерах — в 20 раз. За 25-летний срок после аварии концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в озерной воде снизилась в 30 раз, в рыбе — в 35 раз. При этом  $T_6$   $^{90}\text{Sr}$  в озерной воде колебался в пределах от 2 до 5,1 лет. За осенне-зимний период 1957/58 г. в наиболее загрязненных озерах рыба, планктон и беспозвоночные получили дозы до 40 Гр. Заметного экологического воздействия радиации не отмечалось, кроме того что в течение нескольких лет наблюдалось снижение воспроизводства травоядных рыб (например, карпа и карася), поскольку летальный уровень для икры этих рыб составляет 10 Гр.

В результате аварии 1957 г. на ПО «Маяк» долгосрочное облучение населения на территории радиоактивного следа было обусловлено в основном  $^{90}\text{Sr}$ , находившемся в составе выпадений в растворимой форме. Удельная активность в Карачаевском следе с 1967 по 2002 г. снизилась в 10 раз. С течением времени она снижалась по двухэкспоненциальной зависимости. Период получищения молока в первый период (очищение травы при ее поверхностном загрязнении) составил 0,5 года. Вторая экспонента описывает снижение содержание радионуклида в молоке при поступлении  $^{90}\text{Sr}$  из почвы, и период получищения составил 20 лет. Период получищения молока для  $^{137}\text{Cs}$  в начальный период составил 0,3 года, в последующее время — 10 лет. Через 42 года после образования ВУРСа поступление  $^{90}\text{Sr}$  в молоко снизилось в 10 раз по сравнению с первым годом после аварии. Период полуснижения при поступлении радионуклида из почвы составил 16 лет.

Еще одна аварийная ситуация возникла весной 1967 г. в результате пылевого переноса радионуклидов с обсохшей береговой полосы озера Карачай (открытого хранилища жидких РАО) на промплощадке ПО «Маяк». Радиоактивные вещества активностью 600 Ки, состоящие из частиц иловых отложений, под действием сильного ветра рассеялись на расстояние 75 км. Состав радиоактивного загрязнения:  $^{137}\text{Cs}$  — 48 %,  $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$  — 34 %,  $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$  — 18 %. Биологическая доступность  $^{137}\text{Cs}$  составляла 12 %, а  $^{90}\text{Sr}$  — 90 %, в результате чего он был более доступен растениям. Радиоактивный след охватил территорию 2700 км<sup>2</sup>, 63 населенных пункта с численностью жителей 41,5 человек. В границах плотности загрязнения 0,1 Ки/км<sup>2</sup> по  $^{90}\text{Sr}$  площадь радиоактивного загрязнения составила 1800 км<sup>2</sup>. Большая часть загрязненной территории наложилась на территорию ВУРС. Дополнительному облучению были подвержены 40 тыс. чел. Поглощенная доза в результате внешнего облучения для 4800 жителей близлежащей зоны составила 1,3 сЗв, для жителей дальней зоны — 0,7 сЗв.

К 1998 г. суммарная активность накопленных в Карачае жидких отходов составила 130 млн Ки. Радионуклиды в озере распространены в подвижных донных отложениях — 60 %, суглинистом экране ложа

водоема — 35 % и воде — 5 %. Водоем Карачай оказывает многообразное негативное воздействие на окружающую среду. Он тесно связан с подземными водами, и загрязнение их радиоактивными и другими химическими веществами представляет собой одно из чрезвычайных воздействий водоема. В водоемах Теченского каскада на 1996 г. было накоплено 80 тыс. Ки  $^{90}\text{Sr}$  и 230 тыс. Ки  $^{137}\text{Cs}$  — всего 310 тыс. Ки долгоживущих радиоактивных элементов.

Официально считают, что от радиационных инцидентов на Южном Урале пострадали 437,5 тыс. человек населения.

В 1978 г. на СХК произошла ядерная авария при выполнении технологических операций со слитками металлического Рн. Пострадали 8 человек, 1 оператор получил дозу облучения 2,5 Гр на все тело и 20 Гр на кисти рук (их пришлось ампутировать), остальные 7 человек были облучены в дозах от 5 до 60 рад. 06.04.1993 на СХК случилось разрушение технологического оборудования, сопровождавшееся взрывом газа, разрушением нескольких производственных зданий и выбросом аэрозолей в окружающую среду. Индекс по ИНЕС — 3; 1946 человек подверглись радиоактивному облучению. Образовался узкий радиоактивный след длиной 35 км в северо-восточном направлении от СХК, состоящий из  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  и  $^{95}\text{Nb}$ .

В ночь с 25 на 26 апреля 1986 г. на ЧАЭС, расположенной в 160 км к северо-востоку от Киева и в 15 км к северо-западу от Чернобыля, произошла авария, повлекшая за собой тяжелые последствия для людей и окружающей природы. Авария произошла на четвертом блоке при проведении испытаний системы обеспечения безопасности, входящей в состав энергоблока реактора типа РБМК-1000. Суть испытаний — использование механической энергии останавливающихся турбогенераторов для выработки электроэнергии в условиях наложения двух типов аварийных ситуаций: а) полной потери электроснабжения АЭС; б) максимальной проектной аварии, при которой происходит разрыв трубопровода большого диаметра циркуляционного контура реактора.

Реактор к моменту полного вывода на режим испытаний находился в неустойчивом, трудно управляемом состоянии. Включение аварийной защиты привело к обратному эффекту повышения давления, подъему уровня в барабанах-сепараторах, повышению давления и разрыву технологических каналов в реакторном пространстве. Произошло два мощных взрыва с разрушением части реакторного блока и машинного зала, повлекшие за собой возникновение пожара и выброс в атмосферу радиоактивных веществ. В результате взрыва были полностью разрушены активная зона и верхняя часть здания реактора, уничтожены системы безопасности.

Суммарная активность выброса составила 50 МКи (без инертных газов) — около 4 % активности топлива в реакторе. Состав выброса соответствовал изотопной структуре топлива в реакторе, в котором преобладали короткоживущие радионуклиды, в первую очередь  $^{131}\text{I}$  (8,02 дн.). Из долгоживущих радионуклидов в составе выброса преоб-

ладал  $^{137}\text{Cs}$  (30,17 лет).  $^{90}\text{Sr}$  (28,9 лет) было значительно меньше. Еще меньше было  $^{239}\text{Pu}$  (24 113 лет), представляющего наибольшую опасность в долгосрочном плане и входящего в состав «горячих» частиц (компонентов разрушенных ТВЭЛов), отличающихся чрезвычайно высокой удельной активностью. «Горячие» частицы, содержащие продукты деления и топлива, достигли Польши, Греции и Швеции.

Таблица 3

**Дозиметрия ликвидаторов, 1996**

Контингент	Численность, чел.	Доза, Гр	Коллективная доза, человек
Пациенты 6-й больницы	133	3,4	450
Другие свидетели аварии	658	0,56	370
Персонал ЧАЭС	2358	0,087	210
УС-605	21 500	0,082	1760
ПО «Комбинат»	31 021	0,0065	200
Военные	61 762	0,11	6800
Все контингенты	117 432	0,083	9800

Большая высота радиоактивного выброса (около 2 км) и изменчивость метеорологической обстановки в период 26.04—10.05.1986 (изменение направления ветра на 360°) определили особенности выпадения радиоактивных материалов на почву и воду, а также характер загрязнения территории и его огромную площадь. Радиоактивные выпадения были зарегистрированы на удалении 2 тыс. км от места аварии, затронув территорию 20 государств. На территории Белоруссии, Украины и России загрязнению  $^{137}\text{Cs}$  с плотностью выпадений более 1 Ки/км<sup>2</sup> подверглась территория 131 тыс. км<sup>2</sup> с населением около 4 млн человек, в том числе примерно 1 млн детей. Особенность выброса — неравномерность загрязнения территории радионуклидами. Наибольшее загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239}\text{Pu}$  обнаружено в радиусе 30 км от места аварии. Йод и цезий распространились на более широкую территорию.

Загрязнение воздуха осуществлялось аэрозолями, в состав которых входили мелкодисперсные частицы топливной матрицы (топливные горячие частицы), обычно обедненные летучими радионуклидами (Cs, Ru, Te, J, включая  $^{129}\text{J}$ ), и аэрозоли, радиоактивность которых обусловлена адсорбцией осколочных радионуклидов. Аэрозоли содержали крупные (со средним диаметром 30 мкм) частицы, представляющие собой зерна  $\text{UO}_2$ , и более мелкие, среднего размера (единицы микрон и менее) частицы, образовавшиеся в процессе горения графита и окисления топлива.

Из чернобыльских выпадений главная опасность для здоровья исходила от продуктов деления, таких как  $^{131}\text{J}$  и  $^{137}\text{Cs}$ . Они биологически активны и при попадании в организм вместе с пищей задерживаются

в нем. Йод опасен в течение первого месяца после аварии. Цезий потенциально опасен в качестве примеси в травах на пастбищах и в зерновых культурах. Радиоактивные изотопы Cs в течение долгого времени препятствовали производству продовольствия на загрязненных землях.

Таблица 4

**Медицинские последствия аварии на ЧАЭС (РФ, 2000 г.)**

Когорта	Численность, человек	Онкозаболевания	Число выявленных случаев	Из них отнесенные к радиогенным
Ликвидаторы 1986—1987 гг.	147 012	Лейкозы	145	50
Ликвидаторы ЛПА 1986—1989 гг.	160 567	Рак щитовидной железы	55	12
Брянская область — дети и подростки (на момент аварии)	370 000	То же	170	55

Таблица 5

**Радиоактивное загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  территории некоторых стран в результате чернобыльской катастрофы**

Страна	Площадь, км <sup>2</sup>				Итого
	Плотность загрязнения <sup>137</sup> Cs, Ки/км <sup>2</sup>				
	1—5	5—15	15—40	Более 40	
Россия	39 280	5480	2130	310	47 170
Украина	34 000	1990	820	640	37 450
Белоруссия	29 920	10 170	4210	2150	46 450
Итого	103 200	17 610	7160	3100	131 070

Согласно официальной статистике авария на ЧАЭС привела к следующим последствиям: 3 человека погибли в момент аварии от причин, не связанных с радиацией, острая лучевая болезнь зарегистрирована у 134 человек, 28 погибли в первые месяцы (сотрудники станции и пожарные, получившие дозы около 4 Зв); 13 умерли в течение 17 лет от разных причин; у ликвидаторов выявлено 145 лейкозов, 50 которых обусловлены радиационным фактором. Пик заболеваний пришелся на 1992—1995 гг., у ликвидаторов диагностировано 55 случаев рака щитовидной железы, 12 из которых вызваны радиацией (смертность 3 %). Повышенной смертности среди ликвидаторов нет, более того, ожидается, что в среднем ликвидаторы проживут дольше, чем их сверстники. Часть ликвидаторов подверглась облучению в дозах порядка предельно допустимой — 250 мЗв, хотя средние дозы по всему контингенту ликвидаторов оцениваются значительно ниже. Сразу после аварии потребовалась эвакуация 120 тыс. жителей (вынужденное пе-





дующие 10 сут. радиоактивные вещества выбрасывались в основном в виде паров на высоту до 1200 м и под воздействием воздушных течений распространялись в атмосфере. Их конденсация стала причиной радиоактивного загрязнения обширных территорий Северного полушария.

На начальной стадии аварии в атмосферу поступили радионуклиды:  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{J}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}\text{I}$ ,  $^{136}\text{I}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{239}\text{Np}$  и др. В пробах почвы, отобранных через несколько дней после аварии, были идентифицированы они же, а также изотопы  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{242}\text{Am}$ ,  $^{244}\text{Cm}$ . Через 3 года значимыми остались только загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  (28,6 лет),  $^{137}\text{Cs}$  (30,2 лет),  $^{238}\text{Pu}$  (86,4 лет),  $^{239}\text{Pu}$  (24 110 и 6553 лет),  $^{241}\text{Am}$  (433 лет). С учетом низкой летучести  $^{90}\text{Sr}$  и ТУЭ современную радиационную обстановку на удалении более 100 км от аварийного реактора определяет  $^{137}\text{Cs}$ .

Изменение уровней загрязнения территорий определяется такими процессами, как естественный распад радионуклидов, их заглубление под действием природно-климатических процессов; фиксация радионуклидов в геохимических и почвенных структурах; перераспределение радионуклидов в почвенном слое за счет антропогенного воздействия. Темпы снижения загрязнения почв стабилизировались на уровне 3 % в год.

Радиационные эффекты наблюдались лишь в ближней зоне аварии при больших мощностях и кумулятивных дозах. Наиболее высокие уровни облучения — более 100 Гр — имели место на лесном участке соснового древостоя, расположенном в 2 км к западу от ЧАЭС. Хвойный лес на участке площадью около 4 км<sup>2</sup> полностью погиб («рыжий лес»). На других участках 30-километровой зоны, на расстояниях 3—10 км от 4-го блока, наблюдались зоны сильного поражения (до 100 Гр) с частичной гибелью хвойных деревьев, повреждением хвои и почек, морфологическими изменениями лиственных пород на площади 40 км<sup>2</sup>; среднего поражения хвойных лесов (до 50 Гр) с подавлением процессов роста, частичным опадом хвои, подавлением репродуктивной способности, генетическими нарушениями на площади 120 км<sup>2</sup>; слабого воздействия (до 10 Гр) с отдельными аномалиями в ростовых и репродуктивных процессах, морфологическими нарушениями.

Радиационному заражению в результате аварии на ЧАЭС в той или иной степени подверглась территория в радиусе более 2 тыс. км. Только в СНГ плотность загрязнения более 1 Ки/км<sup>2</sup> зафиксирована на площади 131 070 км<sup>2</sup>, из них на долю России приходится 36 %, Украины — 28,6 %, Белоруссии — 35,4 %. В России площадь территорий, загрязненных  $^{137}\text{Cs}$  с плотностью более 1 Ки/км<sup>2</sup>, составила 56 тыс. км<sup>2</sup>, на которой проживало 3 млн человек.

Более 90 % активности  $^{90}\text{Sr}$  было выброшено в 1986 г. из 4-го блока ЧАЭС в форме горячих частиц, в данном случае — в составе матрицы топливных частиц (ТЧ), что привело к загрязнению, в основном, ближней 30-километровой зоны отчуждения ЧАЭС. Топливные частицы раз-

мером от единиц (медианный размер кристаллита 5 мкм) до десятков микрон (конгломераты кристаллитов) с плотностью около 10 г/см<sup>3</sup> образовались в результате механического разрушения ядерного топлива и его окисления. Матрица ТЧ состоит из оксидов урана разной степени окисления и трансформации из-за высокотемпературного взаимодействия с конструкционными материалами (циркониевые оболочки ТВЭЛов и т. п.). Топливные частицы незначительно обеднены <sup>90</sup>Sr (по сравнению с <sup>137</sup>Cs). Плотность загрязнения <sup>90</sup>Sr территории быстро уменьшается с удалением от источника выброса и на границе 30-километровой зоны отчуждения не превышает 100 кБк/м<sup>2</sup>.

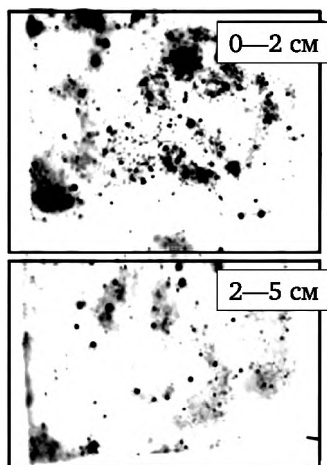


Рис. 5. Топливные частицы в верхних слоях почвы (автордиограмма)

В результате растворения топливных частиц радионуклиды переходят в почвенный раствор и включаются в процессы миграции. Этим обусловлено иное поведение «чернобыльского» <sup>90</sup>Sr в окружающей среде по сравнению с водорастворимыми формами его выпадений после Кыштымской аварии или глобальных выпадений после испытаний ядерного оружия. На топливных следах чернобыльских радиоактивных выпадений со временем наблюдается увеличение вертикальной миграции <sup>90</sup>Sr в почве и грунтовых водах, а также загрязнения им растительности. Скорость растворения ТЧ в почве зависит от степени окисления и трансформации матрицы самих частиц, присутствия кислорода, а также кислотности почвенного раствора. За пределами 30-километровой зоны отчуждения ЧАЭС незначительная часть активности <sup>90</sup>Sr приходилось на химически устойчивые U-Zr-O частицы. Более 10 лет назад период получищения ТЧ с матрицей из оксидов оценивался в 1—10 лет для pH почвенного раствора в интервале 4—7,5.

Процессы самореабилитации существенно влияют на свойства компонентов экосистем, на интенсивность и направления миграции радионуклидов. Мобильность радионуклидов на лугах почв на территории необрабатываемых районов снижалась в соответствии: <sup>90</sup>Sr > <sup>137</sup>Cs ≥

$\geq {}^{241}\text{Am} \gg {}^{239}, {}^{240}\text{Pu}$ . Со временем миграционная подвижность  ${}^{137}\text{Cs}$  в почве снижалась, что в первые годы после аварии привело к значительному и быстрому сокращению региона распространения его подвижных форм (здесь  $T_{\text{иммоб}} = 0,8\text{—}2,8$  лет). Подвижность  ${}^{90}\text{Sr}$ , находящегося первоначально в топливных частицах, в первые 5—27 лет увеличивалась из-за разрушения топливных частиц и общего снижения подвижных форм  ${}^{90}\text{Sr}$ .

Благодаря радиоактивному распаду, необратимой фиксации минеральной частью почвы и т. д. и применению контрмер за послеаварийные годы радиоактивное загрязнение  ${}^{90}\text{Sr}$  и  ${}^{137}\text{Cs}$  сельскохозяйственной продукции снизилось в сотни раз. Примерно в 2010 г. на нейтральных почвах (рН почвенного раствора 6,5—7,5) был достигнут максимальный уровень загрязнения  ${}^{90}\text{Sr}$  растительности, и в дальнейшем из-за растворения топливных частиц, выщелачивания радионуклидов, радиоактивного распада и вертикальной миграции из корнеобитаемого слоя растений содержание этих радионуклидов в биологически доступной форме монотонно уменьшается.

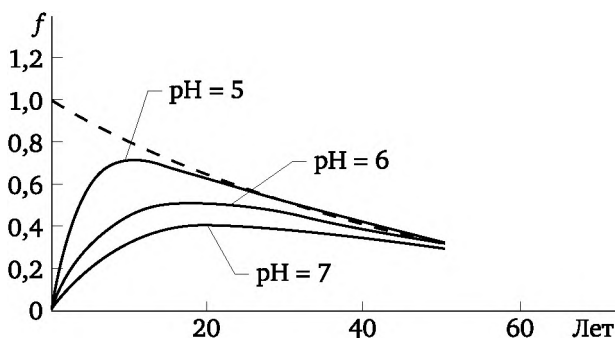
На протяжении последних 15 лет на всей территории Украины за пределами зоны отчуждения ЧАЭС не наблюдается случаев превышения допустимых уровней содержания  ${}^{90}\text{Sr}$  в молоке и овощах.

**Замечание.** На Украине согласно нормативным документам допустимая удельная активность  ${}^{90}\text{Sr}$  (без вклада  ${}^{137}\text{Cs}$ ) в хлебе и хлебопродуктах равна 5 Бк/кг, а в продовольственном зерне, молоке, мясе и овощах — 20 Бк/кг.

