

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
Институт проблем безопасного развития атомной энергетики

С. В. Казаков, С. С. Уткин

ПОДХОДЫ И ПРИНЦИПЫ РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Под редакцией
доктора технических наук *И. И. Линге*

Москва Наука 2008

УДК 621.039
ББК 31.4
К14

Рецензенты:

доктор технических наук *Л. И. Качур*,
доктор физико-математических наук *Р. В. Арутюнян*

Подходы и принципы радиационной защиты водных объектов /
С. В. Казаков, С. С. Уткин ; под ред. И. И. Линге ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. — М. : Наука, 2008. — 318 с : ил. — ISBN 978-5-02-037029-6 (в пер.).

В монографии рассматриваются основные подходы к радиационной защите окружающей среды, анализируются и сравниваются показатели и критерии, регламентирующие качество водных объектов. Выдвигаются два принципиальных тезиса: о необходимости перехода от антропоцентрических и экологических принципов нормирования к биосферному подходу в радиационной защите окружающей среды; о необходимости учета комплексного водопользования при регламентировании радиационного качества водного объекта. Показано, что применение биосферного подхода в границах использования модифицированного гигиенического принципа позволяет разрешить большинство противоречий между антропоцентрическим и экологическим подходами и является гораздо более перспективным направлением развития системы радиационной защиты окружающей среды, нежели простой коренной пересмотр парадигм. Разработанные модели позволяют производить расчет допустимых разовых и годовых поступлений и сбросов радионуклидов в водные объекты с учетом сложных закономерностей их перераспределения между биотическими и абиотическими компонентами водной экосистемы.

Рекомендуется для радиоэкологов и специалистов в области нормирования воздействия ионизирующего излучения.

ISBN 978-5-02-037029-6

© Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2008
© Казаков С. В., Уткин С. С., 2008
© Редакционно-издательское оформление. Издательство «Наука», 2008

Содержание

Используемые сокращения	7
Введение	9
Общий раздел.....	14
0.1. Что такое безопасность	14
0.2. О техническом регулировании безопасности.....	16
0.3. Могут ли величины риска лежать в основе регулирования безопасности	19
0.4. Безопасность и техническое регулирование в атомной энергетике	21
Литература	30
Раздел 1. Действующие показатели и критерии, регламентирующие радиационное качество водных объектов	31
1.1. Нормы и правила в области обеспечения радиационной безопасности водных объектов.....	31
1.2. Международные рекомендации и стандарты	39
1.3. Учет содержания природных радионуклидов	41
1.4. Оценки дозы естественных радионуклидов при питьевом потреблении воды	43
1.5. Содержание искусственных радионуклидов в питьевой воде.....	45
Литература	47
Раздел 2. Классификация водных объектов хозяйственно- питьевого водоснабжения.....	48
2.1. Индекс радиоактивного загрязнения	48
2.2. Обоснование классификации радиационного качества питьевых вод.....	48
2.3. Учет нуклидного состава загрязнителей	50
2.4. Классификация водных объектов питьевого назначения	52
2.5. Примеры классификации водных объектов, подверженных радиоактивному загрязнению	54

2.6. Сравнение рисков, генерируемых загрязнением питьевых вод радиоактивными и вредными химическими веществами	57
Литература	58
Раздел 3. Гигиенический и экологический подходы в радиационной безопасности	60
3.1. Биологическое действие ионизирующих излучений	61
3.2. Антропоцентрический и экологический подходы в радиационной безопасности	63
3.3. Возможность применения антропоцентрического подхода для нормирования радиационного воздействия на компоненты наземных экосистем.....	70
3.4. Соотношение критериев радиационной безопасности человека и окружающей среды.....	83
3.5. Дополнительные принципы радиационной защиты	88
Литература	94
Раздел 4. Принципы оценки радиоэкологического состояния водных объектов	97
4.1. Санитарно-гигиенические критерии оценки радиационного состояния водных объектов	97
4.2. Экологические критерии радиационного состояния водных объектов.....	98
4.3. Радиационная защита водных объектов	100
4.4. Анализ критических видов водопользования	107
4.5. Определение радиационного качества водного объекта при различных стратегиях водопользования.....	113
Литература	130
Раздел 5. Математическое моделирование процессов миграции радионуклидов в водных экосистемах	134
5.1. Поступление радиоактивных веществ в водные объекты и распределение радионуклидов по основным компонентам водных экосистем.....	134
5.2. Выбор структуры и обоснование референтных компонентов модели.....	138
5.3. Самоочищение воды водоемов от радионуклидов	149

5.4. Учет вторичного загрязнения.....	159
5.5. Зависимость накопления радионуклидов в донных отложениях от глубины водоема	161
5.6. Методы оценки накопления радионуклидов в гидробионтах	167
5.7. Многокамерные модели миграции радионуклидов в водных экосистемах.....	171
5.8. Учет процессов взмучивания донных отложений	176
5.9. Модели, описывающие миграцию радионуклидов в озерах ...	188
Литература	215
Раздел 6. Моделирование миграции радионуклидов в донных отложениях.....	220
6.1. Камерная модель	220
6.2. Конвективно-диффузионная модель миграции радионуклидов в донных отложениях.....	225
6.3. Численное решение и определение параметров модели	229
6.4. Результаты расчетов	235
6.5. Развитие модели.....	243
6.6. Верификация модели.....	246
6.7. Сравнение экспериментальных данных и теоретического прогноза	257
6.8. Заключение: выводы и рекомендации	259
Литература	260
Раздел 7. Регламентирование поступлений радиоактивных веществ в водоемы	262
7.1. Основные положения.....	262
7.2. Расчет допустимых годовых поступлений.....	264
7.3. Расчет допустимых разовых поступлений.....	266
7.4. Расчет допустимых сбросов	269
7.5. Принципы управления радиационной обстановкой в водоемах	271
7.6. Определение численных значений параметров.....	276
Литература	278

Раздел 8. Регулирование безопасности водных объектов «ядерного наследия» (на примере Теченского каскада водоемов).....	279
8.1. История создания, состав и назначение Теченского каскада водоемов ФГУП «Производственное объединение “Маяк”»	279
8.2. Эксплуатация водоемов ТКВ и требования современного законодательства.....	282
8.3. Требования по безопасности при разработке технического регламента «О безопасности Теченского каскада водоемов».....	292
8.4. Проект технического регламента «О безопасности Теченского каскада водоемов».....	306
Литература	316
Заключение	317

Используемые сокращения

АЭС	— атомная электростанция
ВК	— Водный кодекс
ВОЗ	— Всемирная организация здравоохранения
ВХВ	— вредные химические вещества
ДА	— допустимая активность
ДГП	— допустимое годовое поступление
ДГС	— допустимый годовой сброс
ДК	— допустимая концентрация
ДРП	— допустимое разовое поступление
ДС	— допустимый сброс
ЕС	— Европейский союз
ЖРО	— жидкие радиоактивные отходы
ИЗВ	— индекс загрязненности вод
ИИИ	— источник ионизирующего излучения
ИРЗВ	— индекс радиоактивной загрязненности воды
КГП	— контрольные годовые поступления
ЛБК	— левобережный обводный канал
МАГАТЭ	— Международное агентство по атомной энергии
МКРЗ	— Международная комиссия по радиологической защите
МПР	— Министерство природных ресурсов
НАО	— низкоактивные отходы
НКДАР	— Научный комитет по действию атомной радиации (ООН)
НРБ	— нормы радиационной безопасности
ПБК	— правобережный обводный канал
ПД	— предел дозы

ПДК	— предельно допустимая концентрация
ПО	— производственное объединение
РАО	— радиоактивные отходы
РВ	— радиоактивное вещество
СППР	— система поддержки принятия решений
ТКВ	— Теченский каскад водоемов
ТР	— технический регламент
ТРО	— твердые радиоактивные отходы
УА	— удельная активность
УВ	— уровень вмешательства
ФГУП	— федеральное государственное унитарное предприятие
ФНП	— федеральные нормы и правила
ЭР	— эквивалентный риск
ЯРБ	— ядерная и радиационная безопасность
ЯРОО	— ядерно- и радиационно-опасные объекты
FES	— сорбционные центры, расположенные между слоями кристаллической решетки в области их расширенных концов (Frayed Edge Sites)
IRE	— индекс радиационной опасности
IUR	— Международный союз радиоэкологии (International Union of Radioecology)
NOEL	— максимальная величина дозы, при которой отсутствуют какие-либо радиационные эффекты для данного вида природных организмов (No Observed Effect Levels)
PC	— допустимая концентрация
RES	— неселективные сорбционные центры, расположенные на поверхности частиц (Regular Exchange Sites)

Введение

Футурологи утверждают, что будущие войны могут возникнуть в борьбе за пресную воду. И это совсем не так странно и утопично, как может показаться на первый взгляд. Естественное распределение запасов воды не очень удобно для человека, большую часть водной массы составляют соленые моря и океаны. Более того, и пресная вода доступна нам далеко не вся: значительная ее часть законсервирована в виде льда или находится глубоко под землей. В нашем распоряжении лишь доли процента земных ресурсов пресных вод. Положение осложняется тем, что потребность в воде растет, а ее расход только увеличивается. Водные ресурсы истощаемы, и в последнее время понимание последствий этого факта при нынешнем уровне водопотребления ставит вопрос о рациональном, эффективном использовании пресных вод и их охране в ряд важнейших проблем развития общества, науки и техники.

В соответствии с природоохранительным законодательством Российской Федерации нормирование качества окружающей среды осуществляется в целях государственного регулирования воздействия на нее хозяйственной и иной деятельности, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экологической безопасности. Она заключается в установлении нормативов качества окружающей среды, нормативов допустимого воздействия на нее при осуществлении хозяйственной или иной деятельности. При этом под воздействием понимается такое влияние хозяйственной или иной деятельности, последствия которой приводят (или могут приводить) к негативному изменению окружающей среды в результате ее загрязнения, в том числе к деградации естественных экологических систем и истощению природных ресурсов. Определенная таким образом цель подразумевает наложение нормативов (регламентирование) как на само воздействие, так и на факторы среды, отражающие и воздействие, и отклики экосистемы.

Нормирование качества вод состоит в установлении для воды водного объекта совокупности допустимых значений показателей ее состава и свойств, в пределах которых надежно обеспечиваются здоровье населения, благоприятные условия водопользования и экологическое благополучие водного объекта.

Под качеством воды в целом понимаются характеристики ее состава и свойств, определяющие ее пригодность для конкретных видов водопользования, при этом критерии качества представляют собой признаки, по которым производится оценка качества воды.

Правила охраны поверхностных вод устанавливают нормы качества воды водоемов и водотоков для условий хозяйственно-питьевого, культурно-бытового и рыбохозяйственного водопользования. Действующая система нормирования качества вод в целом исправно функционирует, но пока далека от совершенства: до сих пор нет научно обоснованных и оформленных на должном уровне нормативно-правовых документов по качеству вод, допускающих комплексное использование водных объектов, а существующая законодательная база, регламентирующая допустимое содержание в воде веществ различной природы (в том числе и радиоактивных), требует дополнения и гармонизации.

В монографии рассматриваются принципы радиационной защиты водных объектов. На фоне стойкой радиофобии, во многом спровоцированной аварией на Чернобыльской АЭС, развитие атомной энергетики до сих пор происходит в неравных условиях по сравнению с другими отраслями промышленности. Уровни риска, закладываемые в проектные обоснования при разработке ядерно- и радиационно-опасных объектов, на несколько порядков превышают аналогичные показатели, например, для химических технологий. Между тем, по данным специалистов Института проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, годовые индивидуальные радиационные риски техногенного происхождения в районе Белоярской АЭС составляют величину порядка $3 \cdot 10^{-7}$ (из них $2,4 \cdot 10^{-7}$ — доля за счет газоаэрозольных выбросов, $6 \cdot 10^{-8}$ — за счет сбросов в водные объекты). Для сравнения: годовые индивидуальные риски нерадиационного происхождения равны соответственно для Екатеринбурга $2,8 \cdot 10^{-4}$, для Нижнего Тагила — $4,4 \cdot 10^{-4}$, для Краснотурьинска (Свердловская область) — $4,0 \cdot 10^{-4}$.

Если вести речь непосредственно о загрязнении водных объектов, то и здесь радиационный фактор не является доминирующим. Исключения составляют так называемые объекты ядерного наследия (Теченский каскад водоемов и другие водные объекты производственного объединения «Маяк», открытые водохранилища Сибирского химического комбината, радиохимический завод «Селлафилд», сбрасывающий жидкие отходы в Ирландское море, и др.) и регионов, в которых происходили ядерные аварии.

Приведем показательный пример. В результате деятельности ПО «Маяк» река Теча, в которую в первые годы функционирования предприятия практически неконтролируемо сбрасывались жидкие производственные отходы, выведена из всех видов хозяйственного использования по радиационным показателям. При этом в настоящее время содержание в ней стронция-90 (радионуклида, вносящего преимущественный вклад в ее загрязнение) находится на уровне 5 УВ (уровней вмешательства) и со временем уже не будет увеличиваться. Теча является частью гидрографической сети Теча — Исеть (до 50 предельно допустимых концентраций — ПДК — по содержанию меди) — Тобол (от 20 до 90 ПДК по содержанию нефтепродуктов) —

Иртыш (до 40 ПДК по содержанию фенолов) — Обь (до 280 ПДК по содержанию нефтепродуктов). Очевидно (и это подтверждается расчетами), что при нынешнем уровне развития технологий обращения с жидкими радиоактивными отходами (РАО) на ПО «Маяк» радиационное влияние этого предприятия на всю гидросеть носит пренебрежимо малый характер на фоне химического загрязнения.

Приведенные примеры свидетельствуют о необходимости нахождения общего знаменателя при оценке воздействия той или иной технологии на население и окружающую среду (в частности, на водные объекты).

Несмотря на наблюдающийся перекося в области обоснования и обеспечения безопасной эксплуатации объектов различной технологической природы в сторону зачастую неоправданного ужесточения требований по радиационной безопасности объектов атомной энергетики (следствие этого перекося — высокий уровень затрат на обеспечение радиационной безопасности), развитие атомной отрасли в последнее время стало одним из национальных приоритетов России. Поставлена амбициозная цель — довести долю ядерной энергетики в энергобалансе страны до 25%. Введение новых генерирующих мощностей и общее реформирование отрасли, а также полный переход от действующей ныне системы технического регулирования (в том числе и в атомной отрасли) к принципиально новой — все это требует и, что немаловажно, позволяет реализовать новые идеи, дополнять и развивать концептуальные принципы радиационной безопасности водных объектов с учетом накопленного опыта.

В настоящей работе рассматриваются основные подходы в радиационной защите окружающей среды (в первую очередь применительно к водным экосистемам), анализируются и сравниваются действующие показатели и критерии, регламентирующие качество водных объектов. Вполне очевидно, что разработка подобных подходов, критериев и учет всевозможных аспектов, относящихся к их обоснованию (отношения общественности к развитию атомной энергетики, определенного традиционализма в области обеспечения радиационной безопасности, наличия естественного радиационного фона), не допускает возможности использования опыта разных стран элементарным изменением «в лоб» правовых норм в отношении объектов окружающей среды. Требуется комплексная проработка международных рекомендаций и требований с учетом собственного видения проблемы. Нами выдвигаются два принципиальных тезиса:

- о необходимости перехода от антропоцентрических и экологических принципов нормирования к биосферному подходу в радиационной защите окружающей среды (являющемуся более общим и объединяющим оба подхода);

- о необходимости учета комплексного водопользования (реального или виртуального) при регламентировании радиационного качества водного объекта.

Нынешние нормативы, регламентирующие качество вод исходя в основном из возможности их питьевого использования, не являются исчерпывающими в перспективе комплексного водопользования и требуют дополнительного анализа и пересмотра на научной основе.

Установление нормативов на дозу облучения критических групп населения для радиационных объектов за счет водопользования в принципе уже не только регламентирует радиационное качество воды водных объектов, используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения, но и требует нормирования содержания радионуклидов в отдельных компонентах этих водных объектов, а это вносит определенный элемент «экологического нормирования».

Сравнение существующих концепций обеспечения радиационной безопасности (гигиенического и экологического подходов) показывает, что эти позиции не являются взаимоисключающими. При экологических подходах в систему обеспечения радиационной безопасности включаются компоненты экосистем, в том числе возможно включение и человека как элемента биосферы. С таких позиций биосферный подход можно рассматривать как более общий, включающий в себя и антропоцентрический, и экологический аспекты, что делает такое рассмотрение весьма привлекательным с общенаучных позиций и позволяет избежать антагонизма в различных подходах. При этом в такой трактовке биосферный подход к обеспечению радиационной безопасности во многом отражает современные научные и философские взгляды на процессы развития общества и науки.

В монографии продемонстрировано, что для более точной и расширенной интерпретации антропоцентрической парадигмы в рамках биосферного рассмотрения в контексте использования ее в системе радиационной защиты в качестве одного из базовых принципов (резкий отход от нее в сторону экологической концепции влечет за собой существенные трудности и потребует решения чрезвычайно сложных научных проблем), эта парадигма нуждается в переформулировании и дополнении. Показано, что применение биосферного подхода в границах использования модифицированного гигиенического принципа позволяет разрешить большинство противоречий между антропоцентрическим и экологическим подходами и является гораздо более перспективным направлением развития системы радиационной защиты окружающей среды, нежели простой коренной пересмотр парадигм.

Уже упоминалось, что ограничение дозы облучения за счет водопользования подразумевает нормирование содержания радиоактивных веществ в различных элементах экосистемы водного объекта. Основой для установления допустимых сбросов является адекватное описание основных

процессов переноса и перераспределения радионуклидов в гидросфере. Необходимым инструментом для этого является математическое моделирование процессов миграции радионуклидов в водных объектах, описывающее гидрологический перенос и вообще весь жизненный цикл радиоактивных веществ в водной среде. Разработанные в монографии модели позволяет производить расчет допустимых разовых и годовых поступлений и сбросов радионуклидов в водные объекты с учетом сложных закономерностей их перераспределения между биотическими и абиотическими компонентами водной экосистемы. При этом модель применима не только для целей нормирования поступлений и сбросов радиоактивных веществ в водные объекты, но и для организации более гибкого динамического управления поступлениями и сбросами в качестве элемента системы управления радиационной обстановкой в водоемах.

Общий раздел

Данный раздел является предварительным, в нем рассматриваются современные подходы к радиационной защите с учетом отечественного законодательства в этой области, в первую очередь в контексте сравнительно нового федерального закона «О техническом регулировании».

0.1. Что такое безопасность

Законодательные акты, имеющие отношение к различным аспектам безопасности (федеральные законы «О безопасности», «О радиационной безопасности населения», «Об охране окружающей среды» и др.), уже сравнительно давно оперируют понятием «безопасность», однако фактически не дают его расшифровки на уровне, который необходим для принятия конструктивных мер по установлению показателей и параметров безопасности [1].

В контексте этих законов безопасность определяется как защищенность (состояние защищенности) жизненно важных интересов личности, общества, государства от внутренних и внешних угроз, генерируемых некоторыми источниками опасностей определенного вида (внешним окружением страны, деятельностью групп людей, ионизирующим излучением, пожарами, техногенными опасностями, исходящими от промышленных объектов, и пр.).

Бросается в глаза тавтологичность такого определения безопасности, так как из него следует, что «безопасность — это защищенность». Что такое «защищенность», никак не определяется, в лучшем случае она ассоциируется с субъективным и обыденным восприятием безопасности на интуитивном уровне. Помимо этого, в таком определении безопасность выступает в виде некой абсолютизированной и самостоятельной категории, в отрыве от порождающих ее и влияющих на нее сущностей. Следствие этого — стремление получить либо некую «абсолютную защищенность» (безопасность), либо, даже при осознании того, что это недостижимо, — стремление непрерывно увеличивать защищенность (повышать безопасность) в отрыве от реальных нужд, потребностей и возможностей.

Несложно видеть, что сама по себе опасность как некая сущность порождается практической деятельностью, вне такой деятельности существовать не может и является ее атрибутом. В свою очередь, практическая деятельность есть специфическая форма пассивного или активного отношения человека к окружающему миру, т. е. неперенный атрибут самой человеческой жизни.

Отсюда следует, что безопасность — условие осуществления практической деятельности, причем накладываемое самим субъектом или социумом на осуществление этой деятельности. Таким образом, безопасность не является состоянием защищенности и, шире, чьим-либо или каким-либо состоянием, а есть условие (или совокупность специальных условий) осуществления практической деятельности. Безопасность — условия существования субъекта или социума, вводимые ими и ими же контролируемые и управляемые.

Понятия «опасность» и «безопасность», вообще говоря, не находятся между собой в отношениях простой противоположности, отрицания друг друга. Опасность — объективно существующий атрибут практической деятельности, хотя для различных субъектов, находящихся в поле этой деятельности, мера опасности может быть различной. Безопасность же — категория во многом субъективная, которую субъект (или социум) формирует для собственного пользования, исходя из некоторых высших соображений, экономических и технических возможностей, и которая определяет условия осуществления практической деятельности.

Федеральный закон «О техническом регулировании» от 27 декабря 2002 г. № 184-ФЗ вводит по отношению к продукции, процессам производства, эксплуатации, хранения, перевозки, реализации и утилизации понятие безопасности *как состояния*, при котором отсутствует недопустимый риск, связанный с причинением вреда жизни или здоровью граждан, имуществу физических или юридических лиц, государственному или муниципальному имуществу, окружающей среде, жизни или здоровью животных и растений.

Несмотря на некоторую шероховатость этого определения, оно гораздо конструктивнее, чем содержащиеся в тексте ряда законов. При желании несложно его переформулировать с учетом того, что безопасность есть условие осуществления практической деятельности: «Безопасность продукции, процессов производства, эксплуатации, хранения, перевозки, реализации и утилизации — *это условия*, которым должны отвечать продукция, процессы производства, эксплуатации, хранения, перевозки, реализации и утилизации, при которых отсутствует недопустимый риск, связанный с причинением вреда жизни или здоровью граждан или их потомкам, имуществу физических или юридических лиц, государственному или муниципальному имуществу, окружающей среде включая ее биотические и абиотические компоненты».

В таком определении формирование требований безопасности для задач построения системы технического регулирования становится существенно более ясной и прозрачной процедурой. Условия, которым должны отвечать продукция, процессы и т. д., определить намного проще, чем состояние, при котором отсутствует недопустимый риск (множество безопасных состояний даже для сравнительно простых объектов в общем случае является бесконечным, хотя и ограниченным в фазовом пространстве состояний объекта).

Обратим внимание также на один тонкий момент, который обязательно следует учитывать, — на различие в требованиях *по безопасности* и *по обеспечению безопасности*. Требования по безопасности связаны с тем, чем характеризуется безопасность, т. е. это набор условий, признаков, критериев, при которых наперед заданный уровень безопасности считается достигнутым. Требования по обеспечению безопасности направлены на то, как, какими средствами, за счет чего обеспечивается безопасность.

О.2. О техническом регулировании безопасности

Обратимся к достаточно новому федеральному закону «О техническом регулировании», рассматривая его с позиций необходимости выработки базовых положений по формированию системы регулирования радиационной безопасности. В нем введено и широко используется сравнительно новое для отечественного законодательства понятие риска: «риск — вероятность причинения вреда жизни или здоровью граждан, имуществу физических или юридических лиц, государственному или муниципальному имуществу, окружающей среде, жизни или здоровью животных и растений с учетом тяжести этого вреда». Риск выступает в качестве меры безопасности, т. е. если риск ниже некоторого значения («недопустимого риска»), то безопасность соблюдена, если выше, — то нет. Может быть, определению риска, данному в законе, не хватает юридической скрупулезности (кем, чем наносится вред, что такое вред) и математической строгости (например: риск равен произведению вероятности возникновения события на исход этого события), но по сути уже в такой форме это определение дает инструмент как для анализа безопасности, так и для построения процедур единого технического регулирования во всех сферах техногенного воздействия.

В законе содержится определение технического регламента: «технический регламент — документ, который принят международным договором Российской Федерации, ратифицированным в порядке, установленном законодательством Российской Федерации, или федеральным законом, или указом Президента Российской Федерации, или постановлением Правительства Российской Федерации, и устанавливает обязательные для применения и исполнения требования к объектам технического регулирования (продукции, в том числе зданиям, строениям и сооружениям, процессам производства, эксплуатации, хранения, перевозки, реализации и утилизации)».

Важно отметить следующее:

- технический регламент — акт законодательного уровня, т. е. «обязательные для применения и исполнения требования к объектам технического регулирования», являющиеся продуктом общественного

согласия — консенсусом между желанием иметь как можно более высокий уровень безопасности и возможностью (научной, технической, экономической) достижения (обеспеченности) этого уровня;

- объекты технического регулирования фактически определены; это продукция — «результат деятельности, представленный в материально-вещественной форме и предназначенный для дальнейшего использования в хозяйственных и иных целях» (в том числе здания, строения, сооружения), и процессы (производства, эксплуатации, хранения, перевозки, реализации и утилизации этой продукции).

Цели принятия технических регламентов:

«1. Технические регламенты принимаются в целях:

- защиты жизни или здоровья граждан, имущества физических или юридических лиц, государственного или муниципального имущества;
- охраны окружающей среды, жизни или здоровья животных и растений;
- предупреждения действий, вводящих в заблуждение приобретателей.

2. Принятие технических регламентов в иных целях не допускается» (ст. 6).

Здесь важно следующее:

- Определены субъекты технических регламентов, т. е. то, что выступает в качестве «детекторов опасности» (жизнь и здоровье граждан, окружающая среда, имущество), которая генерируется «источниками опасности» — объектами технического регулирования.
- Сформулированы (при совместном прочтении п. 1 и 2 ст. 6) необходимые и достаточные условия достижения целей принятия технических регламентов. Таким образом, если обеспечено выполнение обязательных для применения и исполнения требований технических регламентов, сформулированных в отношении «источников опасности», то обеспечена защита «детекторов опасности» от «источников опасности», и наоборот, если обеспечена защита «детекторов опасности», то цель принятия технических регламентов достигнута.

Тогда имеем право заключить, что между всей совокупностью обязательных требований безопасности в отношении «источников» и всей совокупностью обязательных требований безопасности в отношении «детекторов» безопасности существует взаимно-однозначное соответствие, т. е. выполнение одних влечет за собой выполнение других, и наоборот.

Таким образом, необходимые и достаточные требования технических регламентов по отношению к объектам технического регулирования могут быть определены через необходимые и достаточные требования безопасности в отношении «субъектов» технического регулирования.

В контексте сказанного технический регламент по радиационной и ядерной безопасности должен устанавливать с учетом риска причинения вреда

минимально необходимые требования, обеспечивающие безопасность населения (включая персонал и население как категории облучаемых лиц), окружающей среды, имущества.

Ограничение (минимизация) требований, которые в принципе могут содержаться в техническом регламенте как в документе, устанавливающем набор требований безопасности, возможно по их количеству (объему) и по качеству (значению критериев).

Во-первых, естественно, что объем требований должен быть необходимым и достаточным для безопасности населения, окружающей среды, имущества.

Во-вторых, требования, содержащие критерии безопасности, не должны быть чрезмерно ужесточены, еще лучше, если подразумевается однозначное научное обоснование их оптимальности (например, по соотношению «вред — польза»).

Заметим, что минимально необходимыми требованиями по ядерной и радиационной безопасности в отношении объектов регулирования безопасности с учетом риска причинения ими вреда являются требования по установлению значений критериев допустимого риска в отношении субъектов регулирования безопасности.

Так, учитывая, что доза является мерой риска в отношении жизни и здоровья человека, показатели риска в ряде случаев (при установлении требований безопасности населения и персонала как категорий облучаемых лиц) могут быть заменены дозовыми показателями. По сути эта процедура уже реализована в НРБ-99 [2].

В отношении объектов окружающей среды ситуация с установлением требований безопасности обладает выраженным дуализмом. С одной стороны, они являются детекторами опасности и по ним должны быть установлены нормативы допустимого радиационного воздействия и нормативы качества окружающей среды (требования закона «Об охране окружающей среды»). С другой стороны, эти же требования распространяются на безопасность населения, использующего ресурсы окружающей среды, и, вообще говоря, на имущество юридических и физических лиц. Поэтому в отношении объектов окружающей среды установление требований безопасности требует решения вопроса о приоритетности антропоцентрического или экологического подходов в радиационной защите окружающей среды и/или определении областей и границ применимости того или иного подхода.

О.3. Могут ли величины риска лежать в основе регулирования безопасности

Риск выступает в качестве меры определения минимальных требований к обеспечению безопасности, т. е. если риск ниже некоторого значения «недопустимого риска», то безопасность соблюдена, если выше, — то нет. Использование показателя риска в качестве меры для установления минимальных требований по обеспечению безопасности потребует количественного определения значений таких величин, как предельно допустимый и пренебрежимый риск, которые предназначены для установления уровня, до которого должно быть снижено воздействие (например, выбросы и сбросы загрязняющих веществ в окружающую среду, отторжение территорий).

Вопрос о том, какой вообще уровень безопасности на сегодня социально приемлем и экономически оправдан, является ключевым. В терминах риска это означает, что необходимо научно (с позиций безопасности и экономики) обосновать тот уровень риска (в натуральных показателях), который может быть достижим и зафиксирован (желательно законодательно), дабы обеспечить оптимальное социальное развитие общества, с учетом необходимости поддержания этого уровня риска ресурсными средствами. Это достаточно сложная, но разрешимая задача, если учесть уровень проработанности вопроса как в России, так и за рубежом.

Принципиально разные по своей природе опасности при их количественной оценке в виде рисков могут быть приведены к сопоставимому виду и должны рассматриваться в единой шкале рисков.

Поэтому при построении и развитии системы регулирования безопасности крайне важно принять центральный для всей пирамиды технических регламентов закон — технический регламент «О техногенных рисках в Российской Федерации». Это позволило бы ввести с позиций обеспечения безопасности персонала, населения и окружающей среды единую шкалу рисков для различных факторов техногенного воздействия и создать единые общие условия безопасного функционирования производственных объектов, относящихся к различным хозяйственным отраслям и промышленности.

Разработка нормативов основных видов риска — процесс непростой. Как показывает международный опыт, пределы риска устанавливаются с учетом экономических, социальных, политических, технологических и других аспектов. В большей мере это проблема социально-экономического и политического компромисса, нежели объективного научного анализа, однако в процессе выработки политических решений могут и должны использоваться данные сравнительного анализа различных рисков, существующих в стране.

Наиболее передовой опыт использования анализа риска накоплен в Нидерландах, где методы управления экологическим риском начали применяться на правительственном уровне при решении экологических проблем с 1985 г., когда впервые была принята государственная экологическая политика [3].

В Нидерландах установлены следующие значения пределов риска, одобренные национальным парламентом:

- Для кратковременных воздействий на население, вызываемых аварийными ситуациями на потенциально опасных объектах, за максимально допустимый предел был принят уровень индивидуального риска, который превышает минимальный риск смерти от других причин не более чем на 1%. За основу был принят индивидуальный риск смерти для группы населения в возрасте от 10 до 14 лет, составляющий величину порядка $1 \cdot 10^{-4}$ в год. Исходя из этого, максимально допустимый индивидуальный риск смерти был установлен на уровне $1 \cdot 10^{-6}$ в год.
- Для рисков, создаваемых долговременными поступлениями в окружающую среду загрязняющих веществ, обладающих беспороговым воздействием на здоровье населения, максимально допустимый уровень индивидуального риска смерти принят равным $1 \cdot 10^{-6}$ в год. Пренебрежимый уровень был принят на уровне 1% максимально допустимого — $1 \cdot 10^{-8}$ в год.

Максимально допустимый риск смерти для людей в результате совместного действия химических загрязняющих веществ, радиационного облучения и других факторов не должен превышать 10^{-5} в год. В то же время риск смерти от каждого из видов воздействия не должен превышать 10^{-6} в год. Сравнимые значения были установлены для рисков заболеваний и рисков негативных последствий, вызываемых шумом или неприятными запахами.

Во многих других экономически развитых странах был использован стандарт, введенный в Нидерландах, который применяется в практике лицензирования потенциально опасных объектов. Этот стандарт задает максимально приемлемые уровни индивидуального техногенного риска для населения, проживающего в регионе размещения этих объектов.

В Великобритании Управление по охране здоровья и безопасности также установило предельный уровень приемлемого индивидуального риска на уровне $1 \cdot 10^{-6}$ в год. В Австралии такой же стандарт, утвержденный Министерством планирования, используется с 1990 г.

Поначалу в промышленных отраслях Нидерландов без энтузиазма отнеслись к идее использования количественных оценок риска на практике. Главным аргументом была большая неопределенность результатов таких оценок и анализа. Кроме того, некомпетентность лиц, принимающих решения в органах власти, способна нивелировать результаты анализа риска, и общественность может неадекватно реагировать на численное представление

риска. Опыт Нидерландов доказал, что публикация информации по риску не ведет к чрезмерной реакции общественности. Политическое урегулирование количественных уровней допустимого риска предотвращает многие неприятные неожиданности для промышленных объектов и делает процесс принятия властями решений проще, в том числе и с точки зрения восприятия их общественностью.

Голландский подход хорошо согласуется с практикой управления канцерогенным риском в США. Введенные нормативные уровни коррелируют с используемым уровнем «de minimis» (т. е. риском, который считается пренебрежимым), составляющим для всего населения $1 \cdot 10^{-6}$ за жизнь, что примерно соответствует индивидуальному риску смерти $1 \cdot 10^{-8}$ в год. В то же время для воздействий на небольшие группы населения канцерогенный пожизненный риск не должен превышать $1 \cdot 10^{-4}$ и подлежит дальнейшему снижению с использованием экономически эффективных мер до целевого уровня.

Согласно законодательству США риск мгновенной смерти от аварии на АЭС в радиусе двух миль не должен превышать 0,1% от существующих частотных уровней смерти населения от дорожно-транспортных происшествий и равен $5 \cdot 10^{-7}$. Реальный риск смерти населения США в результате дорожно-транспортных происшествий составляет $5 \cdot 10^{-4}$ в год. В радиусе 50 миль от атомной станции дополнительный риск смерти от раковых заболеваний не должен превышать 0,1% риска смерти от рака по всем причинам (эта величина в США составляет в настоящее время примерно $2 \cdot 10^{-3}$ смертей/год), т. е. $2 \cdot 10^{-6}$.

О.4. Безопасность и техническое регулирование в атомной энергетике

К сожалению, за прошедший с момента принятия закона достаточно длительный период не удалось достичь не только консолидации усилий всех заинтересованных сторон (атомной энергетики и промышленности, надзорных органов, научного сообщества) по эффективной практической реализации его положений, но и определиться с его приемлемостью в целом для регулирования вопросов ядерной и радиационной безопасности. Некоторые известные и компетентные специалисты считают необходимым полностью сохранить действующую систему федеральных норм и правил (ФНП) и вывести атомную энергетику и промышленность из-под действия закона «О техническом регулировании». Их аргументация основана на том, что если в отношении большинства объектов правового регулирования действует постулат «разрешено все, что не запрещено», то в атомном праве ситуация иная — де-факто реализуется принцип «запрещено все, что не разрешено».

Предпринимаются также попытки механически перевести всю совокупность действующих норм и правил в рамки технических регламентов. Приверженцы этого подхода декларируют следующий принцип: «в действующих ФНП уже содержится вся система требований по ЯРБ, необходимая и достаточная для построения системы технического регулирования ЯРБ». Тем самым процедура формирования новой системы технического регулирования в атомной отрасли сводится к формальному переписыванию в новом формате технического регламента по ядерной и радиационной безопасности (ЯРБ) и набора дополнительных технических регламентов, отражающих специфику отдельных ядерно- и радиационно-опасных объектов (ЯРОО) положений действующих ФНП.

При разработке проектов технических регламентов и в ходе их обсуждения стало ясно, что все многообразие мнений можно свести к двум основным позициям.

Первая, наиболее распространенная позиция состоит в стремлении сохранить по существу действующую систему норм и правил в области ЯРБ и прилегающих к ним областях. Эта позиция предполагает два варианта — либо вывод вопросов регламентации ядерной и радиационной безопасности из-под действия закона «О техническом регулировании», либо фактическое сохранение требований и положений существующей системы норм и правил наравне с техническими регламентами и/или в их рамках.

Вторая позиция предполагает создание технических регламентов в области ЯРБ как современного правового продукта, отвечающего требованиям обеспечения безопасности и развития промышленных технологий. При этом представляется безусловно необходимым сохранение всех проверенных практикой правил и процедур обеспечения ЯРБ.

Сразу можно констатировать принципиальную невозможность построения системы доводов в пользу полного исключения всех вопросов ядерной и радиационной безопасности из сферы технического регулирования. В особой степени это касается наиболее проработанных вопросов радиационной безопасности человека.

Усилия по сохранению в той или иной форме сложившейся еще во времена СССР системы ФНП игнорируют тот факт, что она имеет серьезные недостатки, обусловленные всей историей ее создания и развития. В начальный период формирование ФНП происходило главным образом за счет аккумуляции в ней научно-технических знаний и практического опыта обеспечения безопасности. Впоследствии ситуация изменилась — подготовка норм и правил стала в определенной мере самоцелью.

В целом критический анализ существующих норм и правил в области ядерной и радиационной безопасности показывает, что они представляют собой (далее курсивом выделено мнение, изложенное заместителем

технического директора концерна Росэнергоатом Сергеем Адамчиком на ряде научно-технических семинаров Росатома, посвященных вопросам технического регулирования ЯРБ) набор недостаточно систематизированных, вариативных технических и организационных требований к различным этапам создания, эксплуатации и снятия с эксплуатации ядерно- и радиационно-опасных объектов. Сами требования не имеют единой терминологической основы, зачастую противоречивы, а в ряде случаев нереализуемы. В действующей системе норм и правил предусмотрено появление дополнительных функций органов государственного надзора, которые не предусмотрены законодательными актами.