Превышение допустимого уровня содержания  ${}^{90}\text{Sr}$  в 2012 г. регистрировалось только в продовольственном зерне, в районах, примыкающих к зоне отчуждения ЧАЭС. Удельная активность  ${}^{90}\text{Sr}$  в зерне, производимом в наиболее критическом регионе Киевской обл., достигала примерно 60 Бк/кг. На протяжении последних лет наблюдается уменьшение содержания  ${}^{90}\text{Sr}$  в зерне. Поскольку коэффициент накопления и перехода  ${}^{90}\text{Sr}$  из почвы в зерно ржи, овса и озимой пшеницы обратно пропорционален содержанию в почве обменного Са, то известкование кислых почв и применение органических удобрений позволяет получать продовольственное зерно с уровнем содержания  ${}^{90}\text{Sr}$ , соответствующим нормативу. На территории 30-километровой зоны в послеаварийный период наблюдался всплеск видового разнообразия и численности популяций высших животных и птиц, который вызван эвакуацией населения и домашних животных, прекращением обработки почвы, оставленным на корню урожаем сельскохозяйственных культур в 1986 г. К весне 1988 г. численность кабанов выросла в 8 раз по сравнению с 1986 г. Это в свою очередь способствовало росту численности хищников. Для большинства диких животных угнетающего действия ионизирующего излучения на популяционном уровне не было.

После аварии на ЧАЭС в 30-километровой зоне станции был создан Полесский государственный радиационно-экологический заповедник — новое природно-техногенное образование площадью

в 4 млн га из радиоактивно загрязненных лесов, которые прочно закрепили в своем биологическом круговороте аварийные радионуклиды.



**Рис. 6. Относительная динамика корневого загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  растительности ( $f$ ) после аварии ЧАЭС на конденсационных (пунктирная линия) и топливных (сплошная линия) средах радиоактивных выпадений с низкой скоростью вертикальной миграции радионуклидов пахотного слоя почвы в зависимости от кислотности водной вытяжки почв**

В настоящее время на подавляющем большинстве загрязненных территорий радиационная обстановка нормализовалась.

**Замечание.** В Отчете Научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР) ООН «Человеческие последствия ядерного инцидента в Чернобыле» утверждается: воздействие радиации на здоровье людей оказалось меньшим, чем предполагали; больше вреда принесло переселение людей из пострадавших районов: разрушены семьи, безработица среди вынужденных мигрантов, депрессии и болезни, вызванные стрессом; льготы, отпуска, продовольственная и медицинская помощь, которую получают жертвы Чернобыля, сделали их зависимыми от государства и воспитали в них чувство фатализма и пессимизма; до сих пор нет международно признанных свидетельств повышения частоты заболевания лейкозом среди населения, проживающего на загрязненных радионуклидами территориях, а также среди тех, кто работал на восстановлении атомной станции. Нет статистически значимых свидетельств роста и других раковых заболеваний, а также рождения детей-уродов.

### **10.3. Аварии спутников, самолетов и морских судов**

Изредка к загрязнению радионуклидами среды обитания приводят аварии самолетов, спутников, кораблей и подводных лодок. Так, в 1966 г. в небе над г. Пальмарес (Испания) бомбардировщик В-52 столкнулся с самолетом-заправщиком. Произошел спуск четырех водородных бомб, и часть радиоактивного вещества распылилась. В 1968 г. вблизи побережья Гренландии потерпел аварию самолет В-52 с четырь-

мя ядерными боеголовками. На лед, а затем в донные осадки поступило около 1 ТБк Pu.

В 1964 г. в США были проведены испытания ядерного двигателя SNAP — 9A1, который затем сгорел в атмосфере на высоте 46 км над южной частью Индийского океана. При этом в верхние слои атмосферы выделилось 17 000 Ки  $^{238}\text{Pu}$ . В 1966 г. в атмосфере все еще обнаруживалось 88 % активности плутония, а к середине 1970-х гг. 95 % Pu достигло земной поверхности в виде радиоактивных выпадений.

Падение из космоса энергетической установки спутника «Космос-954» с атомным реактором произошло 24.01.1978. После разрушения спутника над Канадой его обломки рассеялись по трассе от Большого Невольничьего озера до озера Баркер. В этот момент в активной зоне реактора содержалось 3,11 ТБк  $^{90}\text{Sr}$ , 181 ТБк  $^{131}\text{I}$  и 3,18 ТБк  $^{137}\text{Cs}$ . В верхних слоях атмосферы рассеялось более 75 % первоначальной активности. В пробах воздуха, воды и пищевых продуктов после разрушения спутника не было обнаружено сколько-нибудь заметного загрязнения.

**Замечание.** Сгорание в атмосфере космического источника тока мощностью всего 25 Вт приводит к загрязнению атмосферы  $^{90}\text{Sr}$  аналогично загрязнению при взрыве ядерного боеприпаса мощностью 2 Мт.

10.08.1985 на ракетной АПЛ К-431 проекта 675 (два реактора на тепловых нейтронах, мощность 72 МВт), находившейся у пирса № 2 судоремонтного завода ВМФ в бухте Чажма (недалеко от Владивостока), возникла СЦР вследствие нарушения требований ядерной безопасности и технологии при завершении работ по перегрузке реактора левого борта. В результате теплового взрыва сборка со свежим топливом была выброшена из корпуса реактора. В центре взрыва уровень радиации составлял 90 000 Гр/ч. На подводной лодке начался пожар, который сопровождался мощными выбросами радиоактивной пыли и пара. В результате аварии пострадали 290 человек. Из них 10 погибли в момент аварии, у 10 зафиксирована острая лучевая болезнь, у 39 лучевая реакция. Большое количество радиоактивных веществ активностью 6 МКи было выброшено в атмосферу, рассеялось по акватории бухты, на территории завода и в окрестностях. Продукты горения вместе с продуктами деления и активации, а также частицами непрореагировавшей топливной композиции (в виде крупнодисперсных частиц и шлака) выпали вокруг аварийной АПЛ в зоне 50—100 м. Выброс короткоживущих летучих продуктов деления, а также продуктов активации составил 185 ПБк; выброс короткоживущих РБГ — 74 ПБк. Ось радиоактивных осадков пересекла полуостров Дунай в северо-западном направлении и вышла к морю на побережье Уссурийского залива. Протяженность шлейфа на полуострове примерно равна 5,5 км (далее выпадение аэрозольных частиц происходило на поверхность акватории до 30 км от места выброса). Однако доминирующие после СЦР короткоживущие продукты быстро распались. Активность долгоживущих радионуклидов была 0,8 Ки. Основная часть радионуклидов осела у ос-

нования сопки, наибольшая плотность их была выявлена в лесном массиве на участке шириной 200—600 и длиной 3,5 км с площадью 2 км<sup>2</sup>. Активность морской воды через 2 мес. после аварии упала до фоновой, радиоактивность донных отложений прослеживалась до 1992 г. В результате аварии сформировался очаг радиоактивного загрязнения дна акватории бухты Чажма. Под действием течений радиоактивное загрязнение перемещается к выходу из бухты Чажма. Радиоактивность донных отложений обусловлена в основном <sup>60</sup>Со и частично <sup>137</sup>Cs.

Медицинские последствия аварий для населения и профессионалов на предприятиях ЯТЦ неизмеримо меньше последствий, связанных с другими видами промышленной деятельности таких же масштабов. Радиационные риски от использования атомной энергии в мирных целях в сотни раз ниже рисков от загрязнений химически вредными веществами.

# Глава 11

## ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАДИОНУКЛИДАМИ НЕКОТОРЫХ РЕГИОНОВ

Некоторые регионы России и сопредельных стран в результате испытаний ядерного оружия, аварий на АЭС и деятельности предприятий ЯТЦ оказались загрязненными техногенными радионуклидами. Некоторые регионы содержат повышенные концентрации естественных радионуклидов и в наше время.

Приведем несколько примеров.

Стабильное радиоактивное загрязнение техногенными радионуклидами почвенного покрова на территории России, как и на всей площади континентов Северного полушария, сформировалось в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере и аварии на ЧАЭС. За пределами ограниченных районов с высокими уровнями загрязнения за счет выпадений радионуклидов от радиационных аварий уровни глобального загрязнения почвы долгоживущими продуктами деления  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  были незначительными — менее 5 % от концентрации естественных радионуклидов.

В течение 2002 г. мощность эффективной дозы  $\gamma$ -излучения на местности, кроме загрязненных районов, на территории РФ была в пределах колебаний естественного радиационного фона (6—20 мкЗв/ч). В 100-километровых зонах вокруг радиационно опасных объектов значения эффективной дозы внешнего фотонного излучения в основном не превышали фоновых уровней, за исключением единичных случаев.

В настоящее время уровни глобального загрязнения в среднем по России имеют следующие значения:  $^{137}\text{Cs}$  — 2,4 кБк/м<sup>2</sup>;  $^{90}\text{Sr}$  — 1,4 кБк/м<sup>2</sup>;  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  — 25 Бк/м<sup>2</sup>. Эти значения соответствуют среднему уровню радиоактивного загрязнения подстилающей поверхности Земли в полосе средних широт Северного полушария. Запас долгоживущих техногенных радионуклидов в почве сосредоточен в верхнем слое толщиной до 20—30 см; фоновые уровни удельной активности техногенных радионуклидов в почвах равны (Бк/кг):  $^{137}\text{Cs}$  — 10—20;  $^{90}\text{Sr}$  — 5—10;  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$  — 0,1—0,2, что составляет около 2 % от удельной активности естественных радионуклидов в почвах.

Радиационная обстановка на территориях, загрязненных техногенными радионуклидами в результате аварии ЧАЭС, определяется  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ . Наибольшие площади загрязненных земель расположены в Брянской и Тульской областях, где после аварии регистрируются



повышенные значения дозы внешнего  $\gamma$ -излучения. На рубеже веков на территориях Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Новозыбковского и Красногорского районов Брянской области с плотностью загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$   $(50\text{—}300) \cdot 10^{10}$  Бк/км<sup>2</sup> максимальные значения эффективной дозы колебались от 26 до 64 мкЗв/ч (с. Ущерпье Клинцовского района). На территориях 18 районов Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей с плотностью загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$   $(20\text{—}50)10^{10}$  Бк/км<sup>2</sup> максимальные значения эффективной дозы изменялись от 13 до 59 мкЗв/ч (с. Творишино Гордеевского района), а на территориях с плотностью загрязнения  $^{137}\text{Cs}$   $(4\text{—}20) \cdot 10^{10}$  Бк/км<sup>2</sup> — в пределах 11—26 мкЗв/ч.

Фоновые уровни загрязнения поверхностных вод техногенными радионуклидами на 3—4 порядка ниже норматива уровня вмешательства для населения. Поэтому присутствие техногенного радиоактивного загрязнения в поверхностных водах на территории России не оказывает влияния на здоровье населения и состояние живой природы. Превышение над фоном концентраций техногенных радионуклидов имеет место на отдельных участках гидрографической сети, на которых расположены крупные предприятия атомной промышленности и энергетики, а также на реках и озерах, которые питаются водным стоком с радиоактивно загрязненных территорий. Повышенные по сравнению с фоном уровни содержания радиоактивных веществ в поверхностных водах присутствуют на водных объектах, подверженных влиянию трех крупнейших радиохимических комбинатов — ПО «Маяк» (р. Теча), СХК (р. Томь), ГХК (р. Енисей), а также на реках европейской территории России, водосборные бассейны которых загрязнены выпадениями от аварии ЧАЭС. Причем только воды верховьев р. Течи имеют уровни загрязнения  $^{90}\text{Sr}$ , превышающие допустимую удельную активность для воды по санитарно-гигиеническим нормам для населения. Среднегодовая концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в 2002 г. в воде р. Теча (п. Муслумово) составила 9,9 Бк/л. Это значение в 2 раза больше норматива уровня вмешательства для населения и в 2000 раз выше фонового уровня для рек России.

Среднегодовые концентрации этого радионуклида в поверхностных водах Белого, Баренцева, Охотского, Азовского и Японского морей, а также в водах Тихого океана у берегов Камчатки колебались в пределах от 2,0 мБк/л в прибрежных водах Камчатки до 17 мБк/л в Азовском море.

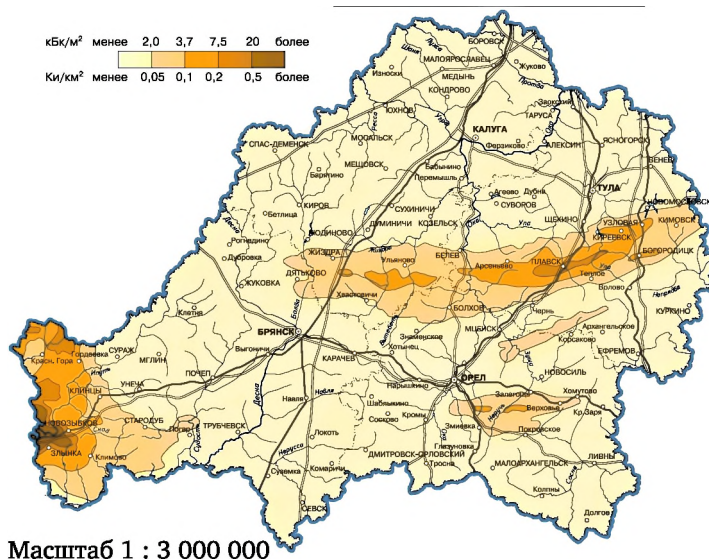
Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в компонентах наземных экосистем в районах расположения АЭС низкая по сравнению с концентрацией естественных радионуклидов и обусловлена глобальными радиоактивными загрязнениями в результате ядерных испытаний. Для водорослей и большинства видов рыб, обитающих вблизи сбросных вод АЭС, суммарная активность техногенных радионуклидов не превышает в среднем 6 % естественного уровня радиоактивности и в основном обусловлена Sr и Cs глобального загрязнения. Штатные сбросы и выбросы АЭС на радиоактивность компонент агроэкосистем, связанных с пищевым рационом человека, отрицательного влияния не оказывают.

Радиационную обстановку в России можно отнести к благополучной на фоне других факторов воздействия.

По величине дозы природного  $\gamma$ -излучения на территории РФ выделяют зоны пониженной (до 0,6 мЗв/год), умеренной (0,6—0,9 мЗв/год), повышенной (0,9—1,25 мЗв/год) и высокой (более 1,25 мЗв/год) природной радиации. Зона пониженной радиации располагается в равнинной части севера России, охватывает тундровые и таежные ландшафты Русской платформы, центральной части Западно-Сибирской плиты и север Сибирской платформы. Зона умеренной радиации охватывает лесостепные ландшафты Восточно-Европейской равнины, включая южную часть Русской платформы и Урал. Зона повышенной природной радиации сопряжена со степными ландшафтами Предкавказья и горно-таежными ландшафтами территорий Восточного Забайкалья и Дальнего Востока. Территории с высокими дозовыми нагрузками занимают 1,4 % площади России и не образуют единой зоны. Это горный и высокогорный районы южной, юго-восточной и восточной окраин России. Повышенная доза радиации определяется коренными выходами магматических пород ультракислого, щелочного составов и ультраметаморфическими породами. Заметный вклад в этих районах в интенсивность радиации вносит космическое излучение, так как высоты достигают 1500—2000 м и выше.

Радиоэкологическая обстановка в центральных и южных регионах европейской части России зависит от наличия на их территории потенциально опасных в радиационном отношении промышленных, научных и других сооружений и установок и от грамотной их эксплуатации. В первую очередь это относится к АЭС, которые имеются в Ленинградской, Тверской, Смоленской, Курской, Воронежской, Саратовской и Ростовской областях. Картину дополняют исследовательские реакторы и другие ядерные установки, размещенные в крупных научных центрах: Москве, Обнинске, Санкт-Петербурге, в Гатчине, Сарове, Нижнем Новгороде, Димитровграде.

В России наиболее загрязнены техногенными радионуклидами территория Уральского региона, а также Брянская, Калужская, Орловская и Тульская западные области. Максимальные уровни загрязнения территории РФ  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239, 240}\text{Pu}$  чернобыльского происхождения находятся в западной части Брянской области, где уровни загрязнения по  $^{90}\text{Sr}$  составляют около 0,5 Ки/км<sup>2</sup>, а  $^{239, 240}\text{Pu}$  — 0,01—0,1 Ки/км<sup>2</sup>. Западные районы этой области еще долгое время будут загрязнены радиоизотопами Cs. По прогнозным оценкам, в 2016 г. в районе населенных пунктов Новозыбков, Злынка уровни поверхностного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  будут достигать 40 Ки/км<sup>2</sup>. Почвы Брянской обл. загрязнены и долгоживущими  $\alpha$ -излучающими радионуклидами —  $^{239, 240}\text{Pu}$ . Активность  $^{241}\text{Am}$  в почвах Брянской области, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, будет возрастать до 2060 г. и превысит начальную активность в 6 раз за счет распада  $^{241}\text{Pu}$ , а суммарную активность изотопов  $^{238, 239, 240}\text{Pu}$  — в 2 раза.



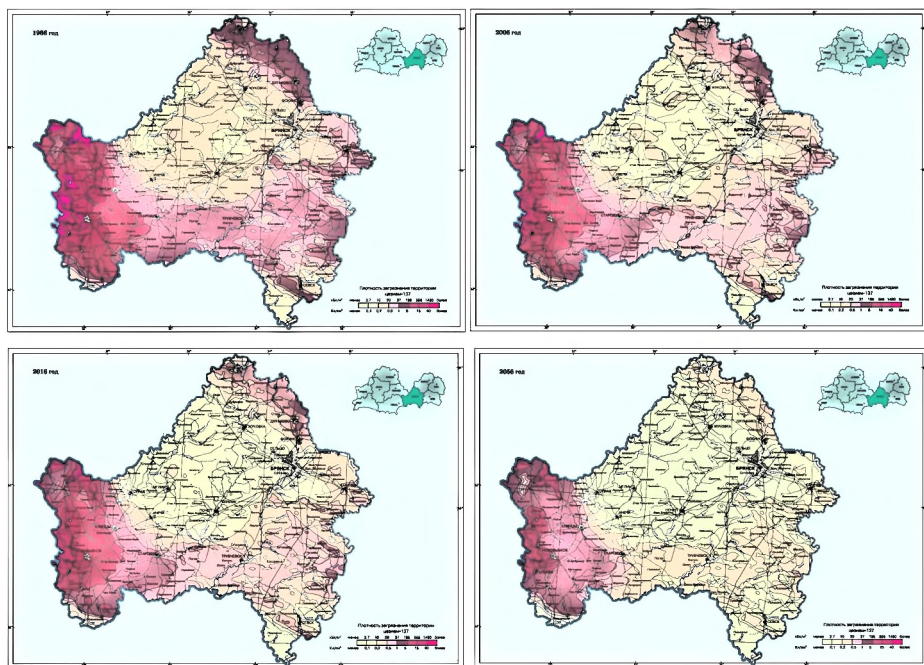
**Рис. 1. Карта загрязнения территории  
Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей  $^{90}\text{Sr}$**

На территории субъектов Федерации, расположенных в европейской части России, в настоящее время добыча радиоактивных руд не производится. В СССР добычу и переработку урановых руд на территории Ставропольского края (возле г. Лермонтова) производило предприятие «Алмаз». В 1975 г. работы были прекращены. В результате на горах Бештау и Бык остались отвалы «пустой» породы на площади более 50 га. Имеются также заброшенные урановые шахты в Калмыкии.