К этому можно добавить следующее:

- существующая система неполна — она, например, фактически не предусматривает регламентирования вопросов охраны от радиационного воздействия таких важных объектов, как окружающая среда и имущество юридических и физических лиц;
- действующая система норм и правил, родившаяся и сложившаяся во многом еще во времена СССР, плохо адаптируется и корреспондирует с изменениями в сфере органов исполнительной власти и по-прежнему остается слишком «советской».

Тем не менее в действующих ФНП содержатся и те положения, которые требуется сохранить в новой системе технического регулирования. Это относится к положениям, в которых сформулированы признаки (требования, критерии) обеспеченности (достижения) ЯРБ и их производные показатели, но не к положениям о том, каким образом ЯРБ обеспечивается, которые, кстати, составляют основной объем всех действующих ФНП.

Очевидно, что требования по ЯРБ должны содержать и учитывать требования при нормальной эксплуатации ЯРОО и требования по минимизации рисков радиационных аварий, которые в наиболее опасной форме реализуются при ядерных авариях с самопроизвольной цепной реакцией.

В части, касающейся обеспечения радиационной безопасности населения для режима нормальной эксплуатации техногенных объектов, научно и практически обоснованы требования, изложенные в НРБ-99 (табл. 0.1).

Обеспечивается ли этими нормативами радиационная безопасность окружающей среды и имущества?

В настоящее время Международная комиссия по радиологической защите (МКРЗ) в «Публикации 60» декларирует принцип «защищен человек — защищена окружающая среда». Заметим, что в отечественной законодательной базе этот принцип де-юре не отражен, хотя широко используется на практике.

В действующей формулировке «Публикации 60» этот принцип имеет ограниченное применение, однако существует процедура, позволяющая получить

его обоснование и расширение трактовки в рамках более общего биосферного подхода (путем снятия ограничений на использование ресурсов окружающей среды для существующих и будущих поколений по радиационным показателям).

Таблица 0.1. Основные пределы доз

Нормируемые величины *	Пределы доз	
	Персонал (группа А) **	Население
Эффективная доза	20 мЗв в год в среднем за любые последовательные 5 лет, но не более 50 мЗв в год	1 мЗв в год в среднем за любые последовательные 5 лет, но не более 5 мЗв в год
Эквивалентная доза за год		
в хрусталике глаза ***	150 мЗв	15 мЗв
коже ****	500 мЗв	50 мЗв
кистях и стопах	500 мЗв	50 мЗв

* Допускается одновременное облучение до указанных пределов по всем нормируемым величинам.

** Основные пределы доз, как и все остальные допустимые уровни облучения персонала группы Б, равны четверти значений для персонала группы А. Далее в тексте все нормативные значения для категории «персонал» приводятся только для группы А.

*** Относится к дозе на глубине 300 мг/см².

**** Относится к среднему по площади в 1 см² значению в базальном слое кожи толщиной 5 мг/см² под покровным слоем толщиной 5 мг/см². На ладонях толщина покровного слоя — 40 мг/см². Указанным пределом допускается облучение всей кожи человека при условии, что в пределах усредненного облучения любого 1 см² площади кожи этот предел не будет превышен. Предел дозы при облучении кожи лица обеспечивает не превышение предела дозы на хрусталик от бета-частиц.

В ряде работ специалистов ИБРАЭ РАН и Всероссийского научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии [4—6] разработаны основные положения системного подхода к регламентированию радиационного воздействия на окружающую среду, который, по крайней мере принципиально, позволяет примирить антропоцентрический и экологический подходы. Суть его заключается в том, что человек рассматривается как неотъемлемый компонент экосистемы независимо от того, действительно ли он присутствует в этой экосистеме. Тем самым предполагается, что объект экосистемы «человек» реально или виртуально является составляющей рассматриваемой экосистемы, живя в ней без ограничений (по радиационному фактору) в использовании ресурсов экосистемы для удовлетворения своих жизненных потребностей, в первую очередь для удовлетворения своих необходимых потребностей в пищевых ресурсах. При таком подходе соблюдение регламентов радиационного воздействия на человека гарантированно (в соответствии с наиболее консервативным подходом и консервативными

оценками) обеспечивает соблюдение критериев радиационной безопасности для биотических составляющих окружающей среды. Показано, что в достаточно жестких консервативных условиях формирования дозы для населения и критических составляющих окружающей среды соблюдается по крайней мере более чем десятикратный запас по отношению к уровню допустимого воздействия на биотические компоненты.

В данном подходе компромисс между антропоцентрическим и экологическим принципами радиационной защиты достигается путем определения условий применимости антропоцентрического принципа в рамках более общего биосферного подхода (жизнедеятельность населения без ограничений по радиационным критериям в использовании ресурсов окружающей среды для существующих и будущих поколений) и реферирования объектов окружающей среды по уровням радиочувствительности и степени аккумуляции радиоактивных веществ, исходя из общесистемных радиоэкологических принципов.

В отношении имущества вопрос о достаточности соблюдения действующих норм радиационной безопасности (НРБ-99) для обеспечения радиационной безопасности имущества, вообще говоря, никогда не рассматривался, хотя постановка такой задачи имеет смысл. Далеко не очевидно, что при соблюдении требований НРБ-99 не могут возникнуть ограничения на использование имущества (в том числе относящегося к объектам окружающей среды, например, водных объектов по критерию РАО для отдельных компонентов водоема). Тем не менее этот вопрос всегда можно разрешить либо путем ввода некоторых дополнительных процедур (по аналогии с тем, как это сделано для биообъектов окружающей среды), либо путем установления более мягких критериев радиационной безопасности в отношении имущественных объектов.

Таким образом, в общем и фактически действующие требования по радиационной безопасности населения (населения как категории облучаемых лиц) достаточны (с учетом тех ограничений в области применимости, которые более подробно будут рассмотрены в дальнейшем изложении) для обеспечения радиационной безопасности окружающей среды и имущества, однако требуют адаптации с вводом дополнительных принципов их использования.

Имеется еще один нюанс. В НРБ-99 (см. табл. 1) различие в критериях облучения населения и персонала достигает 20 крат, хотя различие в показателях риска составляет всего около 30% (п. 2.8 НРБ-99). В связи с этим в техническом регламенте целесообразно отразить требования, которые частично соответствуют различиям между персоналом и населением по допустимым уровням облучения, а именно установить возрастной ценз на работу с источниками ионизирующего излучения и ценз по показателям здоровья персонала (например, в рамках приказа № 700 Министерства

здравоохранения СССР, как это имело место в НРБ-72/87). Заметим, что этот ценз очень важен, но не является определяющим при установлении нормативов облучения персонала, так как нормы облучения персонала устанавливаются по совершенно иным, чем показатели здоровья, параметрам и подходам.

В отношении критериев риска радиационных аварий на ЯРОО может быть использовано несколько подходов.

1. Можно сразу постулировать зависимость «вероятность возникновения аварии — ущерб», например, как на известном графике (рис. 0.1), который является обобщением общепринятых представлений о допустимом финансовом ущербе при авариях.
2. Можно аналогичным образом постулировать зависимость «вероятность — ущерб», используя Международную шкалу ядерных событий (International Nuclear Event Scale — INES) (табл. 0.2).
3. Можно попытаться, наконец, вычислить основные показатели риска аварийных ситуаций, значения (уровень) которых необходимо регламентировать.

Частота реализации опасности, случаев/год	Финансовый ущерб, тыс. долл.				
	Более 2000	200—2000	20—200	2—20	Менее 2
Более 1	Зона неприемлемого риска, необходимы неотложные меры по снижению риска				Зона жесткого контроля,
1—1Е-1					
1Е-1—1Е-2	необходима оценка целесообразности мер по уменьшению риска		Зона приемлемого риска,		
1Е-2—1Е-3					
1Е-3—1Е-4	нет необходимости в мероприятиях по снижению риска				
1Е-4—1Е-5					
1Е-5—1Е-6					

Рис. 0.1. Уровни приемлемых, допустимых и неприемлемых рисков

Таблица О.2. Международная шкала ядерных событий

	Критерии или характеристики безопасности			Вероятность события на реакторо-год
	Воздействие за пределами площадки	Воздействие на площадке	Ухудшение глубоководной защиты	
Авария				
7. Крупная авария	Крупный выброс: обширные последствия для здоровья и окружающей среды			$<10^{-7}$
6. Серьезная авария	Значительный выброс: возможно, требуется полное осуществление контрмер			$<10^{-6}$
5. Авария с риском за пределами площадки	Ограниченный выброс: возможно, требуется частичное осуществление запланированных контрмер	Тяжелое повреждение активной зоны и радиологических барьеров		$<10^{-5}$
4. Авария без значительного риска за пределами площадки	Незначительный выброс: облучение населения порядка установленных пределов	Значительное повреждение активной зоны и радиологических барьеров облучения персонала		$<10^{-4}$
Инцидент				
3. Серьезный инцидент	Очень малый выброс: облучение населения порядка доли установленных пределов	Крупное распространение загрязнения и острые последствия для здоровья персонала	Близко к аварии — не осталось уровней (эшелонов) защиты	$<10^{-3}$
2. Инцидент		Значительное распространение загрязнения и переоблучение персонала	Инциденты со значительным нарушением мер обеспечения безопасности	$<10^{-2}$
1. Аномалия			Отклонение от разрешенного режима эксплуатации	$<10^{-1}$

Продолжение табл. 0.2.

	Критерии или характеристики безопасности			Вероятность события на реакторо-год
	Воздействие за пределами площадки	Воздействие на площадке	Ухудшение глубоководной защиты	
Отклонение				
Событие ниже шкалы, отклонение	Несущественно для безопасности			
Событие вне шкалы	Не имеет отношения к безопасности			

Например, рассмотрим дозовые показатели, которые в условиях линейности и беспороговости зависимости «доза — эффект» линейно связаны с показателями риска для здоровья населения (для определенности — риск смерти при получении некоторой дозы облучения).

Практически очевидно, что полученная за некоторый интервал времени доза D для индивидуума, находящегося в поле воздействия объекта с радиационной опасностью, равна (представима в виде)

$$D = \sum p_i D_i, \quad (1)$$

где p_i — вероятность нахождения объекта в i -м состоянии за некоторый интервал времени; $i = 1, 2, \dots, n$ — индекс состояния; n — число возможных состояний; D_i — доза, формируемая от объекта при его нахождении в i -м состоянии.

Выделяя в (1) режим нормального функционирования объекта (для определенности номер 1), а все остальные $(n - 1)$ состояния приписывая к авариям и инцидентам различной тяжести (по дозе) и учитывая, что $p_1 \cong 1$ (аварии и инциденты — существенно более редкие события, чем нормальная эксплуатация), получаем, что регулированию должна подвергаться годовая доза $W_{\text{рег}}$, задаваемая выражением

$$W_{\text{рег}} = W_{\text{нз}} + \sum \mu_j D_j, \quad (2)$$

где $W_{\text{нз}}$ — предел годовой дозы для нормальной эксплуатации радиационно-опасного объекта, Зв/год; μ_j — частота возникновения j -го события (аварии или инцидента), год⁻¹; D_j — доза при j -м событии, Зв; $j = 2, \dots, n$.

В (2) должны регулироваться оба слагаемых, причем за счет реализации требований безопасности должно обеспечиваться их примерное соответствие (в противном случае одним из слагаемых можно пренебречь).

Тем самым для редких событий, при которых, например, индивидуальная доза составляет LD_{50} , частота допустимости их возникновения может быть оценена из выражения

$$\mu = W_{\text{из}} / LD_{50}. \quad (3)$$

Подставляя в (3) численные значения $W_{\text{из}} = 1$ мЗв/год и $LD_{50} = 5$ Зв, получаем: $\mu = 2 \cdot 10^{-4}$ год⁻¹, которое следует рассматривать как верхнее значение уровня толерантности таких событий в силу обстоятельств, связанных с наличием «эффекта последствия» исходов таких событий. В этой оценке учтены только последствия для самого индивидуума и не учтены последствия, оказывающие влияние на последующие поколения, в том числе последствия для социумов. Более реалистичное значение $\mu = 2 \cdot 10^{-6}$ год⁻¹ получается, если в качестве $W_{\text{из}}$ взять значение, регламентирующее режим нормальной эксплуатации АЭС — 10 мкЗв/год, хотя и в этом случае «эффекты последствия» в полной мере не учитываются.

Выражение (2) может быть распространено не только на риски для здоровья человека при облучении, но в аналогичной форме и на другие виды экологических рисков, формируемых радиационным воздействием (отторжение земель под санитарно-защитные зоны, ограничения использования территорий, материальные ущербы при авариях как для населения, так и для окружающей среды и др.). Их достаточно много, но число их конечно, и все они могут быть выражены если не в стоимостных, то в натуральных показателях и рассматриваться в векторно-матричной форме.

В этих подходах важно отметить, что значения вероятностей аварий и их последствий (ущербов) являются предметом рассматривания и установления на законодательном уровне, т. е., таким образом, вырабатывается паритет между желанием общества обеспечить и иметь высокий уровень безопасности и уровнем развития экономики страны, который может обеспечить и поддерживать этот уровень безопасности.

Следует особо отметить, что реализация федерального закона «О техническом регулировании», несмотря на весьма жесткую критику его положений и процедур организации его исполнения [7], с которой по ряду позиций трудно не согласиться, дает уникальную возможность провести ревизию и инвентаризацию существующей системы ФНП в области ЯРБ, выбрав из них зерна и отбросить плевелы.

Используя положения федерального закона «О техническом регулировании», возможно решить такие важные задачи, как обоснование и установление требований радиационной безопасности для водных объектов, подвергшихся загрязнению в результате прошлой деятельности в области реализации программ создания ядерных вооружений и энергетических программ, а также вследствие радиационных аварий (см. раздел 8 настоящего издания).

1 мая 2007 г. были внесены изменения в закон «О техническом регулировании», которые существенно отражаются на системе технического регулирования безопасности в атомной отрасли [8]. В частности, в области ядерной и радиационной безопасности «обязательными требованиями наряду с требованиями технических регламентов являются требования, установленные государственными заказчиками, федеральными органами исполнительной власти, уполномоченными в области обеспечения безопасности... государственного управления использованием атомной энергии, государственного регулирования безопасности при использовании атомной энергии, и (или) государственными контрактами (договорами)». Тем самым в действии остаются положения действующих федеральных норм и правил в области регулирования радиационной безопасности.

Литература

1. Казаков С. В., Линге И. И., Новиков Г. А. Безопасность, риск, техническое регулирование // Ядер. и радиац. безопасность России. — 2005. — Вып. 2 (15).
2. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1.758-99.
3. Харченко С. Г., Прохожев А. А., Шахрамьян М. А. и др. Концептуальные основы государственной стратегии снижения рисков и смягчения последствий чрезвычайных ситуаций: I. Основные термины и понятия // Экология и промышленность России. — 1997. — № 10. — С. 31—34.
4. Алексахин Р. М., Фесенко С. В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2004. — Т. 44. — № 1. — С. 93—103.
5. Казаков С. В., Линге И. И. О гигиеническом и экологическом подходах в радиационной защите // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2004. — Т. 44. — № 4. — С. 482—492.
6. Алексахин Р. М., Казаков С. В. Принципы и подходы к радиационной защите окружающей среды: Доклад на совещании Росатома по охране окружающей среды. СПб., 10—13 июля 2006 г.
7. Гельман М. Закон «О техническом регулировании» развала российской экономики // Пром. ведомости. — 2006. — № 8. — Авг.
8. Федеральный закон «О внесении изменений в Федеральный закон “О техническом регулировании”» от 1 мая 2007 г. № 65-ФЗ.

Раздел 1. Действующие показатели и критерии, регламентирующие радиационное качество водных объектов

1.1. Нормы и правила в области обеспечения радиационной безопасности водных объектов

В области нормирования загрязнения и классификации водных объектов по уровню содержания в них вредных химических веществ (ВХВ) имеется достаточно развитая законодательная, нормативная и методическая база.

В отношении радиоактивных загрязнителей действующие документы, регламентирующие качество вод по уровню содержания в них радиоактивных веществ (РВ), весьма неоднозначны и затруднительны для интерпретации результатов мониторинга. Поэтому определенный прогресс в направлении развития нормативно-регулятивной базы в отношении содержания РВ в объектах водопользования, основанный на анализе различных действующих документов и современных методологий в области обеспечения радиационной безопасности, — достаточно важная задача санитарно-гигиенической и радиозоологической охраны вод.

Нормы радиационной безопасности НРБ-99 определяют в качестве допустимого уровня монофакторного воздействия величину $УВ^{вода}$ (уровень вмешательства — средняя за год удельная активность i -го радионуклида (Бк/кг) в питьевой воде, создающая при постоянном потреблении воды в размере 2 кг/сут эффективную дозу 0,1 мЗв/год). Если выполняется условие

$$\sum_i \frac{A_i}{УВ_i} \leq 1, \quad (1.1)$$

где A_i — удельная активность i -го радионуклида в воде; $УВ_i$ — уровень вмешательства для i -го радионуклида, значения которых приведены в приложении П-2 НРБ-99, то не требуется мероприятий по снижению радиоактивности питьевой воды. При невыполнении указанного условия защитные действия должны осуществляться с учетом принципа оптимизации.

Важная деталь: НРБ-99 требуют выполнения соотношения (1.1) при регламентировании содержания в питьевой воде РВ как искусственного, так и природного происхождения, что существенно осложняет процедуры

нормирования воздействия техногенных источников для питьевых вод. В предыдущей редакции норм радиационной безопасности (НРБ-96) для естественных радионуклидов отводилась квота, равная 1/5 предела дозы для населения, что весьма упрощало (по сравнению с НРБ-99) методы нормирования содержания РВ в питьевой воде и регламентацию жидких сбросов от объектов атомной энергетики и промышленности. Концентрация основных дозообразующих естественных радионуклидов в пресных водах составляет (Бк/л) [1.1]: ^{40}K — 0,004—0,24, ^{222}Rn — 0,007—6,7, ^{226}Ra — 0,0004—0,11, ^{234}U — 0,0004—0,13, ^{238}U — 0,0002—0,06.

Доза от этих радионуклидов при питьевом потреблении воды равна 0,0004—0,041 мЗв/год, а ее вклад в дозовую квоту, выделяемую НРБ-99 для питьевой воды (0,1 мЗв/год), составляет 0,4—40%, т. е. вполне значимую величину. По-видимому, с учетом вариации дозы от естественных радионуклидов в природных водах и в соответствии с принципами разграничения регламентации облучения от различных источников в новой редакции НРБ все-таки целесообразно выделить дозовую квоту на содержание в питьевых водах искусственных и природно-техногенных радионуклидов¹, исключив из регламентации содержания РВ в питьевой воде естественные радионуклиды, присутствующие в природных водах в естественных условиях в естественно сложившихся концентрациях. Регламентацию содержания естественных РВ в природных водах целесообразно выделить в специальный пункт, аналогичный п. 7.3.6 НРБ-96 (вводя квоту от дозы, выделяемой для питьевой воды, на содержание в ней естественных радионуклидов), или добавить пункт, аналогичный уже имеющемуся в НРБ-99 положению: «Для минеральных и лечебных вод устанавливаются специальные нормативы» (п. 5.3.5), т. е. регламентацию содержания в воде естественных радионуклидов проводить в рамках отдельного нормативного документа.

Далее, в соответствии с НРБ-99 (п. 5.3.5): «Предварительная оценка допустимости использования воды для питьевых целей может быть дана по удельной суммарной альфа (A_α)- и бета (A_β)-активности, которая не должна превышать 0,1 и 1,0 Бк/кг соответственно». Аналогичное положение зафиксировано в СанПиН 2.1.4.559-96 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества».

¹ НРБ-99 не дают определения природно-техногенных радионуклидов, хотя практическая потребность в этом есть: во многих случаях имеется загрязнение, обусловленное естественными природными радионуклидами, за счет ведения техногенной деятельности (хвостохранилища обогатительных комбинатов, геологоразведочное и горнодобывающее оборудование и др.).

Следует отметить, что НРБ-99 трактуют применимость использования нормативов по содержанию альфа- и бета-излучателей в качестве «предварительной оценки», тогда как СанПиН 2.1.4.559-96 трактуют эти же нормативы более строго — как безопасный уровень для питьевой воды.

Значения, приведенные в СанПиН 2.1.4.559-96, жестче, чем данные для УВ^{вода} в НРБ-99, определяющие верхнюю границу содержания радионуклидов в питьевой воде. Мотивация этого различия вполне объяснима: на практике инструментально определяемые значения альфа- и бета-радиоактивности воды сильно варьируются в зависимости от методов пробоотбора, пробоподготовки и детектирования излучений. Поэтому столь жесткие значения нормативов по альфа- и бета-радиоактивности воды априорно дают определенный запас, т. е. при соблюдении этих нормативов достаточно уверенно можно гарантировать радиационную чистоту питьевой воды даже при вариациях ошибок инструментальных методик определения суммарной удельной альфа- и бета-активности.

Кроме НРБ-99 СанПиН 2.1.4.559-96 имеется еще и СанПиН 2.3.2.560-96 «Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов», которыми регламентировано содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в питьевой воде по 8 Бк/кг(л) для каждого радионуклида. Эти значения рассчитаны исходя из норматива облучаемости (1 мЗв/год) для поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr с водой и пищей. В расчетах учтена доля конкретного продукта в суточном рационе. Отметим, что превышение норматива содержания ^{90}Sr в питьевой воде по СанПиН 2.3.2.560-96 в сравнении с НРБ-99 связано с различием в нормативном значении дозы для населения, используемой в этих нормативных документах (1 мЗв/год от потребления всех продуктов питания по СанПиН 2.3.2.560-96 и 0,1 мЗв/год по НРБ-99 за счет потребления питьевой воды). При содержании в питьевой воде ^{137}Cs и ^{90}Sr на уровне, определенном СанПиН 2.3.2.560-96 (по 8 Бк/кг), значение величины, определяемой левой частью соотношения (1.1) (назовем ее ИРЗВ — индекс радиоактивной загрязненности воды, а подробнее обсудим ее ниже), составляет примерно 2,33, т. е. эффективная доза при питьевом потреблении воды данного качества составляет примерно 0,23 мЗв/г. В связи с этим после выхода НРБ-99 регламенты СанПиН 2.3.2.560-96 (по крайней мере в отношении качества питьевой воды) требуют корректировки².

Все рассмотренное выше относится к регламентации содержания РВ в питьевых водах, но, вообще говоря, не к воде поверхностных или подземных водных объектов.

² В новых СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов» регламентируется содержание РВ в питьевой воде в соответствии с СанПиН 2.1.4.559-96 и НРБ-99.

Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99) несколько расширяют область применения норматива содержания РВ в питьевой воде:

«5.2.9. При содержании радионуклидов в воде действующих источников водоснабжения выше уровней вмешательства (приложение П-2 НРБ-99) следует принять меры по изысканию альтернативных источников. При отсутствии альтернативных источников питьевого водоснабжения органы исполнительной власти субъектов Российской Федерации, органы местного самоуправления, индивидуальные предприниматели и юридические лица обязаны в соответствии с их полномочиями принять меры по ограничению, приостановлению или запрещению использования указанных водных объектов.

5.2.10. Новые источники водоснабжения вводят в эксплуатацию, как правило, при условии, что удельная активность радионуклида в воде не превышает принятых уровней вмешательства (приложение П-2 НРБ-99)» (выделено нами. — Авт.).

Таким образом, они распространяют нормативы, установленные НРБ-99 для питьевой воды, на требования к качеству воды источников водоснабжения.

В свою очередь, СНиП 2.04.02-84 «Водоснабжение. Наружные сети и сооружения» определяют понятие «источник водоснабжения»:

«3.2. В качестве источника водоснабжения следует рассматривать водотоки (реки, каналы), водоемы (озера, водохранилища, пруды), моря, подземные воды (водоносные пласты, подрусловые, шахтные и другие воды)...

В качестве источника водоснабжения могут быть использованы наливные водохранилища с подводом к ним воды из естественных поверхностных источников».

Тем самым норматив содержания РВ, установленный НРБ-99 для питьевой воды, распространяется на регламентирование качества воды различных водных объектов, используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения. Отсюда видно, что выполнения условия (1.3) применительно к содержанию РВ в воде объектов хозяйственно-питьевого водоснабжения достаточно для обеспечения радиационного качества питьевых вод, так как коэффициент очистки воды для всех без исключения радионуклидов в системах питьевого водоснабжения ($K_{очи}$ — удельная активность i -го радионуклида после водоочистных систем, отнесенная к удельной активности i -го радионуклида на водозаборе) всегда меньше или равен единице.

В свете отмеченных сложностей и несостыковок, присутствующих в российском законодательстве относительно регламентации радиационного качества поверхностных вод, полезно рассмотреть международный опыт в выработке требований по радиационной безопасности водных сред. Обратимся к современным украинским документам, учитывая, что они имеют близкие

к российским «гносеологические корни» — НРБ-72/88, действовавшие в СССР. Например, «Нормы радиационной безопасности Украины» НРБУ-97 дают следующее определение предельного содержания РВ в питьевой воде (приложение 11): «Допустимая концентрация в питьевой воде (PC^{ingest}) — допустимый уровень, ограничивающий удельную объемную активность радионуклида в питьевой воде. PC^{ingest} обеспечивает неперевышение предела дозы во всех возрастных группах населения при непосредственном поступлении отдельного радионуклида с питьевой водой».

Из контекста НРБУ-97 следует, что PC^{ingest} установлены исходя из условия неперевышения предела дозы в 1 мЗв/год при постоянном потреблении питьевой воды с содержанием на уровне PC^{ingest} в течение 70 лет для лиц из критической группы населения. Следует оговорить, что НРБУ-97 ограничивает использование PC^{ingest} непосредственно для целей нормирования содержания РВ в питьевой воде и воде источников водоснабжения следующими условиями:

- «Численные значения допустимых уровней... рассчитанные для условий влияния одного радионуклида и одного пути поступления при референтных условиях облучения, приведены в Приложении 2. Эти значения являются радиационно-гигиеническими регламентами» (п. 5.1.6) ³.
- «Приведенные в Приложении 2 численные значения допустимых уровней... рассчитаны, исходя из условий поступления в организм радионуклидов только с вдыхаемым воздухом или питьевой водой непосредственно. При этом не учитывалось накопление радионуклида и продуктов его распада на местности, их перенос в окружающей среде, миграция по биологическим цепям и поступление с рационом» (п. 5.5.2).

В этой связи чрезвычайно важно отметить, что НРБУ-97 устанавливают квоты предела дозы облучения лиц категории В (население) для радиационно-ядерных объектов (табл. 1.1).

В России дозовая квота на жидкие сбросы определена только для АЭС — «Допустимые сбросы радионуклидов в открытые водоемы рассчитываются и утверждаются для каждой АС в соответствии со специальными методическими указаниями, и их соблюдение гарантирует неперевышение дозы облучения населения 10 мкЗв в год» [1.2, п. 5.19].

Установление в НРБУ-97 квот предела дозы для радиационно-ядерных объектов является необходимым условием разработки нормативов на сбросы РВ в водные объекты. Эта процедура с учетом специфики радиационно-ядерных объектов принципиально позволяет провести регламенти-

³ Регламент радиационно-гигиенический — утвержденные правила, условия, критерии для принятия решения (в том числе в форме числовых значений нормативов, контрольных уровней и др.), а также методы и способы измерений и расчета доз облучения (приложение 11 НРБУ-97).

рование содержания радионуклидов в компонентах водного объекта по радиологическим критериям. Тем самым в НРБУ-97 сделан важный шаг в обеспечении радиационной безопасности водных объектов по сравнению с ранее действовавшими документами. Весьма существенно и то, что квоты вводятся для критического вида водопользования — это снимает массу проблем и значительно упрощает методику расчетов допустимых сбросов в водные объекты. Тем не менее введение квот предела дозы только для самих радиационно-ядерных объектов не дает ответа на ряд актуальных вопросов охраны вод.

Таблица 1.1. Квоты предела дозы за счет критического вида водопользования

Радиационно-ядерный объект	Квота предела дозы	
	%	мкЗв
АЭС, АТЭЦ, АСТ и другие предприятия, использующие ядерные реакторы; предприятия по переработке РАО	1	10
ПЗРО *	1	10
Урановые шахты, гидрометаллургические заводы по переработке урановых руд	5	50
Заводы радиохимических технологий	5	50
Другие источники. Референтный радиационно-ядерный объект	1	10

* Указанные квоты установлены для действующих ПЗРО. Для вновь проектируемых ПЗРО требования к эффективности защитных барьеров устанавливаются специальными регламентирующими документами.

Примечание. АТЭЦ — атомная теплоэлектроцентраль; АСТ — атомная станция теплоснабжения; ПЗРО — пункт захоронения радиоактивных отходов.

Во-первых, квоты введены только для радиационно-ядерных объектов, но не для водных объектов, в связи с чем возникает вопрос о применимости этих квот в случае, когда на одном водном объекте располагается или планируется располагать несколько радиационно-ядерных объектов. Поэтому необходимо еще и квотировать дозу за счет использования данного водного объекта. Но тогда никак не обосновывается то обстоятельство, что для различных радиационно-ядерных объектов значения квоты за счет сбросов РВ могут быть различны. Выход из этого замкнутого круга достаточно очевиден: необходимо в обязательном порядке вводить квоту для использования водных объектов, а действующие квоты для радиационно-ядерных объектов трактовать как контрольные уровни.

Во-вторых, квоты отведены для критических видов водопользования, но характер водопользования в НРБУ-97 не оговорен. Вводя ограничения на водопользование, можно существенно изменять значения сбросов РВ в водный объект. По-видимому, использовать ограничения в водопользо-

вании для того, чтобы уложиться в регламентированную квоту, было бы неправильно, и допускать этого не следует, в связи с чем в нормах необходимо оговорить, что квотирование за счет водопользования относится к неограниченному комплексному использованию водного объекта или к наиболее консервативному варианту его использования.

В табл. 1.2 в качестве примера приведены значения PC^{ingest} для некоторых достаточно распространенных естественных и техногенных радионуклидов, а также значения $УВ^{вода}$ из российских НРБ-99. Обращает внимание существенное различие в значениях PC^{ingest} и $УВ^{вода}$, которое нельзя объяснить одним лишь различием в размерности этих величин и различием в значениях принятого в расчетах предела дозы (для PC^{ingest} — 1 мЗв/год, для $УВ^{вода}$ — 0,1 мЗв/год). Отметим, что если PC^{ingest} и $УВ^{вода}$ привести к единому расчетному значению предела дозы, то НРБУ-97 выглядят жестче, чем НРБ-99.

**Таблица 1.2. Значения PC^{ingest} в питьевой воде для
некоторых радионуклидов, часто встречающихся в практических
задачах регламентирования**

Радионуклид	$T_{1/2}$, год	PC^{ingest} , Бк/м ³	$УВ^{вода}$, Бк/кг
Тритий	12,3	3+7	7,7+3 (неорганические соединения) 3,3+3 (органические соединения)
Стронций-90	29,1	1+4	5,0
Цезий-137	30,0	1+5	1,1+1
Радий-226	1,6+3	1+3	5,0–1
Торий-232	1,4+10	7+2	6,0–1
Уран-234	2,44+5	1+4	2,9
Уран-235	7,04+8	1+4	3,0
Уран-238	4,47+9	1+4	3,1
Плутоний-239	2,41+4	1+3	5,6–1
Плутоний-240	6,54+3	1+3	5,6–1
Плутоний-241	14,4	8+4	2,9+1
Америций-241	4,32+2	1+3	6,9–1

Примечание. Записью вида « $+a$ ($-a$)» обозначена степень 10 в множителе. Например, «1,6+3» следует понимать как $1,6 \cdot 10^3$.

В случае присутствия в питьевой воде смеси РВ известного состава для обеспечения условия радиационной безопасности необходимо выполнение соотношения

$$\sum_i \frac{A_i}{PC_i^{\text{ingest}}} \leq 1, \quad (1.2)$$

где A_i — удельная активность i -го радионуклида в воде.

Еще одна весьма важная деталь: НРБ-99 требуют выполнения соотношения (1.2) (естественно, с заменой PC_i^{ingest} на $УВ_i^{\text{вода}}$) при регламентировании содержания в питьевой воде РВ как искусственного, так и природного происхождения, что существенно осложняет процедуры нормирования воздействия техногенных источников для питьевых вод.

В НРБУ-97 нормирование содержания природных радионуклидов в источниках хозяйственно-питьевого водоснабжения определяется специальным положением (п. 8.6.4):

«Уровни действия для природных радионуклидов в источниках хозяйственно-питьевого водоснабжения составляют:

для ^{222}Rn — $100 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$;

для урана (суммарная активность природной смеси изотопов) — $1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$;

для ^{226}Ra — $1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$;

для ^{228}Ra — более $1 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ ».

Сравнение НРБУ-97 и НРБ-99 показывает, что НРБУ-97 являются более адаптированным к решению практических задач в области обеспечения радиационной безопасности водных объектов документом, чем НРБ-99. В НРБУ-97: введены квоты от предела дозы для радиационно-ядерных объектов, дано раздельное регламентирование природных и искусственных радионуклидов, использован разумный выбор точности нормативов — до одной значащей цифры.

Различие в пределах дозы, принятых для PC^{ingest} и $УВ^{\text{вода}}$, которое, казалось бы, делает НРБ-99 более жесткими, чем НРБУ-97, имеет достаточно глубокие обоснования. Использование для расчета PC^{ingest} значения предела дозы, равного 1 мЗв/год , при тех ограничениях применения PC^{ingest} , которые оговорены в НРБУ-97, в определенном смысле более оправданно, чем применение значения предела дозы, равного $0,1 \text{ мЗв/год}$, для расчетов $УВ^{\text{вода}}$ по НРБ-99, так как не вводит в заблуждение в связи с выполнением требований по обеспечению радиационной безопасности при многофакторном поступлении РВ и воздействии источников ионизирующего излучения. Согласно НРБ-99 (п. 5.3.5) «...при содержании природных и искусственных радионуклидов в питьевой воде, создающих эффективную дозу меньше $0,1 \text{ мЗв/год}$, не требуется проведения мероприятий по снижению ее радиоактивности. Этому значению дозы при потреблении воды 2 кг в сутки соответствуют среднегодовые значения удельной активности, приведенные в приложении П-2». НРБУ-97 более гибко подходят

к трактовке соблюдения требований радиационной безопасности: радиационная безопасность обеспечена при непревышении предела дозы, равного 1 мЗв/год (для практической деятельности) суммарно по всем путям формирования дозы для лиц из критических групп населения.

Таким образом, в отечественных документах, относящихся к области обеспечения радиационной безопасности водных сред, имеется значительный резерв для совершенствования.

1.2. Международные рекомендации и стандарты

Документы в области нормирования радиационного фактора по-разному определяют и трактуют подходы к оценке радиационного состояния водных объектов.

Наиболее употребительна оценка радиационного качества воды при хозяйственно-питьевом использовании водного объекта. Норматив на общую объемную альфа- и бета-радиоактивность как регламент радиологического качества питьевых вод введен Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) [1.3; 1.4].

ВОЗ установила обобщенные показатели радиологического качества питьевой воды. «Руководство по контролю качества питьевой воды», выпущенное ВОЗ в 1984 г. (пересмотренное и дополненное в 1992 г.), является основным стандартом, на основании которого разрабатываются нормативы других государств. Рекомендации ВОЗ — результат многолетних фундаментальных исследований. При определении рекомендуемых величин содержания РВ в питьевой воде учитывалось поступление РВ по всем путям формирования дозы (с пищей, за счет ингаляции и т. д.). Такой подход гарантирует, что потребление РВ из всех источников (включая питьевую воду, содержащую РВ на уровне, равном рекомендованной величине) не превысит предела годового поступления, а следовательно, и квоты предела дозы для населения, выделяемой на поступление РВ с питьевой водой. ВОЗ непосредственно, напрямую не устанавливает значения эффективной дозы для питьевой воды (как это делает Европейский союз — ЕС). Однако во всех своих расчетах и рекомендациях ВОЗ широко использует величину 0,1 мЗв/год. То есть если вода удовлетворяет нормам радиологической безопасности, то при ее ежедневном потреблении в количестве 2 л эффективная доза, которую при этом получает человек за год, не превысит 0,1 мЗв, и эта ежегодно получаемая доза может считаться безопасной на протяжении всей жизни человека. Обобщенные показатели радиологического качества питьевой воды, принятые в разных странах, суммированы в табл. 1.3 [1.2—1.12].

Таблица 1.3. Радиологические показатели качества питьевой воды

Показатель	Единица измерения	ВОЗ	US EPA	ЕС	СанПин России	ДсанПин Украины	НРБ-99	НРБ-97
Общая α-радиоактивность	Бк/л	0,1 ^{*1}	0,555 ^{*2}	—	0,1 ^{*7}	0,1 ^{*8}	0,1 ^{*9}	—
Общая β-радиоактивность	Бк/л	1,0 ^{*1}	—	—	1,0 ^{*7}	1,0 ^{*8}	1,0 ^{*9}	—
Радий-226	Бк/л	—	—	—	—	—	0,5 ^{*10}	1,0 ^{*13}
Радий-228	Бк/л	—	—	—	—	—	0,2 ^{*10}	1,0 ^{*13}
Радий суммарно	Бк/л	—	0,185 ^{*2}	—	—	—	—	—
Эффективная доза	мЗв/год	—	0,04 ^{*3}	0,1 ^{*4}	—	—	0,1	1,0 ^{*11}
Тритий	Бк/л	—	—	100 ^{*5}	—	—	7700 ^{*12} 3300 ^{*12}	30 000 ^{*1} 4
Уран	—	—	30 ^{*6}	—	—	—	• ¹⁶	1,0 ^{*13, 15}

^{*1} При превышении этих значений проводится подробный поэлементный радиохимический анализ.

^{*2} В пересчете из пКи/л в Бк/л. По нормам США предельный показатель для общей альфа-радиоактивности составляет 15 пКи/л, а для радия-226 и радия-228 суммарно — 5 пКи/л.

^{*3} В пересчете из mRem/year. В нормах US EPA имеется в виду не общая доза, а только суммарно от источников β-частиц и фотонов. Отнесена в эту графу в силу своей физической сути (т. е. доза, а не радиоактивность), что ясно из единицы измерения.

^{*4} Индикаторный параметр согласно Директиве ЕС «по качеству питьевой воды» 98/93/ЕС от 1998 г. Не включает тритий, калий-40, радон и продукты распада радона.

^{*5} Индикаторный параметр согласно Директиве ЕС «по качеству питьевой воды» 98/93/ЕС от 1998 г.

^{*6} Этот норматив US EPA вступил в силу с 8 декабря 2003 г. согласно последним изменениям к национальному стандарту качества воды США в части радионуклидов (в мкг/л, исходя из химической токсичности урана).

^{*7} Идентификация присутствующих в воде радионуклидов и измерение их индивидуальных концентраций проводится при превышении нормативов общей активности. Оценка обнаруженных концентраций проводится в соответствии с ГН 2.6.1.054-96 (НРБ-96).

^{*8} У разі перевищення цих рівнів слід провести вивчення радіонуклідного складу досліджуваних проб води щодо його відповідності нормам радіаційної безпеки. Для особливих регіонів нормативи радіаційної безпеки питної води погоджуються Головним державним санітарним лікарем України (В случае превышения этих уровней следует проводить изучение радионуклидного состава отбираемых проб воды на соответствие нормам радиационной безопасности. Для особых регионов нормы радиационной безопасности питьевой воды устанавливаются Главным санитарным врачом Украины).

^{*9} Для предварительной оценки допустимости использования воды для питьевых целей.

^{*10} Значения УВ (уровень вмешательства), рассчитанные для монофакторного облучения критической группы «взрослые» за счет потребления только одного радионуклида с питьевой водой, исходя из регламента дозовой квоты на питьевое водопотребление, равной 0,1 мЗв/год.

*¹¹ Для монофакторного облучения критической группы населения за счет потребления только одного радионуклида с питьевой водой исходя из регламента дозы техногенного облучения.

*¹² УВ соответственно для органических и неорганических соединений трития.

*¹³ Значения уровней действий для природных радионуклидов в питьевой воде.

*¹⁴ Для монофакторного облучения критической группы населения за счет потребления только одного радионуклида (третия) с питьевой водой исходя из регламента дозы техногенного облучения, равного 1 мЗв/год.

*¹⁵ Суммарная активность природной смеси изотопов урана (Бк/л).

*¹⁶ Приводятся значения УВ для каждого из девяти изотопов урана ²³⁰—²³⁸U (Бк/л).

1.3. Учет содержания природных радионуклидов

В табл. 1.4 [1.6; 1.7; 1.10—1.12] приведены основные альфа-излучатели, наиболее часто присутствующие в водных объектах питьевого водоснабжения, соответствующие эффективные дозы, которые может получить человек за год при употреблении воды, содержащей любой из этих радионуклидов с уровнем удельной активности, равным 0,1 Бк/л и значения удельной активности отдельного радионуклида в питьевой воде, создающей дозу 0,1 мЗв/год для населения (по данным, приведенным в НРБУ-97 и НРБ-99).

Видно, что только для ²³²Th при его содержании в воде на уровне альфа-активности 0,1 Бк/л будет превышена считающаяся безопасной доза 0,1 мЗв/год (по данным ВОЗ и НРБУ-97).

Так как ²¹⁰Po и ²³²Th обычно составляют сравнительно малую долю общей альфа-активности питьевых вод [1.13; 1.14], ВОЗ сочла возможным рекомендовать величину 0,1 Бк/л в качестве предельного значения общей альфа-активности для целей санитарно-гигиенического контроля.

Обращает на себя внимание довольно высокое по сравнению с рекомендациями ВОЗ значение общей альфа-активности питьевых вод, определяемое нормами US EPA.

Аналогичные данные для радионуклидов бета-излучателей приведены в табл. 1.5.

Для ²¹⁰Po и ²²⁸Ra при их содержании в воде на уровне бета-активности 1,0 Бк/л будет превышена считающаяся безопасной доза 0,1 мЗв/год.

Однако в большинстве представляющих практический интерес случаев содержание этих радионуклидов в воде невелико. Кроме того, их повышенная концентрация, как правило, связана с высокими уровнями содержания и других радионуклидов, что с большой вероятностью приводит к превышению установленных нормативов и делает необходимым проведение анализов воды на содержание конкретных радионуклидов.

Таблица 1.4. Радиологические параметры радионуклидов альфа-излучателей

Нуклид	Годовая доза при потреблении воды, содержащей отдельный радионуклид на уровне 0,1 Бк/л, мЗв	Удельная активность отдельного радионуклида в питьевой воде, создающая дозу 0,1 мЗв/год для населения, Бк/л	
		НРБ-99	НРБУ-97
Полоний-210	0,045	1,2–1	2–2
Радий-224	0,006	2,1	—
Радий-226	0,016	5,0–1	1
Торий-232	0,130	6,0–1	7–2
Уран-234	0,003	2,9	1
Уран-238	0,003	3,1	1
Плутоний-239	0,040	5,6–1	1–1
Плутоний-240	0,040	5,6–1	1–1

Таблица 1.5. Радиологические параметры радионуклидов бета-излучателей

Нуклид	Годовая доза при потреблении воды, содержащей отдельный радионуклид на уровне 1 Бк/л, мЗв	Удельная активность отдельного радионуклида в питьевой воде, создающая дозу 0,1 мЗв/год для населения, Бк/л	
		НРБ-99	НРБУ-97
Кобальт-60	0,005	4,1+1	8
Стронций-89	0,003	5,3+1	1+1
Стронций-90	0,020	5,0	1
Йод-129	0,080	1,3	7–1
Йод-131	0,016	6,3	2
Цезий-134	0,014	7,3	7
Цезий-137	0,009	1,1+1	1+1
Свинец-210	0,950	2,0–1	5–2
Радий-228	0,200	2,0–1	2–2

Поэтому ВОЗ сочла возможным рекомендовать значение 1,0 Бк/л в качестве предельного значения общей бета-активности, используя его в основном для целей контроля радиологического состояния питьевых вод.

В нормах US EPA содержание в воде бета- и гамма-излучателей нормируется не через удельную активность радионуклида, а через эффективную

дозу облучения (0,04 мЗв/год), формируемую бета-частицами и гамма-квантами, испускаемыми радионуклидами при их распаде. Квота, выделяемая на поступление радионуклидов с питьевой водой, в нормативах US EPA в 2,5 раза жестче, чем в рекомендациях ЕС, что представляется достаточно обоснованным.

1.4. Оценки дозы естественных радионуклидов при питьевом потреблении воды

Оценку и структуру доз, формируемых за счет потребления питьевой воды, можно выполнить на основе данных, приводимых в НРБ [1.6; 1.7], и сведений о содержании РВ в питьевых водах [1.14].

Доза за счет поступления РВ с питьевой водой определяется по формулам: при расчете дозы по НРБУ-97:

$$D_{\Sigma} = DL_E \sum_i \frac{A_i}{PC_i^{\text{ingest}}}, \quad (1.3)$$

где A_i — концентрация i -го радионуклида в воде (табл. 1.6); DL_E — предел эффективной дозы для населения, равный 1 мЗв/год;

при расчете дозы по НРБ-99:

$$D_{\Sigma} = 10^{-4} \text{ ПД}^{\text{нас}} \sum_i \frac{A_i}{УВ_i^{\text{вода}}}, \quad (1.4)$$

где $\text{ПД}^{\text{нас}}$ — предел эффективной дозы, для населения, равный 1 мЗв/год.

В итоге:

$$D_{\Sigma} = 4,8 \cdot 10^{-2} \text{ мЗв/год (по НРБУ-97);}$$

$$D_{\Sigma} = 9,6 \cdot 10^{-3} \text{ мЗв/год (по НРБ-99).}$$

Отметим, что доза за счет поступления с питьевой водой радионуклидов уран-ториевого ряда на 90—95% определяется ^{210}Po и ^{210}Pb , а потребление питьевой воды, в свою очередь, обуславливает до 40% дозы, формируемой радионуклидами уран-ториевого ряда, поступающими пероральным путем [1.14].

Наблюдается весьма значительный разброс в оценке дозы, получаемой по НРБУ-97 и НРБ-99, — примерно полпорядка. Причина заключается в том, что в НРБ-99 значения дозового коэффициента и предела годового поступления за счет перорального поступления рассчитаны для критической группы населения, причем предел годового поступления рассчитан для

предела дозы, равного 1 мЗв/год, а значения $УВ_i^{вода}$ рассчитаны для квоты от предела дозы, равной 0,1 мЗв/год, и для критической группы населения «Взрослые — старше 17 лет».

Таблица 1.6. Оценки дозы за счет потребления природных вод, содержащих радионуклиды уран-ториевого ряда

Параметр	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{228}Ra	^{228}Th	^{235}U
Концентрация в питьевой воде (референтное значение) A_i , Бк/л	1	0,1	0,5	10	5	0,05	0,5	0,05	0,04
PC_i^{ingest} , Бк/м ³	1+4	1+3	1+3	5+2	2+2	7+2	2+2	2+4 *	1+4
Эффективная доза по НРБУ-97, мЗв/год	1–4	1–4	5–4	2–2	2,5–2	7–5	2,5–3	2,5–6	4–6
$УВ_i^{вода}$, Бк/кг	3,1	6,6–1	5,0–1	2,0–1	1,2–1	6,0–1	2,0–1	1,9	3,0
Эффективная доза по НРБ-99, мЗв/год	3,2–5	1,5–5	1,0–4	5,0–3	4,2–3	8,3–6	2,5–4	2,6–6	1,3–6

*По НРБ-99.

При самых консервативных оценках эффективная доза за счет перорального поступления, формируемая присутствующим в питьевой воде ^{222}Rn , не превышает 0,02 мЗв/год (референтная оценка — 0,002 мЗв/год [1.15]). Этот радионуклид формирует за счет ингаляционного поступления эффективную дозу примерно 1,2 мЗв/год, вследствие чего его нормирование в питьевой воде осуществляется в нормах радиационной безопасности по цепочке: вода — воздух помещений — ингаляция дочерних продуктов (по НРБУ-97 — $PC_{Rn}^{ingest} = 100$ Бк/кг, по НРБ-99 — $УВ_{Rn}^{вода} = 60$ Бк/кг).

Из сделанных выше оценок следует, что природные радионуклиды могут формировать эффективную дозу примерно 0,04—0,06 мЗв/год за счет потребления питьевой воды. Если руководствоваться рекомендациями ЕС и ВОЗ, выделяя на питьевую воду дозовую квоту, равную 0,1 мЗв/год, то целесообразно, следуя подходу, аналогичному принятому US EPA, выделить на техногенное облучение за счет потребления питьевой воды квоту примерно 0,05 мЗв/год. Выбор этого значения в качестве регламента содержания техногенных радионуклидов в питьевой воде не противоречит процедуре квотирования радиационного воздействия на водные объекты, установленной НРБУ-97 для радиационно-ядерных объектов (см. табл. 1.1), и даже, более того, в основном согласуется с этими критериями.

Формализованная запись условия радиационной безопасности для питьевой воды имеет вид

$$\sum_i \frac{A_i}{PC_i^{\text{ingest}}} \leq \frac{DK_g}{DL_E}, \quad (1.5)$$

где DK_g — квота от предела дозы для населения, выделяемая на поступление РВ техногенного происхождения с питьевой водой, значение которой с учетом сделанных оценок рекомендуется принять равной 0,05 мЗв/год. Соотношение (1.5) можно переписать в более привычном виде:

$$\sum_i \frac{A_i}{PS_i} \leq 1, \quad (1.6)$$

где выражение $PS_i = PC_i^{\text{ingest}} DK_g / DL_E$ интерпретируется как допустимое содержание i -го радионуклида в питьевой воде, рассчитанное при условии, что при поступлении только этого радионуклида в организм с питьевой водой эффективная доза облучения будет равна значению DK_g .

1.5. Содержание искусственных радионуклидов в питьевой воде

Содержание в питьевой воде таких широко распространенных (их появление в окружающей среде обусловлено испытаниями ядерного оружия и взрывами в мирных целях, функционированием предприятий ядерно-топливного цикла, авариями на ЯРОО) и радиологически опасных радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , при их поступлении вместе с продуктами питания регламентируется рядом документов.

В соответствии с НРБ-99 допустимое содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в питьевой воде (УВ^{вода}) составляет 11 и 5,0 Бк/кг соответственно. В соответствии с [1.17] оно устанавливается на уровне 8 Бк/л для обоих радионуклидов.

На Украине (помимо НРБУ-97 и ДсанПіН №136/1940) содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в питьевой воде и продуктах питания отдельно нормируется специальным документом [1.16]. В соответствии с [1.16] допустимая удельная активность этих радионуклидов в питьевой воде составляет 2 Бк/л для каждого и рассчитана она для условий поступления обоих радионуклидов с референтным рационом питания. По НРБУ-97 $PC_{\text{Cs}}^{\text{ingest}} = 100$, $PC_{\text{Sr}}^{\text{ingest}} = 10$. Следовательно, эффективная доза за счет потребления питьевой воды, содержащей ^{137}Cs и ^{90}Sr на уровне предельных значений по ДР-97, составит приблизительно 0,2 мЗв/год, что в два раза превышает дозовую квоту, выделяемую на питьевую воду в соответствии с рекомендациями ВОЗ и стандартами ЕС. Можно заметить, что регламентные

уровни по ДР-97 по содержанию ^{137}Cs и ^{90}Sr в питьевой воде в четыре раза превышают регламенты, установленные ДсанПіН № 136/1940 для радионуклидов бета-излучателей.

Различия между НРБ-99 и НРБУ-97 можно объяснить тем, что в НРБ-99 УВ^{вода} рассчитываются для условий поступления радионуклидов вместе с питьевой водой при ее потреблении в объеме 2 кг ежедневно, исходя из дозовой квоты 0,1 мЗв/год, выделяемой для регламентирования облучения за счет потребления питьевой воды.

В неявном виде при регламентировании радиационного воздействия на водные объекты используется еще одно условие: ни один из компонентов водного объекта в процессе всего «жизненного цикла» радиационного объекта не должен относиться к категории твердых радиоактивных отходов (ТРО). Категорирование ТРО определяется специальными документами [1.18; 1.19], но важно, чтобы содержание РВ в наиболее «критическом» компоненте водной экосистемы не превысило нижней границы, при которой этот компонент следует классифицировать как ТРО. Обычно таким компонентом являются донные отложения. Как правило, этим условием пренебрегают, считая его не столь жестким, как условия ограничения дозы, хотя если, например, принять удельную активность воды по ^{137}Cs равной 11 Бк/кг (УВ), а коэффициент накопления для донных отложений равным 30 000 согласно рекомендациям НКДАР [1.13], то для удельной активности донных отложений будем иметь оценку $3,3 \cdot 10^5$ Бк/кг. Это выше, чем нижняя граница содержания бета-излучателей в составе твердой фракции (100 кБк/кг), классифицируемых как низкоактивные твердые отходы [1.18].

Установление нормативов на дозу облучения критических групп населения для радиационных объектов за счет водопользования регламентирует, в принципе, уже не только радиационное качество воды водных объектов, используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения, но и требует нормирования содержания радионуклидов в отдельных компонентах этих водных объектов, а это вносит определенный элемент «экологического нормирования». Однако в основе такого регламентирования содержания РВ в компонентах экосистемы водного объекта, подверженного реальному или потенциальному влиянию со стороны техногенного источника РВ, лежит гигиенический (антропоцентрический) принцип нормирования, связанный с ограничением дозы облучения человека, использующего данный водный объект в своей практической деятельности.

Неоднозначность положений действующих документов в области обеспечения радиационной безопасности питьевой воды, не говоря уже об обеспечении радиационной безопасности водных объектов, свидетельствует, что в вопросах радиационной охраны водных ресурсов необходима гармонизация нормативно-правовой документации на общей научной основе.

Литература

- 1.1. Ядерная энциклопедия / Благотворит. фонд Ярошинской. — М., 1996. — С. 656.
- 1.2. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС-03) СанПиН 2.6.1.24-03.
- 1.3. Справка. Параметры качества воды // <http://water.ru/param>.
- 1.4. World Health Organization (<http://www.who.int/en>).
- 1.5. Державні санітарні правила і норми «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» № 136/1940 від 15.04 1997 р.
- 1.6. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Державні гігієнічні нормативи. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. — Київ, 1998.
- 1.7. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99 / Минздрав России. — М., 1999.
- 1.8. Питьевая вода. гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.1.4.559-96.
- 1.9. U.S. Environment Protection Agency (<http://www.epa.gov/watrhme>).
- 1.10. Guidelines for drinking-water quality. — Vol. 1: Recommendations / World Health Organization. — Geneva, 1983.
- 1.11. Guidelines for drinking-water quality. — Vol. 2: Health Criteria and Other Supporting Information / World Health Organization. — Geneva, 1984.
- 1.12. Revision of the WHO Guidelines for Drinking Water Quality / World Health Organization. — [S. l.], 1993.
- 1.13. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН-1982. — Т. 1 / United Nations. — New York, 1982. — С. 124.
- 1.14. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН-2000. — Т. 1: Источники (ч. 1) / Пер. с англ.; Под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина и проф. С. П. Ярмоненко. — М.: РАДЭКОН, 2002. — С. 77.
- 1.15. Risk Assessment of Radon in Drinking Water / National Research Council. — Washington: National Academy Press, 1998.
- 1.16. ДР-97 «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді».
- 1.17. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.3.2.560-96 «Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов».
- 1.18. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99). СП 2.6.1.799-99.
- 1.19. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами. СПОРО-85 № 3938-85.

Раздел 2. Классификация водных объектов хозяйственно-питьевого водоснабжения

2.1. Индекс радиоактивного загрязнения

В настоящее время классификация используемых вод по содержанию в них радиоактивных веществ отсутствует. Основываясь на сделанном в [2.1] анализе различных подходов к нормированию содержания РВ в питьевой воде и используя существующие методы и модели классификации вод по содержанию в них вредных химических веществ, можно предложить сравнительно прозрачную систему классификации вод по содержанию в них радионуклидов. Такая классификация позволяет интегральным образом описать достаточно сложно интерпретируемые данные о содержании РВ в воде водных объектов и соответствие их нормативным значениям, а также довольно просто оперировать этими данными даже неспециалистам. Процедура классификации переводит количественное описание загрязнения водного объекта на качественный уровень, что позволяет наглядно судить о степени загрязненности различных водных объектов. Важно также отметить, что предлагаемая процедура классификации естественным образом встроена в отработанные схемы классификации вод по химическим показателям.

В условиях радиационной безопасности питьевой воды, представленных формулами (1.4) и (1.5), назовем $\sum_i A_i/PS_i$ индексом радиоактивной загрязненности воды.

2.2. Обоснование классификации радиационного качества питьевых вод

Классификацию водных объектов хозяйственно-питьевого использования по уровню содержания РВ в воде можно выполнить по аналогии с классификацией вод по интегральным показателям качества, используемой для классификации при загрязнении вод ВХВ [2.2—2.7]. Интегральная оценка качества воды по гидрохимическим показателям весьма часто, просто и достаточно эффективно производится по индексу загрязненности вод (ИЗВ) [2.6; 2.7]. Индекс загрязнения воды, как прави-

ло, рассчитывают по шести-семи показателям, часть которых (концентрация растворенного кислорода, водородный показатель pH, биологическое потребление кислорода БПК₅) являются обязательными:

$$\text{ИЗВ} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\text{РК}_i}{\text{ПДК}_i}, \quad (2.1)$$

где РК_i — реальная (измеренная) концентрация i -го химического ингридиента в воде водного объекта; ПДК_i — значение предельно допустимой концентрации этого ингридиента. Классификация качества вод по ИЗВ приведена в табл. 2.1 [2.6; 2.7].

Таблица 2.1. Характеристики интегральной оценки качества воды

ИЗВ	Класс качества воды	Качество вод
Менее 0,2	I	Очень чистые
0,2—1,0	II	Чистые
1,0—2,0	III	Умеренно загрязненные
2,0—4,0	IV	Загрязненные
4,0—6,0	V	Грязные
6,0—10,0	VI	Очень грязные
Более 10,0	VII	Чрезвычайно грязные

Если в (2.1) выделить для всех РВ одно из слагаемых в правой части, то

$$\text{ИЗВ} = \frac{1}{n+1} \left[\sum_i \frac{\text{РК}_i}{\text{ПДК}_i} + \sum_j \frac{A_j}{\text{PS}_j} \right]. \quad (2.2)$$

Учитывая, что все i -е слагаемые в (2.2) примерно равны между собой и каждое из них приблизительно равно $\sum_j \frac{A_j}{\text{PS}_j} = \text{ИРЗВ}$ (это вытекает из условия применимости использования ИЗВ в качестве показателя гидрохимического загрязнения воды), можно получить оценку для ИРЗВ:

$$\text{ИРЗВ} \approx \text{ИЗВ}. \quad (2.3)$$

Эта оценка не зависит от значения n — числа показателей, выбираемых для характеристики качества воды.

При построении модели классификации качества вод по содержанию в них радиоактивных веществ целесообразно учесть современный уровень глобального загрязнения гидросферы, определяемый радионуклидами,

поступившими в окружающую среду за счет испытаний ядерного оружия [1.13; 1.14]. Для этих радионуклидов значение ИРЗВ не превосходит 0,002 и определяется уровнем глобального содержания в поверхностных водах ^{137}Cs и ^{90}Sr . Тогда классификацию питьевых вод можно предложить в виде табл. 2.2.

Таблица 2.2. Классификация поверхностных вод по содержанию в них радиоактивных веществ

Качество вод	Значение ИРЗВ	Класс качества воды	Годовая эффективная доза за счет питьевого потребления воды $D_{\text{пит}}$, мкЗв
Чистейшие	Менее 0,004	0	$D_{\text{пит}} \leq 0,2$
Очень чистые	0,004—0,2	I	$0,2 < D_{\text{пит}} \leq 10$
Чистые	0,2—1,0	II	$10 < D_{\text{пит}} \leq 0,05$
Умеренно загрязненные	1—2	III	$0,05 < D_{\text{пит}} \leq 0,1$
Загрязненные	2—4	IV	$0,1 < D_{\text{пит}} \leq 0,2$
Грязные	4—6	V	$0,2 < D_{\text{пит}} \leq 0,3$
Очень грязные	6—10	VI	$0,3 < D_{\text{пит}} \leq 0,5$
Чрезвычайно грязные	10—20	VII	$0,5 < D_{\text{пит}} \leq 1,0$
РАО	Более 20	VIII	$D_{\text{пит}} > 1$

2.3. Учет нуклидного состава загрязнителей

При решении конкретных водоохранных проблем наиболее часто приходится решать задачи, связанные с такими радиологически опасными радионуклидами, как ^{137}Cs и ^{90}Sr (воздействие АЭС в режимах штатной эксплуатации, загрязнение водных объектов зоны отчуждения в результате аварии на Чернобыльской АЭС, глобальное загрязнение водных объектов). Обычно ^{137}Cs и ^{90}Sr присутствуют в водных объектах в совокупности, причем в воде поверхностных водоемов отношение удельных активностей s ^{137}Cs и ^{90}Sr колеблется в диапазоне примерно от 1,6—1,4 (для «свежего» загрязнения) до 0,3—0,1 (для длительного хронического загрязнения) [2.8; 2.9]. Для поступлений (сбросов) смеси ^{137}Cs и ^{90}Sr в воду водных объектов в рамках моделей, использующих коэффициенты накопления радионуклидов в донных отложениях по отношению к воде $K_{di} = a_{di}/a_{vi}$, где a_{di} и a_{vi} — удельные активности i -го радионуклида соответственно в донных отложениях и в воде, несложно получить (используя тот факт, что донные отложения являются местом депонирования радионуклидов [2.8]) формулу, оценочно задающую связь «начального» ($s_{\text{нач}}$) и «конечного» ($s_{\text{кон}}$) цезий-стронциевого отношения ($a_{\text{vCs}}/a_{\text{vSr}}$) в воде водоема:

$$s_{\text{кон}} \approx s_{\text{нач}} (K_{d\text{Sr}} / K_{d\text{Cs}}). \quad (2.4)$$

Точная связь определяется выражением

$$s_{\text{кон}} = s_{\text{нач}} [(1 + \rho K_{d\text{Sr}} h / H) / (1 + \rho K_{d\text{Cs}} h / H)],$$

где H и h — средняя глубина водоема и толщина активного слоя донных отложений соответственно; ρ — плотность донных отложений.

Выражение (2.4) достаточно хорошо аппроксимирует фактические данные о динамике цезий-стронциевого отношения для различных вариантов загрязнения водоемов [1.13; 1.14; 2.8—2.10] при рекомендованных значениях $K_{d\text{Sr}}$ и $K_{d\text{Cs}}$ равных соответственно 2000 и 30 000 м³/т [1.14].

Таблица 2.3. Оценочные граничные значения содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в питьевой воде для вод различного качества, Бк/л

Качество вод	Значение ИРЗВ	$s_{\text{Cs/Sr}} = 1,5$		$s_{\text{Cs/Sr}} = 1,0$		$s_{\text{Cs/Sr}} = 0,1$	
		a_{vCs}	a_{vSr}	a_{vCs}	a_{vSr}	a_{vCs}	a_{vSr}
Чистейшие	До 0,004	2,6–3	1,7–3	1,8–3	1,8–3	2,0–4	2,0–3
Очень чистые	До 0,2	1,3–1	8,7–2	9,1–2	9,1–2	9,9–3	9,9–2
Чистые	До 1,0	6,5–1	4,3–1	4,5–1	4,5–1	5,0–2	5,0–1
Умеренно загрязненные	До 2	1,3	8,7–1	9,1–1	9,1–1	1,0–1	1,0
Загрязненные	До 4	2,6	1,7	1,8	1,8	2,0–1	2,0
Грязные	До 6	3,9	2,6	2,7	2,7	3,0–1	3,0
Очень грязные	До 10	6,5	4,3	4,5	4,5	5,0–1	5,0
Чрезвычайно грязные	До 20	13	8,7	9,1	9,1	1,0	10
Радиоактивные отходы	Более 20	Более 13	Более 8,7	Более 9,1	Более 9,1	Более 1,0	Более 10

Сопоставим значения ИРЗВ, установленные в соответствии с предложенной классификацией по содержанию РВ в поверхностных водах, с фактическим содержанием радионуклидов в воде водных объектов, которые содержат радионуклиды техногенного происхождения:

$$\text{ИРЗВ} = \frac{a_{\text{vi}}}{p_i} \sum_i \frac{p_i}{\text{PS}_i} = \frac{a_{\text{vi}}}{s_i} \sum_i \frac{s_i}{\text{PS}_i}, \quad (2.5)$$

$$a_{vi} = \text{ИРЗВ} \frac{p_i}{\sum_i \frac{p_i}{\text{PS}_i}} = \text{ИРЗВ} \frac{s_i}{\sum_i \frac{s_i}{\text{PS}_i}}, \quad (2.6)$$

где p_i — парциальный вклад i -го радионуклида в суммарную удельную активность воды; s_i — отношение удельной активности i -го радионуклида в питьевой воде к удельной активности некоторого реперного радионуклида. В результате для цезий-стронциевой смеси получаем (табл. 2.3) оценки уровней классификации (при $ДК_6 = 0,05$ мЗв/год, а следовательно, $\text{PS}_i^{\text{Cs}} = 5$ Бк/л; $\text{PS}_i^{\text{Sr}} = 0,5$ Бк/л).

2.4. Классификация водных объектов питьевого назначения

Полученные оценки относятся к качеству питьевых вод, а не вод источников водоснабжения. Представляется необходимым и важным рассмотреть связь содержания РВ в воде водного объекта и ИРЗВ для питьевой воды в зависимости от степени очистки вод в процессе водоподготовки. Задавая связь содержания i -го радионуклида в питьевой воде a_i с содержанием его в воде водного объекта b_i в виде

$$a_i = \lambda_i b_i, \quad (2.7)$$

где λ_i — коэффициент удаления i -го радионуклида из воды водного источника в процессе ее очистки при водоподготовке для хозяйственно-питьевого снабжения, получаем соотношения для определения значений ИРЗВ в питьевой воде R_p и воде водного объекта R_v :

$$R_v = R_p \frac{\sum_i \frac{p_i}{\lambda_i \text{PS}_i}}{\sum_i \frac{p_i}{\text{PS}_i}} = R_p \frac{\sum_i \frac{s_i}{\lambda_i \text{PS}_i}}{\sum_i \frac{s_i}{\text{PS}_i}}, \quad (2.8)$$

$$R_v = \sum_i \frac{b_i}{\text{PS}_i}, \quad (2.9)$$

в которых p_i — парциальный вклад i -го радионуклида в суммарную удельную активность питьевой воды.

$$R_p = R_v \frac{\sum_i \frac{\lambda_i g_i}{PS_i}}{\sum_i \frac{g_i}{PS_i}} = R_v \frac{\sum_i \frac{\lambda_i c_{ij}}{PS_i}}{\sum_i \frac{c_{ij}}{PS_i}}, \quad (2.10)$$

где g_i — парциальный вклад i -го радионуклида в суммарную удельную активность воды водного объекта. Отношение содержания в воде водоема i -го радионуклида к содержанию в воде некоторого реперного j -го радионуклида $b_i/b_j = c_{ij}$ связано с величиной s_i простым выражением

$$\frac{b_i}{b_j} = c_{ij} = \frac{a_i/\lambda_i}{a_j/\lambda_j} = s_i \frac{\lambda_j}{\lambda_i}. \quad (2.11)$$

Таблица 2.4. Оценочные граничные значения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водоемов питьевого использования, Бк/л

Качество вод	Значение ИРЗВ для питьевой воды R_p	$s_{\text{Cs/Sr}}$ в питьевой воде = 1,0		$s_{\text{Cs/Sr}}$ в воде водоема = 2,5		Значение ИРЗВ для воды водоемов R_v
		a_{Cs}	a_{Sr}	b_{Cs}	b_{Sr}	
Чистейшие	До 0,004	1,8–3	1,8–3	9,0–3	3,6–3	До 0,009
Очень чистые	До 0,2	9,1–2	9,1–2	4,6–1	1,8–1	До 0,46
Чистые	До 1,0	4,5–1	4,5–1	2,3	9,0–1	До 2,3
Умеренно загрязненные	До 2	9,1–1	9,1–1	4,6	1,8	До 4,6
Загрязненные	До 4	1,8	1,8	9,0	3,6	До 9,2
Грязные	До 6	2,7	2,7	1,4+1	5,4	До 14
Очень грязные	До 10	4,5	4,5	2,3+1	9,0	До 23
Чрезвычайно грязные	До 20	9,1	9,1	4,6+1	1,8+1	До 46
РАО	Более 20	Более 9,1	Более 9,1	Более 4,6+1	Более 4,6+1	Более 46

Численные значения λ_i для большого перечня радионуклидов, рекомендуемые для решения практических задач, приводятся в [1.13; 1.14]. Для ^{137}Cs и ^{90}Sr эти значения равны соответственно 0,2 и 0,5. Пример «трансформации» содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в питьевой воде и воде водоема хозяйственно-питьевого назначения за счет очистки воды в процессе водоподготовки и соответствующее изменение значения ИРЗВ приведены в табл. 2.4.

2.5. Примеры классификации водных объектов, подверженных радиоактивному загрязнению

Воспользуемся предложенной процедурой классификации для анализа и категорирования содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водохранилищ Днепровского каскада, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Результаты классификации, полученные по данным о содержании в воде водохранилищ ^{137}Cs и ^{90}Sr и приведенные в [2.10], представлены в табл. 2.5. Они наглядно демонстрируют, что в 1986 г. качество воды этих водохранилищ в основном не соответствовало требованиям, предъявляемым к воде водоемов хозяйственно-питьевого использования. В более отдаленные сроки (уже с 1987 г.) качество воды водохранилищ Днепровского каскада (за исключением Киевского) вполне удовлетворяет требованиям по радиационному качеству для питьевой воды. В Киевском водохранилище радиационное состояние воды «приходит в норму» начиная с 1989 г.

Оценки ИРЗВ для водоемов 30-километровой зоны на 1989—1990 гг., проведенные по данным, взятым из той же монографии [2.10], приведены в табл. 2.6.

Заметим, что при реальном значении цезий-стронциевого отношения, которое по данным, приведенным в табл. 2.5, меньше или равно единице, значение ИРЗВ более чем на 90% определяется ^{90}Sr (слагаемым a_{Sr}/PSr), из чего следует, что в случае учета эффекта очистки воды в процессе водоподготовки значение ИРЗВ следует уменьшить примерно вдвое.

Современное содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде реки Припять (створ г. Чернобыль) находится на уровне 30—50 и 200—250 Бк/м³ соответственно [2.11]. ИРЗВ составляет 0,4—0,5 (при учете эффекта очистки воды — 0,2—0,25). Соответственно качество воды реки Припять можно отнести к классам «очень чистые — чистые».

Приведенные примеры использования предложенной классификации вод источников хозяйственно-питьевого водоснабжения демонстрируют ее достаточно хорошую «чувствительность», согласование с рекомендациями ВОЗ и стандартами ЕС.

Получаемая в результате классификации оценка качества вод по содержанию РВ в достаточной степени соответствует интуитивному восприятию ситуации с загрязнением воды радионуклидами, а в определенной мере и здравому смыслу.

Таблица 2.5. Классификация вод водохранилищ Днепровского каскада

Водохранилище	1986 г.				Категория	1990 г.				Категория
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	ИРЗВ			⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	ИРЗВ *		
			без очисткой	с очи- сткой				без очи- стки	с очи- стки	
Киевское	1,00	1,90	2,4	1,10	Умеренно за- грязненные — загрязненные	0,09—0,37	0,16—0,3	0,80	0,40	Чистые — чистые
Каневское	1,18	0,10	2,4	1,20	Умеренно за- грязненные — загрязненные	0,13—0,41	0,04—0,18	0,86	0,43	Чистые — чистые
Кременчугское	1,00	0,05	2,0	1,00	Чистые — умеренно за- грязненные	0,1—0,16	0,02—0,05	0,33	0,16	Очень чистые — чистые
Днепродзержин- ское	0,83	0,02	1,7	0,83	Чистые — умеренно за- грязненные	0,13—0,46	0,02—0,03	0,93	0,47	Чистые — чистые
Запорожское	0,59	0,02	1,2	0,60	Чистые — умеренно за- грязненные	0,07—0,2	0,02—0,03	0,41	0,21	Чистые — чистые
Каховское	0,41	0,01	0,8	0,40	Чистые — чистые	0,09—0,21	0,02—0,03	0,43	0,22	Чистые — чистые

* Рассчитаны по максимальным концентрациям.

Таблица 2.6. Качество вод водоемов зоны отчуждения

Название водного объекта	Удельная активность воды *, Бк/л		ИРЗВ (без учета очистки)	Качество вод
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr		
Река Припять (с. Беневка)	0,6	0,7	1,5	Умеренно загрязненные
Река Припять (г. Чернобыль)	1,3	1,3	2,9	Загрязненные
Киевское водохранилище	0,7	0,6	1,3	Умеренно загрязненные
Река Уж (г. Чернобыль)	1,1	1,1	2,4	Загрязненные
Река Сахан (с. Новошепеличи)	1,9	3,0	6,4	Очень грязные
Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС	11,5	22,2	47	ЖР0
Припятский затон	18,5	148,0	300	ЖР0
Пойменные непроточные водоемы ближней зоны левого берега реки Припять	118,4	370,0	760	ЖР0
Озеро Глубокое	49,6	370,0	750	ЖР0
Озеро Вершина	12,2	296,0	600	ЖР0
Голубой Ручей	12,6	148,0	300	ЖР0
Протока Муровка	3,0	4,8	10	Очень грязные
Польдерные воды	15,2	111,0	220	ЖР0
Река Глиница	1,4	13,0	26	ЖР0
Озеро (с. Буда-Варовичи)	0,9	9,3	19	Чрезвычайно грязные
Озеро (с. Лубянка)	0,9	9,3	19	Чрезвычайно грязные

* Приведены максимальные значения.

Преимущества использования предложенной процедуры классификации качества вод по содержанию РВ заключаются в том, что она позволяет достаточно просто оперировать фактическими данными, не вдаваясь в сложные категории, т. е. фактически минуя длительную цепочку рассуждений от измерения удельных активностей до интерпретации данных в соответствии с требованиями нормативов. Имеется также выигрыш в общности, наглядности и возможности использования аналогий с загрязнением вод ВХВ.

2.6. Сравнение рисков, генерируемых загрязнением питьевых вод радиоактивными и вредными химическими веществами

По аналогии с ВХВ целесообразно и даже необходимо рассмотреть еще один интересный и важный аспект: соответствие опасностей, генерируемых загрязнением питьевых вод ВХВ и РВ. Инструмент для таких сравнений дает методология оценки риска [2.12—2.15].