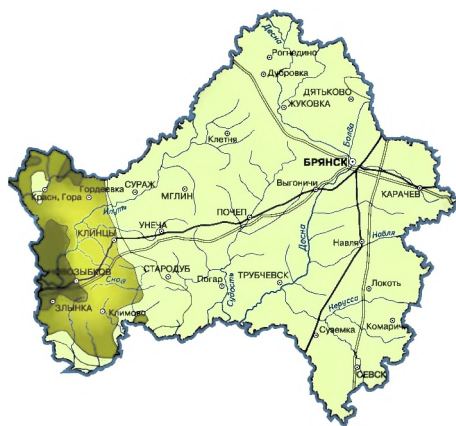
Опасными объектами являются предприятия по переработке уранового сырья. Они расположены в Электростали в Подмоскowie (производство топлива для АЭС), Кирово-Чепецке (химический комбинат по обогащению урановой руды), Сарове Нижегородской области (производство ядерных боеприпасов), Глазове в Удмуртии (производство ТВЭЛов). Обостряют радиационную обстановку в европейской части России пункты захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО) в спецкомбинатах «Радон», которые размещаются в Московской, Ленинградской, Саратовской, Ростовской, Волгоградской, Самарской областях и в Татарстане.

В 1965—1988 гг. СССР проводил экспериментальные подземные ядерные взрывы, а также взрывы для решения разных нужд народного хозяйства вне официальных ядерных полигонов. В районе некоторых из них до сих пор сохраняются участки, загрязненные радионуклидами.

В настоящее время на большинстве контролируемых территорий темп снижения уровней радиоактивного загрязнения составляет около 3 % в год. Это происходит за счет естественного распада радионуклидов, заглубления их под действием природных процессов и перераспределения в почвенном слое за счет антропогенных факторов.



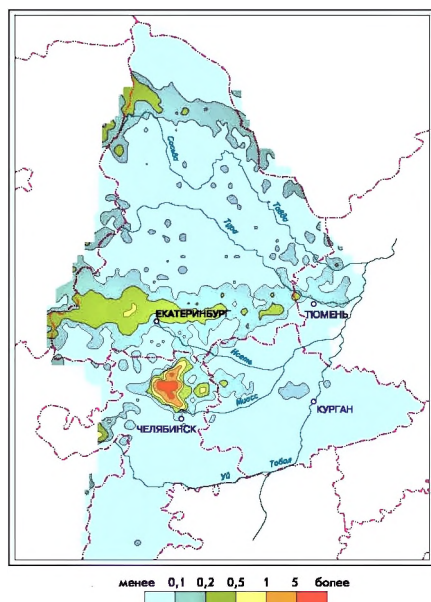
**Рис. 2. Карта загрязнения территории Брянской области  $^{137}\text{Cs}$  (прошлое и будущее)**



**Рис. 3. Карта загрязнения территории Брянской области  $^{239, 240}\text{Pu}$**

В Уральский регион входят с севера на юг: Республика Коми, Пермская, Свердловская, Челябинская и Оренбургская области, а также Башкирия. В 1960—1970-е гг. в Пермской области произведено восемь подземных ядерных взрывов. Кроме того, в 1954 г. в районе г. Тозька проводилось испытание ядерного оружия в атмосфере, сопряженное с военными учениями. В Уральском регионе работает одна АЭС — Белоярская, расположенная в 80 км к востоку от Екатеринбурга. Она является безопасной для окружающей среды. Однако загрязненная

радионуклидами вода не раз попадала в р. Пышму, которая относится к бассейну р. Оби, а длительный сброс загрязненных вод в Ольховское болото привел к серьезному загрязнению его радиоактивными веществами. В годы существования СССР в Свердловской и Челябинской областях Малышевским рудоуправлением производилась добыча урановой руды. В Свердловской и Челябинской областях дислоцируется значительное количество предприятий ядерного комплекса: неполный перечень: города Озерск (ПО «Маяк»), Снежинск, Новоуральск, Лесной, Трехгорный и др.

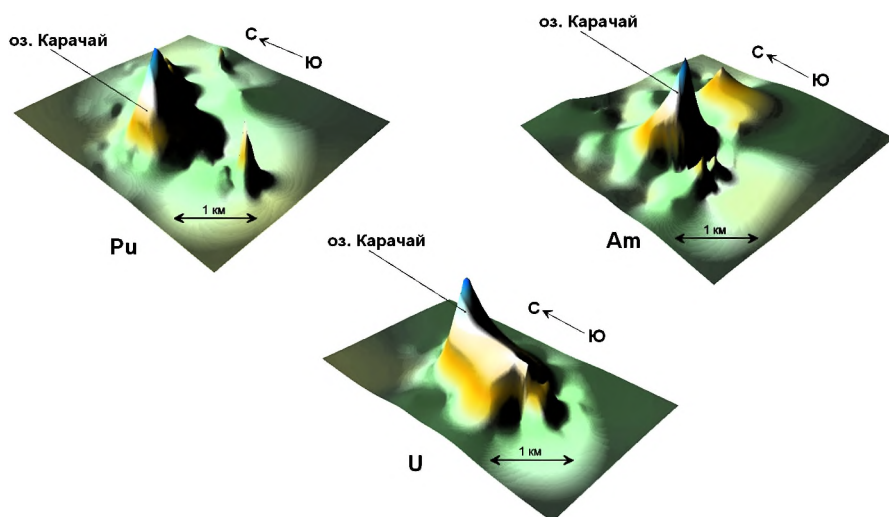


**Рис. 4. Загрязнение радионуклидом  $^{137}\text{Cs}$  территорий Свердловской, Челябинской, Курганской и Тюменской областей по данным аэрогаммаспектральной съемки (на 10 мая 1986 г.: дата окончания выпадений в результате Чернобыльской аварии). На карте отражены загрязнения как чернобыльского, так и глобального происхождения**

В Челябинской области с 1950-х гг. работает ядерный центр, ПО «Маяк», — главный виновник загрязнения радионуклидами территории Среднего и Южного Урала и прилегающих областей Западной Сибири, поскольку на этом предприятии неоднократно случались аварии с крупными выбросами радионуклидов в атмосферу и водные артерии. В 1949—1951 гг. ПО «Маяк» сбрасывал в р. Теча высокоактивные РАО. В 1957 г. здесь произошел тепловой взрыв в хранилище высокоактивных РАО; сформировавшееся облако оставило Восточно-Уральский радиоактивный след, ВУРС, в результате которого были загрязнены радионуклидами значительные площади Челябинской, Свердловской, Курганской и Тюменской областей. В настоящее время продолжается сброс среднеактивных РАО в бессточные озера Карачай и Старое Бо-



лото, где накоплены радионуклиды активностью более 120 млн Ки. Из этих источников радионуклиды способны переноситься в окружающую среду.



**Рис. 5. Распределение радионуклидов относительно оз. Карачай**

Рисунок 5 демонстрирует отличие миграционного поведения U от поведения Pu и Am. Уран имеет один характерный пик высокого содержания, совпадающий с расположением источника загрязнения (оз. Карачай). Зона распространения загрязнения непрерывна и максимальна в южном направлении. Однако для Pu и Am наблюдается другая картина распространения с всплесками содержания этих актинидов в грунтовых водах в некоторых местах, достаточно отдаленных от источника загрязнения.

Причиной миграции Pu из Карачая является коллоидный (ускоренный) транспорт, а не наличие Pu в виде форм Pu(V). Это объясняется тем, что наибольшее загрязнение Pu наблюдается непосредственно вблизи Карачая, для которых характерно наибольшее содержание комплексобразующих веществ, подавляющих появление форм Pu(V). Это важно, так как иначе миграция ионных форм привела бы к сильному загрязнению подземных вод Pu. Вдали от источника загрязнения доля Pu(V) возрастает и является основной формой миграции. В грунтовых водах Карачаевского ореола Pu находится в виде двух форм — Pu(IV) и Pu(V) — с преобладанием первой, причем распределение Pu и Am, в отличие от U и Np, по загрязненной площади неравномерное. Поэтому основным механизмом миграции Pu и Am является коллоидный транспорт, а не наличие Pu в виде форм Pu(V). Наличие этих форм определяет скорость миграции Pu только в удаленных зонах, где его содержание ниже предельно допустимых норм.

На Урале Pu встречается в биологических объектах и материалах, включая организм человека. Имеет место накопление Pu в организме

диких животных, обитающих на территории ВУРСа. На территориях с концентрацией  $Pu$  в почве 30—100 кБк/кг такие мелкие млекопитающие, как лесная мышь, бурозубка, полевка, накапливают в своих тканях этот радионуклид в количестве от 2 до 9 Бк/кг, а крупные млекопитающие (косуля, лось, кабан, волк) содержат около 4 кБк  $Pu$ /кг сухой массы тела.

Уровни накопления  $Pu$  в органах человека из района ПО «Маяк» существенно превышают таковые, обусловленные глобальным выпадением и аварией на ЧАЭС. Важным фактором, определяющим уровень накопления и характер распределения  $U$  в организме, является срок проживания в загрязненной зоне. Так, у людей, проживающих в г. Озерске с начала 1950-х гг., общее содержание  $Pu$  в организме возросло линейно до начала 1990-х гг. При этом скорость ежегодного прироста составляла при средней массе работника 60 кг 0,11—0,14 Бк/год. У людей, приехавших в город в 1940—1959 гг., средний уровень накопления  $Pu$  за 40 лет составил 4,5—5,6 Бк, что в 40 раз выше фонового показателя для  $Pu$  глобального происхождения (0,07—0,12 Бк). На рубеже веков прирост накопления  $Pu$  у жителей г. Озерска замедлился: у людей со сроком проживания в городе более 40 лет есть тенденция к снижению его содержания в организме. Несмотря на превышение фонового уровня, содержание  $Pu$  в организме жителей Озерска составляет лишь несколько процентов от допустимого уровня. Среднее содержание радионуклида в скелете жителей этого города, проживающих в нем с момента пуска предприятия до настоящего времени, примерно в 30 раз ниже допустимого содержания для лиц категории Б.

Удельная активность  $Pu$  глобальных выпадений в лимфоузлах человека превышала таковую в легких в 10 раз. У населения зоны наблюдения это соотношение увеличивается до 10—40, а у персонала ПО «Маяк» удельная активность изотопа в легочных лимфоузлах в отдельных случаях превышает таковую в легких примерно в 1000 раз. Эти различия связаны с тем, что в глобальных выпадениях и от выброса предприятия частицы  $Pu$  имеют различные размеры и формы, что обуславливает их растворимость в различных биологических средах.

Радиационное загрязнение Арктического региона европейской части России обусловлено выпадениями от испытаний ядерного оружия на полигоне Новая Земля; авариями на кораблях Северного флота и гражданских судов с атомными двигателями; поступлением радионуклидов из Великобритании через воды северных морей; функционированием Кольской АЭС. Через несколько лет после прекращения ядерных испытаний радиационный фон в Арктике восстановился до нормального, за исключением архипелага Новая Земля, где имеются локальные участки с радиационным фоном до 2 мР/ч. Значительная часть радионуклидов была усвоена тундровой растительностью. Среднее содержание радионуклидов в воде Северного Ледовитого океана колеблется от 8,5 до 30 Бк/м<sup>3</sup>; в донных осадках западной части Карского моря обнаружены аномалии, на порядок превышающие местный фон. Повы-

шенной радиоактивностью обладают отходы предприятий по добыче апатитовых руд на Кольском полуострове.

В качестве примера влияния терригенных радионуклидов на радиационную обстановку региона рассмотрим экологическую обстановку на курортных городах Азовского моря. С точки зрения радиоэкологии, морские прибрежные регионы обладают рядом особенностей. Прежде всего — это густонаселенные местности. Многие прибрежные города — центры с развитой промышленностью, городским транспортом, грузовыми (в том числе нефтеналивными) портами. В результате прибрежные воды оказываются сильно загрязненными муниципальными и промышленными стоками. Сильное загрязнение вызывает и сельскохозяйственная деятельность, которая на побережье южных морей весьма интенсивна. Одновременно подобные регионы подвержены загрязнению радионуклидами, как природными, так и техногенными. В то же время пляжи и побережье — зоны отдыха. Многочисленные курорты принимают большое количество женщин и детей (т. е. групп населения повышенного риска). Поэтому для морских прибрежных регионов актуальны оценки как экологического, так и радиоэкологического рисков.

Типичным прибрежным регионом является северное побережье Азовского моря, для которого характерны большая плотность населения, интенсивная металлургическая промышленность и развитая курортная база, преимущественно — детская.

На экологическую обстановку на побережье Азовского моря существенное влияние оказывает возникновение в результате береговых процессов скоплений (несколько тысяч тонн) радиоактивных ильменит-циркон-монацитовых минералов — «черных песков», содержащих естественные радионуклиды (уран, торий, радий и т. п.). Локальные зоны отложений располагаются в местах массового, в том числе и детского, отдыха, что представляет определенную радиационную опасность.

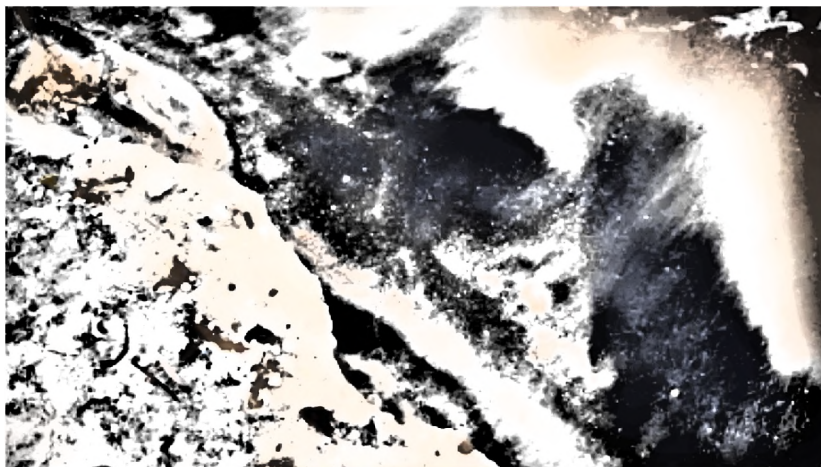


Рис. 6. «Черные пески» на побережье Азовского моря

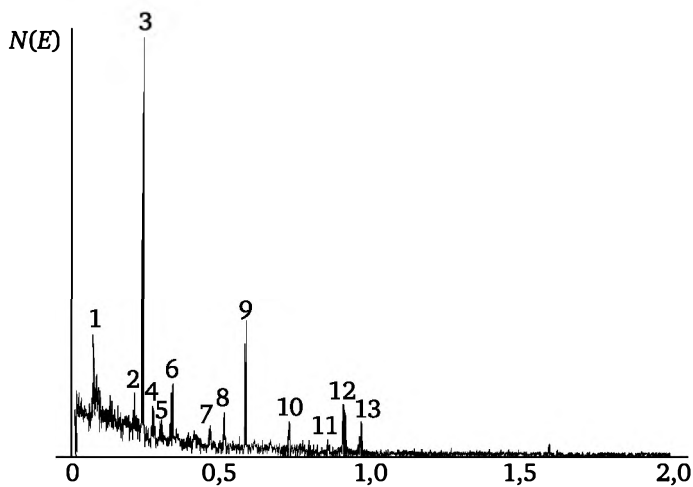


Радиометрическое картирование территории позволило обнаружить ряд радиационных аномалий. Один из таких участков находится на побережье северной части Азовского моря (регион Таганрог — Мариуполь — Бердянск). Залежи монацитовых песков на песчаных пляжах проявляются в виде пятен и полос черного цвета. В зонах накопления радионуклидов ионизирующее излучение превышает нормальный фон в десятки и даже сотни раз. Непосредственно на поверхности «черного песка» уровни радиации имеют значения от нескольких сотен до тысячи микрорентген в час в зависимости от толщины слоя и степени обогащения радионуклидами, но уже в нескольких метрах от пятна принимают нормальные значения (17 мкР/ч). Толщина слоя песка, обогащенного монацитом, непосредственно на пляже не превышает одного метра. Из данных  $\gamma$ -спектрометрии следует, что основными радиоактивными компонентами песков являются  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$  и продукты их распада.

Спектр  $\gamma$ -излучения пробы «черного песка» состоит из большого числа линий. Хорошо представлена линия 40К (1,46 МэВ) и линии, связанные с жесткими  $\gamma$ -квантами (1,4 МэВ и выше): 1,4, 1,76, 2,20 и 2,45 МэВ ( $\text{RaC} + \text{RaC}''$  — продукты распада ряда U). Присутствуют и линии ряда  $^{232}\text{Th}$  с энергиями 0,92 ( $\text{MsTh2}$ ) и 2,62 ( $\text{ThC}''$ ) МэВ. Пики с энергией 2,11 и 1,6 МэВ обусловлены утечкой одного или двух аннигиляционных квантов с энергией 2,62 МэВ. Если  $\gamma$ -спектры проб, отобранных в акватории Черного и Азовского морей, дают содержание Th 5—7 % от содержания U, то спектры пляжных песков г. Мариуполя — 60—65 % Th.

Основными химическими элементами «черных песков» являются Si, Fe и Ti (85 %), представленные минералами кварц, ильменит и магнетит. Элементы, входящие в состав сырья для ферросплавов, и Zr составляют 1,5—6 % исходного материала; элементы, входящие во флюсы, — 0,5—2,0 %; PЗЭ — 0,25 %. Основное количество радионуклидов находится в слабо парамагнитной фракции, содержащей монацит ( $\text{Ce}$ ,  $\text{La}$ ,  $\text{Th}$ )( $\text{PO}_4$ ) и  $\text{ThPO}_4$ . Содержание  $\text{ThO}_2$  в этой фракции около 5 %. В «черных песках» преобладают кварц (30—50 %) и титано-железосодержащие силикаты (38—42 %). Из других минералов заметное содержание (2—5 %) имеют гранат, циркон и минеральное сырье для получения ферросплавов.

Основными источниками излучения «черных песков» является  $^{232}\text{Th}$  и продукты его распада. Один из продуктов —  $^{220}\text{Rn}$  способен покидать песок и выделяться в окружающее пространство. Именно торон представляет реальную опасность для населения и отдыхающих на курортах Мариуполя — Бердянска. Дело в том, что строительство жилых домов и домов отдыха ведется с использованием местных песков, включающих в себя монацит. Торон выделяется из строительных конструкций и переходит в воздух помещений. Сам  $^{220}\text{Rn}$  — короткоживущий элемент, но продукты его распада — сравнительно долгоживущие (более 10 ч). Продукты распада торона оседают на стенках легких и создают дополнительное длительное облучение. Помимо  $^{220}\text{Rn}$ , из «черных песков» выделяется «обычный»  $^{222}\text{Rn}$ , но его активность значительно меньше, чем  $^{220}\text{Rn}$ .