В соответствии с положениями НРБ-99 и НРБУ-97, определяющими показатели канцерогенного риска ионизирующего излучения, пожизненный риск при потреблении питьевой воды, содержащей РВ на уровне ИРЗВ = 1, составит $2,5 \cdot 10^{-4}$.

Канцерогенные риски для некоторых ВХВ, присутствующих в воде водоемов питьевого назначения, взятые из [2.13], приведены в табл. 2.7. Следует обратить внимание на значимое различие в значениях рисков при содержании различных ВХВ, а также и РВ на уровнях ПДК. Это артефакт, который требует принятия действенных и эффективных мер.

В последней графе табл. 2.7 приведены рассчитанные нами значения концентраций ВХВ для эквивалентного риска (ЭР), соответствующие радиационному риску, равному $2,5 \cdot 10^{-4}$:

$$\text{ЭР} = 2,5 \cdot 10^{-4} \text{ ПДК/риск.} \quad (2.12)$$

Из последнего соотношения и формулы (2.2) следует условие, определяющее содержание канцерогенных ВХВ в воде водных объектов питьевого использования, при выполнении которого пожизненный риск возникновения канцерогенных эффектов при потреблении воды, содержащей данные вещества, не будет превышать радиационного риска, формируемого за счет содержания в питьевой воде РВ на уровне ИРЗВ:

$$\sum_i \frac{C_i}{\text{ЭР}_i} \leq 1, \quad (2.13)$$

где C_i — концентрация i -го ВХВ-канцерогена.

Таблица 2.7. Значения канцерогенного пожизненного риска при потреблении воды, содержащей ВХВ на уровне ПДК

Вещество	ПДК, мг/л	Риск	ЭР, мг/л
Акриламид	0,01	1,3–3	0,002
Алахлор	0,10	2,3–4	0,1
Бензол	0,50	1,4–3	0,09
Гептахлор	0,05	8,1–3	0,0015
ДДТ	0,10	9,7–4	0,025
Дихлорофос	1,00	1,2–2	0,02
Мышьяк	0,05	2,5–3	0,005
Хром (VI)	0,05	1,7–2	0,0008
Тетрахлорхинон	0,01	1,1–4	0,023

Методология оценки риска определяет структуру общего подхода к регламентированию содержания в питьевой воде загрязнителей любой природы, выбирая в качестве основы процедуры регламентирования установление нормативов на совокупный риск от потребления воды, содержащей вещества-загрязнители.

Предложенная классификация качества вод объектов хозяйственно-питьевого использования по содержанию в них РВ основана на действующей нормативно-правовой базе в области радиационной безопасности и санитарной охраны водных объектов. Она во многом аналогична действующей классификации качества питьевых вод по содержанию в них ВХВ. Вопрос обеспечения радиационной безопасности при комплексном хозяйственном использовании водных объектов (рыболовство и рыбоводство, орошаемое земледелие, выпас скота на заливных и орошаемых землях, хозяйственно-питьевое и рекреационное использование, использование сапропеля и др.) требует специального рассмотрения.

Литература

- 2.1. Казаков С. В. Регламентирование и классификация вод по содержанию в них радиоактивных веществ. — М.: Ин-т проблем безопас. развития атом. энергетики РАН, 2002. — (Препринт/ИБРАЭ; № IBRAE-2002-21).
- 2.2. Проект ПРООН-ГЕФ «Экологическое оздоровление бассейна Днепра» // http://www.idrc.kiev.ua/Documents/tc_mnt_protokol.htm.
- 2.3. Доклад о состоянии природной среды в Ростовской области в 1999 году // <http://www.ecolife.org.ua/education/ppress/rostov99/gl2.html>.

- 2.4. Экологический ежемесячник [Н. Новгород]. — 2000. — № 9 (72).
- 2.5. Справочно-статистические материалы о состоянии окружающей среды и природоохранной деятельности в Республике Беларусь (на 1 января 1999 г.) / М-во природ. ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь. — Минск, 1999.
- 2.6. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: Справочные материалы / Т. В. Гусева, Я. П. Молчанова, Е. А. Заика, В. Н. Виниченко, Е. М. Аверочкин. — М., 2000 (<http://www.ecoline.ru/mc/refbooks/hydrochem/index.html>).
- 2.7. Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А. М. Никанорова. — Л.: Гидрометеиздат, 1984. — 139 с.
- 2.8. Казаков С. В. Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техника, 1995. — 190 с.
- 2.9. Ядерная энциклопедия / Благотворит. фонд Ярошинской. — М., 1996. — 656 с.
- 2.10. Чернобыльская катастрофа. — Киев: Наук думка, 1995. — 559 с.
- 2.11. Інформація про радіаційний стан довкілля зони відчуження // <http://www.ic-chernobyl.kiev.ua/rav>.
- 2.12. Киселев А. В., Фридман К. Б. Оценка риска здоровью / Междунар. ин-т оценки риска здоровью. — СПб., 1997.
- 2.13. Проблемы оценки канцерогенного риска воздействия химических загрязнений окружающей среды / С. М. Новиков, Г. И. Румянцев, З. И. Жолдакова, Е. А. Шашина, О. В. Пономарева // Гигиена и санитария. — 1998. — № 1. — С. 29—34.
- 2.14. Быстрых В. В. Гигиеническая оценка влияния питьевой воды на здоровье населения // http://www.panwater.info/GigienDrink_article.htm.
- 2.15. Проблемы ядерной и радиационной безопасности: канцерогенные риски малых доз облучения // http://radrisk.obninsk.com/booklet/small_doses/small_doses.htm.

Раздел 3. Гигиенический и экологический подходы в радиационной безопасности

Развитие научных идей в области радиационной безопасности и их практическая реализация в рамках национальной системы радиационной защиты определяются потребностями общества и существенным образом зависят от уровня социально-экономического развития и политического статуса государства.

На начальном этапе интенсивного освоения атомной энергии в конце 40-х — начале 50-х годов прошлого века, в период, когда предполагалось преимущественно ее военное использование, вопросы радиационной безопасности персонала и населения рассматривались с позиций необходимости создания ядерного оружия для достижения стратегических политических целей. Это было оправданно, так как социально-экономические издержки общества и государства за счет вполне осознанного риска ради достижения главной цели в связи со второстепенностью обеспечения радиационной безопасности персонала объектов атомной промышленности и проживающего вокруг них населения были несравненно малы по сравнению с утратами и ущербами в случае применения ядерного оружия одной или обеими противостоящими сторонами.

Наивысшим императивом в обоих противостоящих лагерях являлись общественные интересы, за ними шли интересы личности, а природные, морально-этические ценности рассматривались либо с позиций удовлетворения эстетических потребностей, либо крайне утилитарно — как ресурс удовлетворения потребностей материальных. Причины такого положения во многом коренились в сфере государственной идеологии, которой оперировали как «коммунисты», так и «империалисты-западники», а также глубже — в сфере доминирующих религиозных и общественно-философских воззрений, на которых зиждилось общественное сознание многих поколений.

Результатом такого подхода к обеспечению безопасности окружающей среды стали известные экологические проблемы: в России — в первую очередь в регионе ПО «Маяк», в США — в районе размещения Хэнфордского ядерного комплекса. Те действия в отношении окружающей среды, которые по сегодняшним меркам можно расценивать как радиационную аварию, в тот период не выходили за рамки норм, правил и регламентов, по которым велась эксплуатация предприятий атомной промышленности.

По мнению Н. С. Работнова, авторитетного ученого и публициста, «...по современным меркам первые годы работы Сороковки¹ были непрерывной радиационной аварией» [3.1].

Возникшие экологические проблемы в районах расположения атомных комбинатов, темпы и перспективы развития атомной энергетики потребовали научного обоснования и законодательного оформления концептуальных положений и подходов к защите окружающей среды от воздействия ионизирующего излучения.

3.1. Биологическое действие ионизирующих излучений

Ионизирующее излучение оказывает сложное и разноплановое воздействие на живые организмы. Кроме прямого действия излучения, выражающегося в повреждении за счет энерговыделения чувствительных структур клеток, в частности, генетического материала, имеет место также косвенное воздействие радиации, связанное с образованием радиотоксинов — заряженных ионов, радикалов, высокоактивных веществ перекисного типа. При накоплении радиотоксинов в клетках изменяется проницаемость клеточных стенок, нарушается проводимость нервных волокон, смещается естественный ход биохимических и физиологических процессов в организме.

Различные виды организмов весьма сильно отличаются по степени устойчивости к воздействию ионизирующей радиации. Для оценки радиочувствительности биообъектов (нарушений в синтезе ДНК, задержки деления клеток, образования хромосомных aberrаций, угнетения роста, снижения активности иммунной системы, гибели клеток или организмов и др.) используются различные тесты. Наиболее широко в качестве критерия радиочувствительности используется доза облучения, вызывающая определенный процент гибели (например, 50%) облучаемых объектов, называемая ЛД₅₀. Приблизительные уровни острого облучения, вызывающие летальные исходы у различных групп организмов, показаны на рис. 3.1.

Просматривается тенденция к увеличению радиочувствительности организмов при возрастании их сложности и эволюционного уровня развития. Особенно чувствительны к облучению млекопитающие включая человека.

Весь интервал уровней облучения от очень малых до летальных доз можно приблизительно разделить на три зоны, в которых эффекты облучения имеют не только количественные, но и качественные отличия. Зависимость между дозой облучения и биологическим эффектом хорошо изучена только для области достаточно больших доз.

¹ Сленговое название бывшего почтового адреса ПО «Маяк» — Челябинск-40.

Если облучению подвергаются отдельные химические вещества, например, ферменты, или неметаболизирующие биотические компоненты (вирусы, сухие семена), кривые выживания демонстрируют экспоненциальный рост смертности при увеличении дозы. При облучении целостных живых клеток, тканей или организмов на кривых выживания наблюдается «начальное плечо», т. е. при более низких дозах повреждающее действие радиации компенсируется.

В реакции клеток на облучение задействованы сложные системы репарации повреждений, управляемые ферментами и некоторыми химическими веществами-медиаторами. Эта система позволяет до определенного предела поддерживать жизнеспособность организма, несмотря на увеличение дозы. Защитную роль против радиотоксинов, образующихся в тканях, играет также иммунная система.

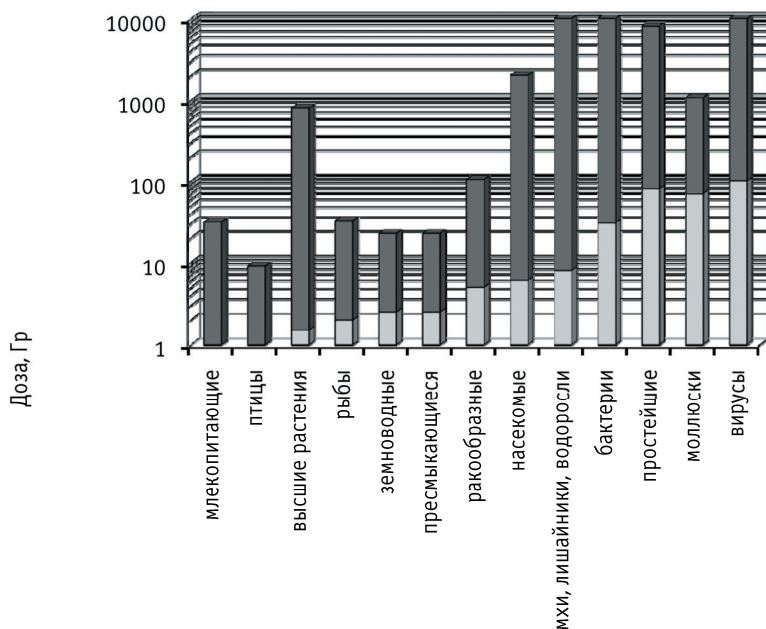


Рис. 3.1. Приблизительные диапазоны острых летальных доз для различных групп организмов [3.2] (светлой окраской выделены диапазоны допустимых уровней воздействия, темной — острых летальных доз)

Возможности механизмов репарации особенно отчетливо проявляются в области малых доз облучения, сравнимых с фоновыми уровнями или несколько их превышающих.

Представление о механизме проявления стимулирующих эффектов у организмов при облучении в малых дозах может быть сформулировано следующим образом. В области доз, близких к фоновым, при увеличении мощности дозы происходит активизация (включение) систем репарации. При этом снижается количество имеющихся генетических и соматических нарушений, в том числе и существовавшие до облучения, причем положительный эффект может превышать повреждающее действие радиации. На следующем участке дозовых нагрузок репарационные системы работают с полной эффективностью, наблюдается «плечо» в кривых выживания. Дальнейшее увеличение облучения приводит к перегрузке и срыву работы защитных механизмов, резко снижается устойчивость не только к радиации, но и к другим повреждающим факторам, возникает ряд побочных заболеваний.

Состояние защитных систем у различных особей одного вида может различаться и зависит от роста, пола, физического состояния и генотипа. Так, понижена сопротивляемость у молодых и старых особей.

3.2. Антропоцентрический и экологический подходы в радиационной безопасности

В настоящее время в основе законодательства по охране окружающей среды от воздействия ионизирующей радиации в большинстве стран с развитой атомной индустрией лежат положения Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ), хотя основные принципы действующих рекомендаций МКРЗ по радиационной безопасности непосредственно не направлены на защиту окружающей среды. Позиция МКРЗ в отношении радиационной защиты окружающей среды изложена в параграфе 16 «Публикации 60» [3.3]: «Комиссия считает, что нормы контроля окружающей среды, необходимые для защиты человека в той мере, которая в данное время признается желательной, обеспечат безопасность и других биологических видов, хотя случайно их отдельным особям может быть причинен вред, но не до такой степени, которая представляла бы опасность для всего вида или нарушала бы баланс между видами».

В отечественном законодательстве по обеспечению радиационной безопасности (как в федеральных законах, так и в подзаконных нормативных актах) этот подход к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды де-юре никак не зафиксирован, хотя де-факто он является основой всех практических мер, реализуемых в рамках этой проблематики.

Антропоцентрический подход, кратко формулируемый как «защищен человек — защищена природная среда», практически с момента его опубликования подвергался критике, которая, правда, в основном носила характер вербальных рассуждений.

Аргументацию сторонников и противников гигиенического подхода можно классифицировать следующим образом.

Аргументы сторонников:

- человек является наиболее радиочувствительным звеном в биосфере;
- регламентами допустимого облучения человека предусматриваются достаточно большие коэффициенты запаса по сравнению с дозами, вызывающими обнаружимые эффекты в отклонениях показателей здоровья, и тем более по сравнению с летальными дозами;
- охрана здоровья человека относится к высшим приоритетам его деятельности.

Аргументы противников:

- весьма часто в окружающей среде реализуются ситуации, когда человек как объект воздействия ионизирующего излучения отсутствует и сформированное вследствие его деятельности техногенное загрязнение действует только на природные сообщества;
- человек имеет возможность целенаправленно защищаться от воздействия ионизирующей радиации;
- в ряде ситуаций дозы облучения человека ниже регламентных, установленных исходя из принципа гигиенического нормирования, но облучение представителей некоторых экосистем будет находиться на опасном для ряда видовых сообществ уровне;
- этические соображения.

Авторитетные международные организации, такие как МКРЗ и Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ), рекомендации которых во многом являются базовыми для разработки национальных норм и правил в области радиационной безопасности, с последнего десятилетия XX в. начали уделять серьезнейшее внимание экологическим аспектам радиационной защиты (см., например [3.4; 3.5]).

В 1996 г. НКДАР ООН опубликовал обширный доклад, суммирующий опыт экспериментальных исследований в окружающей среде после плановых сбросов радиоактивных веществ и аварийных выбросов в результате чрезвычайных ситуаций на предприятиях атомной индустрии [3.6] по воздействию ионизирующей радиации на окружающую среду с анализом некоторых проблем, с которыми приходится сталкиваться в дозиметрических и качественных оценках воздействий ионизирующей радиации на биоту.

В 1997 г. Международный союз радиозэкологии (IUR) выполнил специальную работу по заказу Европейского союза. В выводах IUR отмечается

срочная необходимость корректировки основных положений по защите живых организмов и необходимость структурирования объема сведений, ранее полученных различными исследователями. Среди направлений перспективных научных исследований IUR выделил: разработку концептуальных подходов к проблеме радиационной защиты объектов окружающей среды, включающих разработку системы соответствующих величин и единиц измерения; обоснование и выбор совокупностей контрольных организмов; разработку моделей переноса радиоактивных веществ в окружающей среде и дозиметрических моделей воздействия радиации на контрольные группы организмов; систематизацию данных «доза — эффект» для объектов живой природы. IUR явился одним из организаторов «Согласовательной конференции по защите окружающей среды» в октябре 2001 г. Совместное заявление участников этой конференции [3.7] гласит: «Люди являются неотъемлемой частью окружающей среды. Несмотря на то что можно утверждать, что этически оправданно учитывать человеческую ценность и потребности как привилегированные, необходимо также обеспечить соответствующую защиту окружающей среде. Разработка курса по защите окружающей среды помимо научных данных должна включать социальные, философские, этические (включая честное распределение ущербов — выгод), политические и экономические соображения. Те же общие принципы защиты окружающей среды должны применяться ко всем загрязнителям».

В 1997 г. Арктический совет, куда входят северные страны, Россия, Канада, США, обозначил необходимость развития основных направлений оценки и развития защиты окружающей среды в Арктике, в том числе и от радиоактивных загрязнений.

Несмотря на то что главные стандарты Евросоюза по безопасности сосредоточены на дозах для человека и его защите, существует ряд директив ЕС, относящихся к радиологической защите окружающей среды. Примерами соответствующих Европейских директив по защите окружающей среды являются Конвенция по предотвращению и контролю интегральных выбросов [3.8], Конвенция по сохранению природной среды обитания и дикой фауны и флоры [3.9], Рамочная конвенция по водным ресурсам [3.10] и Директива 85/337/ЕС по воздействию определенных проектов на окружающую среду [3.11]. Оценка воздействия на окружающую среду должна включать людей, фауну, флору и абиотическую составляющую окружающей среды (землю, воздух, воду), материальные фонды и культурное наследие, а также взаимодействие этих факторов. Ввиду возрастающего в Евросоюзе осознания и пропаганды необходимости развития системы явного подтверждения защищенности окружающей среды от радиационного фактора ЕС щедро финансирует научные исследования в этой области.

Положения, требующие установления нормативов качества окружающей среды (нормативов содержания радиоактивных веществ в окружающей

среде и допустимого воздействия на окружающую среду по радиационным показателям), появились и в отечественном законодательстве — федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. № 7-ФЗ.

В научно-техническом сообществе в дискуссии о радиоэкологических принципах радиационной защиты окружающей среды явно наметилась тенденция к переходу от державшегося долгое время антропоцентрического подхода к подходам, учитывающим радиационное воздействие на окружающую среду и в первую очередь на ее биотический компонент.

Важным при разработке общих концептуальных основ радиационной защиты окружающей среды является выбор этических критериев. В исследованиях МАГАТЭ [3.5] рассматриваются три главных этических принципа — антропоцентрический, биоцентрический, экоцентрический:

- *антропоцентрический принцип*: главным является человек как единственная и главная моральная ценность, и, следовательно, забота об окружающей среде проявляется только в той степени, в которой окружающая среда влияет на человека;
- *биоцентрический принцип*: моральная ценность может распространяться и распространяется на отдельные особи других видов, таким образом, возникают как следствие этого подхода обязательства относительно этих особей;
- *экоцентрический принцип*: моральная ценность может распространяться фактически на все в окружающей среде включая ландшафты — реки и горы, но внимание в большей степени сосредоточено на полноте и разнообразии экосистем, а не на моральной значимости каждой отдельной их составляющей.

Антропоцентрический подход признается наиболее легко, два других — труднее, хотя для представителей многих религиозных конфессий они более чем очевидны.

Перечисленные этические принципы охраны окружающей среды корреспондируют с соответствующими радиоэкологическими подходами в обеспечении ее радиационной безопасности: при антропоцентрическом подходе радиационная защита строится по принципу регулирования воздействия источников ионизирующего излучения на человека, при биотическом — по воздействию на отдельные виды (популяции) или отдельных представителей этих видов, при экоцентрическом — по воздействию на экосистемы².

За последние 5—10 лет опубликовано немало работ, в которых антропоцентрический принцип обеспечения радиационной безопасности окружающей среды ставится под сомнение. По мнению многих авторов этих

² Обобщенно биоцентрический и экоцентрический подходы — экологический подход.

работ, необходима смена парадигмы — отказ от гигиенического подхода к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды и переход к экологическим принципам регламентирования воздействия ионизирующей радиации.

При экологических подходах в систему обеспечения радиационной безопасности включаются компоненты экосистем, в том числе возможно включение и человека как элемента биосферы. С таких позиций экологический подход можно рассматривать как более общий — биосферный, включающий в себя и антропоцентрический, что делает такое рассмотрение весьма привлекательным с общенаучных позиций и позволяет избежать антагонизма в различных подходах. К тому же в подобной трактовке биосферный подход к обеспечению радиационной безопасности во многом отражает современные научные и философские взгляды на процессы развития общества, науки, биосферы.

Изменение или даже корректировка парадигмы радиационной защиты окружающей среды, включающая требования по обеспечению радиационной безопасности живых природных компонентов, потребует решения чрезвычайно сложных научных проблем [3.12; 3.13]:

- введения дозиметрических единиц эквивалентных и эффективных доз для растений и животных, уточнения величин относительной биологической эффективности для представителей флоры и фауны;
- выбора референтных представителей флоры и фауны;
- определения эффектов действия ионизирующих излучений на растения и животных, которые можно использовать в качестве интегральных критериев радиационной защиты природы;
- установления зависимостей «доза — эффект» для референтных представителей флоры и фауны;
- определения роли уровня радиационных эффектов при охране биоты (индивидуального, популяционного, экосистемного);
- установление дозовых пределов облучения биоты.

По сути это квинтэссенция программы актуальных и перспективных научных направлений радиоэкологических работ для XXI в. Формулируя ее, академик Р. М. Алексахин в отношении экологического подхода к обоснованию и развитию принципов радиационной защиты высказал очень важное замечание: «если будет теоретически и практически обоснована необходимость его практического использования». То есть следует теоретически и практически обосновать необходимость отказа от гигиенического подхода в радиационной защите в пользу экологического подхода к нормированию воздействия ионизирующего излучения.

По мнению Всемирной ядерной ассоциации [3.14], при изменении общепринятой в настоящее время системы радиологической защиты существует опасность, что непродуманное, скоропалительное корректирование этой

системы может привести к ее ненужному усложнению и утяжелению без выгоды для практической защиты окружающей среды. Это могут быть более жесткие и дифференцированные пределы поступлений радионуклидов во внешнюю среду от ядерно-энергетических установок, процедуры оценки качества окружающей среды, а также новые и дорогостоящие системы экологического мониторинга.

В действительности практика показывает, что:

- радиологическое воздействие большинства ядерных объектов, и в частности атомных станций, трудно отличить от флуктуаций естественного фоновой уровня;
- нет доказательств того, что радиоактивные поступления от атомных станций и иных современных ядерных технологий на уровне, согласующемся с критериями «Публикации 60» МКРЗ для защиты человека, оказывают какое-либо заметное воздействие на популяции и экосистемы, потенциально подверженные радиационному воздействию.

Очевидно, что любая будущая система радиационной безопасности, учитывающая экологические аспекты воздействия ионизирующего излучения, должна:

- основываться на научных рамках и общем подходе к оценке природной и искусственной радиоактивности;
- допускать простое и практическое применение;
- не налагать непропорциональной тяжести на выгодное использование атомной энергии в сравнении с гипотетическим экологическим ущербом;
- не требовать применений в полном объеме для уже существующих мест с очевидным отрицательным экологическим воздействием;
- позволять решать конкретные нештатные ситуации в случае необходимости целенаправленной защиты населения, видов и экосистем;
- правдоподобно описывать экологический риск, обусловленный конкретным набором практической деятельности;
- быть достаточно гибкой, чтобы соответствовать любым ситуациям и любым потенциальным рискам, гарантируя при этом, что расходы ресурсов на обеспечение радиационной защиты находятся в разумном равновесии с выгодами от использования атомной энергии;
- улучшить ясность и прозрачность в отношении того, как и до какой степени защищена окружающая среда.

По нашему мнению, в основе международного и национального законодательства в области радиационной безопасности человека и окружающей среды должна лежать научно обоснованная платформа, которая, учитывая социальные, культурные и этические потребности общества и экономические ресурсы для их удовлетворения, опиралась бы в первую очередь на фактические данные о воздействии ионизирующего излучения на окружающую среду и человека.

Из большого числа научных публикаций по вопросам радиационного воздействия на окружающую среду можно выделить работы Г. Г. Поликарпова [3.15—3.17], предложившего общую концептуальную модель действия долгосрочного (хронического) облучения ионизирующей радиацией во всем диапазоне существующих и возможных мощностей доз на все уровни организации живой природы (организмы, популяции, сообщества, экосистемы, биосферу), основанную на учете изменений в наиболее радиочувствительных структурах и функциях живых организмов и надорганизменных систем. Она включает в себя зоны мощностей доз ионизирующих излучений в окружающей среде и наблюдаемую чувствительность к ним на организменном и экосистемном уровнях:

- зону неопределенности (ниже наименьшего уровня естественного фона ионизирующих излучений);
- зону радиационного благополучия (диапазон уровней естественного фона ионизирующей радиации);
- зону физиологической маскировки (0,005—0,1 Гр/год или Зв/год);
- зону экологической маскировки (0,1—0,4 Гр/год или Зв/год);
- зону поражения сообществ и экосистем ($\gg$ 0,4 Гр/год или Зв/год);
- радиационный порог гибели биосферы ($\gg$ МГр/год).

Этой модели соответствует система экологических регламентов, принятая в США [3.18].

В настоящее время Министерство энергетики США использует действующий предел дозы для защиты водных организмов, равный 10 мГр/день. Дополнительно предлагаются следующие дозовые пределы:

10 мГр/день — для водных и наземных растений;

1 мГр/день — для наземных животных.

В Канаде для применения Комиссией по ядерной безопасности компетентными органами разработаны и рекомендованы [3.19] приведенные в табл. 3.1 критерии защиты отдельных видов, основанные на анализе данных по радиационным эффектам для наиболее чувствительных видов.

Таблица 3.1. Критерии радиационной безопасности для отдельных видов организмов, рекомендованные в Канаде

Вид биоты	Критическая мощность дозы, мГр/год	Доза, не приводящая к эффектам, мГр/год
Млекопитающие	100	10
Птицы	500	50
Амфибии/рептилии	100	10
Моллюски	1000	100
Рыбы	5000	500

3.3. Возможность применения антропоцентрического подхода для нормирования радиационного воздействия на компоненты наземных экосистем

Основной аргумент авторов работ, в которых доказывается неполнота гигиенического подхода к защите окружающей среды, сводится к тому, что в некоторых реальных ситуациях норматив облучаемости населения (дозовый предел, равный 1 мЗв/год, или квота от него) не превышает, однако дозы на отдельные компоненты экосистем могут быть чрезвычайно высоки, т. е. радиационная безопасность отдельных популяций не обеспечивается. Вывод — необходим пересмотр парадигмы.

В связи с этим требуется сделать некоторые замечания. Во-первых, в процитированной выше формулировке антропоцентрического принципа МКРЗ речь идет о сохранности видов, но не отдельных особей и даже популяций в некотором весьма ограниченном ареале их обитания.

Во-вторых, и это наиболее важно, рассматриваемые реальные ситуации облучаемости критических групп населения и критических популяций нельзя трактовать как попадающие в сферу действия гигиенического принципа обеспечения радиационной безопасности в формулировке МКРЗ, так как они относятся к категории исключительных, т. е. являются следствием некоторых аномальных процессов эксплуатации радиационно-опасных объектов (аварии и инциденты, эксплуатация в соответствии со старыми требованиями к обеспечению радиационной безопасности, которые существенно отличаются от современных).

Примером такой ситуации может служить сложившееся положение с облучаемостью биоты в районе Федерального государственного унитарного предприятия (ФГУП) «Горно-химический комбинат» (г. Железнодорожск), когда на особо неблагоприятных участках реки Енисей (там на протяжении многих лет осуществлялись сбросы с реакторных установок с прямоточным охлаждением активной зоны) бентосные организмы могут получать дозы радиации, приводящие к их угнетению или даже исчезновению, но при этом дозы на население (причем эти дозы рассчитываются и определяются не для самых облучаемых и радиочувствительных групп) не превышают современного нормативного значения предела дозы, равного 1 мЗв/год. Еще один пример — ситуация с массивом соснового леса, примыкающего к эпицентру аварии на Чернобыльской АЭС. «Рыжий лес» погиб, но персонал, который проводил там работы, не получил доз, превышающих норматив облучаемости (вследствие применения мер и средств радиационной защиты). Предельная ситуация выглядит абсурдно: например, если некоторый водный объект не используется (т. е. доза на население

ние нулевая), но в него поступают радиоактивные вещества, то, естественно, в экосистеме водоема со всей определенностью сложится неблагоприятная радиозэкологическая ситуация.

Можно ли трактовать такие ситуации в контексте смысловой направленности антропоцентрического подхода МКРЗ? Вряд ли.

По-видимому, чтобы более точно и расширенно интерпретировать антропоцентрическую парадигму в контексте ее использования в системе радиационной защиты в качестве одного из базовых принципов, ее требуется несколько переформулировать и дополнить.

Во-первых, необходимо ввести четкое и однозначное понятие критической группы населения. При этом не обязательно понимать под критической группой реальную социально-возрастную группу, которая подвергается облучению. Это может быть некоторая виртуальная социально-возрастная группа, ведущая такой образ жизни, следствием которого являются максимально возможные дозы облучения для ее представителей.

Во-вторых, следует рассматривать не реальные ситуации формирования доз для критических групп, а наихудшие (консервативные) сценарии облучаемости.

В-третьих, сценарии облучаемости не должны ограничиваться реализованными для данного момента времени и данной области пространства вариантами формирования доз, а также являться виртуальными, наиболее консервативными сценариями облучаемости критической группы населения.

В-четвертых, поведение радионуклидов в окружающей среде и формирование доз в наиболее уязвимых компонентах экосистем следует рассматривать для реальной ситуации миграции и накопления радионуклидов в реальной конкретной экосистеме ³.

Если для некоторой виртуальной экосистемы, в которой реализуются худшие варианты рассеяния и накопления радиоактивных веществ, удастся доказать радиационную безопасность наиболее уязвимых ее компонентов при выполнении остальных трех сформулированных выше условий (первое условие не требуется) формирования и определения доз для критических групп населения, то в этом случае следует по сути дела признать примат антропоцентрического подхода над экологическим. Это, правда, уже не антропоцентрический подход в его канонической форме, а переход к рассмотрению проблемы на биосферном уровне, позволяющий примирить антропоцентрический и экологический подходы.

Вышеназванные дополнения соответствуют введению в систему обеспечения радиационной защиты не только принципа консервативности,

³ Это по сути является условием учета естественных экологических факторов и сохранения естественной среды обитания.

но и известных из области обращения с радиоактивными отходами принципов охраны будущих поколений, сформулированных МАГАТЭ [3.6], и позволяют «не налагать чрезмерного груза на будущие поколения». Не заостряя внимание на важном вопросе построения полной и непротиворечивой системы принципов радиационной защиты, отметим, что использование принципа консервативности и принципов МАГАТЭ оказывается весьма плодотворным и позволяет получать содержательные результаты, что продемонстрировано в [3.13; 3.20; 3.21].

В качестве меры сравнения радиационного воздействия на человека и объекты экосистемы можно использовать критерий, использованный в [3.22] и называемый индексом радиационной опасности (IRE). Это отношение получаемой в некотором реальном сценарии облучаемости дозы к ее предельному значению: для человека — предел дозы (ПД), составляющий в соответствии с требованиями действующих нормативных документов 1 мЗв/год, а для компонентов живой природы — максимальная величина дозы, при которой отсутствуют какие-либо радиационные эффекты для данного вида природных организмов (NOEL — No Observed Effect Levels).

Очевидно, что при нормировании воздействия ионизирующего излучения на человека за счет присутствия радиоактивных веществ в объектах окружающей среды для критической группы населения значение $IRE = 1$. При этом условии (ограничении) необходимо определить область значений IRE для всех биокomпонентов экосистем (IRE_B). Учитывая среду обитания человека, требуется рассмотреть в первую очередь наземные экосистемы. Если в этом множестве значений IRE_B присутствуют значения, превышающие единицу, можно предполагать, что норматив радиационной безопасности, установленный для человека, может не обеспечивать радиационного качества окружающей среды. Если же вся область полученных значений IRE меньше единицы, то можно утверждать, что санитарно-гигиенический подход (в биосферной интерпретации) к установлению нормативов качества окружающей среды обеспечивает радиационную безопасность объектов внешней среды.

В качестве экосистем, в компонентах которых предполагается наличие радиоактивных веществ, формирующих дозу для человека, будем использовать некоторые упрощенные модельные представления, в которых обеспечивается доза в организме человека, равная ПД, и заведомо максимальная доза в наиболее уязвимых биокomпонентах этой модельной экосистемы.

Наземная экосистема. Формирование дозы D в человеке от радионуклидов в наземной среде можно представить в виде

$$\begin{aligned}
 D &= \sum_i a_i K_i^{\text{вн}} + \sum_i a_i K_i^{\text{вш}} + \sum_i a_i K_i^{\text{инг}} + \sum_i \sum_j a_i K_{ij} = \\
 &= \sum_i a_i \left(K_i^{\text{вн}} + K_i^{\text{вш}} + K_i^{\text{инг}} + \sum_j K_{ij} \right),
 \end{aligned} \tag{3.1}$$

где a_i — удельная активность i -го радионуклида в почве (поверхностная — в Бк/м², массовая — в Бк/кг); $K_i^{\text{вн}}$, $K_i^{\text{вш}}$, $K_i^{\text{инг}}$ — обобщенные коэффициенты перехода от поверхностного содержания данного радионуклида на почве к годовой дозе облучения за счет внутреннего поступления, внешнего облучения и дыхания соответственно; K_{ij} — обобщенный коэффициент перехода для некоторого не учтенного явным образом j -го пути формирования дозы.

Аналогичная модель использована в [1.14] для оценки доз, формируемых от источников ионизирующего излучения в наземной среде.

Учитывая, что в (3.1) всегда можно найти некоторый k -й член, у которого сумма $K_k^{\text{вн}} + K_k^{\text{вш}} + K_k^{\text{инг}} + \sum_j K_{kj}$ максимальна, получаем

$$\begin{aligned}
 D &\leq \left(K_k^{\text{вн}} + K_k^{\text{вш}} + K_k^{\text{инг}} + \sum_j K_{kj} \right) \sum_i a_i = \\
 &= a \left(K_k^{\text{вн}} + K_k^{\text{вш}} + K_k^{\text{инг}} + \sum_j K_{kj} \right),
 \end{aligned} \tag{3.2}$$

где a — суммарная поверхностная активность почвы.

Выражение (3.2) легко интерпретируется — максимальная доза облучения человека реализуется в том случае, когда вся поверхностная активность почвы определяется одним радионуклидом (можно назвать его критическим), для которого сумма коэффициентов перехода по цепочке «удельная активность почвы — эффективная доза» для различных путей формирования дозовой нагрузки достигает наибольших значений.

Полагая $a \left(K_k^{\text{вн}} + K_k^{\text{вш}} + K_k^{\text{инг}} + \sum_j K_{kj} \right) = \text{ПД}$, получаем формулу для определения допустимого $a_{\text{доп}}$ значения поверхностной активности почвы:

$$a_{\text{доп}} = a_{\text{max}} = \frac{\text{ПД}}{\left(K_k^{\text{вн}} + K_k^{\text{вш}} + K_k^{\text{инг}} + \sum_j K_{kj} \right)}. \tag{3.3}$$

В реальной ситуации концентрация радионуклида всегда ниже $a_{\max}$, следовательно, $a_{\max}$ является верхней (консервативной) оценкой значения $a_{\text{доп}}$ и полученная модель формирования дозы при таком упрощении тоже может быть определена как консервативная. В знаменателе выражения (3.3) можно было бы оставить только одно слагаемое, и это дало бы еще более консервативную оценку $a_{\text{доп}}$ но в целях сохранения традиционного изложения и получения более мягких оценок целесообразно приблизить консервативную модель формирования дозы к реальной, тем более, что, как показано ниже, имеющихся фактических данных для верификации такой модели вполне достаточно.

Если будет показано, что при удельной активности почвы для данного радионуклида на уровне $a_{\max}$ дозы на почвенные организмы и надпочвенную биоту не будут превышать значений NOEL (или, что то же самое, значение $\text{IRE}_B < 1$), можно утверждать, что соблюдение гигиенических нормативов на загрязнение наземной среды обеспечивает радиационную безопасность наземных экосистем.

Рассмотрим соответствующие оценки. В работе [1.14] для представленной модели формирования годовой эквивалентной дозы приведены референтные значения коэффициентов перехода от поверхностного содержания радионуклидов на почве к дозе внутреннего облучения (по пероральному пути поступления) и дозе внешнего облучения для большого спектра радиологически опасных радионуклидов, представляющих практический интерес.

Для (β , γ)-излучателей наибольшие значения суммы $K_k^{\text{вн}} + K_k^{\text{внш}} + K_k^{\text{инт}}$ получены для ^{137}Cs : $55 + 97 + 0,53 = 152,53 \text{ нЗв/Бк}\cdot\text{м}^{-2}$. Из (3.3) получаем $a_{\max} = 6,56 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2$. Для критической группы значение $a_{\max}$ должно быть ниже. В [1.14] приводятся ожидаемые эффективные дозы, отнесенные к единичному загрязнению почвы, формируемые за бесконечный временной интервал. Использование их в качестве годовой эффективной дозы дает весьма консервативную (завышенную) оценку $a_{\max}$. Далее этот аспект обеспечения большей консервативности будет рассмотрен более подробно. При консервативной оценке содержания ^{137}Cs на почве ($a_{\max} = 6,56 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2$) мощность поглощенной дозы в воздухе (соответствующий коэффициент для ^{137}Cs равен $8,89 \text{ нГр}\cdot\text{год}^{-1}/\text{Бк м}^{-2}$ [1.14]), составляет $58,3 \text{ мГр/год}$.

Мощность дозы вблизи поверхности почвы от бета-излучения P_β для тканеэквивалентного слоя с толщиной, равной длине пробега в нем β - частиц (l_β), и средней энергией $E^{\text{ср}}$ составляет

$$P_\beta = 0,5 a_{\max} E^{\text{ср}} / l_\beta \rho_{\text{ткани}}. \quad (3.4)$$

Подставляя для ^{137}Cs $E^{\text{cp}} = 0,18 \text{ МэВ/расп.}$ [3.23, 3.24]; $l_{\beta} = 4,4 \cdot 10^{-4} \text{ м}$ [3.25]; $\rho_{\text{ткани}} = 1040 \text{ кг/м}^3$ [3.25], получаем $P_{\beta} = 6,8 \text{ мГр/год.}$ Доза «внутри почвы» от активности, находящейся на поверхности почвы, учитывая относительно слабую зависимость средней длины пробега бета-частиц, выраженной в г/см^2 , от вида поглощающего материала (для воды — $4,4 \text{ г/см}^2$, для свинца — $9,2 \text{ г/см}^2$), не может превышать полученную оценку для тканезквивалентного слоя более чем в 1,5 раза. Ясно также, что при объемном распределении активности в почве в слое некоторой толщины доза бета-частиц в этом слое не может превысить более чем вдвое дозу «внутри почвы», т. е. в итоге получаем $20,4 \text{ мГр/год.}$

Удельную активность i -го радионуклида в n -м биокомпоненте наземных экосистем (b_{ni}) можно оценить по формуле

$$b_{ni} = k_{ni} a_i, \quad (3.5)$$

где k_{ni} — коэффициент перехода i -го радионуклида от почвы в n -й биокомпонент.

Среди биокомпонентов-продуцентов наибольшие значения коэффициентов перехода наблюдаются для грибов (рис. 3.2 [3.25]) — этот хорошо известный экспериментальный факт соответствует общебиологическим концепциям радиэкологии.

По данным ряда исследований [3.25—3.28], значение k_{ni} для грибов не превосходит $\sim 0,1 \text{ Бк кг}^{-1} / \text{Бк} \cdot \text{м}^{-2}$, т. е. максимальное содержание ^{137}Cs в грибах (при содержании на почве $a_{\text{max}} = 6,56 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^{-2}$) составит $6,6 \cdot 10^2 \text{ Бк/кг.}$ Консервативная оценка годовой поглощенной дозы (β, γ)-излучения (в условиях энергетического равновесия в среде — бесконечный объемный источник)

$$P_{\beta, \gamma} = (0,18 + 0,66) [\text{МэВ/распад}] \cdot 6,6 \cdot 10^2 [\text{Бк/кг}] \times \\ \times 1,6 \cdot 10^{-13} [\text{Дж/МэВ}] \cdot 3,15 \cdot 10^7 [\text{с/год}] = 2,8 \text{ мГр/год.}$$

Для почвенных организмов, способных концентрировать радионуклиды (дождевых, калифорнийских и т. п. червей), имеются данные [3.29] о том, что степень очистки почвы от радионуклидов (в опытах с использованием дождевых червей) составляет 33—42%. Это, конечно, не совсем соответствует обыденным представлениям о роли червей в почвенных экосистемах, но для консервативных оценок можно использовать даже такие цифры. Учитывая, что численность червей может составлять $1200\text{—}1500 \text{ экз./м}^2$, а масса одного червя $0,8\text{—}1,0 \text{ г}$ [3.30]⁴, несложно получить

⁴ В наиболее благоприятных условиях (широколиственные леса) численность дождевых червей достигает $500\text{—}800$ на 1 м^2 , а биомасса равна 290 г . Обычная биомасса червей составляет от 40 до 120 г/м^2 (<http://bgsha.com/science/eco/r710.htm>).

значение консервативной оценки дозы на червей за счет внутреннего содержания ^{137}Cs (аналогично тому, как это было сделано для грибов):
 $P_{\beta, \gamma} = 14,7 \text{ мГр/год.}$

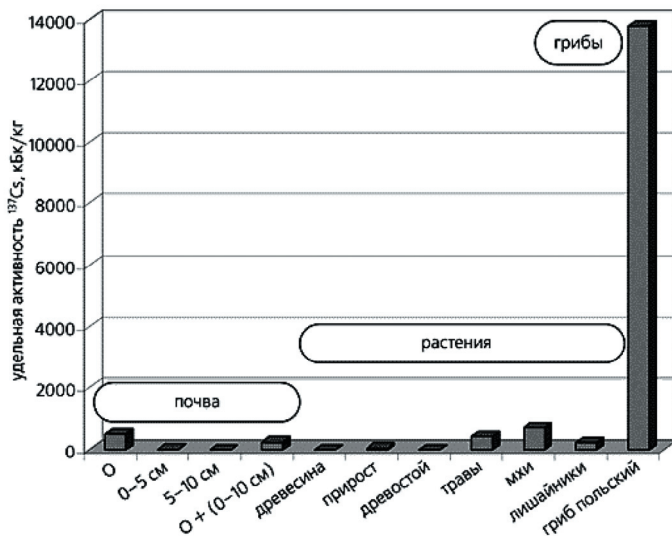


Рис. 3.2. Удельная активность ^{137}Cs в различных компонентах биогеоценоза,
O — лесная подстилка

Среди фаунистических видов наземных экосистем максимальные дозы можно ожидать для видов, стоящих на вершине пищевой пирамиды. По структуре пищевого рациона это животные-оппортунисты или специалисты-хищники. Консервативным сценарием формирования дозы на верхнем ярусе пищевой пирамиды будет являться модель формирования дозы для хищников за счет поедания представителей с оппортунистической структурой питания. К пищевым оппортунистам относится и человек, оптимально использующий возможности оппортунистического питания в режиме свободного пребывания в окружающей среде и использования ее ресурсов для покрытия своих потребностей в пище. Именно такая группа людей является с точки зрения формирования дозы критической. Учитывая, что для этой группы доза внутреннего облучения не может превышать значения ПД, несложно получить консервативную оценку содержания ^{137}Cs в тканях:

$$a_{\text{ткан}}^{\text{Cs}} = \frac{\text{ПД}_{1/2}^{\text{выб}}}{0,7 m_{\text{нас}}^{\text{пищ}}}, \quad (3.6)$$

где $ПД = 1$ мЗв/год; $t_{1/2}^{ВВВ}$ — период полувыведения ^{137}Cs из организма человека и составляющий, по оценкам, примерно 150 дней; m — масса референтного человека (взрослого), равная 70 кг; $\epsilon_{\text{нас}}^{\text{пищ}}$ — дозовый коэффициент из НРБ-99, равный $1,3 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк. Подставляя численные значения, получаем $a_{\text{ткан}}^{\text{Cs}} = 470$ Бк/кг.

Для критического вида хищников в сделанных предположениях о структуре питания этого вида и в предположении о подобии формирования для них эффективной дозы $D_{\text{пищ}}$ ее формированию для человека имеем

$$D_{\text{пищ}} = 365 a_{\text{ткан}}^{\text{Cs}} p \epsilon_{\text{нас}}^{\text{пищ}} = 365 ПД t_{1/2}^{ВВВ} / 0,7 m, \quad (3.7)$$

где p — суточное потребление пищи хищником, которое примем равным 5 кг/день.

Тогда получаем: $D_{\text{пищ}} = 11$ мЗв/год (или, что, по-видимому, правильнее, 15,7 мГр/год, учитывая соотношение $1 \text{ Гр} = 0,7 \text{ Зв}$ [1.14]).

Результаты аналогичных оценок еще для одного значимого с радиологических и радиоэкологических позиций радионуклида — ^{90}Sr — представлены в табл. 3.2⁵.

В работе [3.31] для условий Кыштымской аварии приводятся большие, чем взятые из [3.25—3.28], значения коэффициентов перехода ^{90}Sr из почвы в грибы: $(1,5—4,0) \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Таким образом, консервативная оценка дозы для грибов составит величину в 40 раз большую (0,4 мГр/год), чем приведенная в табл. 3.2.

Полученные оценки доз представляют собой достаточно значимые величины и свидетельствуют о том, что для ^{90}Sr при содержании его на поверхности почвы в количествах, лимитируемых пределом дозы для населения (для «референтной», но не для критической группы!), консервативные оценки дозы на биообъекты больше, чем для ^{137}Cs , хотя, судя по тому, что сумма $K_i^{\text{вн}} + K_i^{\text{вш}} + K_i^{\text{инг}}$ больше для ^{137}Cs , он радиологически более опасен, чем ^{90}Sr .

Приведенные в [1.14] значения $K_i^{\text{вн}}$, $K_i^{\text{вш}}$, $K_i^{\text{инг}}$ позволяют рассчитывать при данной плотности загрязнения почвы интегральную дозу (за время от нуля до бесконечности). Годовая эффективная доза, которая нормируется как основной дозовый предел облучаемости населения, является дифференциальной по времени характеристикой облучения, и ее временная зависимость при разовом поступлении загрязнения имеет достаточно слож-

⁵ Численные значения параметров, используемых для этих оценок (также как и для оценок по ^{239}Pu) приведены в [42].

ный график, зависящий от свойств конкретного радионуклида. Темпы формирования дозы существенно различны: для ^{137}Cs около 50% полной дозы за счет поступления его с пищей реализуются уже в первый год после выпадения радионуклида на почву ($24,7 \text{ нЗв/Бк}\cdot\text{м}^{-2}$); для ^{90}Sr в первый год формируется примерно 10% полной дозы, во второй — около 15% ($7,73 \text{ нЗв/Бк}\cdot\text{м}^{-2}$), а за десять лет около 50% полной дозы [1.14]. Использование для оценки допустимого содержания на почве a_{max} значения полной дозы по формуле (3.3) завышает эту оценку. Это завышение по сравнению с более реалистичной оценкой для таких радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , можно оценить, используя данные [1.14].

Таблица 3.2. Оценки дозовых показателей воздействия ^{90}Sr на биоту наземных экосистем (для равновесного состояния ^{90}Sr - ^{90}Y)

Показатель	Значение оцененного уровня	Примечание
Допустимое содержание на почве	$17,5 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2$	При равномерном распределении активности в слое поглощения В слое, соответствующем средней длине пробега бета-частиц
Доза в тканезквивалентном слое над почвой	10,0 мГр/год	
Доза в почве	30,0 мГр/год	
Доза в воздухе	9,0 мГр/год	
Доза в грибах	10,0 мкГр/год	
Доза в червях за счет накопления ^{90}Sr из почвы	50,9 мГр/год	
Доза в высших млекопитающих	26,1 мЗв/год	
		37,3 мГр/год

Завышение (коэффициент консервативности K_K) по крайней мере составит

$$K_K = (K_i^{\text{вн}} + K_i^{\text{вш}} + K_i^{\text{инг}}) / (k_i^{\text{вн}} + k_i^{\text{вш}} + k_i^{\text{инг}}), \quad (3.8)$$

где $k_i^{\text{вн}} + k_i^{\text{вш}} + k_i^{\text{инг}}$ — максимальная (во времени) годовая доза, формируемая за некоторый год при единичном загрязнении почвы. Пренебрегая ингаляционным поступлением ввиду его фактической малости для ^{137}Cs и ^{90}Sr по сравнению с дозой, формируемой за счет внешнего облучения и потребления пищи, получаем $K_K^{\text{Cs}} = 4,5$; $K_K^{\text{Sr}} = 6,8$.

Таким образом, ввиду линейной зависимости между поверхностной активностью почвы и дозовыми функционалами, характеризующими облучение биообъектов наземных экосистем, последние следует уменьшить в соответствующее число раз.

К оценкам дозы на высшие звенья экосистем (хищники) сказанное не относится, так как для этих оценок использовался иной подход.

Для случая загрязнения почвы альфа-излучателями техногенного происхождения в качестве «реперного» выберем ^{239}Pu как обладающий наряду с ^{240}Pu «наихудшими» показателями по отношению к формированию дозы для населения, что, в свою очередь, обеспечивает консерватизм оценок доз на биокomпоненты. Результаты оценок приведены в табл. 3.3.

Таблица 3.3. Оценки дозовых показателей воздействия ^{239}Pu на биоту наземных экосистем

Показатель	Значение оцененного уровня	Примечание
Допустимое содержание на почве	$1,7 \cdot 10^2 \text{ Бк/м}^2$	
Доза в тканезквивалентном слое	60,1 мГр/год	В слое, толщина которого равна длине пробега альфа-частиц
Доза в почве при объемном распределении активности	4,3 мГр/год	В слое толщиной 1 мм
Доза в воздухе	55,6 мГр/год	В слое, равном длине пробега альфа-частиц в воздухе
Доза в грибах	4,4 мкГр/год	
Доза в червях	2,2 мГр/год	
Доза в высших млекопитающих	27,1 мЗв/год (38,7 мГр/год)	0,98 мЗв/год — через дыхание 26,1 мЗв/год — через пищу

Полученные оценки дозовых показателей воздействия от ^{239}Pu еще выше, чем от ^{90}Sr , поэтому весьма важно оценить значение коэффициентов консервативности для получения более реалистичных (хотя и по-прежнему консервативных) значений характеристик воздействия данного альфа-излучателя на биокomпоненты.

Если предположить, что все поступление в организм человека ^{239}Pu происходит в первый год после его выпадения на почву (наиболее консервативная модель поступления, при которой реализуется максимальное значение эффективной дозы), учесть, что среднее время пребывания ^{239}Pu в почве составляет примерно 100 лет [1.14], а период полувыведения ^{239}Pu из организма не превышает 15 лет (биологический период выведения из костной ткани составляет 100 лет, из печени — 40 лет [3.32]), можно показать, что максимальное значение годовой эффективной дозы, соответствующей первому году облучения, составит примерно 5% полной ожидаемой дозы. Тем самым $K_{\text{K}}^{\text{Sr}} = 20$, т. е. более реалистичными являются оценки дозовых показателей из табл. 3.3, уменьшенные в 20 раз (кроме дозы для высших млекопитающих).

Полученные оценки доз (даже без учета K_K) таковы, что даже при самых пессимистичных сценариях облучения биокомпонентов наземных экосистем выполняется условие

$$\frac{ПД^{Cs} + ПД^{Sr} + ПД^{Pu}}{ЗПД} = 1 > IRE_B = \frac{D^{Cs} + D^{Sr} + D^{Pu}}{3 NOEL}, \quad (3.9)$$

где $ПД^{Cs}$, $ПД^{Sr}$, $ПД^{Pu}$ — предел дозы для человека за счет облучения каким-либо одним из радионуклидов соответственно (1 мЗв/год); D^{Cs} , D^{Sr} , D^{Pu} — приведенные выше (без учета K_K) консервативные оценки дозы в любом биокомпоненте экосистемы от воздействия суммы всех факторов формирования дозы (все виды облучения от данных радионуклидов, присутствующих в соотношении, обеспечивающем ЗПД для человека); $NOEL = 400$ мГр/год [3.6].

Консервативные, но более мягкие (т. е. с учетом K_K) оценки доз облучения конкретных компонентов наземных экосистем приведены в табл. 3.4. Как и следовало ожидать, максимальные дозы соответствуют более высокоорганизованной живой материи. Что касается значения IRE_B , то более реалистичные (хотя и консервативные) оценки этого показателя много меньше (практически на два порядка) единицы и только для высших млекопитающих приближаются к уровню 0,1. Это очень убедительный довод в пользу примата гигиенического подхода к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды. Опять же оговоримся, что в данном случае рассматривали не чисто гигиенический подход, а его биосферную интерпретацию.

Полученные оценки сделаны для трех наиболее радиологически и радиозэкологически значимых радионуклидов.

В принципе не составляет особого труда провести аналогичные расчеты для любого радионуклида, хотя с учетом сказанного можно ожидать, что радиационное воздействие других радионуклидов на биокомпоненты наземных экосистем будет меньше, чем воздействие рассмотренных.

Отметим также, что для объектов атомной энергетики в соответствии с СП АС-03 доза для населения от газоаэрозольных выбросов составляет 200 мкЗв/год для действующих АЭС и 50 мкЗв/год для проектируемых, вследствие чего дозы на биокомпоненты по крайней мере в пять раз меньше, чем оцененные.

Таким образом, в регламентировании радиационного состояния наземных экосистем можно ориентироваться только на показатели, характеризующие их состояние с точки зрения санитарного благополучия для населения. Однако это не означает, что для компонентов наземных экосистем нормативов устанавливать не следует.

Во-первых, их установления требует современное законодательство, но это требование может быть удовлетворено на базе применения гигиенического (биосферного) подхода. При этом уровни регламентирования содержания радионуклидов в объектах внешней среды и уровни воздействия на биокomпоненты следует рассматривать в качестве контрольных уровней.

Во-вторых, экологические нормативы содержания радиоактивных веществ, а возможно, и нормативы радиационного воздействия, необходимы для решения вопросов обоснования экологической безопасности действующих и проектируемых объектов использования атомной энергии и иных ядерных технологий.

В-третьих, остаются определенные вопросы в отношении экосистем, которые слабо участвуют в процессах формирования дозы для населения (например, аккумуляционных экосистем болотного типа, искусственных экосистем на мелиорированных землях, наземно-воздушных экосистем).

В-четвертых, требуют решения радиоэкологические вопросы дифференцированного определения, обоснования и классификации уровней критических воздействий для различных компонентов экосистемы и «экосистемный» отклик на эти воздействия.

Таблица 3.4. «Мягкие» консервативные оценки доз на компоненты наземных экосистем

Компонент экосистемы	Эффективная доза, мГр/год							IRE _б
	¹³⁷ Cs (β+γ)		⁹⁰ Sr		²³⁹ Pu		Σ	
	Внешняя	Внутренняя	Внешняя	Внутренняя	Внешняя	Внутренняя		
Наземная растительность (мхи, лишайники, травы, древостой и др.)	1,5	0,6	1,5	4,50	3,0	0,21	11,3	0,0094
Грибы:								
плодовое тело	1,5	0,6	1,5	0,06	3,0	0,0002	6,7	0,0056
мицелий	4,5	0,6	4,5	0,06	3,0	0,0002	12,7	0,011
Почвенная растительность (корни, корешки, семена и пр.)	4,5	0,6	4,5	0,15	2,0	0,01	11,8	0,0098
Почвенные организмы	4,5	3,3	4,5	7,50	3,0	0,11	22,9	0,019
Высшие млекопитающие	6,9	15,7	9,0	37,3	0,06 *	38,7	107,7	0,09

*Доза в тканезквивалентном слое с толщиной, равной длине пробега альфа-частицы, умноженная на взвешивающий коэффициент, равный отношению ПД эффективной дозы (1 мЗв/год) к ПД для кожи (50 мЗв/год).

Последний пункт требует особого внимания. В настоящей работе в качестве допустимого уровня воздействия на биокomпоненты в соответствии с рекомендациями [3.22] взята годовая доза, равная 400 мГр/год. Этот выбор достаточно обоснован в контексте подходов к радиационной защите окружающей среды, сформулированных МКРЗ, и моделей экологического воздействия ионизирующего излучения.

Шкала радиационных эффектов МАГАТЭ для наземных млекопитающих приводится в [3.4; 3.22]. Нельзя не отметить чрезвычайную жесткость экологических моделей радиационного воздействия МАГАТЭ: по шкале эффектов они по сути не только не отличаются от классификации радиационных эффектов для человека, но даже еще строже. В связи с этим закономерно возникает вопрос о степени научной обоснованности этих моделей, возможности и целесообразности их использования при решении задач обеспечения радиационной безопасности практической деятельности.

Безусловно, заслуживают особого внимания проблемы и вопросы применения экологических подходов в задачах радиационной защиты, поднятые и изложенные в «Публикации 91» МКРЗ [3.33]. Поставленные там проблемы и даже затронутые вопросы требуют глубокого осмысления в отношении того, как они могут быть увязаны с действующей системой регламентирования воздействия ионизирующей радиации или могут ее видоизменить. Не со всеми позициями «Публикации 91» можно согласиться как с теоретико-философской точки зрения, так и по социально-экономическим соображениям, учитывая эффекты пересмотра парадигм. Действительно, в силу конечности числа биологических видов, участвующих в процессе радиационного воздействия (в том числе и человека — с учетом специального требования по ограничению воздействия на человека на уровне отдельного индивидуума), и учитывая, что во множестве сценариев формирования дозы всегда имеется такой, который обеспечивает наиболее консервативные оценки дозы для данного вида, всегда найдется «критический» вид, для которого реализуются наихудшие критерии облучаемости. Таким образом, экологический подход к регламентированию воздействия ионизирующей радиации может в крайнем случае привести к замене человека как наиболее радиочувствительного объекта, по которому строится вся система регламентирования, на иной, более радиационно-критический вид окружающей среды. Однако такая замена не столь принципиальна с учетом сравнительно простой адаптации антропоцентрического (гигиенического) подхода к «видоцентрическому».

Вопрос об отношении антропоцентрического и экологического подходов для водных экосистем требует несколько иного, чем для наземных экосистем, рассмотрения (человек в воде не живет, но использует ресурсы водных экосистем в своей практической деятельности). Детально этот вопрос рассмотрен в разделе 4.

3.4. Соотношение критериев радиационной безопасности человека и окружающей среды

Рассмотрим ситуацию с формированием дозы для населения при использовании водного объекта. В общем случае при требовании совместного выполнения условий радиационной безопасности населения и живых компонентов водной среды, входящих в пищевые цепи критических групп населения, имеем систему неравенств

$$\begin{cases} m_v \sum_i C_{iv} \varepsilon_i + \sum_j m_j \left(\sum_i C_{ij} \varepsilon_j \right) \leq \Pi - (D_{\text{внешн}} + D_{\text{инт}} + \Delta D), \\ \sum_i \omega_i C_{ij} \leq D_j, \end{cases}$$

где C_{iv} — удельная активность i -го радионуклида в воде, Бк/кг; m_v — годовое потребление воды, кг; C_{ij} — удельная активность i -го радионуклида в j -м компоненте, Бк/кг; m_j — годовое потребление j -го компонента лицами из критической группы населения, кг; ε_i — дозовый коэффициент для населения при внутреннем поступлении i -го радионуклида, Зв/Бк; ω_i — дозовый коэффициент для j -го компонента в условиях лучевого равновесия, дающего максимальные значения дозы, Гр·кг/Бк; Π и D_j — годовые дозовые пределы облучения критических групп населения за счет использования соответственно водного объекта (дозовая квота на водопользование) и j -го компонента, Зв и Гр; $D_{\text{внешн}} + D_{\text{инт}} + \Delta D$ — годовые дозы за счет соответственно внешнего, ингаляционного и иных путей формирования дозы для населения⁶.

Проанализируем эту систему неравенств на примере комплексного использования водного объекта, ограничиваясь для простоты и наглядности питьевым и рыбохозяйственным назначением водного объекта и его многофакторным радиоактивным загрязнением.

Практически очевидно, что при таком сценарии формирования дозы для критических групп населения и при условии одновременного соблюдения критериев обеспечения радиационной безопасности для человека и водного биообъекта, используемого населением (в рассматриваемом случае — рыбы), имеем

$$C_v m_v \varepsilon + C_p m_p \varepsilon \leq P, \quad (3.10)$$

⁶ Для водных экосистем эти пути формирования дозы невелики по сравнению с внутренним облучением по пищевым цепочкам, поэтому ими можно пренебречь. К тому же это обеспечивает более консервативные условия формирования доз при рассмотрении неравенств.

$$C_p \omega \leq D^*, \quad (3.11)$$

где C_b , C_p — удельная активность i -го радионуклида (индекс i здесь и в дальнейшем опущен) соответственно в воде и рыбе, Бк/кг; m_b , m_p — годовое потребление соответственно воды (730 кг/год) и рыбы (45 кг/год для критической группы «Рыбаки»); ε — дозовый коэффициент для населения при внутреннем поступлении радионуклида, Зв/Бк; ω — дозовый коэффициент для рыбы, Гр·кг/Бк; P и D^* — годовые дозовые пределы облучения для критических групп из населения и для рыбы соответственно, Зв и Гр. Отметим, что левая часть в (3.11) является консервативным выражением для оценки дозы на рыбу (в условиях лучевого равновесия), дающим максимальные значения дозы на рыбу, и в этом случае ω соответствует полному выходу энергии ионизирующих излучений на распад. Выражения (3.10) и (3.11) следует рассматривать как систему.

Рассмотрим, каким образом выполнение условия (3.10) накладывает ограничение на дозу облучения рыбы. Текущая (реально реализуемая при содержании в воде радиоактивных веществ на уровне, определяемом неравенством (3.10)), годовая доза облучения (не дозовый предел!) рыбы,

$$D = C_p \omega. \quad (3.12)$$

Подставляя это выражение в (3.10), получаем

$$C_b \leq \frac{P - D m_p \varepsilon / \omega}{m_b \varepsilon}. \quad (3.13)$$

Заметим — из физических соображений следует, что

$$0 \leq P - D m_p \varepsilon / \omega, \quad (3.14)$$

откуда

$$D \leq P \omega / m_p \varepsilon. \quad (3.15)$$

Замечательно, что в (3.15) не входят в явном виде показатели уровней содержания радионуклидов в воде и рыбе. Тем самым величина D принимает наибольшие значения для тех радионуклидов, для которых достигает наибольших значений отношение ω/ε , т. е. для тех, у которых максимальный выход энергии на распад и минимальное значение ε .

Сделаем оценки значения D для трех радиологически значимых радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu (при $P = 1$ мЗв/год, $m_r = 45$ кг/год):

$$D(^{137}\text{Cs}) \leq 7,2 \text{ мГр/год}^7; \quad (3.16)$$

$$D(^{90}\text{Sr}) \leq 1,6 \text{ мГр/год}^8; \quad (3.17)$$

$$D(^{239}\text{Pu}) \leq 1,4 \text{ мГр/год}. \quad (3.18)$$

Полученные цифры требуют некоторого осмысления. Дело в том, что безопасная доза на водные организмы (в том числе и на представителей ихтиофауны) D_b оценивается по разным данным в 200—5000 мГр/год. Доза 400 мГр/год, что примерно соответствует суточной дозе в 1 мГр, вообще рассматривается многими радиоэкологами как обоснованный уровень допустимого воздействия на все виды биоты. Столь большое различие этих значений с оценками, полученными в рамках выполнения условий радиационной безопасности для населения, интерпретируется следующим образом:

- при D , превышающих значения (3.16)—(3.18), поступление радионуклидов только за счет потребления рыбы уже может сформировать дозу для населения, превышающую P (1 мЗ/год), поэтому формально для компенсации превышения дозы свыше значений P требуется формирование отрицательной дозы по питьевому пути поступления радионуклидов;
- при $D_b \geq D \geq$ (3.16)—(3.18) условие (3.10) не может быть выполнено по чисто физическим ограничениям, т. е. сценарий регламентации дозы для рыбы в виде условия (3.11) в общем случае не обеспечивает радиационной безопасности для населения, и, следовательно, лимитирующим является (3.10) — условие обеспечения радиационной безопасности для населения;
- выполнение условия (3.10) возможно только при дозе на рыбу меньше, чем (3.16)—(3.18), в противном случае содержание радионуклида в рыбе будет велико настолько, что условие (3.10) не может быть выполнено ни при каких (положительных) концентрациях этого радионуклида в воде, и наоборот, если (3.10) — условие обеспечения не превышения дозы для населения — выполнено, то доза на рыбу не может превосходить значений (3.16)—(3.18);
- оба условия — (3.10) и (3.12) — допускают решения, имеющие физический смысл только при $D_b \leq D$ или при меньших значениях массы годового потребления рыбы, которая определяется (при фиксированном значении $D = D_b$) из выражения

⁷ С учетом энергии бета-частиц и гамма-квантов.

⁸ С учетом стронций-иттриевого равновесия.

$$m_r \leq \frac{P\omega}{D_b \varepsilon}. \quad (3.19)$$

Например, для ^{137}Cs при $D_b = 400$ мГр/год допустимое потребление рыбы, при котором выполняются одновременно условия (3.10) и (3.12), должно быть менее 0,81 кг/год, так как при бóльших значениях условие (3.10) не может быть выполнено при имеющих физический смысл значениях величин, входящих в (3.10), — неотрицательные значения удельной активности в воде водного объекта.

Таким образом, из совместного рассмотрения условия обеспечения радиационной безопасности для населения и оценки дозового облучения ихтиофауны при сценарии использования водного объекта для хозяйственно-питьевого водоснабжения и рыбохозяйственных целей лимитирующим является выражение (3.10), так как оно представляет собой необходимое и достаточное условие совместного выполнения требований обеспечения радиационной безопасности человека и представителей рыбного сообщества для случаев, имеющих практическое значение (когда масса потребляемой рыбы превышает 0,8 кг в год).

Проведем численные оценки условий формирования дозы для рыбы от ^{137}Cs на уровне 1 мГр/год, т. е. при фактическом совпадении пределов дозы облучения для населения (критическая группа — «рыбаки») и рыбы.

Тогда имеем $c_v \leq 90$ Бк/кг, $c_r \leq 236$ Бк/кг, и в сумме $c_v m_v + c_r m_r \leq \text{ПГП}$, где ПГП — предел годового поступления радионуклида для населения по пищевому пути, равный для ^{137}Cs в соответствии с НРБ-99 77 000 Бк/год.

Учитывая эти оценки, представляется интересным дополнить неравенство (3.10) и выражение (3.12) условием обеспечения безопасности использования водного объекта непосредственно для питьевого водоснабжения (по НРБ-99):

$$c_v m_v \varepsilon \leq 0,1P. \quad (3.20)$$

В этом случае имеем два возможных сценария.

1. Фактором, лимитирующим формирование дозы для населения, является питьевое потребление воды, т. е. условие (3.20), откуда следует

$$0,1P \leq P - Dm_r \varepsilon / \omega. \quad (3.21)$$

Таким образом, в этом случае ограничение на потребление рыбы будет еще жестче по сравнению с (3.10):

$$m_r \leq 0,9P\omega/D_b \varepsilon. \quad (3.22)$$

2. Фактором, лимитирующим формирование дозы для населения, является не просто питьевое потребление воды, а комплексное использование водного объекта для хозяйственно-питьевых и рыбохозяйственных целей, откуда следует

$$P - Dm_r \varepsilon / \omega \leq 0,1P \quad (3.23)$$

и, с учетом (3.21),

$$0,9P\omega/D_b \varepsilon \leq m_r \leq P\omega/D_b \varepsilon. \quad (3.24)$$

Таким образом, для ^{137}Cs при вводе ограничения на дозу для рыбы в 400 мГр/год и ограничении дозы за счет питьевого поступления в 0,1 мЗв/год потребление рыбы при ограничении дозы за счет рыбохозяйственного и хозяйственно-питьевого использования водного объекта значением 1 мЗв/год должно находиться в диапазоне

$$0,73 \text{ кг/год} \leq m_r \leq 0,81 \text{ кг/год}. \quad (3.25)$$

Из выражения, аналогичного (3.24), несложно получить оценку интервала возможных доз облучения рыбы в условиях ограничения дозы на население (критическая группа — «Рыбаки», $m_r = 45 \text{ кг/год}$) и с учетом выполнения требования по ограничению содержания радионуклида в питьевой воде — условие (3.20):

$$6,5 \text{ мГр/год} \leq D \leq 7,2 \text{ мГр/год}.$$

Из (3.10), (3.12) и (3.20) нетрудно получить критерий на содержание радионуклида в рыбе при комплексном (питьевом и рыбохозяйственном) использовании водного объекта:

$$c_r \leq 0,9P / m_r \varepsilon. \quad (3.26)$$

Для ^{137}Cs это значение составляет 1500 Бк/кг, для ^{90}Sr — 250 Бк/кг, для ^{239}Pu — 47,6 Бк/кг.

Таким образом, применение системного подхода к вопросу защиты окружающей среды от воздействия ионизирующего излучения позволяет достаточно очевидным образом связать критерии радиационной безопасности человека и биоты (в данном случае — рыбы). Выполнение существующих нормативов радиационной безопасности водных объектов, ориентированных на человека, в условиях неограниченного (по радиационным показателям) использования ресурсов окружающей среды, необходимо и достаточно для обеспечения радиационной безопасности водных объектов. Еще раз подчеркнем, что антропоцентрический подход в нормировании радиационного воздействия не следует отбрасывать при разработке требований по обеспечению радиационной защиты окружающей среды. Он нуждается в расширительной формулировке — для условий (реальных

или виртуальных) неограниченного использования ресурсов окружающей среды человеком. Такой подход, являющийся по сути биосферным, обеспечивает радиационную защиту человека и окружающей среды и является гарантом устойчивого развития общества и ядерных энерготехнологий.

3.5. Дополнительные принципы радиационной защиты

Во всех реальных ситуациях с облучением, обусловленным находящимися в окружающей среде радионуклидами, человек и биота подвергаются воздействию ионизирующих излучений в существенно разных дозах. Особенности сравнительного дозообразования человека и биоты, находящихся в одной и той же экосистеме, впервые были детально описаны советскими и российскими радиоэкологами (Г. Н. Романовым, Р. М. Алексахиним, Е. А. Федоровым, Ф. А. Тихомировым, Б. С. Пристером) по итогам работ, выполненных на Восточно-Уральском радиоактивном следе, образовавшемся после аварии в 1957 г. на ПО «Маяк» [3.34].

Соотношение доз облучения биоты и человека, находящихся в одной экосистеме, зависит от многих факторов. Прежде всего, абсолютный вклад и роль отдельных путей дозообразования у человека и представителей биоты могут значительно различаться. В отличие от природных объектов человек в значительной мере защищен от влияния внешних факторов, в том числе и от радиационного воздействия (одежда, жилище, структура потребления пищи и др.). Наконец, для человека возможно активное снижение доз облучения (например, изменение времени пребывания в зонах радиоактивного загрязнения, ограничение потребления содержащих радиоактивные вещества продуктов питания или в крайнем случае отселение из загрязненных зон). Для биоты такие возможности исключены или крайне ограничены (например, при аварии на Чернобыльской АЭС был осуществлен перегон и вывоз сельскохозяйственных животных из зоны аварии в «чистые» районы).

Следует подчеркнуть, что в очень большом числе радиоэкологических ситуаций, когда источником облучения являются мигрирующие в окружающей среде радионуклиды, поглощенные дозы у представителей биоты выше (часто весьма значительно), чем у человека. Так, дозы облучения, полученные различными представителями биоты (млекопитающими, травянистыми, древесными и кустарниковыми растениями, рыбами, птицами и др.) при аварии на ПО «Маяк», в большинстве случаев были выше, чем полученные проживающим в этих условиях человеком, в 10—100 раз. Согласно реконструкционным расчетам дозы облучения водной биоты в реке Теча вблизи ПО «Маяк», куда в 1949—1951 гг. сбрасывались радиоактивные отходы,

были в 1950—1951 гг. в 100—300 раз, а в 1952 г. — в 20—30 раз выше, чем дозы облучения населения, проживавшего в поселках вблизи реки и использовавшего речную воду в качестве питьевой, а также потреблявшего местные пищевые продукты (рыбу и др.) и производившего выпас скота и заготовку сена в загрязненной пойме Течи, и т. п. [3.35; 3.36].

Аналогичная ситуация наблюдалась и в регионе аварии на Чернобыльской АЭС, где превышение доз представителей биоты над дозой облучения человека достигало 30—120 раз [3.37].

Таким образом, распространение постулата «защищен человек — защищена окружающая среда» на любые возможные ситуации и сценарии формирования доз на человека и биоту требует пристального анализа и определения условий и границ его применимости.

При правильном, биосферном применении гигиенического подхода в окружающей среде не должны и не могут возникать ситуации, при которых нарушался бы примат гигиенического подхода над экологическим. Правильное применение заключается в следующем:

- Использование гигиенического подхода имеет смысл только в тех ситуациях, когда человек включен в экосистему, т. е. пребывает в ней в качестве одного из компонентов и/или активно использует компоненты экосистемы для удовлетворения своих потребностей — биосферная интерпретация. При отсутствии человека и/или неиспользовании им ресурсов окружающей среды гигиенический подход к реализации системы радиационной защиты окружающей среды вообще теряет смысл.
- При гигиеническом подходе (в биосферной интерпретации) к обеспечению радиационной безопасности окружающей среды должны учитываться не только существующие реальные варианты пребывания человека в природной среде и использования ее ресурсов, но и возможные виртуальные варианты использования ресурсов окружающей среды без ограничений в самих ресурсах и в режимах существования человека в природе. То есть такой подход не должен быть привязан к существующей, одновременно сложившейся хозяйственно-экономической ситуации в районе расположения радиационного объекта, а максимально учитывать возможные варианты использования ресурсов окружающей среды во временной перспективе.

Существующая практика применения гигиенического подхода в вопросах нормирования радиационного воздействия объектов использования атомной энергии весьма несовершенна с точки зрения учета этих положений.