Номер пика	Энергия $E_\gamma$ , кэВ	Изотоп
1	75,6	
2	209	
3	237,8	ThB ( $^{212}\text{Pb}$ )
4	270	
5	298	
6	338	MsTh ( $^{228}\text{Ac}$ )
7	463	
8	511	
9	583,7	ThC'' ( $^{208}\text{Tl}$ )
10	728	ThC ( $^{212}\text{Bi}$ )
11	860,5	
12	910,6	MsTh <sub>2</sub> ( $^{228}\text{Ac}$ )
13	969	MsTh <sub>2</sub> ( $^{228}\text{Ac}$ ) Аннигиляционные кванты от $E = 2,02$ Мэв (ThC'')
14	1589,4	

Рис. 7. Гамма-спектр монацитового песка

## Глава 12

# ТЕОРИЯ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ

После своего образования радионуклиды самостоятельно или в составе органических или неорганических веществ мигрируют как в природных, так и в техногенных средах. Различают локальную (в пределах минерала, рудного тела, хранилища РАО, предприятия ЯТЦ), региональную (рассеяние радионуклида вокруг горнодобывающего предприятия, АЭС, в жилом здании) и глобальную миграцию (в атмосфере Земли, в водах Мирового океана, по рекам и т. п.). Транспорт радиоактивного вещества зависит от его химического состояния (молекулярное, ионное или комплексное соединение, газ или жидкость, истинный или коллоидный раствор и т. п.).

Перемещение радионуклидов можно описать разными способами. В данной главе как пример количественного подхода к миграции рассмотрено рассеяние радионуклидов в атмосфере в режиме турбулентной диффузии, математический аппарат которого базируется на решении дифференциальных уравнений в частных производных с учетом бокового сноса (адвекции) ветром. В качестве примера трудно формализуемой миграции приведен процесс миграции радиоактивных веществ в почве.

### 12.1. Перемещение радиоактивных веществ

*Перенос* — перемещение объекта во времени или в пространстве.

*Миграция* — движение химических элементов в компонентах окружающей среды, в частности, перемещение по тканям растений и организмам животных.

*Миграция радионуклидов* — совокупность процессов, связанных с их перемещением в пространстве всеми физически возможными путями.

*Диффузия* — процесс взаимного проникновения молекул или атомов одного вещества между молекулами или атомами другого, приводящий к самопроизвольному выравниванию их концентраций по всему занимаемому объему. Обычно перенос вещества происходит из области с высокой концентрацией в область с низкой концентрацией (вдоль вектора градиента концентрации).

*Массоперенос (массопередача)* — массообмен через поверхность раздела или проницаемую стенку между двумя веществами или фазами.

*Массообмен* — самопроизвольный необратимый процесс переноса массы данного компонента в пространстве с неоднородным полем хими-

ческого потенциала этого компонента (в простейшем случае с неоднородным полем концентрации или парциального давления компонента).

**Мембранный транспорт** — перенос веществ (например, радиофармпрепарата) сквозь клеточную мембрану в клетку или из клетки.

Миграция радионуклидов в геосфере управляется такими механизмами, как адвекция потоком воды; диффузия (молекулярная или термическая); реакция/взаимодействие с жидкими компонентами или со средой.

Изучение миграции в биосфере включает четыре компонента:

- определение начальных состояний радионуклидов и стабильных элементов в ближнем окружении, а также скорости их производства;

- определение путей достижения среды обитания;

- определение движущих сил вдоль путей миграции: адвекция потоком воды; молекулярная диффузия; термическая диффузия; осмос и т. п.;

- определение реакций: механическая фильтрация; поверхностные реакции (электрические и химические связи); медленные химические реакции с подвижной фазой; реакции с фазами различной подвижности, например твердыми, коллоидными и т. п.

Перемещение радиоактивных веществ в пространстве и во времени бывает самопроизвольным (под действием градиента химического потенциала или градиента концентрации) или целенаправленным (как результат деятельности человека). Целесообразное перемещение радионуклидов происходит при добыче и переработке полезных ископаемых, поставке ядерного топлива на АЭС, перевозке ОЯТ и РАО, передислокации вооружений, проведении ядерных взрывов, перевозке медицинского или исследовательского оборудования и материалов, вспашке загрязненной почвы и др. Целевые перемещения радионуклидов человеком строго регламентированы и подчиняются определенным законам, нормам и правилам.

Случайный характер перемещения радионуклидов реализуется в процессах миграции и диффузии. К естественному перемещению радионуклидов относятся такие процессы, как перенос веществ воздушными атмосферными массами, водными течениями, селями и разливами рек; ветровой подъем радиоактивных продуктов с поверхности загрязненной почвы; роющая деятельность животных; извержение вулкана; биологические процессы усвоения и передачи радионуклидов представителями флоры и фауны; перемещения радиоактивных веществ по пищевым цепочкам; миграция животных и др. Определенную роль играет перемещение (иногда на большие расстояния) радиоактивных веществ животными, рыбами, перелетными птицами, спорами и семенами растений.

Перемещает радионуклиды и сам человек. Особенно это свойственно работникам предприятий ядерной индустрии. При нахождении профессионального работника в воздушной среде, содержащим радиоактивные продукты, его организм накапливает в себе радионуклиды.

Внешнее загрязнение тела работника снимается после прохождения санитарного пропускника, но внутреннее загрязнение удалить невозможно. Необоснованное поступление радионуклидов в большей мере происходит в организм членов семьи профессионального работника и в меньшей в окружающих его людей. Профессиональный работник, а также пациент, в организм которого были введены радиофармпрепараты для целей диагностики или терапии и который был отпущен домой, большую часть времени находится в жилой квартире и реже — в местах общественного пользования. Поэтому удаляемые нуклиды из его организма будут переходить через атмосферный воздух и водные среды и далее в организм членов его семьи, предметы быта и т. д.

## 12.2. Феноменологическое описание диффузии

Феноменологическую теорию классической диффузии проиллюстрируем на примере миграции радионуклидов в атмосфере Земли.

Атмосфера Земли — важный первичный резервуар, поступление радионуклидов в который приводит к их дальнему переносу с последующим переходом в гидросферу и на сушу. Обычно радионуклид попадает в атмосферу в виде газов или аэрозолей в процессе их выброса или естественного выхода в местах с повышенной концентрацией этой примеси. Дальнейшее распространение примеси в атмосфере происходит путем рассеяния в результате турбулентной диффузии и ветрового переноса.

Основными факторами воздействия на радионуклиды в облаке являются:

- радиоактивный распад и накопление дочерних продуктов;
- влажное оседание, когда пар или аэрозоль попадает в капли воды или в снежинки в облаке и выпадает в виде осадков, также возможно вымывание падающими осадками и воздействие тумана;
- «сухое» оседание или гравитационное оседание (для частиц диаметром больше 10 мкм), отложение аэрозолей и адсорбция паров на предметах, находящихся на пути ветра;
- образование и слипание аэрозолей;
- вторичное пылеобразование осевшего на землю радиоактивного вещества под действием сильного ветра;
- «мокрое» оседание, когда пары или аэрозоли проникают в капли дождя или в снежинки и далее выпадают в виде осадков.

Выпадающие из атмосферы радионуклиды концентрируются на поверхности земли. Процесс формирования поверхностных полей загрязнений включает первичный и вторичный массоперенос. При первичном массопереносе вещества-загрязнители: а) выбрасываются из источника; б) мигрируют в атмосфере; в) выпадают на поверхность. При вторичном массопереносе — выветриваются, вымываются грунтовыми и атмосферными водами, диффундируют вглубь, попадают

в пищевую цепь. Практически на каждом из этих этапов загрязняющее вещество участвует в различных физико-химических процессах: адсорбции, агрегации, конденсации, испарения, растворения, диссоциации, разложения, синтеза и др. Движущей силой первичного массопереноса является разность потенциалов (давлений) атмосферного воздуха, которая определяется взаимодействием солнечной радиации, атмосферы и подстилающей поверхности. Ряд факторов, определяющих данное взаимодействие, является (квази)постоянными: рельеф местности, гравитационное поле, характер подстилающей поверхности (альбедо, растительность, химический состав почвы и др.). К переменным факторам относятся атмосферные электромагнитные и температурные поля, облачный покров, поля скоростей воздушных масс и др.

Поведение радионуклидов, поступающих в атмосферный воздух через дымовые трубы, зависит от их агрегатного состояния, дисперсности аэрозолей, метеорологических условий, рельефа местности, ряда технических параметров: высоты трубы, силы тяги в ней, температуры выбросов и др. Обычно при этом идут процессы самоочищения (разбавление в результате диффузии, горизонтальное размывание в направлении движения ветра и смещение воздушных струй по вертикали, седиментация крупных частиц, выпадение мельчайших аэрозолей за счет прилипания к поверхности наземных предметов и т. п.). В разбавлении выброса важным является скорость ветра: чем она выше, тем эффективнее разбавление и значительнее уменьшение степени загрязнения приземного слоя воздуха.

В результате «сухого» оседания и вымывания осадками, с одной стороны, уменьшается концентрация примеси в атмосфере, с другой — происходит процесс загрязнения поверхности суши или водоемов оседающей примесью. Процесс «сухого» оседания проходит постоянно, а «мокрое» осаждение имеет место только при выпадении осадков, поэтому соотношение между этими процессами существенно зависит от погодных условий.

Распространение выбросов в атмосфере происходит по механизмам турбулентной диффузии и конвективного (ветрового) переноса. Турбулентность атмосферы характеризуется крупно- и мелкомасштабными пульсациями ее параметров — плотности, давления, температуры, скорости, возникновением вихрей, переносом значительных воздушных масс в горизонтальном и вертикальном направлениях. В эти процессы вовлекаются выбросы, и при их проникновении из тропосферы в стратосферу радиоактивное заражение может принимать глобальный характер. Характер распространения выбросов в атмосфере зависит от скорости ветра и распределения температуры по высоте, что определяется температурой воздушной массы, поверхности Земли, тепловыми потоками солнечной радиации, влажностью воздуха, облачностью, степенью загрязнения воздуха и т. д.

Для прогнозирования распространения радионуклидов в атмосфере часто применяется модель, основанная на статистическом (гауссовом)

распределении примеси в атмосфере. Исходными данными для прогнозирования радиоактивного загрязнения атмосферы являются активность, высота, продолжительность выброса, скорость ветра, состояние атмосферы и шероховатость земной поверхности (минимальна — над снежной равниной, максимальна — над пересеченной местностью). В результате рассчитывается параметр метеорологического разбавления, из которого находят характеристики радиационно-экологической обстановки на территории, где происходит распространение облака радиоактивных выпадений.

На характер переноса примеси на границе раздела «земля — воздух» оказывает влияние вторичное поднятие (дефляция) выпавшей на поверхность земли примеси, связанное в основном с пылеобразованием, обусловленным действием ветра или деятельностью человека. Вторичное загрязнение атмосферы токсичной пылью, осевшей на подстилающую поверхность и вновь поднятой ветром в воздух, есть всегда, но особенно оно заметно в экстремальных погодных условиях: при пыльных бурях, снежных черных буранах и т. п. Поднятая ветром с земли радиоактивная пыль проникает в органы дыхания, загрязняет водоемы и растительность. После поверхностного загрязнения почвенно-растительного покрова радиоактивная пыль смывается дождями с растений и переходит на почву, с последующей миграцией радиоактивности из поверхностного слоя почвы вниз по почвенному профилю. В результате активность почвы со временем уменьшается.

Рассмотрим процесс диффузии радионуклида в составе газового облака, образовавшегося при однократном кратковременном выбросе из трубы предприятия ЯТЦ в атмосферу газообразных РАО.

Будем считать, что при импульсном выбросе радионуклидов (общее количество  $Q$ ) образовалось скопление аэрозолей, которое распространяется во все стороны, образуя облако. Облако, содержащее некий токсин (например, радиоактивное вещество, адсорбированное на аэрозоле, входящем в состав дыма), сначала растет, затем оно светлеет по краям, его темная непрозрачная часть уменьшается, все облако светлеет, начинает «таять» и, наконец, исчезает.

Процесс распространения дымового облака можно трактовать как процесс диффузии скопления аэрозоля от мгновенного точечного источника мощностью  $Q$  в неограниченном пространстве. Такой процесс диффузии носит не молекулярный, а турбулентный характер; ему соответствует некоторый эффективный коэффициент турбулентной диффузии  $D$ . Если не учитывать начальный разброс дыма и слабое влияние земли, то зависимость концентрации аэрозолей от координаты и времени имеет вид

$$C(x, y, z, t) = Q \left( \frac{1}{2\sqrt{\pi Dt}} \right)^3 e^{-\frac{x^2 + y^2 + z^2}{4Dt}}. \quad (1)$$

Здесь начало координат находится в точке выброса РАО.

Пусть произошел выброс аэрозоля с  $\gamma$ -излучающего радионуклидом. Как долго можно проследить за перемещениями такого радиоактивного облака с помощью радиометра или гаммавизора? Время, за которое облако полностью «растает», зависит от поглощения ионизирующего излучения в самом облаке и от порога чувствительности детектора.

Как известно, интенсивность излучения, проходящего через однородную среду, уменьшается по закону

$$I = I_0 e^{-\mu r}, \quad (2)$$

где  $I_0$  — первоначальная активность источника;  $\mu = \mu_0 C$  — коэффициент поглощения, пропорциональный концентрации аэрозоля (дыма) ( $\mu_0 = \text{const}$ );  $C$  — концентрация аэрозолей в слое;  $r$  — толщина слоя.

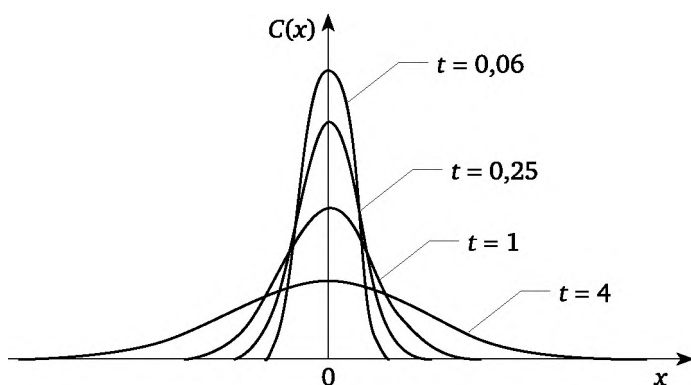


Рис. 1. Трехмерная диффузия из импульсного точечного источника

Интенсивность излучения, проходящего через облако с непрерывно меняющейся концентрацией поглощающего его дыма, описывается формулой

$$I = I_0 e^{-\mu_0 \int C dr}. \quad (3)$$

«Видимость» облака для гаммавизора определяется отношением  $I/I_0$ , зависящем от величины  $\int C dt$ .

Если  $\delta$  — порог чувствительности детектора излучения, а  $D$  — коэффициент диффузии частиц радиоактивного аэрозоля, то радиус облака  $\rho$  равен:

$$\rho = 2 \sqrt{-Dt \ln \frac{\delta 4\pi Dt}{Q \alpha_0}}. \quad (4)$$

При малых значениях времени  $t$  радиус облака  $\rho$  мал и растет вместе с  $t$ ; при

$$t = t_0 = \frac{\alpha_0 Q}{4\pi e \delta D} \quad (5)$$



$\rho$  достигает максимума:

$$\rho_{\max} = 2\sqrt{Dt_0} = \sqrt{\frac{\alpha_0 Q}{\pi e \delta}}. \quad (6)$$

При  $t > t_0$  радиус облака  $\rho$  уменьшается и при

$$t_1 = \frac{Q\alpha_0}{84\pi D} \quad (7)$$

обращается в нуль (облако становится невидимым).

Наблюдая процесс распыливания облака, можно определить коэффициент турбулентной диффузии радиоактивного аэрозоля  $D$  в свободной атмосфере.

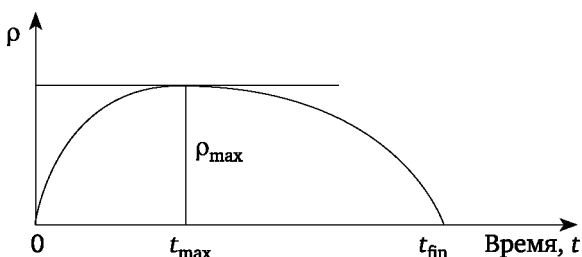


Рис. 2. Зависимость регистрируемого гаммавизором облака радиоактивных аэрозолей, образовавшегося при однократном выбросе РАО в атмосферу

Рассмотренная выше ситуация относится к случаю свободной диффузии: перемещение диффузанта из одного места пространства в другое определяется исключительно величиной и направлением градиента концентрации. Если же на диффундирующее вещество действует в процессе диффузии какая-то внешняя сила, то на диффузионный поток вещества  $J_D$  будет накладываться поток, вызванный действием внешнего силового поля,  $J_v = C\bar{v}$  ( $\bar{v}$  — направленная скорость вещества, приобретаемая под влиянием поля).

**Адвекция** — перемещение воздуха в горизонтальном направлении и перенос вместе с ним его свойств: температуры, влажности, аэрозолей и т. п. Примером адвекции в геологической среде является увлечение радона природным газом, а в водной (в море или реке) перемещение диффузанта течениями.

Вновь рассмотрим импульсный точечный источник радионуклида, но учтем адвекцию, т. е. снос диффундирующего вещества ветром (или течением). Миграция имеет место в бесконечной среде.

Суммарный поток диффузанта запишется следующим образом:

$$J = -D \frac{\partial C}{\partial x} + C\bar{v}, \quad (8)$$

где  $\bar{v}$  — постоянная скорость течения газа или жидкости.

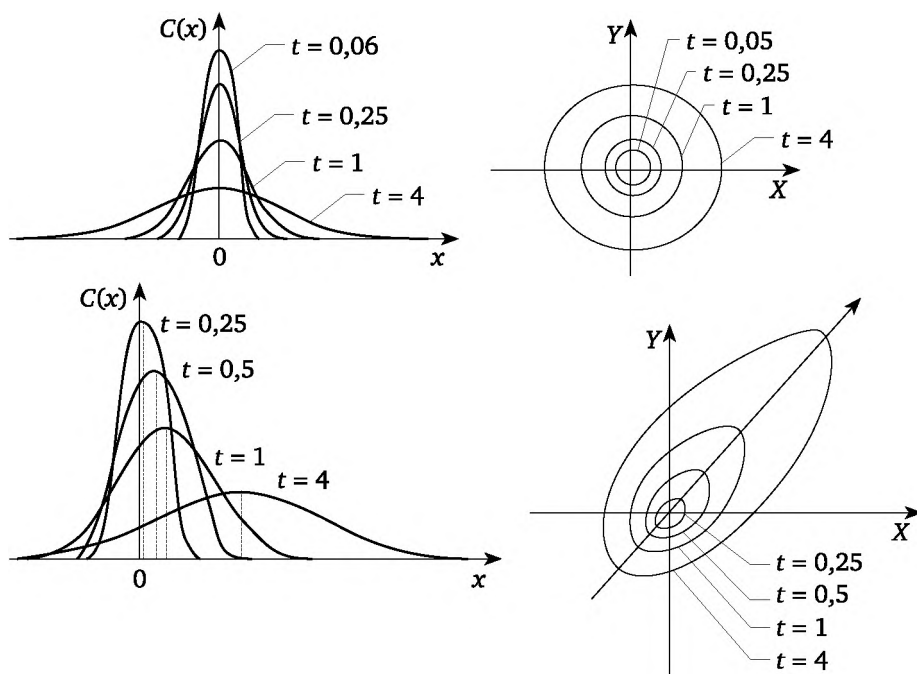


Рис. 3. Эволюция концентрационного профиля радионуклида при адвекции

Второй закон Фика в случае диффузии в поле внешних сил:

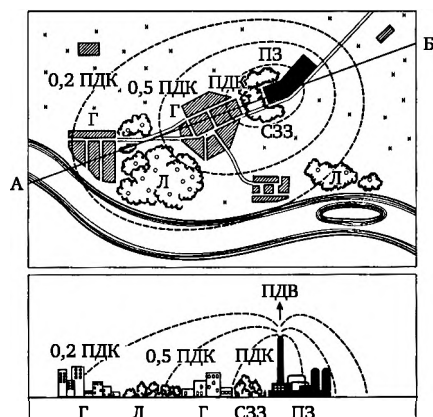
$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x}. \quad (9)$$

Если  $Q$  — количество вещества в бесконечно тонком источнике, то распределение концентрации диффузанта при его миграции в бесконечную среду:

$$C(x, t) = \frac{Q}{2\sqrt{\pi Dt}} e^{-\frac{(x-vt)^2}{4Dt}}. \quad (10)$$

От графика функции, соответствующей свободной диффузии из бесконечно тонкого слоя в неограниченное пространство, график функции (10) отличается тем, что вся концентрационная кривая перемещается линейно со временем со скоростью  $v$  в направлении действия поля. Относительно плоскости максимума концентрации процесс диффузии происходит так же, как и в случае свободной диффузии, но сам максимум непрерывно меняет свое положение в пространстве. Его положение:  $x_m = vt$ .