Характерным примером может служить практика установления нормативов на допустимые сбросы (ДС) радиоактивных веществ с жидкими поступлениями в водные объекты:

- для данного водного объекта устанавливается (задается) дозовая квота — часть предела дозы, установленная для ограничения облучения населения при использовании этого водного объекта от конкретного техногенного источника излучения (радиационного объекта);
- анализируются процессы рассеяния, миграции и накопления радионуклидов в экосистеме данного водного объекта и пути формирования дозы для населения при конкретном хозяйственном использовании водного объекта;
- по установленной дозовой квоте, исходя из реальных путей формирования дозы для населения за счет использования водного объекта с учетом процессов рассеяния, миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы данного водного объекта, определяется значение ДС для каждого радионуклида отдельно и для смеси радионуклидов известного состава, характерной для данного радиационного объекта.

Тем не менее после реализации необходимого объема работ, выполненных по этой схеме действий, нельзя сделать однозначного заключения о том, достаточно ли обеспечение сбросов на уровне ДС или ниже для обеспечения радиационной безопасности данного водного объекта.

Дело в том, что когда при текущем хозяйственном использовании водного объекта реализуются или учитываются не все пути формирования дозы для населения, ДС не может служить критерием, гарантирующим радиационную безопасность водного объекта. Приведенные выше результаты по формированию радиационной обстановки, связанной с жидкими сбросами в водную экосистему, наглядно характеризуют ее зависимость от степени использования водных ресурсов водоема. Действующие методики определения ДС (а также допустимых выбросов) ориентированы на учет реально сложившейся хозяйственной деятельности в районе расположения радиационного объекта, т. е. являются статичными и не учитывают возможных перспектив хозяйственно-экономического развития территории в динамике, более того, накладывают ограничительные условия на это развитие.

Применительно к любым вопросам обеспечения радиационной безопасности (не только в задачах построения регламентов на сбросы-выбросы, а более широко) для построения более стройной и строгой системы радиационной защиты, исключающей парадоксы, аналогичные тем, которые возникают из интерпретации современного изложения гигиенического подхода к охране окружающей среды, необходимо к известным трем принципам обеспечения радиационной безопасности (нормирования, обоснования и оптимизации) добавить еще по крайней мере три:

- «Охрана будущих поколений»: прогнозируемые воздействия ионизирующего излучения на здоровье будущих поколений не должны быть больше, чем соответствующие уровни воздействия, приемлемые в настоящее время;
- «Груз будущих поколений»: существующее использование ионизирующих излучений не должно налагать чрезмерный груз на будущие поколения;

- принцип консервативности: использование сценариев и параметров поведения радионуклидов в окружающей среде, обеспечивающих консервативные оценки и прогнозы воздействия ионизирующего излучения.

«Охрана будущих поколений» и «Груз будущих поколений» — это обобщение хорошо известных принципов МАГАТЭ из области обращения с РАО [3.6], причем применительно к задачам нормирования сбросов и выбросов принципы МАГАТЭ могут использоваться практически вообще без изменений⁹. Принцип консервативности, который всегда подспудно использовался в задачах обеспечения радиационной безопасности, в вопросах нормирования сбросов-выбросов следует трактовать не просто как принцип выбора значений параметров в моделях «радиационный объект — окружающая среда — человек», обеспечивающих наибольшие значения дозы для населения при неопределенностях в значениях параметров, а расширительно, как использование таких сценариев миграции радионуклидов в окружающей среде и таких сценариев формирования дозы для критических групп населения за счет различных вариантов использования ее ресурсов, а также таких моделей формализации этих процессов и таких значений параметров моделей, которые позволяют обеспечить наиболее консервативные оценки содержания радионуклидов в компонентах окружающей среды и наиболее консервативные оценки дозы для населения.

В подразделе 3.3 показано, что в случае правильного использования гигиенического подхода к обеспечению радиационной безопасности наземных сред соблюдение предела дозы, равного 1 мЗв/год для критических групп населения, обеспечивает благополучную радиационную ситуацию в окружающей среде: дозы на представителей наземных экосистем лежат в диапазонах зон «радиационного благополучия» — «физиологической маскировки» (в соответствии с моделью Поликарпова), т. е. не представляют экологической опасности.

Для водных экосистем ситуация несколько сложнее (человек в воде не живет). Тем не менее в условиях комплексного использования водного объекта соблюдение нормативов на водопользование обеспечивает благополучную радиоэкологическую обстановку в экосистеме водного объекта (раздел 4).

Вариант использования водного объекта только в целях питьевого водоснабжения населения, а именно на такой вид водопользования в первую очередь ориентировано отечественное санитарно-гигиеническое законодательство в области охраны водных ресурсов (и не только от радиоактивного, но и от других видов загрязнителей), не гарантирует благополучной ситуации в экосистеме водного объекта.

⁹ Применительно к эксплуатации радиационного объекта его сбросы и выбросы в окружающую среду уже являются отходами (в формулировке закона «Об отходах производства и потребления»). Однако при этом совсем не обязательно, чтобы они являлись РАО в соответствии с классификацией, установленной ОСПОРБ-99.

Таким образом, корректировка и дополнение действующих принципов радиационной защиты при использовании источников ионизирующего излучения в практической деятельности позволяет с оптимистических позиций рассматривать применение антропоцентрического подхода в его биосферной интерпретации к радиационной защите окружающей среды в процессе освоения и расширения использования ядерных технологий.

Вопрос об отношениях между экологическим и гигиеническим принципами может быть поставлен в противоположной форме: обеспечивает ли соблюдение экологических критериев радиационной защиты окружающей среды радиационную безопасность человека? Это выполняется только в специальных условиях формирования доз облучения человека и объектов окружающей среды. Речь идет о «недоиспользовании» человеком ресурсов окружающей среды, когда вследствие каких-либо ограничений на использование ресурсов внешней среды для удовлетворения его потребностей в том или ином регионе достаточно высокие с гигиенической точки зрения уровни содержания радиоактивных веществ в объектах окружающей среды (которые, в свою очередь, обусловлены достаточно высокими уровнями допустимых воздействий) не могут формировать уровней доз, превышающих гигиенические критерии.

Если человек пребывает в окружающей среде и использует ее ресурсы без ограничений (референтное поведение) или, в консервативных условиях, с некоторой характерной избирательностью использования ресурсов, критерии допустимых воздействий на биотические компоненты не могут являться гарантиями автоматического соблюдения гигиенических критериев.

Важным является вопрос экологического регламентирования допустимых воздействий на отдельные компоненты биоты. В силу ограниченности числа популяций (и даже отдельных представителей видов), подверженных радиационному воздействию в некотором регионе размещения радиационно-опасного техногенного объекта, всегда можно найти (выбрать, определить, установить) только одну популяцию (или некоторого представителя вида), которая подвергается радиационному воздействию в максимальной степени. Она и является критической, лимитирующей уровень радиационного воздействия на все иные объекты окружающей среды. Даже когда относительные радиационные воздействия на несколько популяций (или даже на все) равны между собой, в качестве критической может быть использована одна — любая из них.

На практике при разнообразии условий распространения, миграции и накопления радиоактивных веществ в окружающей среде от конкретного радиационно-опасного объекта априорно установить популяцию с максимальным относительным радиационным воздействием крайне затруднительно. Приходится определять дозы практически на каждую из популяций в зоне воздействия объекта, подверженных (реально или потенциально)

радиационному воздействию, и затем методом перебора определять критическую, что весьма усложняет процедуры радиационного мониторинга и утяжеляет обоснование безопасной эксплуатации объекта.

Таким образом, введение экологических критериев радиационной защиты в практику деятельности по использованию атомной энергии сопряжено с рядом негативных последствий.

Произойдет усложнение по сравнению с существующими систем радиационного мониторинга окружающей среды в регионах эксплуатации радиационно-опасных объектов. Действующие в настоящее время системы мониторинга ориентированы на сбор данных, позволяющих оценивать состояние окружающей среды по гигиеническим показателям. При этом не решен вопрос об адекватности моделей и достоверности оценок реальных доз, получаемых представителями популяций, по которым имеются критерии допустимых радиационных воздействий, в силу многообразия реальных источников и путей формирования этих доз. Практически для каждой из «нормативных» популяций должен быть проделан тот путь, который проделала дозиметрия, радиационная гигиена и радиоэкология в отношении человека. Однако даже после всего этого вопрос о достаточности обоснования радиационной безопасности в экологическом плане остается открытым ввиду отсутствия доказательности обеспечения радиационной защиты для всех объектов окружающей среды при соблюдении регламентов на пределы доз только для сравнительно небольшой части биообъектов.

Бессмысленность (и даже вредность) использования экологических критериев очевидна в тех ситуациях, когда ориентация только на них может привести к превышению действующих гигиенических критериев облучаемости населения.

С позиций сегодняшнего дня существует неопределенность и неизвестность относительно допустимости применения экологических нормативов в ситуациях, когда использование их кажется оправданным, т. е. когда использование гигиенического подхода в обоснование допустимого содержания радиоактивных веществ в объектах окружающей среды по существующим показателям использования природных ресурсов может привести к превышению уровней радиационного воздействия над допустимыми для этих биообъектов. Это в первую очередь ситуации, когда фактическое использование человеком природных ресурсов невелико (например, в континентальной Антарктиде) или практически отсутствует вообще (в глубинных районах Мирового океана), т. е. ситуации, когда гигиеническое нормирование попросту теряет смысл. Но даже в этих условиях применение экологических критериев требует особой осторожности и взвешенности, чтобы не создать проблем последующим поколениям.

С учетом сказанного, на наш взгляд, в вопросах использования атомной энергии более оправданным для обеспечения радиационной защиты

окружающей среды является ориентация на использование модифицированного гигиенического подхода — биосферного подхода. Суть предлагаемых модификаций сводится к введению в систему радиационной защиты трех дополнительных принципов. На практике это означает использование гигиенического подхода при обосновании радиационной защиты населения не по фактически существующим вариантам использования ресурсов окружающей среды, а по некоторым виртуальным (даже, может быть, абстрактным) сценариям формирования дозы для населения при условиях использования ресурсов окружающей среды и проживания (пребывания) во внешней среде без ограничений. Для таких условий, относительно которых по консервативным сценариям и вариантам формируется наибольшая доза для критических групп населения, использование гигиенических критериев радиационной безопасности гарантирует обеспечение должного уровня защиты окружающей среды.

Литература

- 3.1. *Алексахин Р. М.* Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экологический принципы // Рефераты докладов Тринадцатой ежегодной конференции Ядерного общества России «Экологическая безопасность, техногенные риски и устойчивое развитие», Москва, 23—27 июня 2002 г. — М., 2002. — С. 20—23.
- 3.2. *Успенская Е. Ю., Печкуров А. В.* Природоохранные нормативы как основа обеспечения радиационной безопасности окружающей среды // Там же. — С. 115—116.
- 3.3. Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите 1990 года. Ч. 1: Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 года / Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1994. — 192 с. — (Публикация 60. — Ч. 1. 61МКРЗ).
- 3.4. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species. ICRP Publication 91. — [S. l.]: Pergamon, 2002. — P. 200—265. — Annals of the ICRP.
- 3.5. Ethical Considerations in Protecting the Environment from the Effects of Ionizing Radiation: IAEA-TECDOC-1270. — Vienna, 2002.
- 3.6. Принципы обращения с радиоактивными отходами: STI/PUB/989 / МАГАТЭ. — Вена, 1996. — (Safety Series; No III-F).
- 3.7. Statement from the Consensus Conference on Protection of the Environment. Radiation Protection in the 21st Century: Ethical, Philosophical and Environmental Issues / Norwegian Academy of Science and Letters. — Oslo, 2001.

- 3.8. Council Directive 96/61, EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention and control // Official Journal L 257,10/10/1996. — P. 0026—0040.
- 3.9. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora // Official Journal L 206,22/07/1992. — P. 0007—0050.
- 3.10. Council Directive 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal 327,22/12/2000. — P. 1—73.
- 3.11. Council Directive 85/337/EEC of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. Official Journal L 175,05/07/1985. — P. 0040—0048.
- 3.12. Казаков С. В., Линге И. И. О подходах к радиационной защите окружающей среды // Инженер. экология. — 2004. — № 6.
- 3.13. Казаков С. В., Линге И. И. О гигиеническом и экологическом подходах в радиационной защите // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2004. — Т. 44. — № 4.
- 3.14. Saint Pierre R. S. Coates, Radiological Protection of the Environment. Non Human Species: An Industry Perspective // Memo Dir. General WNA (<http://www.worldnuclear.org>).
- 3.15. Polikarpov G. G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionising radiation in the environment / RADOX 96-97, Norwich/Lowestoft, 8—11 April, 1997 // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — 75. — P. 181—185.
- 3.16. Polikarpov G. G. The future of radioecology: in partnership with chemo-ecology and eco-ethics // J. of Environmental Radioactivity. — 2001. — 53. — P. 5—8.
- 3.17. Поликарпов Г. Г. Перспективы развития радиохимической экологии в XXI веке (45-летие морской радиоэкологии в ИнБЮМ НАН Украины) // Экология моря. — 2001. — Вып. 57. — С. 4—12.
- 3.18. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. — Vienna, 1996. — (Safety Series; No. 115.IAEA).
- 3.19. Protection of Non Human Biota from Ionizing Radiation / Advisory Committee on Radiation Protection of the Canadian Nuclear Safety Commission (CNSC). — Ottawa, ON, 2002. — (INFO 0730).
- 3.20. Казаков С. В. Оценка радиоэкологического состояния водных объектов. — М., 2003. — (Препринт / ИБРАЭ; № IBRAE-2003-01).
- 3.21. Бия Е. А., Казаков С. В., Линге И. И. Разработка экологических подходов к нормированию радиационного воздействия на водные экосистемы. — М., 2003. — (Препринт / ИБРАЭ; № IBRAE-2003-16).
- 3.22. Оценка радиоэкологических ситуаций и управление качеством окружающей среды в районах размещения типовых предприятий отрасли: Сводный отчет о выполнении технического задания на

- научно-техническую работу по Государственному контракту № 2.00.28.01.3115 от 03.05.2001 г. — М., 2002. — 98 с.
- 3.23. Схемы распада радионуклидов: Энергия и интенсивность излучения / Пер. с англ. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — 480 с.: ил. — (Публикация 38 МКРЗ; В 2 ч. Ч. 2. Кн. 2).
- 3.24. *Машкович В. П., Кудрявцева А. В.* Защита от ионизирующих излучений: Справочник. — 4-е изд., перераб. и доп. — М.: Энергоатомиздат, 1995. — 496 с.
- 3.25. *Щеглов А. И., Цветнова О. Б.* Грибы — биоиндикаторы техногенного загрязнения // Природа. — 2002. — № 11 (http://vivovoco.rsl.ru/vv/journal/nature/11_02/myco2.htm#9).
- 3.26. *Панченко С. В., Панфилова А. А.* Роль лесных экосистем в формировании дозовых нагрузок на население. — М., 2000. — 50 с. — (Препринт / ИБРАЭ; IBRAE-2000-01).
- 3.27. *Щеглов А. И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. — М.: Наука, 1999. — 268 с.
- 3.28. Exposures from Consumption of Forest Produce: The radiological consequences of the Chernobyl accident / Kenigsberg J., Belini M., Tikhomirov F., Buglova E., Shevchuk V., Renaud Ph., Maubert H., Bruk G., Chutov V. — Minsk, 1996. — P. 107—120.
- 3.29. Дождевые черви в почвах речных пойм Брянской области, загрязненных радионуклидами // <http://www.vernadsky.dnttm.ru>.
- 3.30. Вермифтехнология // <http://bgsha.com/science/eco/r712.htm>.
- 3.31. *Тихомиров Ф. А., Щеглов А. И.* Радиоэкологические последствия Кыштымской и Чернобыльской аварий в лесных экосистемах // Экология регионов атомных станций (ЭРАС-1): Сб. статей / Под общ. ред. Ю. А. Егорова. — Вып. 1. — М.: АЭП, 1995. — С. 71—88.
- 3.32. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: Справ. изд. / В. А. Баженов, Л. А. Булдаков, И. Я. Василенко и др.; Под ред. В. А. Филова и др. — Л.: Химия, 1990. — 464 с.
- 3.33. Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека / Пер. с англ. — М.: Комтехпринт, 2004. — 76 с. — (Публикация 91 МКРЗ).
- 3.34. *Алексахин Р. М., Романов Г. Н., Федоров Е. А., Пристер Б. С.* // Радиобиология: Информ. бюл. АН СССР. — 1983. — Вып. 28. — С. 5—9.
- 3.35. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л. А. Ильина и В. А. Губанова. — М.: ИздАТ, 2001. — С. 7.
- 3.36. *Крышев И. И., Рязанцев Е. П.* Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. — М.: ИздАТ, 2000. — 384 с.
- 3.37. *Романов Г. Л., Спиринов Д. А.* // Докл. АН СССР. — 1991. — Т. 318. — № 1. — С. 248—251.

Раздел 4. Принципы оценки радиозэкологического состояния водных объектов

4.1. Санитарно-гигиенические критерии оценки радиационного состояния водных объектов

Рассмотрим, насколько нормативы в области содержания радионуклидов в питьевой воде обеспечивают радиационную безопасность водных объектов при их комплексном хозяйственном использовании. В качестве критической цепочки формирования дозы для населения НКДАР ООН [4.1; 4.2] рекомендует цепочку поступления радионуклидов в организм человека за счет потребления рыбы. Потребление рыбы и морепродуктов составляет в среднем 8 кг/год на человека, варьируясь от 4—6 кг/год для стран Ближнего Востока и Африки до 10—14 кг/год на Дальнем Востоке и в Европе [4.3]. Годовое потребление рыбы M_p в соответствии с МУК 2.6.1.717-98 [4.4] равно 35 г/сут (12,8 кг/год), что неплохо согласуется с данными, представленными в [4.3]. Это значение будем использовать при оценках дозы, формируемой по рыбной цепочке.

Вследствие значительной вариабельности значений коэффициентов накопления [4.1; 4.2; 4.5—4.9] принципиальным является выбор значений коэффициентов накопления радионуклидов в рыбе по отношению к их содержанию в воде водных объектов. Для оценочных расчетов целесообразно выбирать значения коэффициентов накопления, обеспечивающие наиболее консервативные значения содержания радионуклидов в рыбе, потребляемой в пищу. В связи с этим имеет смысл следовать рекомендациям [4.2], обеспечивающим весьма высокий уровень консервативности.

Значения радиологических показателей для водоемов рыбохозяйственного использования при таких значениях коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr представлены в табл. 4.1 для критической группы населения «Взрослые». При этих уровнях содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водного объекта и условиях формирования дозы для населения доза за счет комплексного водопользования (для целей питьевого водоснабжения и рыбохозяйственного использования) существенно превышает квоты, отводимые на поступления жидких сбросов в водные объекты от радиационно-опасных предприятий ядерного топливного цикла.

Таблица 4.1. Оценки доз при рыбохозяйственном использовании водоемов при нормировании содержания радионуклидов по питьевой воде

Нуклид	УВ ^{вода} , Бк/кг	Доза за счет питьевой во- ды, мЗв/год	Содержание в рыбе, кБк/кг	Доза за счет потребления рыбы, мкЗв/год	Суммарная доза, мЗв/год
¹³⁷ Cs	11	0,1	22,0	3,5	3,6
⁹⁰ Sr	5	0,1	0,3	0,1	0,2

4.2. Экологические критерии радиационного состояния водных объектов

В Российской Федерации на законодательном уровне (закон «Об охране окружающей среды» от 10 февраля 2002 г. № 7-ФЗ) оформлено требование об установлении для экосистем (в нашем случае это водные экосистемы) нормативов на допустимое содержание РВ в компонентах водных объектов и о регламентировании радиационного воздействия на эти компоненты. Однако в законе, естественно, не прописаны и не сформулированы принципы, определяющие критерии содержания РВ в компонентах водных экосистем и воздействия на них.

Эти принципы, антропоцентрический и экологический, подробно рассмотрены в разделе 3, причем экологический принцип регламентирования радиационного воздействия отнюдь не противопоставляется принципу санитарно-гигиенического нормирования, а является его обобщением, что характерно для общего развития любых научных воззрений.

В 1979 г. в [4.10] было введено понятие «радиоэкологическая емкость окружающей среды» — одно из центральных для проблемы экологического нормирования — и дано его терминологическое определение: «...радиоэкологическая емкость окружающей среды — предельно допустимое содержание радионуклидов в критическом компоненте экосистемы, при котором еще не нарушается экологическая гармония функционирования этой экосистемы (для заповедников, заказников), или в экосистеме не происходит изменений, не желательных по экономическим или иным соображениям». Там же отмечается, что «необходимо получить конкретную информацию, количественно характеризующую радиоэкологическую емкость основных типов природных ландшафтов, водоемов и т. п., что только и может поставить проблему экологического нормирования на научную основу». Важной стороной нормирования является четкое определение целей и необходимой степени защиты тех или иных объектов живой природы в конкретной ситуации, т. е. определение основы регламентации по

принципу «вред — польза». В таком ракурсе экологическое нормирование сводится к конструированию качества окружающей среды в соответствии с некоторыми субъективно определяемыми критериями. Антропоцентризм в этом определении заключается не в том, что для целей нормирования используется не санитарно-гигиенический подход, а экосистемная концепция регламентирования, а в том, что только человек определяет такие категории, как «вред — польза», желательность или нежелательность изменений в состоянии экосистемы. В этом заключен очень важный вывод: независимо от того, какой принцип будет положен в основу процедуры нормирования, выбирать и отвечать за результаты выбора все равно придется человеку.

Другой вариант трактовки понятия «радиоэкологическая емкость окружающей среды» предполагает существование некоторого определенного и объективного показателя (группы показателей) «хорошей экологии», т. е. в основу экологического нормирования закладывается один принцип — экологический потенциал или биопотенциал территории не должен быть исчерпан. Природопользование должно ориентироваться на сохранение естественного потенциала самовосстановления в эксплуатируемых природных системах. Несмотря на кажущееся отличие этого варианта трактовки понятия «радиоэкологическая емкость» от приведенного выше определения, по сути оно является частным случаем общего и более широкого определения.

В конечном счете, базируясь на тех или иных концептуальных положениях, практически все исследователи, содержательно занимающиеся вопросами экологического нормирования, понимают под радиоэкологической емкостью одно и то же — предельно допустимое содержание радионуклидов в компонентах экосистем.

Исследователи водных экосистем [4.6; 4.11—4.14] раньше и ближе других радиоэкологов подошли к практическому решению проблемы идентификации радиоэкологической емкости и отождествляют ее с ассимиляционной емкостью и способностью экосистем к самоочищению. Однако в последние несколько лет, особенно в связи с радиоэкологическими исследованиями на территориях, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, получены существенные и важные результаты в области влияния радиации на компоненты наземных экосистем и на экосистемы в целом, а также в части использования для решения ряда практических задач лесной радиобиоценологии и сельхозрадиологии понятия радиоэкологической емкости [4.15—4.17].

4.3. Радиационная защита водных объектов

Несложно определить допустимое значение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водного объекта (соответственно ds^{Cs} и ds^{Sr}), регламентируемое на основе дозовой квоты ДК^{BO} , выделяемой для данного водного объекта, при формировании дозы для населения только за счет потребления рыбы:

$$ds^{\text{Sr}} = \frac{\text{ДК}^{\text{BO}} M_{\text{в}} / \text{ДК}^{\text{ПБ}} M_{\text{р}}}{K^{\text{Sr}} / \text{УВ}^{\text{Sr}} + s K^{\text{Cs}} / \text{УВ}^{\text{Cs}}}, \quad (4.1)$$

$$ds^{\text{Cs}} = s ds^{\text{Sr}}, \quad (4.2)$$

где $M_{\text{в}}$ и $M_{\text{р}}$ — годовое потребление питьевой воды (730 кг/год) и рыбы (12,8 кг/год); K^{Sr} и K^{Cs} — коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбе (60 и 2000) [4.2]; $\text{ДК}^{\text{ПБ}}$ — дозовая квота, выделяемая на питьевое водопользование (0,1 мЗв/год по НРБ-99); УВ^{Sr} — уровень вмешательства по НРБ-99 для содержания в питьевой воде ^{90}Sr (5 Бк/кг); s — отношение удельной активности ^{137}Cs к удельной активности ^{90}Sr в воде водного объекта (равное 2,2 в случае, если это отношение равно отношению УВ для этих радионуклидов).

Соотношения (4.1) и (4.2) являются следствиями критериальных условий:

$$\text{УВ}^{\text{Sr}} M_{\text{в}} k^{\text{Sr}} = \text{ДК}^{\text{ПБ}}, \quad (4.3)$$

$$\text{УВ}^{\text{Cs}} M_{\text{в}} k^{\text{Cs}} = \text{ДК}^{\text{ПБ}}, \quad (4.4)$$

$$M_{\text{р}} (K^{\text{Sr}} ds^{\text{Sr}} k^{\text{Sr}} + K^{\text{Cs}} ds^{\text{Cs}} k^{\text{Cs}}) = \text{ДК}^{\text{BO}}, \quad (4.5),$$

где k^{Sr} , k^{Cs} — коэффициенты пропорциональности, связывающие годовое поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs с эффективной эквивалентной дозой, мЗв/Бк.

Подставляя численные значения параметров и взяв в качестве значения ДК^{BO} 10 мкЗв/год (для АЭС по СП АС-99), получим, что для обеспечения данной дозовой квоты содержание в воде ^{90}Sr и ^{137}Cs не должно превышать 13,8 и 30,4 мБк/кг.

Эти значения соответствуют (немного превышая, но в интервале вариации значений) современному уровню содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в поверхностных пресных водах, обусловленному глобальным загрязнением биосферы за счет испытаний ядерного оружия [4.18]. По данным Минприроды, содержание ^{90}Sr в водах рек России составляет 6—7 мБк/л, а содержание ^{137}Cs находится на уровне 1—20 мБк/л для различных водотоков включая и реки, водосборы которых затронуты аварией на Чернобыльской АЭС. Глобальный фон содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в водоемах и водотоках Северного полушария до аварии на Чернобыльской АЭС находился в диапазоне $(1 - 9) \cdot 10^{-13}$ Ки/л (примерно 10 мБк/кг) [4.19; 4.20].

Формула расчета допустимой концентрации i -го радионуклида в воде водного объекта при формировании поступления этого радионуклида в организм человека по j -й пищевой цепочке ds_{ij} , являющаяся обобщением (4.2), имеет вид

$$ds_{ij} = \frac{ДК^{BO} M_b \eta_i}{ДК^{ПВ} M_j \sum_i (K_{ij} \eta_i / УВ_i)}, \quad (4.6)$$

где η_i — доля содержания (по удельной активности) i -го радионуклида в воде водного объекта; $УВ_i$ — уровень вмешательства для i -го радионуклида по НРБ-99; M_j — годовое потребление j -го продукта, кг/год; K_{ij} — коэффициент накопления (перехода) i -го радионуклида по отношению к воде в j -м продукте. Формула расчета допустимого содержания радионуклидов в воде водного объекта при квотировании дозы за счет хозяйственного водопользования приобретает вид

$$ds_i = \frac{ДК^{BO} M_b \eta_i}{ДК^{ПВ} \sum_j M_j \sum_i (K_{ij} \eta_i / УВ_i)}. \quad (4.7)$$

В (4.7) учитывается только доза внутреннего облучения, формирующаяся за счет хозяйственного использования водного объекта без ограничений в водопользовании. Однако, имея в виду, что дозовая нагрузка за счет неограниченного водопользования, обусловленная факторами внешнего облучения (пребывание на пляжном откосе, на акватории водоема, на заливных землях и др.), существенно меньше влияния факторов внутреннего облучения [4.6; 4.21; 4.22], внешнее облучение можно в этом случае не учитывать. При необходимости учесть факторы внешнего облучения труда не составляет.

Для водных объектов специального назначения (хвостохранилищ, отстойников, водоемов-хранилищ жидких РАО), для которых введены ограничения в водопользовании, вклад факторов внешнего облучения может быть доминирующим.

Из (4.6) и (4.7) следует, что при наличии n путей формирования дозы облучения за счет водопользования наиболее консервативная оценка допустимого содержания данного радионуклида в воде $ds_i^{конс}$ определяется по формуле

$$ds_i^{конс} = \frac{ds_i^{крит}}{n}, \quad (4.8)$$

где $ds_i^{крит}$ — наименьшее значение ds_i из всех рассчитанных по формуле (4.6) для всех путей поступления радионуклидов в организм лиц из критической группы населения при использовании данного водного объекта без

ограничений в водопользовании (критический вид водопользования). Так как обычно критическим видом водопользования является потребление рыбы, а на втором месте стоит использование воды водоема для целей орошаемого земледелия, реальной консервативной оценкой значения $ds_i^{\text{конс}}$ является $0,5ds_i^{\text{рыба}}$.

Нормирование содержания радиоактивных веществ в донных отложениях весьма важно, так как эти отложения, являясь местом депонирования радионуклидов, аккумулируют радиоактивные вещества до высоких уровней и являются источником вторичного загрязнения воды и всей экосистемы водного объекта. Особенно актуальна задача регламентирования содержания радионуклидов в донных отложениях при рассмотрении вопросов снятия с эксплуатации радиационных объектов. В рамках санитарно-гигиенического нормирования при использовании модели «коэффициентов накопления» допустимое содержание i -го радионуклида dg_i определяется из условия

$$dg_i = \min\{g_i = G_i^{\text{PAO}}; g_i = ds_i K_{di}\}, \quad (4.9)$$

где g_i — удельная активность i -го радионуклида в донных отложениях; G_i^{PAO} — нижняя граница содержания i -го радионуклида в донных отложениях, при которых они классифицируются как радиоактивные отходы; K_{di} — коэффициент накопления i -го радионуклида в донных отложениях.

Для обеспечения консервативных оценок значений dg_i в формуле (4.9) необходимо выбирать минимальные значения K_{di} из области их вариации. В этом выборе следует учитывать то обстоятельство, что переход радионуклидов из донных отложений в воду осуществляется по двум каналам: за счет диффузии по закону Генри и за счет взмучивания вследствие ветроволновых возмущений водных масс водоема. Учет этих процессов в предположении малости содержания радионуклидов в водной массе по сравнению с их содержанием в донных отложениях позволяет определить связь между удельной активностью донных отложений g и воды s :

$$s_i = g_i \left(c + \frac{1}{K_i^{\text{ист}}} \right), \quad (4.10)$$

где c — мутность воды, обусловленная взмучиванием донных отложений, кг/л; $K_i^{\text{ист}}$ — истинный коэффициент распределения i -го радионуклида между водой и донными отложениями, определяемый для стационарных (невозмущенных) условий (коэффициент пропорциональности между содержанием данного радионуклида в воде и твердой фракции донных отложений в соответствии с законом Генри), л/кг.

$$K_{di} = \frac{K_i^{\text{ист}}}{cK_i^{\text{ист}} + 1}.$$

В качестве значений $K_i^{\text{ист}}$ при отсутствии данных, полученных в ходе специальных работ на конкретном водном объекте, целесообразно использовать значения, приведенные в [4.2].

Значения величины c (мутности воды водоема за счет взмучивания вследствие ветроволновых возмущений водных масс) можно рассчитать или измерить, используя соответствующие руководства и методики [4.23—4.25], хотя это непростая задача (см. подраздел 5.8). Для проведения консервативных оценочных расчетов неплохой оценкой значений K_{di} является $0,1K_i^{\text{ист}}$. В предельных случаях имеем:

при отсутствии взмучивания ($K_i^{\text{ист}} \ll 1$) — $K_{di} = K_i^{\text{ист}}$;

при сильном взмучивании ($K_i^{\text{ист}} \gg 1$) — $K_{di} = c$.

Последнее выражение позволяет оценить эффективную толщину слоя донных отложений $l_{\text{эф}}$, вовлекаемых в процесс ветроволнового взмучивания:

$$l_{\text{эф}} = cH, \quad (4.11)$$

где H — средняя глубина водоема.

Таким образом, даже при очень высоких ветроволновых нагрузках, когда значение мутности воды составляет 100—1000 мг/л, для водоемов со средней глубиной 5—10 м толщина слоя донных отложений, которые могут взмучиваться под действием турбулизации водных масс, переходя из донных отложений в воду водоема, не превышает 1 см.

Поскольку радионуклиды в донных отложениях распределены в верхнем 5—10-сантиметровом слое, эта оценка характеризует приемлемость сделанного при выводе формул предположения о малости содержания радионуклидов в водной массе по сравнению с их содержанием в донных отложениях. Об этом же свидетельствуют данные о распределении радионуклидов по компонентам водоемов, загрязненных вследствие радиационных аварий или используемых в качестве прудов-охладителей АЭС, а также водоемов-хвостохранилищ для объектов атомной промышленности [4.6; 4.26—4.30].

Оценка допустимого содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях, полученная с использованием приведенных выше данных ($ds_i = 0,5ds_i^{\text{рыба}}$, $ds_{\text{Sr}}^{\text{рыба}} = 14$ мБк/кг, $ds_{\text{Cs}}^{\text{рыба}} = 30$ мБк/кг, $K_{di} = 0,1K_i^{\text{ист}}$, $K_{\text{Sr}}^{\text{ист}} = 200 \text{ м}^3/\text{т}$, $K_{\text{Cs}}^{\text{ист}} = 30\,000 \text{ м}^3/\text{т}$), дает значения $dg_{\text{Sr}} = 1,4$ Бк/кг и $dg_{\text{Cs}} = 30$ Бк/кг.

При нормировании содержания радионуклидов в донных отложениях целесообразно использовать еще один критерий, вытекающий из требования применения консервативных сценариев облучения при оценке дозы для критических групп населения, а именно: донные отложения ни при каких условиях не должны быть загрязнены радиоактивными веществами до уровней, превышающих допустимое содержание радионуклидов в почвах сельскохозяйственного использования. При этом доза, определяемая сельскохозяйственным использованием таких почв, должна учитываться в дозовой квоте, выделяемой для водопользования водным объектом. Это условие учитывает, в частности, такой вид водопользования, как использование сапропеля в качестве удобрений. Особенно важен данный критерий для проектирования мероприятий по снятию радиационных объектов с эксплуатации с учетом различных вариантов использования водоемов в долгосрочной перспективе. Применение этого критерия снимает с рассмотрения вопрос об учете дозы за счет сельскохозяйственного использования заливных и орошаемых земель, так как вполне очевидно, что он жестче, чем критерий учета водопользования для целей орошаемого земледелия включая и использование заливных земель. Расчет (или, правильнее, оценку) допустимого содержания радионуклидов в донных отложениях по этому критерию dg_i^{cap} необходимо выполнять, руководствуясь методиками по нормированию содержания радионуклидов в почвах сельскохозяйственного назначения [4.29—4.31]. Тогда

$$dg_i^{\text{cap}} = \frac{ДК^{\text{во}}}{\rho L_i K_i^{\text{п-Д}}}, \quad (4.12)$$

где ρ — плотность донных отложений, кг/м^3 ; L_i — эффективная ¹ толщина донных отложений для i -го радионуклида, м; $K_i^{\text{п-Д}}$ — коэффициент «перехода» i -го радионуклида в цепочке «почва — рацион — годовая доза», $(\text{Зв/год}) \cdot (\text{Бк/м}^2)^{-1}$.

Учет конкретного рациона, видов выращиваемых культур, спектра радионуклидов делает процедуру оценки dg_i^{cap} весьма кропотливой работой в первую очередь за счет корректного расчета показателя $K_i^{\text{п-Д}}$.

Консервативную оценку для таких радиологически значимых радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , можно получить, используя данные из [4.2] по цепочке «выпадения — рацион — доза» при условии, что в качестве выпадения необходимо использовать содержание радионуклидов в донных отложениях. Для ^{137}Cs и ^{90}Sr коэффициенты перехода по этой цепочке равны 55

¹ Эффективная в смысле содержания заданного процента данного радионуклида по отношению к содержанию в бесконечно толстом слое. Обычно — 5—10 см.

и $53 \text{ нЗв}/(\text{год} \cdot \text{Бк} \cdot \text{м}^{-2})$ соответственно. Тогда при $\rho = 1000 \text{ кг}/\text{м}^3$ ($1 \text{ кг}/\text{л}$), L , равной 5 и 10 см для ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно, и $\text{ДК}^{\text{ВО}} = 10 \text{ мкЗв}/\text{год}$ имеем: $dg_{\text{Cs}}^{\text{cap}} = 4 \text{ Бк}/\text{кг}$; $dg_{\text{Sr}}^{\text{cap}} = 2 \text{ Бк}/\text{кг}$.

Результаты оценок допустимого содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде и донных отложениях (отдельно по каждому радионуклиду) и по каждому виду водопользования для водного объекта, дозовая квота для которого за счет водопользования составляет $10 \text{ мкЗв}/\text{год}$, приведены в табл. 4.2 (ниже, в подразделе 4.5, представлен алгоритм более детальной оценки радиационного качества водного объекта при различных стратегиях водопользования). Как видно из этих данных, критическими вариантами водопользования являются хозяйственное водопользование без ограничений (питьевое водоснабжение, рыбохозяйственное использование, орошаемое земледелие, использование заливных земель) при нормировании содержания радионуклидов в воде водного объекта, а при нормировании содержания радионуклидов в донных отложениях — ограничение их содержания при использовании в качестве удобрений сапропеля.