В спокойной атмосфере изоконцентрационные кривые представляют собой окружности, выходящие из точки выброса радионуклида, с изменяющимися во времени радиусами и падением концентрации при удалении от центра. При наличии ветра окружность превращается в эллипс, причем направление основной оси этого эллипса зависит от розы ветров.



**Рис. 4. Схема зоны загрязнения атмосферного воздуха  
в районе мощного промышленного источника:**  
верхняя часть — план территории;  
нижняя часть — профиль территории по линии АБ

Важно понимать, что использование классической формы второго закона Фика даже с добавлением члена, учитывающего адвекцию, недостаточно для описания миграции радиоактивных веществ в реальных средах. Прежде всего приходится учесть зависимость коэффициента диффузии от координаты, времени и (или) концентрации радиоактивного вещества, и ввести свободный член, учитывающий наличие источников и стоков диффундирующего вида. В случае одномерной диффузии в неоднородной среде при наличии источников и стоков диффузанта (накопление и распад радионуклида), адвекции, химических или адсорбционных процессов, параболическое уравнение диффузии имеет вид

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left\{ D(x, C, t) \frac{\partial C}{\partial x} \right\} + v \frac{\partial C}{\partial x} + F(x, C, t, k_i, \lambda_i), \quad (11)$$

где  $C(x, t)$  — распределение концентрации диффузанта во времени и в пространстве;  $t$  — время диффузии;  $x$  — координата;  $D(x, C, t)$  — коэффициент диффузии, зависящий от координаты, концентрации диффузанта и времени диффузии;  $v$  — скорость движения носителя радионуклида под действием ветра, потока воды, лавы и т. п.;  $F(x, C, t, k_i, \lambda_i)$  — функция, учитывающая возникновение и убыль диффузанта;  $k_i$  — константы скорости сорбции и десорбции диффузанта;  $\lambda_i$  — постоянная распада  $i$ -го изотопа.

В простейшем случае однородной адсорбционно и химически пассивной среды описание динамики распространения радионуклида проводят в рамках классического механизма диффузии, т. е. предполагают выполнение двух законов диффузии Фика с постоянным коэффициентом диффузии и закона адсорбции Генри. Адвекцию (т. е. боковой снос мигрирующего вида) учитывают членом  $v \frac{\partial C}{\partial x}$ , где  $v$  — скорость

потока. Функция  $F$  учитывает молекулярно-дисперсное состояние вещества (молекулярное или коллоидное состояние, аэрозоли, заряд частиц, и т. д.). В случае адсорбционно или химически активных сред эта функция включает тип химической реакции (обратимая или необратимая, первого или второго порядка) или вид адсорбционного процесса (по изотерме Генри, Ленгмюра, Дубинина и др.) диффундирующего вида с собственным аэрозолем или с другими мигрирующими видами. В случае радиоактивных веществ в эту функцию включаются параметры, описывающие процессы радиоактивного распада и накопления, а также процессы отдачи, приводящие к перераспределению радионуклидов между частицами аэрозолей, нормальному или аномальному сдвигу радиоактивного равновесия.

Уравнение (11) описывает диффузию в однородной среде, например, перенос радионуклида в степи. В гористой местности, при переносе аэрозолей через леса или городские застройки использовать такой подход невозможно. В последнее время для описания миграции в гетерогенных активных средах стали использовать дифференциальные уравнения в частных производных с дробными степенями (как по времени, так и в пространстве), которые в случае возможности описания гетерогенной среды в рамках фрактальной геометрии могут быть выражены через показатель фрактала.

### 12.3. «Аномальная» диффузия

При описании миграции в двумерном пространстве (по  $x$ ,  $y$ -координатам) ситуация сильно усложняется по сравнению с рассмотренной выше одномерной диффузией. Еще Адамар показал, что в случае двумерной диффузии краевая задача

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = 0, C(x, 0) = 0, \frac{\partial C(x, 0)}{\partial y} = f(x) \quad (12)$$

при определенных условиях имеет неограниченные решения:  $C(x, y)$  претерпевает биения, приводящие к резким колебаниям решений.

Еще большие трудности возникают при описании миграции в трехмерных гетерогенных активных средах.

Биения приводят к неравномерному выпадению осадков на местности (возникают отдельные пятна и полосы, форма которых является статистической, но все же в каком-то смысле зависящей от рельефа в пространстве) и к неравномерному поступлению их во времени. Биения в пространстве и во времени неоднократно фиксировались экспериментально (см., например, рис. 5), их нельзя смоделировать уравнениями параболического или гиперболического типа, и приходится использовать дифференциальные уравнения с дробными производными.

Начнем с простейшего примера — местности, представляющей собой два хребта, расходящихся из одного центра. «Циркуль» образован

холмами, между которыми находится долина, с широкой ровной части которой (со «степи») начинает поступать атмосферный фронт аэрозолей, несущий радиоактивные вещества. В миграции такая двумерная задача называется «диффузия по поверхности конуса».

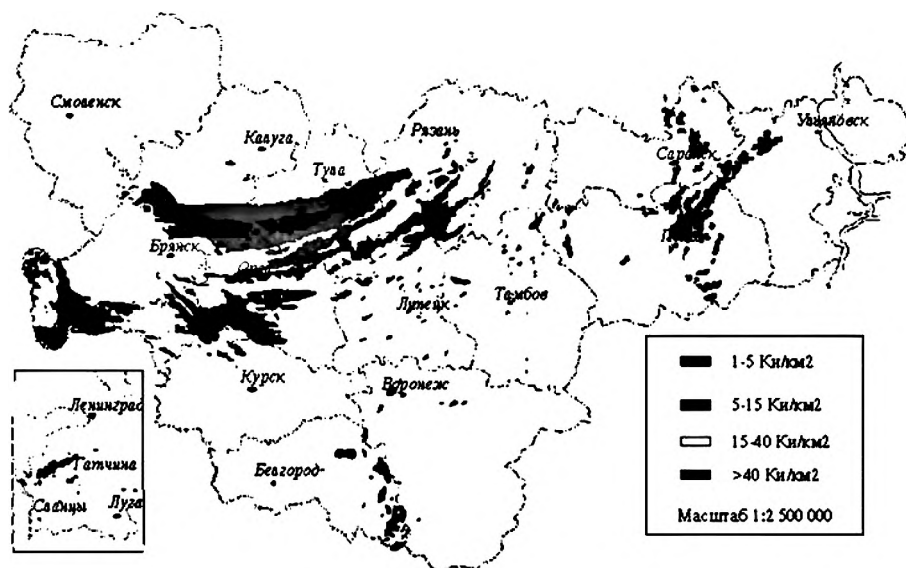


Рис. 5. Карта плотности загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  территории европейской части России

Решение системы уравнений показывает, что на широкой части долины возникают «биения» в виде пятен (повышенной концентрации радионуклида) случайного местоположения, случайной формы и размера; по мере сужения долины появляются разорванные полосы, которые при приближении к вершине конуса становятся сплошными, а вершина конуса либо содержит радионуклид в максимально большой концентрации (равной концентрации в исходном выбросе), либо не содержит его вовсе.

Теория диффузии предсказывает появление неравномерного распределения радионуклида (случайное распределение участков с аномально большим и аномально низким выпадением радионуклида на местности). Геометрическая форма отдельных пятен токсина зависит от величин коэффициентов диффузии и от характера рельефа местности. В реальности на миграцию накладываются еще климатические параметры: температура, скорость и направление ветра, относительная и абсолютная влажность; осадки — вид и интенсивность; размерный спектр аэрозолей. Более того, если в ходе миграции рельеф местности можно считать постоянным, то климатические условия могут непрерывно меняться (достаточно упомянуть смену направления ветра). Поэтому модели формирования поверхностных полей загрязнений требует описания динамической системы дифференциальными уравнениями с (квази)граничными условиями при переменных начальных

условиях и при коэффициенте диффузии, зависящем от времени и координат. К сожалению, даже при наличии подобной модели произвести расчет по ней практически невозможно, поскольку решения используемых здесь уравнений необычайно чувствительны к точности краевых условий: даже незначительная погрешность в их задании приводит к существенному отклонению рассчитываемой траектории развития такой динамической системы (странный аттрактор).

Необходимость описания миграции в реальных средах привело к вовлечению в математический аппарат диффузии идей фрактальной геометрии, преобразований («полетов») Леви и дифференциальных уравнений с частными производными дробных степеней. Причинами такого развития событий, с одной стороны, стало расширение теории броуновского движения (чисто случайный процесс, марковские цепи, системы без памяти) на процессы с памятью, а с другой — экспериментальные данные, доказавшие, что большинство процессов, определяющих формирование полей поверхностных загрязнений, многие метеорологические и гидрологические процессы, геофизические и геоморфологические поля являются фрактальными. Связано это с тем обстоятельством, что практически все природные объекты при кажущейся внешней хаотичности обладают самоподобием, структурированностью и иерархичностью внутреннего строения. Подобные свойства называются фрактальностью. Поэтому современный экологический мониторинг полей поверхностных загрязнений ведется на базе фрактальных моделей.

Фрактами называют объекты с дробной (фрактальной) размерностью. Они обладают важным свойством — самоподобием: целая фигура подобна любому своему фрагменту. **Фрактал** — множество с дробной размерностью.

**Самоподобный объект** — объект, в точности или приближенно совпадающий с частью себя самого (т. е. целое имеет ту же форму, что и одна или более частей). Самоподобие — характеристическое свойство фрактала.

**Фрактальная размерность** ( $1 \leq d_f \leq 3$ ) — дробное число, отражающее степень извилистости линии, развитость рельефа поверхности или объема.

**Фрактальное блуждание** — блуждание, при котором пробеги частицы имеют то же распределение, что и интервалы между атомами рассматриваемой среды, но независимы друг от друга (даже и в том случае, когда блуждающая частица меняет направление).

Фрактальная геометрия успешно применяется для описания диффузии частиц аэрозоля (или коллоидных частиц) с развитой (фрактальной) поверхностью, массопереноса через барьеры с самоподобными несплошностями (типа переноса аэрозолей через лесозащитную полосу), распространения облака радиоактивных аэрозолей в холмистой местности или по долине реки. Расчеты переноса радионуклида в организме также часто проводятся в рамках фрактальной геометрии.

При применении идей геометрии фракталов к диффузии оказалось, что сам процесс ненарушенной диффузии в однородной среде фрактален. Диффузионный фронт не является окружностью или эллипсом, а сильно изъеден — некоторые молекулы сильно опережают среднее продвижение, другие — отстают (рис. 6).

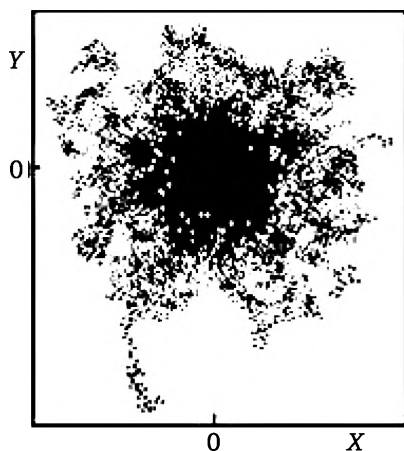


Рис. 6. Фрактальный характер диффузии из точечного источника

Таким образом, даже в однородной среде граница распространения фронта диффузанта носит фрактальный характер, поэтому при описании свободной миграции в однородной среде диффузионное уравнение следует трансформировать с учетом элементов фрактальной геометрии.

Роль фрактальной геометрии существенно возрастает при исследовании диффузии в сильно неоднородной среде и присутствии процессов адвекции. В этом случае, помимо классической диффузии, возможна реализация механизмов «аномальной» диффузии: субдиффузии (замедленной диффузии) и супердиффузии (ускоренной диффузии), феноменологическое описание которой строится на дифференциальных уравнениях с дробными производными, выражающимися через показатели фрактала.

Как известно, существуют два основных подхода к описанию диффузии: статистический и феноменологический. Фрактальная геометрия позволила существенно продвинуть каждое из этих направлений. Начнем с первого из них, которое обычно называется броуновским движением.

**Броуновское движение** — пример марковского процесса — беспорядочное движение микроскопических взвешенных в жидкости или газе частиц твердого вещества, вызываемое тепловым движением частиц жидкости или газа. Броуновское движение никогда не прекращается; оно является следствием и свидетельством существования теплового движения.

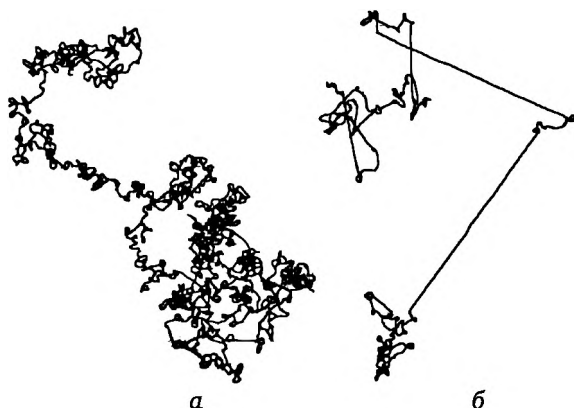


Рис. 7. Случайное блуждание (броуновское движение) (а) и полеты Леви (б)

Напомним, что согласно А. Эйнштейну, основным параметром в описании броуновского движения является не скорость, а средний квадрат смещения частиц в данный момент времени  $\langle r^2(t) \rangle$ , который связан с коэффициентом диффузии  $D$ . Случайное блуждание частиц любой массы и размеров подчиняется нормальному статистическому распределению (распределение Гаусса). Н. Винер предложил рассматривать броуновское движение как марковский процесс («будущее» процесса не зависит от «прошлого» при известном «настоящем»).

Согласно классическим представлениям средний квадрат расстояния точки нахождения в момент времени  $t$  от точки начала блуждания (дисперсия распределения) зависит от времени по закону

$$\sigma^2 = \langle r^2 \rangle = at, \quad (13)$$

т. е. средний квадрат смещения частицы линейно зависит от времени  $t$ .

Соотношение Эйнштейна выполняется в евклидовом пространстве любой размерности, даже если случайные положения частицы имеют распределение, отличное от нормального. Распределение величин диффузионных скачков является гауссовым, поэтому при аппроксимации классического блуждания используют простой метод суммирования гауссовых случайных величин.

Отдельное смещение пропорционально корню из времени:

$$r \propto at^{\frac{1}{2}} = a\sqrt{t}, \quad (14)$$

т. е. расстояние, которое преодолевает блуждающая частица за время  $t$  — случайная величина, кратная  $\sqrt{t}$ .

В модели случайного блуждания частиц среда однородна, а ее стохастические свойства проявляются в выборе функции распределения приращений координат блуждающей частицы. Если они происходят через одинаковые промежутки времени и функция приращений имеет конечную дисперсию, изменение со временем плотности пространственного



распределения частиц описывается дифференциальным уравнением второго порядка (уравнение Фоккера — Планка):

$$\frac{\partial p(x)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 p(x, t)}{\partial x^2}, \quad (15)$$

где  $p(x, t)dx$  — вероятность того, что блуждающая частица в момент времени  $t$  окажется в элементе  $dx$  рассматриваемого пространства.

При диффузии в  $d$ -мерном пространстве из точечного источника в бесконечную среду (начальное условие  $p(x, t = 0) = \delta(x)$ ) гауссова функция распределения имеет вид

$$p(R) = \frac{1}{\sqrt{2\pi N \langle r^2 \rangle}} \exp\left(-\frac{R^2}{2N \langle r^2 \rangle}\right), \quad (16)$$

где  $R = \sum_{i=1}^N r_i$  — радиус-вектор блуждания в пространстве.

Это решение однородно (описывает однородный во времени и в пространстве процесс), автомодельно, обладает конечной дисперсией ( $m_2 = \int |x|^2 p(x, t) dx < \infty$ ) и вообще всеми статистическими моментами закона прыжка. Распределение величин диффузионных скачков является гауссовым: расплывание диффузионного пакета по закону  $t^{1/2}$  с экспоненциальным затуханием на бесконечности (экспоненциальные хвосты). Классическое случайное блуждание — винеровский процесс, модель марковских случайных фракталов (система без памяти — миграция зависит только от времени и никак не зависит от предыдущего поведения системы). Заполняя плотно однородную двумерную область, траектории броуновского движения имеют фрактальную размерность  $d_f = 2$ .

Дальнейшее развитие модели случайных прыжков привело к созданию модели непрерывного во времени случайного блуждания: в этой модели временные интервалы между двумя скачками более не фиксированы; теперь они подчиняются функции распределения вероятностей. Полная модель предполагает две такие функции: одна для временных интервалов (или времен «ожиданий» между двумя скачками подряд), другая — для длины прыжка. Пока эти плотности вероятностей являются гауссовыми, формула Эйнштейна остается в силе: квадратный корень из времени выполняется. Однако возможны другие виды плотностей распределения, например степенное распределение временных интервалов. В последнем случае среднеквадратичное удаление блуждающей частицы (зависимость от времени ширины диффузионного пакета):

$$\sigma^2 = \langle r^2 \rangle = at^\gamma, \quad (17)$$

где  $a$  — константа, зависящая от коэффициента диффузии и геометрии пространства (например, для одномерной диффузии  $a = 2D$ , где  $D$  —

обобщенный коэффициент переноса);  $t$  — время ( $t \gg 0$ );  $\gamma$  — динамический показатель (показатель степенного закона).

При классическом механизме блуждания (броуновское движение)  $\gamma = 1$  (расплывание по закону  $t^{1/2}$  — гауссова форма диффузионного пакета). Во фрактальной диффузии  $\gamma \neq 1$ . При  $0 \leq \gamma < 1$  — реализуется субдиффузионный процесс переноса (диффузия протекает медленнее классической, реализуется в сильно разупорядоченных, дефектных, пористых средах, диффузия по фракталам), при  $1 < \gamma \leq 2$  — супердиффузионный процесс (диффузия протекает быстрее классической, ускоренная, фрактальная диффузия). При  $\gamma = 2$  — баллистический режим (распределение Коши (дисперсия бесконечна)). Супербаллистический процесс соответствует условию  $\gamma > 2$ . В неоднородной среде:  $\gamma = 2(3 - d_f)$ , где  $d_f$  — фрактальная размерность структуры среды.

Таким образом, помимо классического возможен случайный процесс блуждания, обладающий некоторой памятью — фрактальное броуновское движение — немарковский процесс. Его математический аппарат обычно используется при описании турбулентной диффузии.

**Замечание.** В рассматриваемых здесь «степенных законах» функция плотности распределения (дифференциальное распределение) убывает на бесконечности степенным образом. В этом состоит их кардинальное отличие от классической диффузии, в которой «хвост» распределения быстро спадает по экспоненциальному закону.

Введем обозначения:  $d$  — размерность евклидова пространства;  $d_f$  — фрактальная размерность структуры, по которой происходит диффузия;  $d_w$  — длина (размерность) случайного скачка — количественная характеристика миграции частиц по фрактальной структуре;  $d_s$  — спектральная размерность (интегрированная плотность состояний,  $N(r) \sim r^{d_s/2}$ ).

**Субдиффузия** протекает намного медленнее классической диффузии. Субдиффузия — случайные блуждания, при которых скорость роста среднеквадратичного смещения частиц с течением времени не остается постоянной, как у обычной диффузии, а монотонно уменьшается. Этот процесс реализуется, например, в случае, когда диффузانت захватывается ловушками (дефектами, адсорбционно или химически активными центрами), уходит в боковые, тупиковые пути и на некоторое время или навсегда выводится из миграционного процесса. Эффекты замедления возможны также при наличии в системе статического беспорядка, динамического беспорядка, вязкоупругости и др.

При субдиффузии ( $\gamma < 1$ ) наличие ловушек приводит к расходимости среднего времени ожидания скачков  $\langle t \rangle = \infty$ , благодаря чему последние приобретают дискретный характер в пространстве, происходит замедление процесса переноса, и, в конце концов, миграция перестает зависеть от времени. Известно два класса субдиффузионных процессов: стационарные и нестационарные. В ходе стационарной субдиффузии подвижность частиц не изменяется. Замедление диффузии — следствие отрицательных корреляций скорости, которые обусловлены либо наличием пространственных ограничений, либо взаимодействиями с окру-

жающей средой (адсорбция, химические реакции и т. п.). Нестационарная субдиффузия — результат снижения со временем подвижности частиц из-за наличия процессов захвата молекул диффузанта ловушками. Модель случайных барьеров, описывающая стационарную субдиффузию, и модель случайных ловушек, описывающая нестационарную субдиффузию, при соответствующих значениях параметров дают одну и ту же функцию распределения.

Типичным примером субдиффузии является процесс диффузии радона во фрактальной пористой среде, протекающий медленнее обычного режима диффузии, так как грунт обладает сложной топологией каналов между порами. Каналы изгибаются, сильно изрезаны, а в некоторых случаях могут разрываться, поэтому процесс переноса радона замедляется. Этот режим характеризуется дробным показателем, который входит в уравнение диффузии как порядок дробной производной по времени. Он соответствует доле каналов, открытых для протекания вещества. Такой процесс называют нелокальным по времени, а фрактальную среду, в которой он происходит, — средой с памятью.

Помимо субдиффузии (замедленная диффузия, диффузия по фракталам) возможна и супердиффузия (ускоренная, фрактальная диффузия).

**Супердиффузия** осуществляется со скоростями, существенно превышающими классическую диффузию. Этот режим наблюдается, если в системе есть облегченные пути (например, трещины) или присутствуют процессы случайной или направленной адвекции (увлечение диффузанта потоками флюидов). Примерами супердиффузии являются турбулентные среды (газ, жидкость, плазма, хаотические структуры, детерминированные карты, финансовые рынки, движение фуража и др.).

При супердиффузии частица в дискретные моменты времени совершает скачки произвольной длины, характеризующиеся расходящимся среднеквадратичным смещением  $\langle r^2 \rangle = \infty$ ; миграция со временем ускоряется и может стать бесконечно большой; последовательные положения блуждающей частицы образуют кластерную структуру, представляющую собой фрактальное множество, размерность которого связана со степенным показателем. Поскольку фрактал образуется в результате иерархического построения, то поведение стохастической системы определяется не только смещением частицы в прямом пространстве, но и намного более медленной эволюцией кластеров ее последовательных положений.

В случае механизма супердиффузии среднеквадратичное смещение частицы диффузанта удобно представлять в виде

$$\langle r^2 \rangle \propto t^{1-\alpha}, \quad (18)$$

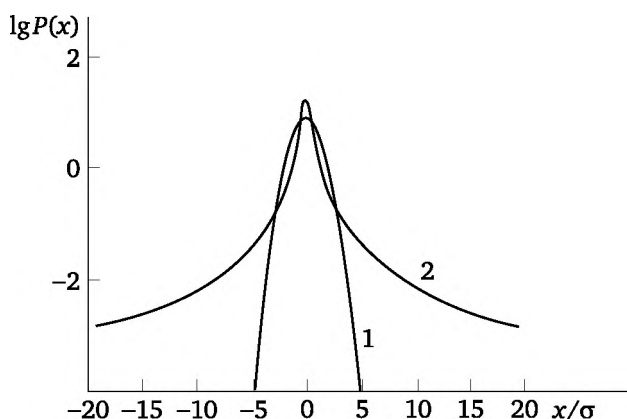
где  $0 < \alpha < 1$ .

В рамках геометрии фракталов это выражение выглядит так:

$$\langle r^2(t) \rangle \propto t^{\frac{2}{d_w}}, \quad (19)$$

где  $d_w$  — фрактальная размерность скачка частицы при диффузии на фрактальных структурах (для фиковской диффузии  $d_w = 2$ ). Для многих частных случаев  $d_w = \frac{2}{1-\alpha}$ , так что  $d_w$  зависит от  $\alpha$ .

При  $\alpha > 1$  математическое ожидание всегда существует. Параметр  $\alpha$  обозначает, какого порядка статистические моменты существуют у случайной величины: чем он ближе к двум, тем больше распределение похоже на нормальное, при  $\alpha = 2$  распределение становится нормальным (математическое ожидание  $\mu = 0$ , дисперсия  $\sigma = 1$ , асимметрия  $\beta = 0$ ) и у него существуют моменты больших порядков. В случае  $\alpha = 1$ ,  $\beta = 0$  получается распределение Коши, а в случае  $\alpha = 0,5$ ,  $\beta = 1$  — распределение Леви. Характерные особенности расплывания при дробном значении  $\alpha$  — тяжелые степенные хвосты (при  $\alpha < 2$ ), особое поведение в начале координат и закон расширения диффузионного пакета со временем  $t^\gamma$ , где  $\gamma = \beta/\alpha$ ,  $\beta$  — асимметрия.



**Рис. 8.** Нормальное распределение (1) и распределение Леви (2) (двойной логарифмический масштаб). По абсциссе — величина флуктуации в единицах дисперсии, по ординате — логарифмический масштаб,  $x$  — расстояние, пройденное диффундирующей частицей

В супердиффузии (фрактальной диффузии) плотность вероятности нахождения частицы в заданной точке пространства медленно убывает с расстоянием от точки старта, так что для диффузанта становятся вероятными «дальние» скачки (полеты Леви). Посещаемые точки образуют самоподобные (фрактальные) кластеры на всех масштабах длины, и возникает распределение Леви. При этом значение  $\alpha$  является фрактальной размерностью множества кластеров. Поскольку фрактал образуется в результате иерархического построения, то поведение стохастической системы определяется не только смещением частицы в пространстве, но и весьма медленной эволюцией кластеров ее последовательных положений. На мезоскопических интервалах времени, в течение которых не происходит заметных изменений кластерной структуры, положения частицы распределены по обычному закону

Леви. Но на пути к стационарному распределению положений частицы кластерная структура претерпевает заметные изменения. Имеет место наличие не только короткого, но и длинного (возможно, даже неограниченного) масштаба единичного шага (скачка). При этом обнаруживается пороговое явление, состоящее в резком переходе от одного режима диффузии к другому: на смену диффузии с экспоненциальным фронтом и непрерывными траекториями частицы приходит степенной фронт с разрывными траекториями (полетами) этой частицы.

Кластеры разделены обширными дистанциями, которые соответствуют стабильным участкам шума. Особенность траекторий в том, что точки, группирующиеся в кластеры, образуют стохастические фракталы. Кластер, в свою очередь, состоит из кластеров меньшего масштаба и т. д. Распределение блужданий Леви имеет медленно спадающую асимптотику и значительное количество больших флуктуаций. Если для гауссова распределения доля флуктуаций, превосходящих 10 дисперсий, равна  $2\text{erfc}(10) \approx 10^{-42}$ , то количество флуктуаций, превосходящих среднее в 10 раз, например, для  $\beta = 1$  равно 0,1, т. е. в  $10^{41}$  раз больше.

Выражение для вероятности скачков при числе скачков  $N \rightarrow \infty$  зависит от «радиуса действия» этого распределения вероятности: если у него «короткий» шаг, то наблюдается нормальная диффузия Гаусса (броуновское движение). Если же диффузионный скачок «длинный» — то получаем аномальную диффузию Леви («длинные перелеты», фрактальные кластеры, супердиффузию и т. п.). К аномальной диффузии такого типа приводит процесс блуждания с распределением смещений, при котором конечной дисперсии смещения не существует. Распределения такого типа называют распределениями Леви — Парето, а процесс блуждания частицы — полетами Леви, подчиняющимися  $\alpha$ -распределению Леви.

**$\alpha$ -Распределение Леви** — непрерывное распределение вероятности для неотрицательной случайной переменной. Здесь закон элементарного прыжка не дает всех конечных моментов, но обладает нормировкой. Форма распределения Леви в явном виде известна только для двух значений  $\alpha$ : при  $\alpha = 1$  — распределение Коши, а при  $\alpha = 2$  — распределение Гаусса. Обладает свойством масштабной инвариантности, для него характерно наличие медленно спадающей асимптотики (тяжелых хвостов): сходится к степенному закону для больших значений  $x$ ; имеет место значительное количество больших флуктуаций, способных возникать посредством одного прыжка. В случае супердиффузии можно определить среднее арифметическое из длины скачков, но не математическое ожидание, так как распределение Леви не имеет верхнего предела.

В модели случайного блуждания частиц в сильно неоднородных средах (а природные среды обычно таковыми и являются) вместо гауссова распределения длины пробега используют  $\alpha$ -стабильное распределение Леви, характеризующееся бесконечно большой дисперсией и наличием степенных хвостов. В этом случае частицы время от времени со-

вершают полеты Леви — перемещаются на значительные расстояния. В геологической среде это интерпретируют как попадание частицы в длинную трещину, внутри которой перемещение считается мгновенным. Особенностью прыжков Леви является возможность частицы на каждом шагу смещаться на сколь угодно большие расстояния, причем среднеквадратичное смещение за единичный промежуток времени оказывается бесконечным. При этом посещенные во время диффузии точки объединяются в кластеры, хорошо разделенные в пространстве, причем каждый из кластеров состоит из совокупности кластеров, так что образуется иерархическая структура из самоподобных кластеров.

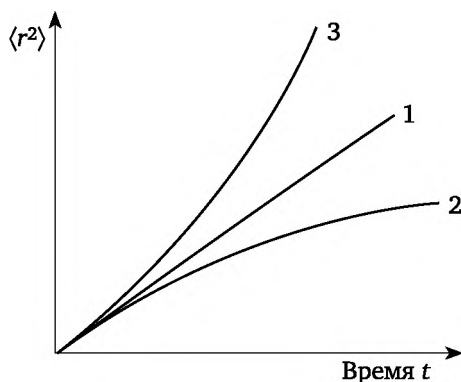


Рис. 9. Средний квадрат смещения  $\langle r^2(t) \rangle$  для различных типов диффузии:

- 1 — классическая диффузия,  $\langle r^2 \rangle \sim t$ ; 2 — субдиффузия  $\langle r^2(t) \rangle \sim t^\gamma$ ,  $\gamma < 1$ ;  
3 — супердиффузия,  $\langle r^2(t) \rangle \sim t^\gamma$ ,  $\gamma > 1$

**Замечание.** Следует различать фрактальную диффузию и диффузию по фракталам. Поскольку фрактальная диффузия и диффузия по фракталам — разные процессы, то уравнение фрактальной диффузии нельзя использовать для описания блуждания по фракталам. При блуждании по фракталам диффузионный пакет расплывается по закону  $\propto t^{\frac{\beta}{2\alpha}}$ , а при фрактальной диффузии  $\propto t^{\frac{\beta}{\alpha}}$ , т. е. гораздо быстрее. В случае блуждания на фракталах показатель  $\beta/(2\alpha)$  меняется в интервале  $(0, 1/2)$ , и супердиффузионный режим (показатель  $> 1/2$ ) вообще не возникает. Причина в том, что фрактально блуждающая частица после вылета из атома всегда может уйти на большое расстояние, тогда как в случае блуждания на фрактале она может оказаться запертой между соседними кластерами, совершая между ними большое число переходов. Различаются и плотности распределений для фрактальной диффузии и диффузии по фракталам.

Суб- и супердиффузия входят в класс аномальных диффузионных процессов. Аномальная диффузия встречается в таких областях, как турбулентная диффузия в плазме, миграция влаги в почве, перемещение радона и природного газа в геологических средах, перенос зарядов в аморфных полупроводниках, диффузия в пористых материалах, «скользящая» диф-

фузия по твердой поверхности и т. п.; ею описывается движение бактерий, полет альбатроса, перемещение денежных купюр и т. п.

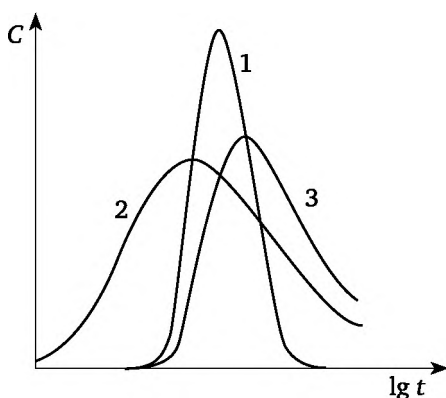


Рис. 10. Изменение во времени распределения концентрации

при диффузии из точечного источника при различных законах диффузии:

- 1 — классическая (фиковская) диффузия (нормальное распределение);  
2 — диффузия по фракталам (замедленная диффузия); 3 — фрактальная (ускоренная диффузия)

Перейдем теперь к феноменологическому описанию фрактальной диффузии.

Для описания процессов аномальной диффузии предложено несколько подходов, использующих переменные коэффициенты диффузии, корреляции дробного порядка, дробные лапласианы, скачкообразные блуждания, обобщения уравнений Ланжевена, Фоккера — Планка и др.

Простейший способ описания процесса переноса на фрактальных (самоподобных) объектах заключается в модернизации коэффициента диффузии путем включения в него показателя фрактала при оставлении традиционной формы второго закона Фика. Например, при описании кинетики нестационарного проникновения аэрозоля с токсином сквозь лесополосу можно использовать уравнение:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_f \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}, \quad (20)$$

где «фрактальный» коэффициент диффузии

$$D_f = D \alpha \left( \frac{d_v}{d_a} \right)^2 \frac{r-d_f}{d_f}. \quad (21)$$

Здесь  $D$  — коэффициент, описывающий скорость перемещения аэрозолей;  $\alpha$  — доля объема системы, доступного для миграции;  $d_v$  — диаметр пустот, доступных для миграции;  $d_a$  — средний диаметр частицы аэрозоля;  $r$  — размерность структуры, контролирующая процессы миграции;  $d_f$  — фрактальная размерность, характеризующая степень связности структуры.

В случае расчета переноса радиоактивного аэрозоля сквозь лесополосу фрактальную размерность выбирают в зависимости от вида деревьев (естественно, что фрактальная размерность кроны сосны кардинальным образом отличается от фрактального размера кроны ели). При необходимости  $D_f$  можно существенно усложнить, включив в него параметры, описывающие кинетику химических превращений радиоактивного вещества, радиоактивный распад основного изотопа, процессы адсорбции на компонентах экосистемы, процессы ядерной отдачи и др.

Опыт математического моделирования диффузии на фракталах с последующим сравнением с экспериментальными данными показал, что модернизация коэффициента диффузии далеко не всегда адекватно описывает процессы массопереноса на фракталах. Лучшие результаты дает модернизация базового уравнения диффузии — переход к уравнениям в частных производных с дробными степенями.

Наилучшие результаты получены с помощью уравнений дробных производных. Математический аппарат интегродифференцирования дробного порядка позволяет описывать процессы в системах, для которых существенен учет нелокальных свойств по времени и пространству. Интерпретация производных дробного порядка как способ учета эффектов памяти (нелокальность по времени) и пространственных корреляций (нелокальность по координатам) привела к их широкому применению.

Уравнения в дробных производных описывают эволюцию некоторой физической системы с потерями, причем дробный показатель производной указывает на долю состояний системы, сохраняющихся за все время эволюции. Эти системы с «остаточной» памятью занимают промежуточное положение между системами, обладающими полной памятью, с одной стороны, и марковскими системами, с другой.

Кинетику субдиффузии описывают решениями дифференциальных уравнений с дробными производными по времени.

Уравнение для второго закона Фика на основе дробной производной по времени имеет вид

$$\frac{\partial^\gamma C}{\partial t^\gamma} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}. \quad (22)$$

Это интегрозразностное уравнение выравнивания концентрации при  $0 < \gamma < 1$  — уравнение **субдиффузии** — описывает случайный процесс, замедляющийся во времени, — диффузию по фракталам. Дробная производная по времени возникает при учете нелокальности по времени (например, при миграции в ветвящихся фрактальных структурах, в пористых телах — из-за прилипания диффундирующих молекул к стенкам пор, адсорбции).

Кинетику **супердиффузии** описывают решениями дифференциальных уравнений с дробными производными по координате:

$$\frac{\partial C(x, t)}{\partial t} = D \frac{\partial^\alpha C(x, t)}{\partial x^\alpha}, \quad 1 \leq \alpha \leq 2,$$



$$\frac{\partial^\alpha}{\partial x^\alpha} = \frac{1}{2}(1+\beta) \frac{\partial^\alpha}{\partial x^\alpha} + \frac{1}{2}(1-\beta) \frac{\partial^\alpha}{\partial (-x)^\alpha}, -1 \leq \beta \leq 1, \quad (23)$$

где функция  $C(x, t)$  характеризует концентрацию диффузанта;  $\frac{\partial^\alpha}{\partial x^\alpha}$  — оператор дифференцирования дробного порядка  $\alpha$  по  $x$ ;  $D > 0$  — константа размерности  $L^\alpha T^{-1}$  (обобщенный коэффициент диффузии);  $\beta$  — коэффициент асимметрии, характеризующий направление переноса вещества при  $\alpha \rightarrow 1$ ;  $x$  и  $t$  — пространственная и временная переменные.

В общем виде уравнение диффузии имеет вид

$$\frac{\partial^\gamma C(x, t)}{\partial t^\gamma} = D_f D_x^\alpha C(x, t), \quad (24)$$

где  $D_t^\gamma$  — частная производная по координате, а частная производная по координате  $D_x^\alpha = \frac{1}{2}(1+\beta) \frac{\partial^\alpha}{\partial x^\alpha} + \frac{1}{2}(1-\beta) \frac{\partial^\alpha}{\partial (-x)^\alpha}$ ,  $0 < \gamma \leq 2$ ,  $1 \leq \alpha \leq 2$ ,  $-1 \leq \beta \leq 1$ ;  $D_f$  — постоянный коэффициент диффузии.