Отметим два обстоятельства. Во-первых, допустимое содержание радионуклидов в донных отложениях при ограничении их удельной активности в воде водного объекта при водопользовании без ограничений сильно зависит от соотношения содержания радионуклидов в воде, значений УВ_г и коэффициентов накопления в объектах, участвующих в формировании дозы облучения, во многом определяясь значениями этих величин для «критических» радионуклидов, что наглядно демонстрируют данные, приведенные в табл. 4.2, и оценки, выполненные выше ($dg_{\text{Sr}} = 1,4 \text{ Бк}/\text{кг}$; $dg_{\text{Cs}} = 30 \text{ Бк}/\text{кг}$). Во-вторых, использование сапропеля в качестве удобрений — процесс хорошо регулируемый в первую очередь за счет управления объемом вносимого в качестве удобрения сапропеля, поэтому соответствующие цифры в табл. 4.2 следует интерпретировать в качестве наиболее консервативной оценки, т. е. при прямом использовании (после осушения) площадей, занятыми донными отложениями, под сельскохозяйственное использование.

Для сделанных выше оценок нормативного содержания радионуклидов в компонентах гидросферы наряду с санитарно-гигиеническим принципом был использован и принцип консервативности, т. е. использование таких сценариев миграции радионуклидов в водной среде и таких сценариев формирования дозы для критических групп населения за счет различных вариантов водопользования, а также таких моделей формализаций этих процессов и таких значений параметров моделей, которые позволяют обеспечить наиболее консервативные оценки содержания радионуклидов в компонентах водного биогеоценоза и наиболее консервативные оценки дозы для населения. В этой формулировке под консервативной оценкой понимается такая, которая обеспечивает минимальный уровень из некото-

рого возможного диапазона значений. Соответственно понятие «консервативность» используется применительно к сценариям миграции радионуклидов в водной экосистеме, вариантам водопользования и сценариям формирования дозы.

Таблица 4.2. Допустимое содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде и донных отложениях водного объекта при различных вариантах его хозяйственного использования

Нуклид	Допустимое содержание в воде, Бк/кг			Допустимое содержание в донных отложениях, Бк/кг	
	Питьевое водоснабжение	Рыбохозяйственное использование	Хозяйственное использование без ограничений	Нормирование содержания в воде при водопользовании без ограничений	Нормирование содержания в донных отложениях (сапропель)
^{137}Cs	11	0,031	0,015	46	4
^{90}Sr	5	0,480	0,240	48	2

Примечание. ДК^{Б0} по каждому из вариантов составляет 10 мкЗв/год.

Насколько обоснованно использование этого принципа и каковы границы его применимости? С гигиенической точки зрения современный уровень содержания техногенных ² радионуклидов в водных средах достаточно низок, и консервативные значения их содержания в компонентах водной среды обычно в несколько раз выше этих уровней.

Уровень современных ядерных технологий вполне позволяет обеспечивать консервативные значения параметров, характеризующих радиационно-гигиеническое состояние водных объектов и их санитарную охрану.

Консервативные оценки этих параметров не настолько высоки, чтобы их обеспечение реализовалось при любых состояниях радиационного объекта, рассматриваемых как нормальный режим его эксплуатации, т. е. требуется целенаправленная деятельность по управлению состоянием техногенного потенциально радиационно-опасного объекта по поддержанию значений параметров радиационного состояния водного объекта в нормативных пределах, соответствующих консервативным оценкам этих параметров.

² Техногенные радионуклиды — это искусственные радионуклиды, появление которых в окружающей среде обусловлено деятельностью по использованию атомной энергии, а также естественные радионуклиды, содержащиеся в объектах окружающей среды в повышенных по сравнению с обычно характерными для данного региона или биосферы в целом концентрациях вследствие антропогенной деятельности.

Отклонения от штатного режима эксплуатации радиационного объекта, следствием чего могут быть поступления радионуклидов в водную среду и превышение консервативных значений параметров, характеризующих нормальное радиационное состояние водного объекта в большом диапазоне инцидентов, могут не рассматриваться в качестве радиационной аварии, так как консервативный подход заведомо обеспечивает определенный «запас» по сравнению с реально допустимыми значениями, а кроме того, имеется некоторый «резерв обратимости» последствий нештатной ситуации.

На основании этого появляется возможность разграничить понятия и признаки радиационной аварии и радиационного инцидента применительно к водному объекту.

Радиационный инцидент — это такое поступление радиоактивных веществ в водный объект, при котором превышаются консервативные оценки параметров радиационного состояния объекта, требуется проведение специальных работ по оценке сложившейся радиационной обстановки и ее соответствия допустимой, а также имеется возможность приведения сложившейся обстановки к допустимой или исходной (обратимость ситуации) посредством управления поступлением радионуклидов от радиационного объекта.

Радиационная авария — это такое поступление радиоактивных веществ в водный объект, при котором превышаются консервативные оценки параметров радиационного состояния объекта, требуется проведение специальных работ по оценке сложившейся радиационной обстановки, по результатам которой делается вывод о превышении параметров, характеризующих допустимую радиационную ситуацию в водном объекте, и требуется проведение специальных мероприятий по обеспечению радиационной безопасности водного объекта.

Понятно, что в основном принцип консервативности используется для решения задач установления радиационных регламентов в ситуациях нормальной эксплуатации водного объекта (водопользования), хотя сам по себе как принцип, которым следовало бы расширить систему принципов радиационной защиты, он самодостаточен и имеет право на неограниченное использование в рамках этой системы.

4.4. Анализ критических видов водопользования

Экологическое нормирование — это нормирование антропогенного воздействия на экосистему в пределах ее экологической емкости, не приводящего к нарушению механизмов саморегуляции. Основные критерии экологического нормирования: сохранение биотического баланса, стабильности и разнообразия экосистемы [4.32].

Обоснование нормативов качества окружающей среды в полном объеме по радиационным параметрам на базе экологического принципа и его использование для целей радиационной защиты потребует решения сложных наукоемких радиоэкологических и дозиметрических задач [4.2].

Важно также, что предварительно необходимо теоретически и практически обосновать необходимость отказа от гигиенического подхода в радиационной защите (или обосновать границы его применимости) в пользу экологического (экоцентрического или биотического) подхода [4.2]. В этом отношении плодотворным может быть совместное использование принципов референтности [4.2; 4.27] и консервативности. Если возможна реализация такого сценария формирования дозы облучения населения, при котором нормативы облучаемости для критических групп населения соблюдаются, но уровни накопления радиоактивных веществ и/или радиационного воздействия в абиотических и биотических компонентах окружающей среды таковы, что состояние экологической безопасности не обеспечивается, эта ситуация будет доказательной для вывода о примате экологического принципа нормирования над гигиеническим. Для построения такой ситуации необходимо, используя принципы референтности (референтные наборы экосистем и их компонентов, моделей миграции и накопления радионуклидов в компонентах и моделей радиационного воздействия на биотические составляющие этих экосистем) и консервативности (выбор таких референтных наборов экосистем и их компонентов, моделей миграции и накопления радионуклидов в компонентах и моделей радиационного воздействия на биотические составляющие этих экосистем, которые дают наихудшую реализацию формирования доз на биоту), сконструировать консервативный (пусть даже сложно реализуемый практически) сценарий облучения критических групп населения³. В отношении наземных экосистем (по крайней мере, принципиально) это сделать можно всегда, так как человек биологически относится к наземным группам живых организмов.

Если теперь будет показано, что в такой ситуации при дозах облучения населения, равных нормативным значениям, дозы на референтные биокomпоненты экосистемы будут меньше, чем нижняя граница диапазона дозы, характеризующего «зону экологической маскировки», или много меньше, чем нижняя граница диапазона дозы, характеризующего «зону поражения сообществ и экосистем» (в соответствии с предложенной Г. Г. Поликарповым моделью воздействия ионизирующей радиации на объекты окружающей среды [4.33—4.35]), то можно достаточно уверенно заключить: использование экологических критериев при нормировании

³ При выборе критической группы человек обязательно должен присутствовать в экосистеме (или даже гипотетически введен в нее как элемент) с наиболее консервативными с точки зрения формирования дозы сценариями поведения.

радиационного фактора нецелесообразно, т. е. соблюдается примат гигиенического принципа нормирования над экологическим. Отметим, что в настоящее время аналогичный подход эффективно используется для обоснования безопасности радиационных объектов, в первую очередь АЭС. В качестве нормативных значений дозы для населения целесообразно использовать значения, приведенные в национальных нормах радиационной безопасности, — «1 мЗв/год для техногенного облучения», которые с известными оговорками можно интерпретировать как безопасные или обеспечивающие благоприятные условия жизнедеятельности человека (в терминах федерального закона «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения»). Для целей обоснования безопасности функционирования конкретного радиационного объекта можно использовать дозовые квоты от предела дозы, выделенные для данного объекта в целях регламентации выбросов-сбросов.

В тех ситуациях, когда условие «меньше или много меньше» не выполняется, требуется более скрупулезный анализ, но можно полагать, что объем необходимых исследований при системном и методичном применении принципов референтности и консервативности позволит получить содержательные результаты сравнительно более просто и быстрее, чем при применении стандартных процедур организации такого рода исследований.

Интересно, что использование принципов референтности и консервативности в задачах радиационной защиты во многом эквивалентно добавлению к известным принципам обеспечения радиационной защиты (обоснованности, нормирования, оптимизации) принципов, сформулированных МАГАТЭ применительно к проблемам обращения с РАО, которые также достаточно широко известны и находят важное практическое применение [4.36]. Из девяти принципов МАГАТЭ это в первую очередь уже упоминавшиеся принципы:

- «Охрана будущих поколений»: с радиоактивными отходами нужно обращаться таким образом, чтобы прогнозируемые воздействия на здоровье будущих поколений были бы не больше, чем соответствующие уровни воздействия, приемлемые в настоящее время;
- «Груз будущих поколений»: с радиоактивными отходами обращаться таким образом, чтобы не налагать чрезмерного груза на будущие поколения.

Применение описанного подхода с использованием принципов референтности и консервативности для оценки радиэкологической ситуации при заданном нормативном уровне радиационного воздействия на человека применительно к водным экосистемам, вообще говоря, не является обоснованным, так как человек не может рассматриваться в качестве элемента водной экосистемы (человек в водной среде не живет, а только использует водные объекты для своих целей, и объем водопользования зависит

от объема и целей практической деятельности человека и экологического состояния водного объекта). Но если сконструировать некоторую референтную водную экосистему, в которой в качестве одного из компонентов будет присутствовать некоторая гомоподобная популяция, стоящая на вершине пищевой пирамиды, ее можно использовать в качестве консервативной модели экосистемы для целей нормирования радиационного воздействия. Такой популяцией, мысленно внедряемой дополнительно в водную экосистему, может быть популяция определенного вида семейства ластоногих. Естественно, эти водные млекопитающие могут присутствовать и в реальных экосистемах. Пример — байкальская нерпа (*Pusa sibirica* Gmel.), относящаяся к семейству настоящих тюленей (*Phocidae*), роду *Pusa* [4.37]. Средний вес нерпы в Байкале — 50—60 кг при длине 150 см, максимальный вес самцов — 130—150 кг, длина — 1,7—1,8 м. Самки нерпы меньше — 1,3—1,6 м и до 110 кг; беременность длится 11 месяцев. Кормится нерпа мелкой рыбой, съедая около 3 кг за сутки.

Оценим, используя в качестве консервативных значений необходимых параметров параметры дозиметрических моделей человека, дозовые нагрузки на отдельных представителей популяции нерпы, обитающих в некотором модельном водоеме, водопользование которым (питьевое водоснабжение, потребление рыбы критической группой) обуславливает дозу в 10 мкЗв/год за счет присутствия в воде водоема радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr . Оценки выполним для двух значений отношения $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в воде μ , равного 1,5 («свежее» загрязнение) и 0,1 (длительное хроническое загрязнение) [4.6; 4.20]. Значения остальных необходимых параметров для проведения оценок сведены в табл. 4.3.

Допустимое содержание в воде ^{137}Cs и ^{90}Sr в смеси известного состава, рассчитанное по цепочкам: потребление питьевой воды, потребление рыбы, исходя из дозовой квоты на водопользование для критической группы населения (рыбаки),

$$ds_{\text{Sr}} = \frac{10^{-3} M_{\text{в}} DK^{\text{BO}}}{DK^{\text{ПВ}} \left[M_{\text{в}} \left(YB_{\text{Sr}}^{-1} + \mu YB_{\text{Cs}}^{-1} \right) + 365 M_{\text{рч}} \left(K_{\text{Sr}} YB_{\text{Sr}}^{-1} + \mu K_{\text{Cs}} YB_{\text{Cs}}^{-1} \right) \right]}. \quad (4.13)$$

$$ds_{\text{Cs}} = \mu ds_{\text{Sr}}. \quad (4.14)$$

Подставляя численные значения параметров, имеем:

при $\mu = 1,5$: $ds_{\text{Sr}} = 6,9$ мБк/кг; $ds_{\text{Cs}} = 10,3$ мБк/кг;

при $\mu = 0,1$: $ds_{\text{Sr}} = 58,2$ мБк/кг; $ds_{\text{Cs}} = 5,8$ мБк/кг.

Таблица 4.3. Численные значения параметров, используемых в расчетах

Параметр	Обозначение	Значение	Размерность	Источник
Уровень вмешательства по содержанию в питьевой воде ^{137}Cs	УВ_{Cs}	11	Бк/кг	НРБ-99
Уровень вмешательства по содержанию в питьевой воде ^{90}Sr	УВ_{Sr}	5	Бк/кг	НРБ-99
Годовое потребление питьевой воды	$M_{\text{в}}$	730	кг/год	НРБ-99
Суточное потребление рыбы представителями критической группы	$M_{\text{рч}}$	0,1	кг/сут	[4.24]
Суточное потребление рыбы нерпой	$M_{\text{РН}}$	3	кг/сут	http://homepages.angarsk.ru
Дозовая квота для питьевой воды	$\text{ДК}^{\text{ПВ}}$	0,1	мЗв/год	НРБ-99
Дозовая квота на водопользование	$\text{ДК}^{\text{ВО}}$	10	мкЗв/год	СП АС-99
Коэффициент накопления в рыбе ^{137}Cs	K_{Cs}	2000	кг/кг	[4.2]
Коэффициент накопления в рыбе ^{90}Sr	K_{Sr}	60	кг/кг	[4.2]

При соотношениях значений удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водного объекта, равных μ , за счет питьевого водопользования формируется доза

$$D^{\text{пит}} = \text{ДК}^{\text{ПВ}} s_{\text{Sr}} (\text{УВ}_{\text{Sr}}^{-1} + \mu \text{УВ}_{\text{Cs}}^{-1}) = \text{ДК}^{\text{ПВ}} s_{\text{Cs}} (\text{УВ}_{\text{Cs}}^{-1} + \mu^{-1} \text{УВ}_{\text{Sr}}^{-1}), \quad (4.15)$$

откуда при $s = ds$ имеем $D^{\text{пит}} = 0,23$ мкЗв/год ($\mu = 1,5$) и $D^{\text{пит}} = 0,14$ мкЗв/год ($\mu = 0,1$).

Таким образом, за счет потребления населением рыбы формируется 98—99% годовой квоты дозы за счет водопользования.

Оценка дозы для нерпы $D_{\text{н}}$ определяется по формуле

$$D_{\text{н}} = \frac{0,365 M_{\text{РН}} \text{ДК}^{\text{ВО}}}{M_{\text{в}} (\text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu \text{УВ}_{\text{Sr}}) / (K_{\text{Sr}} \text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu K_{\text{Cs}} \text{УВ}_{\text{Sr}}) + 365 M_{\text{рч}}}. \quad (4.16)$$

Подставляя численные значения параметров, имеем:

при $\mu = 1,5$: $D_{\text{н}} = 0,29$ мЗв/год;

при $\mu = 0,1$: $D_{\text{н}} = 0,26$ мЗв/год.

Заметим, что $D_{\text{н}}$ слабо зависит от μ в силу того, что при данных значениях параметров значение

$$\frac{[M_{\text{в}} / (365 M_{\text{рч}})] (\text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu \text{УВ}_{\text{Sr}})}{K_{\text{Sr}} \text{УВ}_{\text{Cs}} + \mu K_{\text{Cs}} \text{УВ}_{\text{Sr}}} \ll 1.$$

Тогда для оценки дозы для нерпы получаем простую зависимость:

$$D_n \approx 10^{-3} M_{pn} DK^{BO} / M_{pn}, \quad (4.17)$$

которая является неплохой аппроксимацией (4.15) уже при K_{Cs} , K_{Sr} больших 30.

Таким образом, формула (4.17) может быть использована при оценке дозы для нерпы не только в пресных водных объектах, но и в соленых морских водах.

Естественно, что доза 0,3 мЗв/год, которая существенно ниже доз, характеризующих «зону физиологической маскировки» (0,005—0,1 Гр/год или 3в/год), «зону экологической маскировки» (0,1—0,4 Гр/год или 3в/год), «зону поражения сообществ и экосистем» ($\gg$ 0,4 Гр/год или 3в/год), не может представлять какой-либо опасности. Таким образом, для водных экосистем нормирование дозы по гигиеническому принципу (10 мкЗв/год для критической группы населения за счет водопользования) в рамках весьма и весьма консервативных подходов обеспечивает экологическую безопасность, т. е. обеспечивается примат санитарно-гигиенического нормирования над экологическим.

Из (4.17) следует, что при дозовой квоте $DK^{BO} = 1$ мЗв/год, соответствующей консервативной оценке уровня радиационного воздействия для населения⁴, при которой радиационная обстановка может характеризоваться как благополучная, консервативная оценка дозы для нерпы не превысит значения 30 мЗв/год. Сравнение этого значения дозы с пределами дозы для персонала (20 мЗв/год по НРБ-99⁵, а до 2000 г. — 50 мЗв/год по НРБ-76/87) позволяет рассматривать его в качестве обеспечивающего безопасные условия для популяции нерпы, т. е. и в этих условиях соблюдается примат санитарно-гигиенического нормирования над экологическим.

Для комплексного анализа областей и границ применимости различных подходов в радиационной защите в дополнение к гигиеническому и биоцентрическому подходам (по сути при оценках состояния водных экосистем в данной работе анализировался биоцентрический подход) необходимо рассмотреть экоцентрический подход, т. е. оценку системных показателей функционирования экосистемы под влиянием ионизирующего излучения. В этом направлении весьма плодотворными могут оказаться определенные аналогии дозиметрических моделей накопления радионуклидов и радиационного воздействия на организменном уровне, а также эффектов, вызываемых ионизирующим излучением на этом уровне, с моделями накопления радионуклидов и радиационного воздействия на уровне отдельных биотических и абиотических компонентов и «откликов» экосистемы на ра-

⁴ Доза 1 мЗв/год формируется только за счет водопользования, что, вообще говоря, в реальных ситуациях практически невозможно.

⁵ В отдельные годы предел дозы для персонала может составлять 50 мЗв/год.

диацционное воздействие. Определенную сложность представляет необходимость перехода от эквидозиметрических показателей к эккодозиметрическим (в том числе замена относительной биологической эффективности излучения на относительную экологическую эффективность). Однако, по всей видимости, с эоцентрическим подходом к нормированию дело обстоит проще: в соответствии с общебиологическими и экологическими закономерностями радиорезистентность членов ряда «организм — популяция — экосистема» возрастает, следствием чего является примат биоцентрического регулирования над эоцентрическим.

4.5. Определение радиационного качества водного объекта при различных стратегиях водопользования

4.5.1. Модель оценки дозовых нагрузок на население при различных видах водопользования

В результате сброса радиоактивных веществ в водные системы некоторые радиоизотопы могут попасть в организм человека или других живых существ.

Ниже перечислены основные механизмы переноса радиоактивных веществ при загрязнении рек, ручьев, озер и океанов [4.38] («*» — побочный источник облучения; «**» — основной источник облучения).

1. Опасности, связанные с использованием питьевой воды:

1.1) облучение желудочно-кишечного тракта человека **;

1.2) перенос радиоактивных материалов в кровеносную систему и облучение крови *;

1.3) перенос в критический орган, где происходит накопление (печень, почки, кости и щитовидная железа), в зависимости от конкретного радиоэлемента и его химической и физической формы **;

1.4) облучение органов размножения как под действием радиоактивных материалов, проходящих через тело и накапливающихся в тех или иных органах, так и в редких случаях накопления материалов в самих органах размножения **;

1.5) удерживание фильтрующихся радиоактивных материалов в системах очистки воды, приводящее к внешнему облучению;

1.6) удерживание нефилтрующихся материалов в ионообменных системах (например, в смягчителях воды) или в хлопьевидных отложениях в муниципальных органах снабжения водой *;

- 1.7) отложения радиоактивных материалов вместе с накипью, образующейся от кипения жесткой воды;
- 1.8) поглощение пищей, промываемой или приготовляемой с использованием воды.
2. Опасности, возникающие в результате погружения в воду:
 - 2.1) внешнее облучение от окружающей воды во время плавания;
 - 2.2) дополнительное облучение материалами, приставшими к илу, скалам, насыпям, водяным растениям;
 - 2.3) облучение материалами, приставшими к коже или одежде;
 - 2.4) проглатывание воды; эквивалентно случаю 1 *;
 - 2.5) облучения, аналогичные случаям 2.1 и 2.2, в результате использования воды в санитарно-гигиенических целях.
3. Опасности, возникающие при тесном контакте с водой:
 - 3.1) внешнее облучение от рек, озер, водохранилищ;
 - 3.2) внешнее облучение от ила, песка, растительности или отложений соли вблизи берега, на пляжах или отмелях во время отливов;
 - 3.3) внешнее облучение от воды во время катания на лодке, занятий воднолыжным спортом, при ловле рыбы и т. д.;
 - 3.4) расширение п. 3.3 за счет радиоактивных отложений на лодочных каркасах, рыболовной снасти, шлюзах и т. д.;
 - 3.5) вдыхание брызг загрязненной воды;
 - 3.6) отложение под действием брызг на коже и одежде;
 - 3.7) аналогичные ситуации при домашнем употреблении питьевой воды.
4. Опасности, возникающие при использовании воды для ирригации:
 - 4.1) внешнее облучение, обусловленное радиоактивностью воды в каналах или канавах;
 - 4.2) осаждение радиоактивных материалов на поверхностях русла каналов или канав, обнажающихся в отсутствие ирригационной воды;
 - 4.3) захват радиоактивных материалов атмосферным воздухом как по указанным причинам, так и с орошаемой почвы *;
 - 4.4) прямое смачивание открытых поверхностей растения загрязненной водой при надземном орошении;
 - 4.5) непосредственное поглощение радиоактивных материалов из воды корнями растений, а также запаздывающее поглощение, являющееся следствием удержания тех же материалов почвой; и в том, и в другом случаях происходит включение радиоактивных материалов в организм растения; это может привести как к прямому облучению растениями, так и к усвоению радиоактивных материалов человеком или травоядными животными через пищу **;

- 4.6) дальнейший перенос и распространение радиоактивных материалов птицами или насекомыми;
- 4.7) перенос в атмосферу путем сжигания растений;
- 4.8) радиоактивность яиц, молока или мяса травоядных животных и птиц, поступающая через пищу, как указано в п. 4.5 *.
- 5. Опасности, вытекающие из наличия цепочек биологических превращений в пресной воде:
 - 5.1) значительное усвоение радиоактивных материалов как прикрепленными ко дну водорослями, так и планктоном (свободно плавающими организмами) *;
 - 5.2) передача радиоактивных материалов улиткам, личинкам насекомых и т. д. как непосредственно, так и путем, указанным в п. 5.1 *.
 - 5.3) передача более высоким формам жизни включая употребляемых в пищу рыб *;
 - 5.4) потребление человеком рыбы, в организм которой попали радиоактивные вещества **;
 - 5.5) передача водяным растениям *;
 - 5.6) передача водяной птице через водяные растения, насекомых и т. д. *;
 - 5.7) потребление человеком птиц, в организм которых попали радиоактивные вещества *;
 - 5.8) более необычные пути, например поглощение лягушками насекомых, в организм которых попали радиоактивные вещества, а затем употребление человеком в пищу лягушачьих лапок;
 - 5.9) массовое появление однодневных насекомых, в организм которых попали радиоактивные вещества; загрязнение ими жилищ и поглощение их птицами;
 - 5.10) вторичное загрязнение птичьих гнезд через испражнения;
 - 5.11) абсорбция радиоизотопов рыбой икрой;
 - 5.12) постоянный кругооборот изотопов благодаря наличию цепочек биологических превращений, обусловленных умиранием и разложением организмов; в любом из указанных случаев передачи радиоактивных материалов как передающее, так и получающее звено подвергается определенному облучению.

6. Опасности, вытекающие из наличия цепочек биологических превращений в океане ⁶:

6.1) поглощение, аналогичное п. 5.1, но включающее также морские водоросли;

6.2) передача беспозвоночным животным, аналогичная 5.2, но при большей роли моллюсков;

6.3) передача рыбам, птицам и другим животным аналогично описанному в п. 5.3, 5.5, 5.6, 5.10, 5.11 и 5.12;

6.4) поглощение радиоактивных материалов человеком вследствие употребления в пищу морских водорослей, моллюсков, рыб и птиц *.

7. Опасности, связанные с промышленными процессами:

7.1) прямое облучение, эквивалентное случаю 3;

7.2) преимущественная адсорбция радиоактивных материалов на пищевых продуктах в процессе промывания.

8. Опасности, связанные с удалением сточных вод:

8.1) накопление радиоактивных материалов в канализационных трубах, которые будут в дальнейшем требовать обслуживания;

8.2) накопление в шламе и в фильтрующих слоях;

8.3) накопление в бактериях с воздействием на функции последних;

8.4) концентрация и возвращение к сельскохозяйственной сфере через удобрения *.

Для расчетов оценки дозовой нагрузки на население при комплексном использовании водного объекта необходимо формализовать механизмы переноса радионуклидов из водного объекта к человеку, исходя из значимости того или иного способа миграции, а также на основании накопленной на данный момент информации о коэффициентах распределения радиоактивных веществ между различными элементами водной экосистемы. В связи с этим представляется целесообразным редуцировать схему путей облучения человека от радиоактивных отходов в поверхностных слоях воды до следующего вида (см. рис. 4.1):

Внешнее:

- купание (без заглатывания воды);
- рыбная ловля, плавание на лодке;

⁶ Хотя процесс усвоения морскими организмами радиоактивных изотопов аналогичен имеющему место в пресной воде, степень биологической концентрации для каждого радиоактивного элемента может в том и другом случаях существенно различаться. Например, радиоактивный цезий достигает высоких концентраций в организмах пресноводной фауны, но, по-видимому, значительного усвоения этого изотопа из морской воды не происходит.

- пребывание на пляже;
- пребывание на заливных (орошаемых) землях.

Внутреннее:

- потребление питьевой воды;
- потребление рыбы;
- водопой скота (потребление молока, потребление мяса);
- выпас скота на орошаемых пастбищах (потребление молока, потребление мяса);
- поливное земледелие (потребление овощей и фруктов с орошаемых земель);
- ингаляция.

Таким образом, будем рассматривать следующие виды водопользования: хозяйственно-питьевое, сельскохозяйственное, рыбохозяйственное, культурно-бытовое. В пределах каждого вида водопользования выделим цепочки формирования дозовых нагрузок. К хозяйственно-питьевому водопользованию отнесем непосредственное потребление воды (цепочка 1.1). К сельскохозяйственному — использование водоема для водопоя скота с последующим поступлением радиоактивных веществ в мясо и молоко животных (цепочка 2.1); орошение загрязненной водой территорий, используемых для выпаса скота, дальнейшее поступление радионуклидов в мясо и молоко животных (цепочка 2.2); потребление продуктов питания, выращенных на орошаемых территориях (цепочка 2.3). Рыбохозяйственное использование водоема подразумевает только потребление рыбы (цепочка 3.1). К культурно-бытовому использованию отнесем купание (цепочка 4.1); пребывание на пляже (цепочка 4.2); пребывание на заливных и орошаемых территориях (цепочка 4.3); плавание на лодке (цепочка 4.4).

Рассмотрим вопрос определения критических групп населения при различных стратегиях водопользования. В соответствии с НРБ-99 под критической группой понимается группа лиц из населения (не менее десяти человек), однородная по одному или нескольким признакам — полу, возрасту, социальным или профессиональным условиям, месту проживания, рациону питания, которая подвергается наибольшему радиационному воздействию по данному пути облучения от данного источника излучения.

В [4.2] отмечается, что во многих случаях эффективные дозы в популяции оцениваются только для взрослых. Это связано с тем, что для других возрастных групп данные по концентрациям радионуклидов в тканях не всегда полностью доступны. Тем не менее в настоящее время МКРЗ располагает дозовыми коэффициентами, зависящими от возраста. Ниже будут рассчитаны дозовые нагрузки при комплексном водопользовании на младенцев, детей и взрослых (дозовые коэффициенты соответственно для возрастных групп 1—2 лет, 8—12 и более 17 лет).

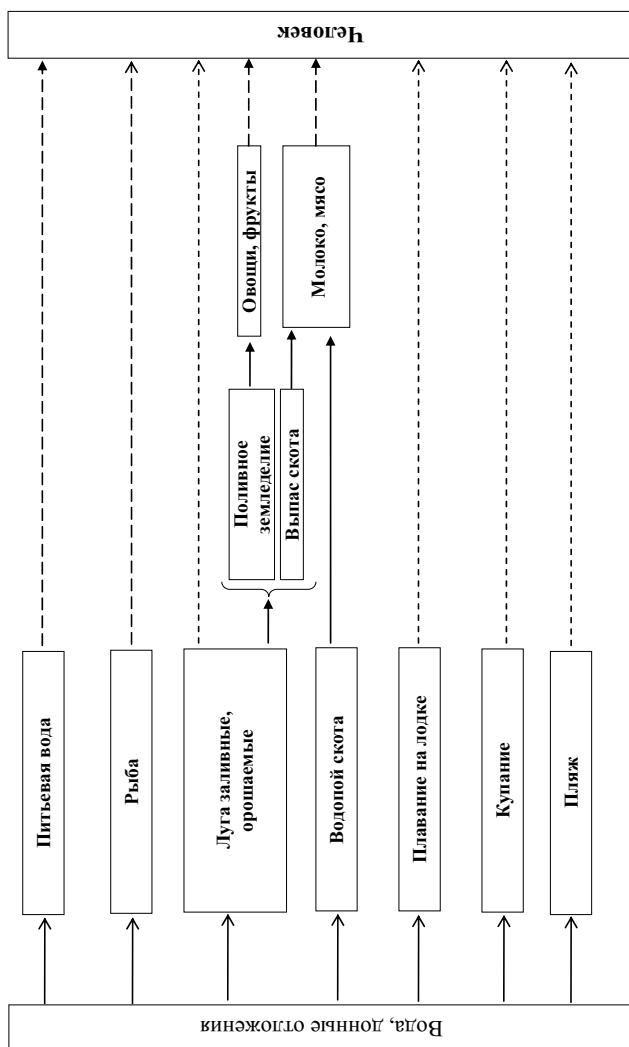


Рис. 4.1. Пути облучения человека при комплексном использовании водного объекта (коротким пунктиром выделены пути облучения, обусловленные пребыванием на объектах, длинным — связанные с потреблением продуктов, содержащих радиоактивные вещества)

Наряду с различием в значениях дозовых коэффициентов для различных групп населения существенным моментом при оценке доз является разная интенсивность годового поступления пищи, воды и воздуха. В отчете НКДАР ООН 1993 г. [4.39] приведены усредненные (по миру) значения потребления продуктов питания и воздуха для различных критических групп. Потребление молока оценивалось как 120 кг/год для младенцев и 110 кг/год для детей. В отношении других пищевых продуктов было сделано допущение, что интенсивные показатели потребления составляют две трети (дети) или треть (младенцы) соответствующих значений для взрослых [4.40]. Вообще говоря, усредненный показатель потребления для всего мира нельзя применять к отдельным лицам (более того, к отдельным лицам в разных регионах), однако в качестве референтных оценок доз их использование вполне оправданно. Суммарные данные по среднему годовому поступлению продуктов питания и воздуха для различных критических групп приведены в табл. 4.7. При расчетах допустимых концентраций радиоактивных веществ в водных объектах конкретных регионов необходимо производить расчеты, опираясь на значения интенсивности потребления продуктов питания, коэффициентов распределения и накопления, измеренные в данном регионе.

4.5.2. Определение допустимой концентрации радиоактивных веществ в воде водного объекта при различных видах водопользования

В общем случае для внешнего облучения допустимая удельная активность радионуклида в воде для j -го варианта водопользования определяется соотношением (список обозначений приведен ниже в приложении II)

$$C_{ijk}^в = \frac{D_{jk}}{\varepsilon_{ijk}^{\text{внеш}} \tau_{jk}}. \quad (4.18)$$

Для внутреннего облучения допустимая удельная активность радиоактивного вещества в воде определяется по соотношению

$$C_{ijk}^в = \frac{D_{jk}}{\varepsilon_{ijk}^{\text{внут}} F_{ijk} M_l}. \quad (4.19)$$

Для расчета допустимой активности радионуклида в воде водного источника при внутреннем облучении необходимо конкретизировать вид коэффициента F_{ijk} . Для этого рассмотрим все цепочки формирования доз внутреннего облучения более подробно.

Непосредственное потребление воды

Простейшим путем поступления радионуклидов в организм в случае пресной воды является непосредственное потребление воды человеком. В принципе необходимо сделать допущение, что происходит какая-то дезактивация воды в результате процессов ее обработки перед употреблением. Поскольку для пресной воды этот эффект мал, он учитываться не будет. В этом случае вычисление дозы требует единственного предположения о поглощенном объеме и дозе на единицу перорального поступления активности рассматриваемого радионуклида. Доза для человека только при питьевом использовании водоема формируется по цепочке «вода — человек» и определяется очевидным соотношением

$$C_{i11}^6 = \frac{D_{11}P}{M_{\text{в}} \varepsilon_{i11}^{\text{внут}}}. \quad (4.20)$$

Потребление сельскохозяйственных продуктов

Наиболее важным путем, по которому радиоактивность может попадать к человеку из водных объектов, является орошение путем разбрызгивания воды при выращивании урожая. Форма модели, используемая для расчетов в этом случае, — та же, что и для любого другого процесса отложения радиоактивности.

В соответствии с формулой (4.19)

$$C_{i21}^{\text{в}} = \frac{D_{21}}{\varepsilon_{i21}^{\text{внут}}} \left(\frac{1}{K_i^{\text{вод-мол}} M_{\text{мол}}} + \frac{1}{K_i^{\text{вод-м}} M_{\text{м}}} \right), \quad (4.21)$$

$$C_{i22}^{\text{в}} = \frac{D_{22}}{\varepsilon_{i22}^{\text{внут}}} \left(\frac{1}{K_i^{\text{вып-мол}} M_{\text{мол}}} + \frac{1}{K_i^{\text{вып-м}} M_{\text{м}}} \right), \quad (4.22)$$

$$C_{i23}^{\text{в}} = \frac{D_{23}}{\varepsilon_{i23}^{\text{внут}} K_i^{\text{ов}} M_{\text{ов}}}. \quad (4.23)$$

Потребление рыбы

Концентрация активности в рыбе и другой водной флоре и фауне рассчитывается на основе предположения, что они находятся в равновесном состоянии с водой. Поэтому отношение концентрации активности на единицу массы в рыбе и других организмах к концентрации активности в воде является константой. Вычисления индивидуальной дозы требуют знания потребляемой массы и дозы на единицу поступления активности с пищей для рассматриваемого радионуклида.

Доза для человека при рыбохозяйственном использовании водоема формируется по двум цепочкам: «вода — рыба — человек» и «донные отложения — рыба — человек».

Для первой цепочки

$$F_{i31} = K_i^{p-b}. \quad (4.24)$$

Для второй цепочки

$$F_{i31} = K_i^{p-d.o.}. \quad (4.25)$$

Таким образом, получаем следующие ограничения на содержание i -го радионуклида:

в воде:

$$C_{i31}^* = \frac{D_{31}}{\varepsilon_{i31}^{внут} M_p K_i^{p-b}}; \quad (4.26)$$

в донных отложениях:

$$C_{i31}^{до**} = \frac{D_{31}}{\varepsilon_{i31}^{внут} M_p K_i^{p-d.o.}}. \quad (4.27)$$

Учитывая, что

$$C_i^{до} = K_i^{b-d.o.} C_i^b, \quad (4.28)$$

окончательно имеем

$$C_{i31}^b = \frac{D_{31}}{\varepsilon_{i31}^{внут} M_p} \left(\frac{1}{K_i^{p-b}} + \frac{1}{K_i^{p-d.o.} K_i^{b-d.o.}} \right). \quad (4.29)$$

Другие пути поступления

Большинство других путей поступления радионуклидов относительно менее важны с точки зрения коллективных доз, однако могут быть важны для индивидуумов. Примером является непосредственно внешнее облучение от загрязненных отложений вдоль береговой линии, для которого решающее значение имеет время пребывания, а также оценка мощности дозы. Аналогичный путь — ингаляционное поступление активности, содержащейся в воздухе, либо за счет частиц из донных отложений, которые были подняты в воздух в результате вторичного пылеобразования на побережье. Так же может быть оценено прямое облучение за счет активности в воде при плавании, катании на лодках и т. д.