Здесь  $\alpha$  — дробный порядок дифференцирования по пространству;  $\beta$  — коэффициент асимметрии (скошенности), характеризующий направление переноса вещества при  $\alpha \rightarrow 1$ ;  $\alpha = 2$  — классическая диффузия,  $1 < \alpha < 2$  — супердиффузия;  $\gamma$  — дробный порядок дифференцирования по времени,  $\gamma = 1$  — классическая диффузия,  $0 < \gamma < 1$  — субдиффузия,  $1 < \gamma < 2$  — супердиффузия;  $\gamma = 2$  — волновое уравнение. При  $\gamma < 1$  скорость протекания процесса вначале больше скорости классической диффузии, но с течением времени наблюдается замедление, характерное для субдиффузии. При  $\gamma > 1$  скорость процесса выше, чем в классическом случае, и процесс с течением времени ускоряется. В этом случае проявляются волновые свойства решения.

Коэффициент  $\alpha$  характеризует неоднородность, гетерогенность среды, в которой происходит перенос вещества, коэффициент  $\beta$  — изотропность или несимметричность этой среды. Даже небольшое отклонение параметра  $\alpha$  ( $1 < \alpha \leq 2$ ) от значения  $\alpha = 2$  (классическая диффузия) резко уменьшает время, требуемое для заметного уменьшения концентрации частиц.

Порядки дробных производных определяются фрактальной размерностью  $d_f$ . При этом параметр  $\gamma$  отвечает за флуктуации концентрации радионуклида во времени, а параметр  $\alpha$  — за флуктуации концентрации радионуклида в пространстве.

Если среднее расстояние между мигрирующими атомами бесконечно, то на всех масштабах будут наблюдаться пустоты вперемежку со сгущениями, т. е. перемежаемость.

**Перемежаемость** — вид стохастических колебаний, при которых сигнал, развивающийся во времени почти периодически (ламинарные фазы движения), случайным образом сменяется короткими турбулентными вспышками.

При перемежаемости, в каком бы масштабе ни наблюдать распределение точек по оси, оно выглядит прерывистым. Области сгущения сменяются (перемежаются) пустотами. Это — стохастический фрактал с фрактальной размерностью, которая совпадает с порядком дробной производной в дифференциальном уравнении, описывающем диффузию. В больших масштабах распределение точек выглядит однородным. Такие свойства интерпретируются как фрактальность среды (наличие больших пустот на всех масштабах) и память частицы (вероятность покинуть ловушку в единицу времени зависит от того, когда частица в нее попала). В режиме перемежаемости движение состоит из точек относительной неподвижности, фиксаций и быстрых скачков по пространству. Такая динамика относится к механизму розового «взрывного» шума, в котором периоды стабильности сменяются этапами частой смены амплитуды. Траектория образует отчетливые кластеры, группы, которые соответствуют «взрывным» периодам во фликкер-шуме.

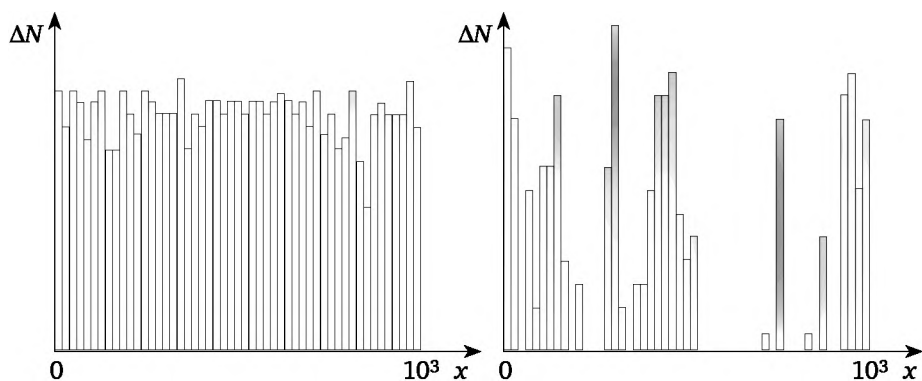


Рис. 11. Регулярное (слева) и фрактальное (справа,  $\alpha = 0,75$ , перемежаемость) распределение атомов на прямой

Таким образом, при описании массопереноса радиоактивных веществ в сильно неоднородных природных и техногенных средах, особенно при наличии процессов случайной или направленной адвекции, следует определить возможность реализации трех трипов диффузии: классической (нормальной, фиковской), субдиффузии (замедленной диффузии) и супердиффузии (ускоренной диффузии), также предусмотреть возможность стохастических флуктуаций в потоках радионуклидов (перемежаемость).

## 12.4. Флуктуации радиационного фона

Фрактальная теория миграции предсказывает возникновение пространственных неоднородностей диффузии и выпадений радионуклидов на местности. Кроме того, она полезна и при интерпретации флуктуационных процессов во времени. В частности, фрактал как мера

упорядочения детерминированного хаоса позволяет осуществить интерпретацию и прогнозирование вариаций природного радиационного фона. Проиллюстрируем это на примере флуктуаций фона, зарегистрированного на побережье Азовского моря в г. Мариуполе.

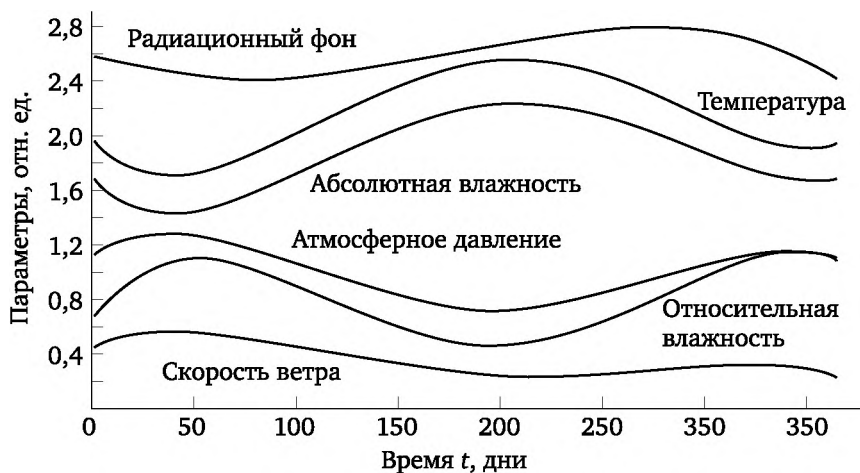


Рис. 12. Вариации радиационного фона и метеопараметров г. Мариуполя в 1996 г.

Техногенные и природные радионуклиды, космическое излучение и вторичная радиация, возникающая при взаимодействии космического излучения с солями, растворенными в морской воде, приводят к возникновению радиационного поля, интенсивность которого не является постоянной — она непрерывно изменяется во времени. При этом возможны суточные колебания, сезонные, годовые и более сложные временные циклы. На гармонические колебания накладываются отдельные всплески фона, носящие случайный характер. Они зависят от событий в космическом пространстве (например, от рождения новых звезд, аннигиляции черных дыр и т. п.), от климатических параметров (например, от силы или направления ветров), от деятельности человека (например, несанкционированные сбросы техногенных радионуклидов на АЭС). Поэтому флуктуации радиационного поля — сложный процесс, количественное описание которого требует привлечения современных статистических методов и компьютеров.

Поскольку интенсивность радиационного поля — функция времени, то и радиационная доза, получаемая населением, — функция времени. Это означает, что в некоторые сезоны возможно аномально высокое облучение. Климатические параметры (температура, атмосферное давление, влажность и т. п.) также изменяются во времени и также в какие-то сезоны могут создать неблагоприятную с точки зрения здоровья человека обстановку. Особенно опасно, если неблагоприятные сезоны совпадают, так что возникают катастрофические «резонансы». Именно поиск эффектов синергизма и составляет основную проблему анализа экологического риска.

Особый интерес представляет северное побережье Азовского моря, для которого характерны большая плотность населения, интенсивная металлургическая промышленность и развитая курортная база, преимущественно — детская. Этот регион находится в зоне воздействия техногенных (радиоактивные выбросы Хмельницкой и Ростовской АЭС, стоки р. Дон — инфильтраты Воронежской АЭС) и природных (калиевые морские аэрозоли, изотопы радона ( $^{220}, ^{222}\text{Rn}$ ), выделяющиеся из минералов U и Th и из скважин, пробуренных в акватории Азовского моря в поисках природного газа) радионуклидов. Поэтому существует необходимость создания долгосрочных прогнозов влияния радиационно-экологической обстановки на здоровье жителей и отдыхающих на побережье Азовского моря.

Результаты статистической обработки временных вариаций измерений  $\gamma$ -фона, проводившихся в г. Мариуполе, позволяют сравнить статистические характеристики флуктуаций радиационного поля со статистическими характеристиками флуктуаций локальных климатических условий (метеорологических параметров): температуры, атмосферного давления, направления и силы ветра, относительной и абсолютной влажности воздуха, а также исследовать влияние климатических параметров как друг на друга, так и на радиационный фон (в отдельности и одновременно).

Радиометрический мониторинг осуществлялся сотрудниками СЭС г. Мариуполя с использованием радиометра типа СРП-86Н на высоте 1 м над уровнем почвы 1 раз в сутки (в 12 ч дня). В результате была получена совокупность чисел — данных по ежедневному измерению интенсивности радиационного поля (в мкР/ч) начиная с 01.01.1988 и заканчивая 31.12.2003 (всего 5843 измерений за 16 лет). Климатические параметры: температура воздуха (в  $^{\circ}\text{C}$ ), атмосферное давление (мм. рт. ст.), скорость (м/с) и направление ветра (градусы), абсолютная (%) и относительная влажность (% от максимальной влажности, возможной при данной температуре), измеряли 8 раз в сутки: в 0, 3, 6 часов и т. д. с интервалом в 3 часа.

Экспериментальные данные по изменению  $\gamma$ -фона представлены на рис. 13. Подгонка базовой линии к экспериментальным результатам проведена методом наименьших квадратов по полиному четвертой степени:

$$A = b_0 + b_1 \cdot t + b_2 \cdot t^2 + b_3 \cdot t^3 + b_4 \cdot t^4, \quad (25)$$

где  $A$  — показания радиометра;  $t$  — время измерения (дни); значения параметров:  $b_0 = 15,6255$ ;  $b_1 = 1,1520 \cdot 10^{-3}$ ;  $b_2 = -1,6626 \cdot 10^{-6}$ ;  $b_3 = 4,0193 \cdot 10^{-10}$  и  $b_4 = -2,8054 \cdot 10^{-14}$ .

Спектр Фурье флуктуаций радиационного фона (рис. 14) включает несколько гармонических колебаний с четко фиксированными периодами: 1638 дн. (4,49 лет); 356 дн. (0,98 года); 264 дн.; 195 дн. и сопутствующие периоды в 182 и 160 дн.; 97 дн.; 89 дн.; 41 и 27 дн.; 18 дн., 11 дн.; 8,4 дн., 7 дн.

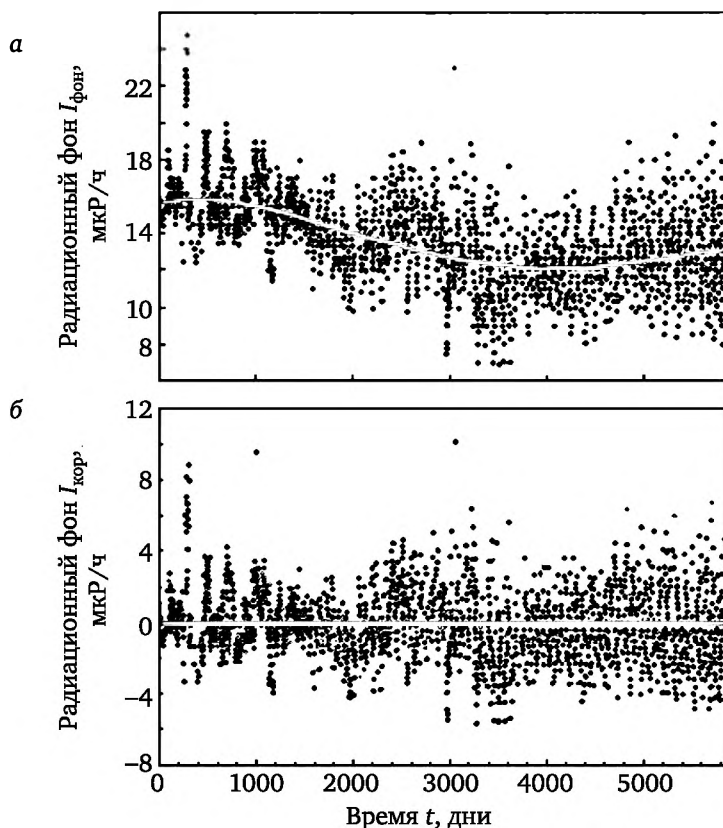


Рис. 13. Изменения интенсивности радиационного поля в г. Мариуполе в 1988—2003 гг.:

а — исходный массив данных (точки — измеренные величины, сплошная кривая — дрейф базовой линии фона (тренд) — полином четвертого порядка); б — флуктуации радиационного фона, скорректированные на дрейф базовой линии

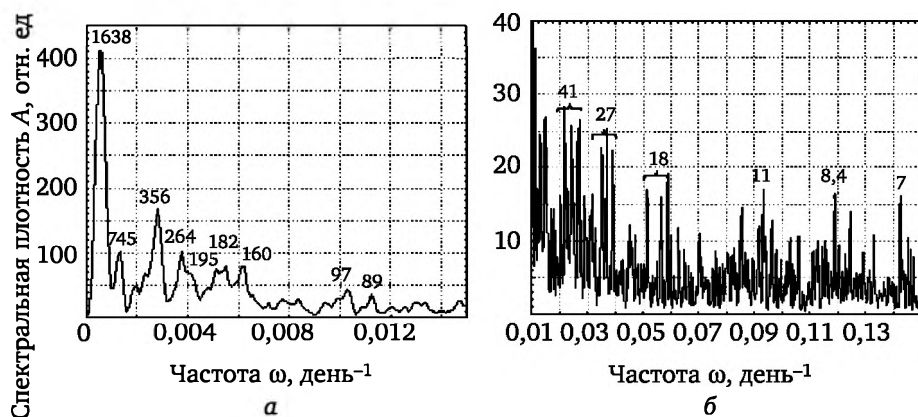


Рис. 14. Частотные характеристики спектра радиационного фона:

а — при низких частотах; б — при высоких (цифрами указан период для пика в днях, фигурной скобкой — усреднение некоторых ансамблей пиков)

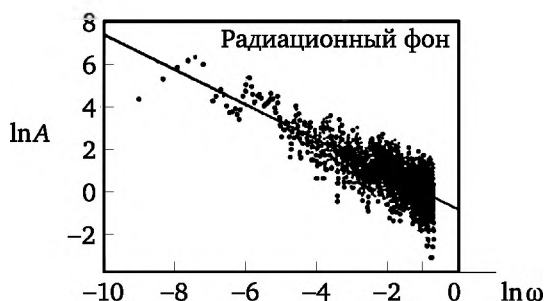


Рис. 15. Спектр Фурье радиационного фона, скорректированного на дрейф базовой линии (полином четвертой степени), построенный в двойном логарифмическом масштабе: точки — экспериментальные данные, сплошная линия — подгонка прямой к экспериментальному массиву

Для выявления степени упорядоченности массива данных по флуктуациям радиационного фона можно воспользоваться идеями геометрии фракталов. Анализ детерминированного хаоса (выявление наличия редких, но повторяющихся событий) проводят путем перестройки графика Фурье в двойном логарифмическом масштабе. На рис. 15 спектр Фурье для  $I_{\text{кор}}$  представлен в двойном логарифмическом масштабе,  $\ln I_{\text{кор}} - \ln \omega$ . Видно, что спектр хорошо аппроксимируется прямой линией, т. е. является типичным фликкер-шумом:  $\ln I_{\text{кор}} = \ln I_{\text{кор}0} - k \ln \omega$ , где  $\ln I_{\text{кор}0} = -0,6613$ ,  $k = 0,7797$ ,  $\omega$  — частота [дн<sup>-1</sup>].

Тангенс угла наклона кривой  $\ln I_{\text{кор}} - \ln \omega$  дает меру упорядочения массива. В нашем случае тангенс угла наклона прямой,  $k$ , существенно отличается от нуля (т. е. от значения, характерного для «белого шума» — совершенно неупорядоченного массива) и довольно близок к единице. Эту меру можно рассматривать как меру детерминированного хаоса.

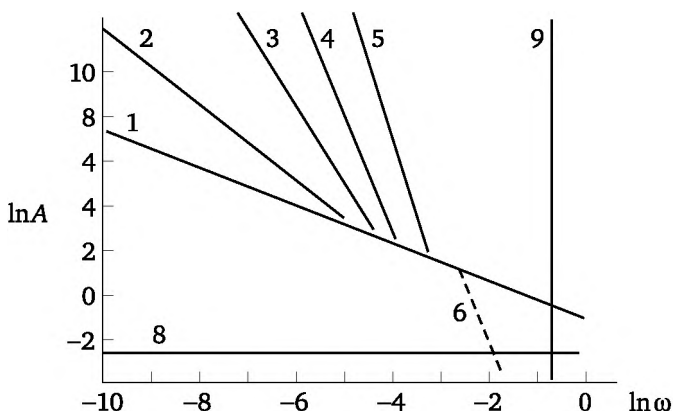


Рис. 16. Данные по фликкер-спектроскопии радиационного фона г. Мариуполя и климатических параметров:

- 1 — радиационный фон; 2 — скорость ветра; 3 — влажность; 4 — температура;
- 5 — давление; 6 — фон, связанный с несанкционированными выбросами ближайшей АЭС; 8 — полностью случайный процесс («белый шум»);
- 9 — полностью упорядоченный процесс (волна одной частоты)

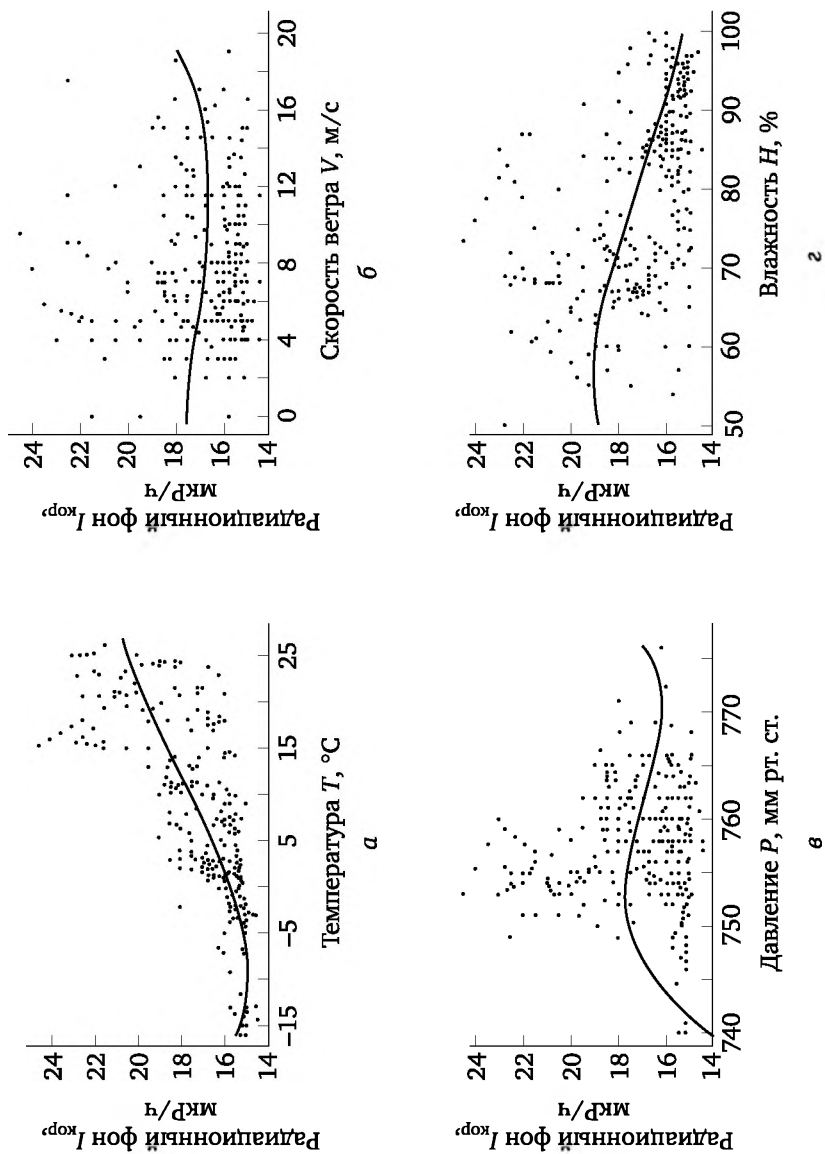
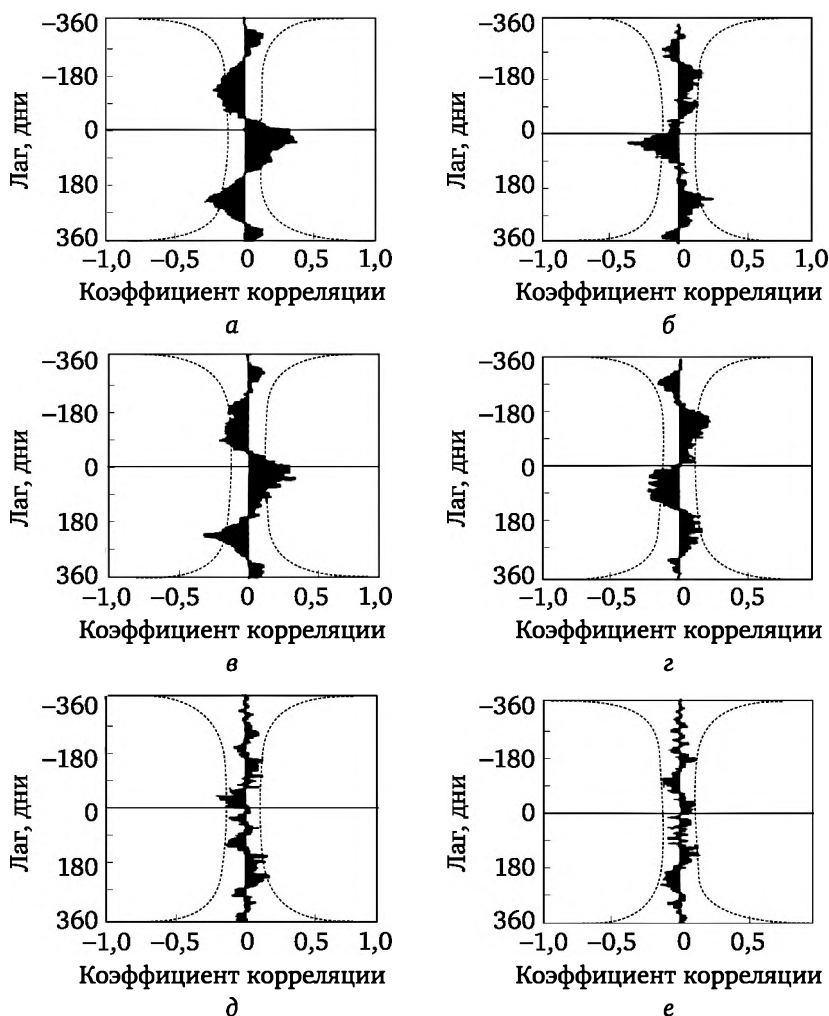


Рис. 17. Влияние климатических параметров на величину радиационного фона в г. Мариуполе

Как известно, в рамках геометрии фракталов параметр  $k$  связан с фрактальной размерностью:  $k = 2(3 - d_f)$  или  $d_f = 3 - 0,5k$ , где  $d_f > 1$  — фрактальная размерность.

Графики аппроксимирующих кривых для радиационного фона и всех метеопараметров, за исключением направления ветра, приведены на рис. 12. На примере данных за 1996 г. видно, что временной дрейф некоторых параметров проходит в фазе с другими, а некоторых — в противофазе (изменения некоторых параметров никак не влияют на изменения других). Исследование кросскорреляций разных климатических параметров и кросскорреляций типа «радиационный фон — конкретный климатический параметр» (рис. 18) обнаружило наличие суточных и сезонных взаимных статистических корреляций.



**Рис. 18. Кросскорреляционные функции радиационного фона от климатических параметров:**  
 а — температура; б — давление; в — абсолютная влажность; г — относительная влажность; д — скорость ветра; е — направление ветра



Показатели фракталов для климатических параметров и фона демонстрируют, что к радиационному фону ( $d_f = 2,62$ ) ближе всего оказались значения  $d_f$  для температуры (2,61) и давления, что свидетельствует о существенном вкладе в радиационный фон радона, выделяющегося из почвы.

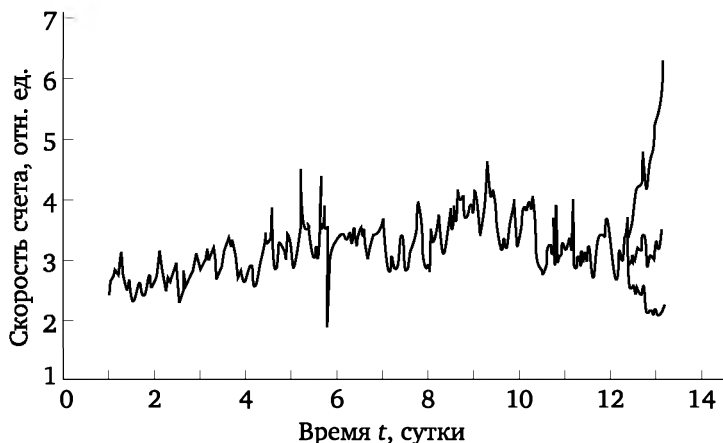


Рис. 19. Флуктуации радиационного фона и их экстраполяция во времени

Используя полученные параметры, можно предсказать развитие в будущем радиационного фона (и метеопараметров) с учетом как базовой линии, так и особенностей статистических флуктуаций.

## 12.5. Автоволновые колебания в экологических системах

Рассмотрим теперь эволюцию численности живых компонентов замкнутой экологической системы, способных к миграции по ареалу, загрязненному нестойким токсином. Формула локального роста для нее:

$$F(u) = [B(u) - G(u)]u, \quad (6)$$

где  $u$  — плотность популяции;  $B(u) = n_0[1 - \exp(-\mu u)]$  — функция рождаемости;  $G(u) = k_0 + \eta u$  — функция смертности. Здесь  $n_0$  — продуктивность вида;  $\mu$  — коэффициент, характеризующий эффективность поиска брачного партнера;  $k_0$  — естественная смертность;  $\eta u$  — конкурентная смертность.

При нахождении популяции в условиях фонового загрязнения действие токсина проявляется в уменьшении продуктивности  $n = n_0 - \alpha_f C$  и увеличении смертности  $k = k_0 + \beta_f C$  вида (здесь  $C$  — концентрация фонового загрязнения).

В случае распределенной двумерной системы распределение особей по ареалу описывается параболическим квазилинейным уравнением:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = D_u \Delta u + u \{ n [1 - \exp(-\mu u)] - k - \eta u \}, \quad (7)$$

где  $D_u$  — «коэффициент диффузии» особи популяции, т. е. параметр, определяющий скорость миграции особи по экосистеме;  $\Delta = \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2}$ ;  $u$  — численность популяции;  $k(C)$  — естественная смертность вида, зависящая от концентрации токсина;  $\mu$  — не зависящая от токсина эффективность поиска брачного партнера;  $\eta$  — смертность вида, зависящая как от численности популяции, так и от концентрации токсина.

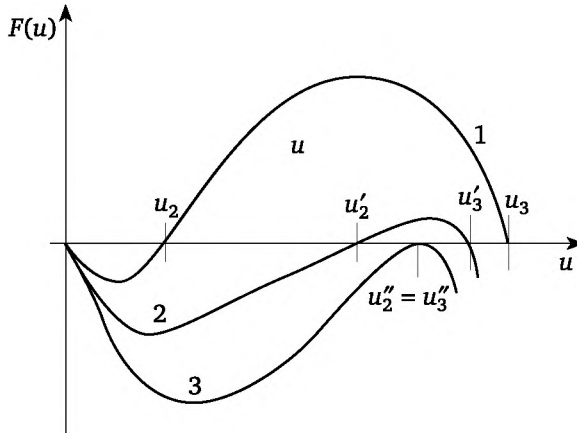


Рис. 20. Возможный вид функции локального роста популяции  $F(u)$  при различном уровне фонового загрязнения экосистемы токсином. Кривая 1 —  $U > 0$ ; кривая 2 —  $U < 0$ ; кривая 3 — корни  $u_2$  и  $u_3$  сливаются

Предложенное уравнение решали при различных граничных и начальных условиях. Показано, что в зависимости от знака интеграла

$$U = \int_{u_1}^{u_2} F(u) du, \quad (8)$$

где  $u_1$  и  $u_3$  — 1-й и 3-й нули функции в рассматриваемой системе могут распространяться волны заселения ( $U > 0$ ) или волны вымирания ( $U < 0$ ). В условиях фонового загрязнения в зависимости от степени подавленности могут реализовываться следующие случаи:  $U > 0$  — ситуация остается благоприятной, и по ее ареалу может распространяться волна роста численности популяции;  $U < 0$  — в системе могут распространяться волны вымирания; корни  $u_1$  и  $u_3$  сливаются — беспороговое вымирание.

Рассмотрим последствия локального выброса опасного короткоживущего нуклида:

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \bar{D}_u \Delta u + u \{ (1 - \bar{\alpha} C) [1 - \exp(-\mu u)] - \bar{k} - \bar{\beta} C - \bar{\eta} u \}; \quad (9a)$$



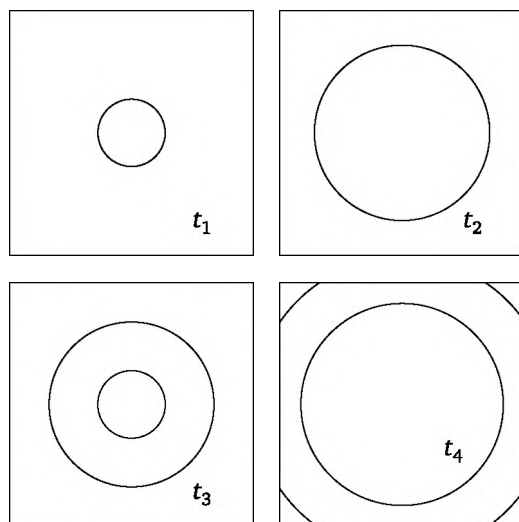
в месте выпадения токсина «мертвая зона» быстро исчезает — исходная численность популяции полностью восстанавливается. При среднем уровне загрязнения в месте загрязнения популяция вымирает, «мертвая зона» существует долго, не расширяясь и не сходясь. При высоком уровне загрязнения из первоначально образовавшейся «мертвой зоны» начинает распространяться волна вымирания, которая не затухает и после полного распада токсина. Волна проходит по всей территории экосистемы, и вся популяция вымирает.

Перейдем теперь к модели системы «хищник — жертва», находящейся в условиях воздействия на хищника загрязнения среды обитания. Используем простой вид мультизиганской функции жертвы и трофической (пищевой) функции хищника. Уравнения, описывающие миграцию жертвы и хищника в загрязненной среде:

$$\begin{cases} \frac{\partial u}{\partial t} = D_u \Delta u + u \left( 1 - u - \frac{uz}{\mu + u^2} \right), \\ \frac{\partial z}{\partial t} = D_z \Delta z + \varepsilon f z \left( \frac{u^2}{\mu + u^2} - b \right), \end{cases} \quad (10)$$

$$u = \frac{X}{X_k}; Z = \frac{AY}{\kappa \alpha_0}; \varepsilon = \frac{1}{\alpha_0}; \mu = \frac{1}{X_2^k}; f = \kappa A; b = \frac{m}{\kappa A},$$

где  $X$  — плотность популяции хищника;  $k$  — емкость среды для жертвы;  $Y$  — плотность популяции жертвы;  $A$  — параметр, определяющий эффективность поиска пищи (жертвы);  $\kappa$  — КПД переработки биомассы жертвы хищником;  $\alpha_0$  — рождаемость жертвы;  $m$  — естественная смертность хищника.



**Рис. 23. Распространение концентрических автоволн в экосистеме с загрязнением (модель «хищник — жертва»).**  
**Параметры расчета:  $\varepsilon = 0,05$ ;  $b = 0,5$ ,  $\mu = 0,001$ ;  $f = 1$**

В системе «хищник — жертва» загрязнение среды обитания приводит к возникновению в этой среде источников популяционных волн — ревербераторов и ведущих центров. Если уровень загрязнения таков, что  $b$  не достигает  $b_c$ , бифуркационного значения рождения предельного цикла, то в системе происходит лишь незначительное повышение численности популяции жертвы. Если в исходном состоянии система возбудима с малой численностью жертв и в ней происходит локальное загрязнение, переводящее некоторую область среды в автоколебательный режим, то эта область становится источником круговых популяционных волн. При разрыве фронта круговой волны на месте разрыва образуются две спиральные волны, вращающиеся в противоположные стороны. Такая пара может существовать долго и после полной очистки среды от загрязнения, вызвавшего первоначальный импульс.

Математическое моделирование демонстрирует, что отклик нелинейной экосистемы на внешние воздействия может быть достаточно неожиданным: локальное вмешательство изменяет состояние всей системы, причем новое состояние может сохраняться и после прекращения воздействия. Результат локального вмешательства обитания радикально изменяется в зависимости от уровня загрязнения среды обитания.

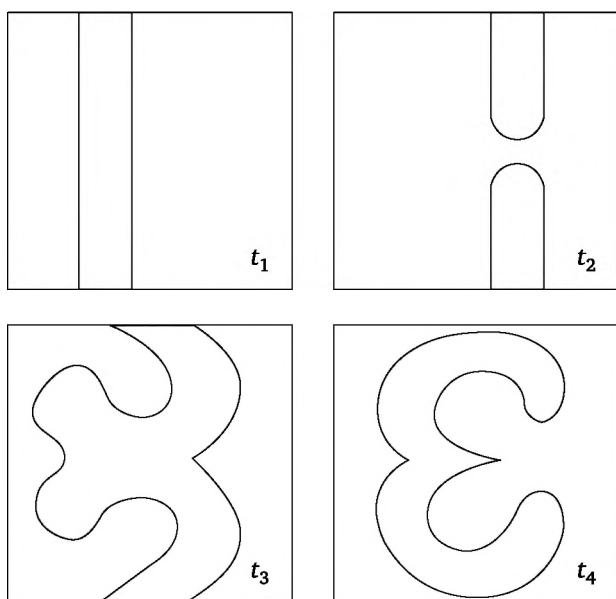


Рис. 24. Эволюция спиральных волн в системе «хищник — жертва». Параметры расчета:  $\varepsilon = 0,05$ ;  $b = 0,5$ ;  $\mu = 0,001$ ;  $f = 1$

Существенным недостатком современных Санитарных правил, в которых значения предельно допустимого уровня радионуклида и предельно допустимой концентрации никак не связаны с особенностями экосистемы, с наличием в них живых компонентов, включенных

в пищевые цепочки. На самом деле при оценке экологического риска от поступления радионуклида в среду обитания следует учитывать как эволюцию во времени и в пространстве концентрационного поля радиотоксина, так и способность к миграции одного или нескольких живых компонентов экосистемы.

## Рекомендованная литература

1. Бекман, И. Н. Радиоактивность и радиация: радиохимия. Т. 1 / И. Н. Бекман // Онтопринт. — М., 2011.
2. Бекман, И. Н. Радиоактивные элементы: радиохимия. Т. 2 / И. Н. Бекман // Онтопринт. — М., 2014.
3. Бекман, И. Н. Ядерная индустрия и промышленная радиохимия: радиохимия. Т. 4 / И. Н. Бекман // Онтопринт. — М., 2013.
4. Бекман, И. Н. Экологическая радиохимия и радиоэкология: радиохимия. Т. 6 / И. Н. Бекман // Онтопринт. — М., 2015.
5. Бекман, И. Н. Радиационная и ядерная медицина: радиохимия. Т. 7 / И. Н. Бекман // Онтопринт. — М., 2012.
6. Бекман, И. Н. Радиохимия. Т. 1 и 2 / И. Н. Бекман. — М. : ЮРАЙТ, 2014.
7. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. — М. : ИздАТ, 2005.
8. Сапожников, Ю. А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика / Ю. А. Сапожников, Р. А. Алиев, С. Н. Калмыков. — М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2010.
9. Сахаров, В. К. Радиоэкология / В. К. Сахаров. — СПб. : Лань, 2006.
10. Смирнов, С. М. Радиационная экология. Физика ионизирующих излучений / С. М. Смирнов, Д. Н. Герасимов. — М. : МЭИ, 2006.
11. Белозерский, Г. Н. Радиационная экология / Г. Н. Белозерский. — М. : Академия, 2008.
12. Пивоваров, Ю. П. Радиационная экология / Ю. П. Пивоваров, В. П. Михалев. — М. : Издательский центр «Академия», 2004.
13. Александров, Ю. А. Основы радиационной экологии / Ю. А. Александров. — Йошкар-Ола, 2007.
14. Василенко, О. И. Радиационная экология / О. И. Василенко. — М. : Медицина, 2004.
15. Рихванов, Л. П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии / Л. П. Рихванов. — Томск : ТПУ, ГЭГх, 2004.
16. Погосов, А. Ю. Ионизирующая радиация: радиоэкология, физика, технологии, защита / А. Ю. Погосов, В. А. Дубковский. — Одесса : Наука и техника, 2012.
17. Прохоров, В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах / В. М. Прохоров. — М. : Энергоиздат, 1981.
18. Журавлев, А. И. Биофизическая и радиационная экология / А. И. Журавлев. — М. : Белые альвы, 2012.

19. Очкин, А. В. Введение в радиозкологию / А. В. Очкин, Н. С. Бабаев, Э. П. Магомедбеков. — М. : ИздАт, 2003.

20. Найдено, В. В. Эколого-экономический мониторинг окружающей среды / В. В. Найдено, Л. Н. Губанов, А. Н. Косариков [и др.]. — Н. Новгород, 2003.

21. Маврицев, В. В. Радиозкология и радиационная безопасность / В. В. Маврицев, А. Э. Высоцкий, Н. Г. Соловьёва. — Минск : Тетра-Системс, 2010.

22. Давыдов, М. Г. Радиозкология / М. Г. Давыдов, Е. А. Бураева, Л. В. Зорина [и др.]. — Ростов н/Д. : Феникс, 2013.

23. Рекомендации Европейского Комитета по Радиационному Риску / под ред. Криса Барси. — 2003.