Образование концентраций вторично взвешенных веществ с поверхностей после их отложения зависит от многих причин, таких как физические характеристики поверхности, возраст отложения, сила ветра и других возмущений. Реальная взаимосвязь для данного радионуклида между его активностью на единицу объема в воздухе и активностью на единицу поверхности чрезвычайно сложна, и для ее установления существует множество моделей различной степени сложности. Простейшая из них предусматривает использование коэффициента вторичного пылеобразования, определяемого как отношение концентрации вторично взвешенного вещества в воздухе на единицу объема к поверхностной активности на единицу площади. Поскольку ингаляционный путь поступления радионуклидов в организм заведомо не является доминирующим (хотя это относится не ко всем радионуклидам), воспользуемся оценочными положениями, изложенными в [4.1]. Будем считать, что частицы в воздухе и в почве содержат загрязненную примесь в одинаковой пропорции. Тогда, имея сведения о среднем содержании пыли в воздухе и удельной активности поверхностного слоя почвы, можно вывести концентрацию активности на единицу массы или объема воздуха. Основная проблема связана с предположением, что примесь и почва подвергаются вторичному взвешиванию в воздухе в одинаковой степени. Это почти определенно неверно для свежих отложений, и даже для старых отложений требуется применение эмпирических корректирующих коэффициентов. Однако для материала, который равномерно перемешан в поверхностном слое почвы, например, для долгоживущих радионуклидов естественного происхождения, такие проблемы не возникают. Содержание твердых частиц в воздухе принимается равным 50 мкг/м^3 ; это репрезентативная величина содержания пыли в приземном слое воздуха для всего земного шара. Таким образом, зная концентрацию радионуклида в поверхностном слое почвы $C_i^{\text{поч}}$ (Бк/кг), можно легко оценить его концентрацию в атмосфере за счет пылеобразования:

$$C_i^{\text{воз}} = \varphi C_i^{\text{поч}} = \varphi K_i^{\text{в-д}} C_{ijk}^{\text{в}} \quad (4.30)$$

Следовательно, доза за счет ингаляционного поступления при вдыхании пыли

$$D_i^{\text{инг}} = \varphi K_i^{\text{в-д}} V C_{ijk}^{\text{в}} \varepsilon_i^{\text{инг}} \tau_{jk} \quad (4.31)$$

Ингаляционное поступление радиоактивных веществ будет учтено при расчете цепочек 4.2 и 4.3 (см. с. 117).

Для расчета допустимой активности радионуклида в воде водного источника при внешнем облучении можно непосредственно использовать формулу (4.18) с поправкой на дополнительное поступление радионуклидов за счет ингаляции.

⁷ Для случая песчаных грунтов.

Для цепочек 4.2 и 4.3

$$C_{i4k}^{\text{в}} = \frac{D_{4k}}{(\varepsilon_{i4k}^{\text{внеш}} + \varphi K_i^{\text{в-л}} V \varepsilon_i^{\text{инг}}) \tau_{4k}}, \quad (4.32)$$

где $k = 2, 3$.

Для цепочек 4.1 и 4.4

$$C_{i4k}^{\text{в}} = \frac{D_{4k}}{\varepsilon_{i4k}^{\text{внеш}} \tau_{4k}}, \quad (4.33)$$

где $k = 1, 4$.

4.5.3. Определение критических возрастных групп населения для различных цепочек формирования дозовой нагрузки

Существенным моментом является вопрос о выделении квоты предела дозы на население при комплексном водопользовании. В соответствии с НРБ-99 при регламентировании содержания радиоактивных веществ в случае питьевого водопользования уровень монофакторного воздействия (средняя за год удельная активность i -го радионуклида в воде) определяется исходя из того, что при постоянном потреблении воды в объеме 2 кг/сут эффективная доза не должна превышать 0,1 мЗв/год. Поскольку иных требований на ограничение облучения населения при водопользовании нет (за исключением общего ограничения предела дозы техногенного облучения — 1 мЗв в год в среднем за любые пять последовательных лет, но не более 5 мЗв в год), то, исходя из соображений симметрии, выделим квоту в 0,1 мЗв/год на каждую из оставшихся цепочек формирования дозы за счет различных видов водопользования. Таким образом, получим возможность сравнить относительный вклад той или иной цепочки формирования дозы при различных видах водопользования. Далее при определении допустимой концентрации радионуклидов в воде водного источника при комплексном водопользовании также будем исходить из годовой квоты 0,1 мЗв на конкретный водный объект.

В связи с различием значений дозовых коэффициентов для случаев внутреннего и ингаляционного поступления радионуклидов, а также интенсивности потребления продуктов питания и воздуха для различных возрастных групп населения различаться будут и соответствующие дозовые нагрузки. Следовательно, при одной и той же квоте от предела дозы для конкретного пути поступления радионуклида в результате водопользования максимально возможная концентрация радиоактивных веществ, соответствующая этой допустимой дозе, также будет зависеть от того, какая группа населения использует водный объект. Для дальнейшей классификации

водных сред по уровню содержания в них радиоактивных веществ необходимо для каждого пути поступления радионуклидов определить соответствующую критическую возрастную группу населения. Как уже указывалось, будем рассматривать возрастные категории младенцев (№ 1), детей (№ 2) и взрослых (№ 3). Кроме того, учтем, что при расчете поступления радионуклидов в организм взрослого человека в результате потребления рыбы, а также плавания на лодке соответствующие значения интенсивности потребления рыбы и относительного времени пребывания на лодке необходимо брать для рыбаков, поскольку именно они, очевидно, получают наибольшую дозу облучения по сравнению с остальным взрослым населением региона при одинаковой концентрации радионуклидов в воде водного объекта. В табл. 4.4 представлены допустимые концентрации радиоактивных веществ для различных групп населения и разных путей формирования дозовой нагрузки. При расчете использовались данные, взятые из [4.41] и приведенные в табл. 4.3—4.7 приложения 1. Заметим еще раз, что эти данные носят во многом оценочный характер. Вообще же различные показатели использования водного объекта устанавливаются на основе изучения рассматриваемого региона.

При комплексном использовании водного объекта допустимая активность присутствующего в водной среде радионуклида должна определяться из следующего очевидного условия: суммарная (по всем путям воздействия) доза для лиц из критической группы населения (определенной отдельно для каждого пути поступления радиоактивных веществ) равна квоте предела дозы (т. е. части предела дозы, установленной для ограничения облучения населения от конкретного техногенного источника излучения и/или пути облучения), выделенной для данного предприятия.

Пусть квота предела дозы на комплексное водопользование D равна 0,1 мЗв/год. Тогда, суммируя дозовые нагрузки, получаемые по описанным выше путям поступления радиоактивных веществ в организм — см. (4.20)—(4.23), (4.29), (4.32), (4.33), — и вынося за скобки искомую концентрацию i -го радионуклида в воде водного объекта, имеем

$$C_i^B = \frac{D}{\alpha_i}, \quad (4.34)$$

где

$$\alpha_i = \frac{M_v \varepsilon_{i11}^{\text{внут}}}{\rho} + \left(\frac{1}{K_i^{\text{вод-мол}} M_{\text{мол}}} + \frac{1}{K_i^{\text{вод-м}} M_{\text{м}}} \right) +$$

$$+ \left(\frac{\varepsilon_{i22}^{\text{внут}}}{K_i^{\text{вып-мол}} M_{\text{мол}}} + \frac{1}{K_i^{\text{вып-м}} M_{\text{м}}} \right) + \left(\frac{\varepsilon_{i31}^{\text{внут}} M_p}{K_i^{\text{р-в}} + \frac{1}{K_i^{\text{р-до}} K_i^{\text{в-л}}}} \right) +$$

$$+ \varepsilon_{i23}^{\text{внут}} K_i^{\text{ов}} M_{\text{ов}} + \sum_{k=2,3} \left[(\varepsilon_{i4k}^{\text{внеш}} + \varphi K_i^{\text{в-л}} V \varepsilon_i^{\text{инг}}) \tau_{4k} \right] + \sum_{k=1,4} \left[\varepsilon_{i4k}^{\text{внеш}} \tau_{4k} \right]. \quad (4.35)$$

Таблица 4.4. Концентрация радионуклида в воде референтного водного объекта для различных групп населения при различных вариантах водопользования, Бк/кг

Нуклид	Младенцы	Дети	Взрослые
<i>Потребление воды</i>			
⁹⁰ Sr	9,1	5,0	5,0
¹³⁷ Cs	5,6·10 ¹	2,9·10 ¹	1,1·10 ¹
²³⁹ Pu	1,6	1,1	5,6·10 ⁻¹
<i>Водопой скота</i>			
⁹⁰ Sr	2,2·10 ³	1,3·10 ³	2,2·10 ³
¹³⁷ Cs	1,9·10 ³	1,1·10 ³	5,9·10 ²
²³⁹ Pu	2,8·10 ⁴	3,2·10 ⁴	3,3·10 ⁴
<i>Выпас скота на орошаемых территориях</i>			
⁹⁰ Sr	5,4·10 ²	3,3·10 ²	5,5·10 ²
¹³⁷ Cs	5,8·10 ²	3,1·10 ²	1,8·10 ²
²³⁹ Pu	8,0·10 ³	9,2·10 ³	9,4·10 ³
<i>Потребление овощей с орошаемых территорий</i>			
⁹⁰ Sr	1,0·10 ¹	6,2	8,9
¹³⁷ Cs	2,5·10 ²	1,5·10 ²	7,5·10 ¹
²³⁹ Pu	9,9·10 ²	7,7·10 ²	5,6·10 ²
<i>Потребление рыбы</i>			
⁹⁰ Sr	9,6·10 ¹	5,8·10 ¹	2,8·10 ¹ *
¹³⁷ Cs	1,9	1,1	1,9·10 ⁻¹ *
²³⁹ Pu	9,2·10 ¹	7,2·10 ¹	1,7·10 ¹ *
<i>Купание</i>			
⁹⁰ Sr	2,8·10 ⁴	2,8·10 ⁴	2,8·10 ⁴
¹³⁷ Cs	3,2·10 ³	3,2·10 ³	3,2·10 ³
²³⁹ Pu	2,7·10 ⁷	2,7·10 ⁷	2,7·10 ⁷

Продолжение табл. 4.4

Нуклид	Младенцы	Дети	Взрослые
<i>Пребывание на пляже</i>			
⁹⁰ Sr	$4,4 \cdot 10^1$	$3,4 \cdot 10^1$	$3,1 \cdot 10^1$
¹³⁷ Cs	$8,0 \cdot 10^1$	$5,7 \cdot 10^1$	$3,7 \cdot 10^1$
²³⁹ Pu	$6,2 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$
<i>Пребывание на заливных и орошаемых территориях</i>			
⁹⁰ Sr	$2,1 \cdot 10^1$	$1,6 \cdot 10^1$	$1,5 \cdot 10^1$
¹³⁷ Cs	$3,8 \cdot 10^1$	$2,7 \cdot 10^1$	$1,8 \cdot 10^1$
²³⁹ Pu	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$
<i>Плавание на лодке</i>			
⁹⁰ Sr	Ограничений нет		
¹³⁷ Cs	$3,2 \cdot 10^3$	$3,2 \cdot 10^3$	$3,6 \cdot 10^2$ *
²³⁹ Pu	Ограничений нет		

* Для рыбаков.

Примечание. Полужирным шрифтом выделены значения удельной активности воды, в соответствии с которыми устанавливаются критические группы населения.

Еще раз отметим, что дозовые коэффициенты и коэффициенты интенсивности потребления продуктов питания и воздуха в (4.35) должны браться для соответствующей критической группы населения, определенной в табл. 4.1.

В табл. 4.5 приведены величины допустимых концентраций стронция-90, цезия-137 и плутония-239, рассчитанных по формулам (4.20)—(4.23), (4.29), (4.32)—(4.35) для различных путей поступления радиоактивных веществ в организм человека (в том числе при комплексном использовании водоема). Как уже отмечалось, наблюдается заметное расхождение между допустимой концентрацией радиоактивных веществ, определенной только для случая хозяйственно-питьевого использования водного объекта, и допустимой концентрацией радионуклидов при комплексном водопользовании. Это необходимо учесть в дальнейшем при разработке проекта методики классификации водных сред и водных объектов в регионах действующих АЭС по уровню содержания радиоактивных веществ.

Таблица 4.5. Ограничения на содержание радионуклидов в воде водного объекта (Бк/кг)
при различных видах водопользования

Нуклид	Хозяйствен- но-питьевое водопользо- вание	Сельскохозяйственное водопользование			Рыбохозяйст- венное водо- пользование	Культурно-бытовое водопользование				Комплексное использова- ние водного объекта
		Водопой скота	Выпас скота на орошаемых терри- ториях	Потребление овощей с орошаемых территорий		Купание	Пребыва- ние на пляже	Пребыва- ние на заливных и оро- шаемых землях	Плава- ние на лодке	
⁹⁰ Sr ¹³⁷ Cs ²³⁹ Pu	5,0	1,3·10 ³	3,3·10 ²	6,2	2,8·10 ¹	2,8·10 ⁴	3,1·10 ¹	1,5·10 ¹	—	2,0
	1,1·10 ¹	5,9·10 ²	1,8·10 ²	7,5·10 ¹	1,9·10 ⁻¹	3,2·10 ³	3,7·10 ¹	1,8·10 ¹	3,6·10 ²	1,8·10 ⁻¹
	5,6·10 ⁻¹	2,8·10 ⁴	9,2·10 ³	5,6·10 ²	1,7·10 ¹	2,7·10 ⁷	2,2·10 ⁻³	1,1·10 ⁻³	—	7,3·10 ⁻⁴

4.5.4. Приложение 1

Таблица 4.6. Значения различных коэффициентов распределения и накопления, используемых при расчете допустимой концентрации радиоактивных веществ в водных объектах при комплексном водопользовании

Нук- лид	K_i^{P-B} , м ³ /кг	K_i^{P-DO} , кг/кг	K_i^{B-DO} *, м ³ /кг	$K_i^{вып-м}$, м ³ /кг	$K_i^{вып-мол}$, м ³ /кг	$K_i^{вод-м}$, м ³ /кг	$K_i^{вод-мол}$, м ³ /кг	$K_i^{ов}$, м ³ /кг
⁹⁰ Sr	0,06	$3,0 \cdot 10^{-3}$	1,0	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$
¹³⁷ Cs	1,00	0,6	15,0	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-4}$	$9,0 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$
²³⁹ Pu	0,03	$3,5 \cdot 10^{-5}$	15,0	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$5,3 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$

* Для случая илистых грунтов.

Таблица 4.7. Дозовые коэффициенты для случая поступления радионуклидов с водой, пищей и вдыхаемым воздухом, мЗв/Бк

Нуклид	$\epsilon_{i11}^{внут}; \epsilon_{i2k}^{внут} (k = 1, 2, 3); \epsilon_{i31}^{внут}$			$\epsilon_i^{инг}$		
	Младенцы	Дети	Взрослые	Младенцы	Дети	Взрослые
⁹⁰ Sr	$7,3 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$2,8 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$
¹³⁷ Cs	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$
²³⁹ Pu	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$7,7 \cdot 10^{-2}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$

Таблица 4.8. Дозовые коэффициенты для случая внешнего облучения, мЗв·м³/Бк·год

Нуклид	$\epsilon_{i41}^{внеш}$	$\epsilon_{i42}^{внеш}$	$\epsilon_{i43}^{внеш}$	$\epsilon_{i44}^{внеш}$
⁹⁰ Sr	$3,2 \cdot 10^{-7}$	—	—	—
¹³⁷ Cs	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$
²³⁹ Pu	$3,4 \cdot 10^{-10}$	—	—	—

Таблица 4.9. Время, затрачиваемое на отдельные виды водопользования (в долях года)

Вид водопользования	Рыбаки	Прочее население
Купание (τ_{41})	0,011	0,011
Пребывание на пляже (τ_{42})	0,022	0,022
Пребывание на заливных и орошаемых землях (τ_{43})	0,022	0,046
Плавание на лодке (τ_{44})	0,200	0,022

Таблица 4.10. Референтные значения годового поступления воздуха,
пищи и воды

Поступление	Младенцы (1 год)	Дети (10 лет)	Взрослые
<i>Скорость легочной вентиляции воздуха ($\text{м}^3/\text{год}$)</i>			
Воздух	1900	5200	8100
<i>Интенсивный показатель потребления пищи ($\text{кг}/\text{год}$)</i>			
Молочные продукты	120	110	105
Мясные продукты	15	35	50/17
Листовые овощи	20	40	60
Рыбные продукты	5	10	15/45
Вода	150	350	730

4.5.5. Приложение 2

Список обозначений:

- D_{jk} — квота предела дозы j -го вида водопользования в k -й цепочке облучения, мЗв/год;
- $C_{ijk}^в$ — концентрация в воде i -го радионуклида, соответствующая регламентированному значению D_{jk} , Бк/ м^3 ;
- C_i^n — концентрация i -го радионуклида в n -м компоненте экосистемы: n — воздух (воз), донные отложения (до), рыба (р), молоко (мол), мясо (м), овощи (ов), Бк/кг;
- $\varepsilon_{ijk}^{\text{внешн}}$ — дозовый коэффициент внешнего облучения от i -го радионуклида в j -м варианте водопользования, в k -й цепочке облучения, мЗв· м^3 /Бк·год (см. табл. 4.8);
- $\varepsilon_{ijk}^{\text{внут}}$ — дозовый коэффициент внутреннего облучения от i -го радионуклида в j -м варианте водопользования, в k -й цепочке облучения, мЗв/Бк (см. табл. 4.7);
- $\varepsilon_i^{\text{инг}}$ — дозовый коэффициент внутреннего облучения от i -го радионуклида при ингаляционном поступлении, мЗв/Бк (см. табл. 4.7);
- τ_{jk} — время внешнего облучения для j -го вида водопользования в k -й цепочке облучения (в долях года) (см. табл. 4.9);
- F_{ijk} — коэффициент перехода i -го радионуклида по пищевым цепям в j -м варианте водопользования в k -й цепочке облучения, $\text{м}^3/\text{кг}$;

- K_i^{p-w} — коэффициент накопления i -го радионуклида в рыбе при его поступлении из воды, м³/кг;
- K_i^{p-do} — коэффициент накопления i -го радионуклида в рыбе при его поступлении из донных отложений, кг/кг;
- K_i^{w-do} — коэффициент распределения i -го радионуклида между водной массой и донными отложениями, м³/кг;
- $K_i^{вып-м}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в мясо при выпасе скота на заливных (орошаемых) территориях, м³/кг;
- $K_i^{вып-мол}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в молоко при выпасе скота на заливных (орошаемых территориях), м³/кг;
- $K_i^{вод-м}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в мясо при водопое скота, м³/кг;
- $K_i^{вод-мол}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в молоко при водопое скота, м³/кг;
- $K_i^{ов}$ — коэффициент перехода i -го радионуклида в овощи при поливном земледелии, м³/кг;
- M_l — темп потребления человеком l -го пищевого продукта: l — вода (в), рыба (р), молоко (мол), мясо (м), овощи (ов), кг/год (см. табл. 4.10);
- ϕ — коэффициент вторичного пылеобразования, кг/м³ (в соответствии с данными НКДАР ООН принимается равным $50 \cdot 10^{-3}$);
- V — годовой объем вдыхаемого воздуха, м³/год;
- ρ — плотность воды, кг/м³ (принимается равной 10^3).

Литература

- 4.1. Источники и эффекты ионизирующего излучения: Отчет НКДАР ООН-1982. — Т. 1 / United Nations. — New York, 1982. — 124 с.
- 4.2. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН-2000. — Т. 1: Источники (ч. 1) / Пер. с англ.; Под ред. акад. РАМН Л. А. Ильина и проф. С. П. Ярмоненко. — М.: РАДЭКОН, 2002. — 77 с.
- 4.3. Report of the Task Group on Referens Man / Intern. Commission on Radiation Protection. — Oxford: Pergamon Press, 1975. — (ICRP Publication; 23).
- 4.4. Методические указания по методам контроля. МУК 2.6.1.717-98 «Радиационный контроль. Стронций-90 и цезий-137. Пищевые продукты. Отбор проб, анализ и гигиеническая оценка».

- 4.5. Санитарные правила и нормы СанПиН 2.3.2.560-96 «Гигиенические требования к качеству и безопасности продовольственного сырья и пищевых продуктов».
- 4.6. Казаков С. В. Управление радиационным состоянием водоемов-охладителей АЭС. — Киев: Техника, 1995. — С. 10.
- 4.7. Вовк П. С., Зарубін О. Л., Кленус В. Г. і співавт. Радіаційне забруднення біотичних компонентів водяних екосистем // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. — 1996. — 1 (6). — С. 50—55.
- 4.8. Кузьменко М. И., Паньков И. В., Волкова Е. Н., Широкая З. О. Содержание стронция-90 и цезия-137 в гидробионтах Волги, Дуная и Днепра // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29. — № 5. — С. 53—60.
- 4.9. Рябов И. Н. Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-км зоны контроля аварии на ЧАЭС // Радиобиология. — 1992. — Т. 32. — Вып. 5. — С. 662—667.
- 4.10. Воробьев Е. И., Ильин Л. А., Книжников В. А., Алексахин Р. М. Актуальные проблемы радиационной экологии и гигиены в ядерной энергетике // Атом. энергия. — 1977. — Т. 43. — Вып. 5. — С. 374—396.
- 4.11. Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохемиология. — М.: Энергоатомиздат, 1986.
- 4.12. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов. — Свердловск, 1963. — 78 с. — (Тр. АН СССР. Урал. фил. Ин-т биологии; Вып. 30).
- 4.13. Крышев И. И., Сазыкина Т. Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986, — 240 с.
- 4.14. Казаков С. В., Вовк П. С., Фильчагов Л. П. Радиоэкологическое состояние пруда-охладителя ЧАЭС // Проблеми Чорнобильської зони відчуження. — Київ: Наук. думка, 1994. — Вип. 1. — С. 129—138.
- 4.15. Давыдчук В. С., Зарудная Р. Ф., Михели С. В. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. — Киев: Наук. думка, 1994. — 112 с.
- 4.16. Пристер Б. С., Лоцилов Н. А., Немец О. Ф., Поярков В. А. Основы сельскохозяйственной радиологии. — Киев: Урожай, 1991. — 470 с.
- 4.17. Щеглов А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. — М.: Наука, 1999. — 268 с.
- 4.18. Государственный доклад «О состоянии окружающей природной среды Российской Федерации в 1999 году». Раздел 7. Радиационная обстановка / Гос. ком. Российской Федерации по охране окружающей среды // <http://www.ecocom.ru/Gosdoklad99/Title.htm>.
- 4.19. Марей А. Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. — М.: Атомиздат, 1976. — 227 с.

- 4.20. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека / А. Н. Марей, Р. М. Бархударов, В. А. Книжников и др.; Под ред. А. Н. Марей. — М.: Атомиздат, 1980. — 327 с.
- 4.21. Гусев Д. И., Павловский О. А. Основные положения методики расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 7. — М.: Энергоиздат, 1982. — С. 157—164.
- 4.22. Егоров Ю. А., Казаков С. В. Прогнозирование допустимого сброса радионуклидов в водоемы-охладители АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 10. — М.: Энергоиздат, 1986. — С. 108—118.
- 4.23. Караушев А. В. Теория и методы расчета речных наносов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 350 с.
- 4.24. Методика определения допустимых сбросов радиоактивных веществ в водоемы-охладители АЭС. РД. МУ-652.83. ГКИАЭ. — М., 1983. — 52 с.
- 4.25. Система стандартизации Госкомгидромета. Инструкция. Методика определения мутности воды РД 52.08.104-86 / Разр. ГГИ; Введ. с 1986 г.
- 4.26. Войцехович О. В., Лаптев Г. В., Канивцев В. В. і ін. Радіаційне забруднення водних об'єктів зони відчуження ЧАЕС // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. 1996. — 1 (6). — С. 37—44.
- 4.27. Романенко В. Д., Кузьменко М. И., Евтушенко Н. Ю. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев: Наук. думка, 1992. — 196 с.
- 4.28. Белицкий А. С., Гусев Д. И., Степанова В. Д. Гигиенические и экологические проблемы безопасного обращения с отходами АЭС, АТЭЦ и санитарная охрана водоемов-охладителей // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 7. — М.: Энергоиздат, 1982. — С. 172—177.
- 4.29. Комплексный доклад «О состоянии окружающей среды ЗАТО г. Озерска» // <http://www.ozersk.ru/city/ecology/2000>.
- 4.30. Современное состояние и пути решения проблем Теченского каскада водоемов / В. И. Садовников, Ю. В. Глаголенко, Е. Г. Дрожко, Ю. Г. Мокров, П. М. Стукалов // Вопр. радиац. безопасности. — 2002. — № 1. — С. 3—14.
- 4.31. Руководство по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения части территории РСФСР, Украинской ССР и Белорусской ССР на период 1988—1990. — М., 1988.
- 4.32. http://www.glossary.ru/cgi-bin/gl_find.cgi.
- 4.33. Polikarpov G. G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionising radiation in the environment / RADOС 96-97, Norwich/Lowestoft, 8-11 April, 1997 // Radiation Protection Dosimetry. — 1998. — 75. — P. 181—185.

- 4.34. Polikarpov G. G. The future of radioecology: in partnership with chemoeccology and eco-ethics // J. of Environmental Radioactivity. — 2001. — 53. — P. 5—8.
- 4.35. Поликарпов Г. Г. Перспективы развития радиохемоекологии в XXI веке (45-летие морской радиоэкологии в ИнБЮМ НАН Украины) // Экология моря. — 2001. — Вып. 57. — С. 4—12.
- 4.36. Принципы обращения с радиоактивными отходами / МАГАТЭ. — Вена, 1996. — (STI/PUB/989. 8). — (Safety Series, No III-F).
- 4.37. Бия Е. А., Казаков С. В., Линге И. И. Разработка экологических подходов к нормированию радиационного воздействия на водные экосистемы / Ин-т проблем безопас. развития атом. энергетики РАН. — М., 2003. — С. 11. — (Препринт № IBRAE-2003-16).
- 4.38. Нормы МАГАТЭ по безопасности. Серия 10. Удаление радиоактивных отходов в пресные воды. — Вена, 1963. — 113 с.
- 4.39. Sources and Effects of Ionizing Radiation / United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations sales publication E.94.IX.2. United Nations, New York, 1993.
- 4.40. Underlying data for derived emergency reference levels: Post-Chernobyl action / J. Sinnaeve and G. Gerber, eds.; Commission of the European Communities. — [S. l.], 1991. — (EUR 12553).
- 4.41. Методические указания по установлению допустимых сбросов радионуклидов в поверхностные водные объекты. — М., 2002.

Раздел 5. Математическое моделирование процессов миграции радионуклидов в водных экосистемах

Математические модели — необходимый инструмент для оценки гидрологического переноса и всего жизненного цикла радионуклида в водной среде. Они должны включать адекватное описание основных процессов переноса и перераспределения радионуклидов в гидросфере, на основе чего нормируются допустимые сбросы радионуклидов.

Основой математического моделирования переноса радионуклидов в пространственно неоднородных средах (воде, взвесьях, гидробионтах, донных отложениях) часто является использование камерных моделей, создаваемых путем разбиения рассматриваемого фазового пространства системы на квазиоднородные компоненты с включением процессов взаимодействия между ними. В результате процессы миграции радионуклидов реализуются в виде системы обыкновенных дифференциальных уравнений, описывающих перенос радионуклидов с водой, взвесьями, поступление их в донные отложения и гидробионты, перенос из донных отложений в воду, перенос между гидробионтами разных трофических уровней и т. д. с оценкой их последующего воздействия на население.

5.1. Поступление радиоактивных веществ в водные объекты и распределение радионуклидов по основным компонентам водных экосистем

Обеспечение безопасной радиационной обстановки при сбросе радионуклидов в любую водную экосистему, используемую в качестве водоема-охладителя (В-О) АЭС, определяется величиной допустимого сброса (ДС) радионуклидов.

Концептуальная модель. Создание единой унифицированной методики расчета ДС радионуклидов для В-О всех типов (речных систем, прибрежных участков морей, озер, водохранилищ) практически невозможно в силу специфичности поведения радионуклидов в водоемах перечисленных типов.

Хотя принципиальная структура методики расчета ДС едина (рис. 5.1) и включает в себя анализ путей поступления радиоактивных веществ в В-О, расчет переноса и накопления радионуклидов основными компонентами

экосистемы, нормирование содержания радионуклидов в этих компонентах, поступление в организм человека и формирование допустимых нагрузок для населения, тем не менее особенности гидрологических, гидрохимических и гидробиологических режимов В-О различных типов сильно сказываются на поведении (миграции и накоплении) радионуклидов в компонентах экосистемы водоема того или иного типа и по существу определяют его. По-видимому, целесообразна и оправдана разработка методики расчета ДС отдельно для каждого типа В-О АЭС.

Одним из центральных моментов при разработке методики расчета ДС является модель миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы В-О. Эта модель одновременно должна использоваться для кратко- и долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки в В-О, формируемой под воздействием реальных или прогнозируемых поступлений радиоактивных веществ из АЭС.

Модель миграции радионуклидов в В-О лежит в основе системы управления радиационным состоянием водной экосистемы посредством управления радиационной обстановкой на самой АЭС как источнике поступления радиоактивных веществ в окружающую среду. Нормирование поступлений радионуклидов в В-О АЭС — один из возможных методов управления радиационной обстановкой, но не единственный [5.1; 5.2].

Миграция и накопление радионуклидов в компонентах экосистемы водоемов — сложный процесс, на который оказывают влияние многие факторы: температура воды, гидродинамика и гидрология водоема, химический состав воды, физико-химические свойства и состав донных отложений, гидробиологический режим и пр. Поэтому при разработке модели миграции и накопления радионуклидов в В-О АЭС, а следовательно, и при разработке методики расчета ДС и при разработке модели управления радиационным состоянием системы АЭС — В-О объективным образом возникает необходимость в привлечении к рассматриваемым вопросам методов системного анализа. Их использование дает возможность проанализировать и формализовать процессы, приводящие к накоплению радионуклидов в компонентах экосистемы В-О и формирующие транспортирование радиоактивных веществ; выделить основные компоненты экосистемы, которые должны быть включены в модель в соответствии с субъективно заложенной в нее целью; производить редуцирование модели и оптимальным образом привлекать экспериментальные данные, необходимые для параметризации модели.

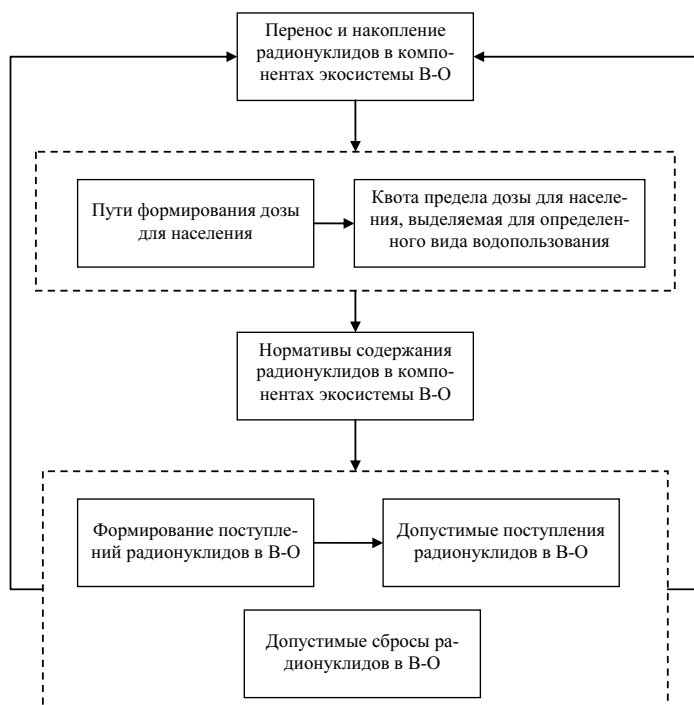


Рис. 5.1. Структура методики расчета ДС

Разработанная модель миграции и накопления радиоактивных веществ в В-О АЭС, относящихся к типу непроточных или слабопроточных, естественных или искусственных водохранилищ¹, параметризована на основе информации, получаемой в ходе радиационно-экологического мониторинга. Такая модель может быть использована для текущей оценки радиационной обстановки в В-О при нормальной эксплуатации АЭС и при возникновении аварий для краткосрочных и долгосрочных прогнозов этой обстановки. На базе этой модели могут быть развиты методики расчета ДС и основ управления поступлениями радиоактивных веществ в В-О АЭС.

Экспериментальные исследования по оценке параметров переноса радионуклидов в водных экосистемах проводились на В-О атомных электростанций (Курской, Чернобыльской, Смоленской и Игналинской АЭС). На В-О Чернобыльской АЭС работы проводились как в период нормальной эксплуатации (1977—1985 гг.), так и после аварии на четвертом блоке 26 апреля 1986 г.

¹ Далее везде речь идет о В-О АЭС, относящихся к указанному типу водоемов.

В ходе натурных исследований были получены экспериментальные данные о содержании и распределении радионуклидов в компонентах экосистем В-О АЭС; разработаны методы оценки и прогноза накопления радионуклидов в абиотических компонентах экосистем, а также методы нормирования поступлений радионуклидов в В-О АЭС.

Результаты работ использовались для оценок и прогнозов радиационной обстановки в В-О Чернобыльской и Игналинской АЭС, при разработке комплексных программ проведения исследований в рамках радиационно-экологического мониторинга состояния водоемов-охладителей Чернобыльской, Смоленской и Игналинской АЭС, при подготовке рекомендаций по определению ДС для В-О Игналинской АЭС и определения ДС в В-О Чернобыльской АЭС; при подготовке отраслевых методических указаний «Методика определения допустимых сбросов радиоактивных веществ в водоемы-охладители» (их разработка велась с целью удовлетворения требований СП АС-88), для оценки и прогноза влияния аварии на четвертом энергоблоке Чернобыльской АЭС на В-О и Киевское водохранилище, а также при вводе в послеварийный период мощностей первого и второго энергоблоков Чернобыльской АЭС.

При разработке модели распространения радиоактивных веществ в экосистеме В-О АЭС независимо от того, должна она отвечать требованиям санитарно-гигиенического нормирования или требованиям нормирования по экологическим показателям, возникает принципиальный вопрос об уровне моделирования процессов переноса и накопления радионуклидов, т. е. каким образом расчленить экосистему В-О на отдельные подсистемы (камеры), как выбрать эти подсистемы и учесть в модели связи между ними, чтобы модель, адекватно отражая реальные процессы миграции радионуклидов, удовлетворяла поставленным задачам.

Можно утверждать, что построения камерной модели миграции и накопления радионуклидов на популяционном уровне вполне достаточно для того, чтобы корректно описать поведение радионуклидов в экосистеме В-О. При построении модели на этом уровне можно учесть как санитарно-гигиенические, так и экологические принципы нормирования воздействия АЭС на В-О. Дело в том, что своеобразной единицей экологического масштабирования в экосистеме (квантом экосистемы) является популяция (вид) гидробионтов, составляющих экосистему В-О. В рамках популяционной модели несложно ввести нормирование радиационного воздействия АЭС по экологическим показателям [5.3; 5.4].

В то же время эта модель может быть использована при санитарно-гигиеническом подходе к нормированию ввиду того, что экологический подход, учитывающий человека как объект окружающей среды (т. е. по сути биосферный), является более общим и включает в себя подход санитарно-гигиенический [5.5—5.7].

5.2. Выбор структуры и обоснование референтных компонентов модели

5.2.1. Трехкамерная структура модели «вода — гидробионты — донные отложения»

В общем виде схема поступления радионуклидов в водоем-охладитель АЭС и миграции радионуклидов между основными компонентами биосферы представлена на рис. 5.2.

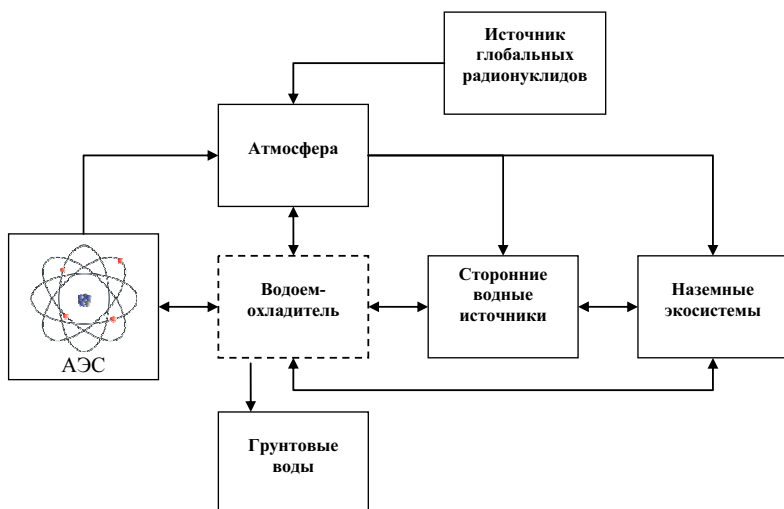


Рис. 5.2. Обобщенная камерная схема поступления радионуклидов в водоем-охладитель АЭС и миграции радионуклидов между основными компонентами биосферы

Используя балансовые отношения для описания динамики накопления радиоактивных веществ в отдельных камерах, входящих в состав камерной математической модели, процесс накопления радионуклидов в компонентах экосистемы В-0 в общем случае можно представить в виде системы уравнений

$$\frac{dA_{ij}(t)}{dt} = \sum_{l=1}^K g_{lij}(t) - \sum_{n=1}^M g_{nij}(t) + f_{ij}(t) - p_{ij}(t), \quad (5.1)$$

где $A_{ij}(t)$ — накопленная к моменту времени t активность j -го радионуклида в i -м компоненте экосистемы В-0; g_{lij} (или g_{nij}) — обменный поток активности j -го радионуклида между l -м и i -м компонентами (или между n -м

и i -м компонентами); $f_{ij}(t)$ — внешние поступления активности j -го радионуклида в i -й компонент; $p_{ij}(t)$ — внешние потери (стоки) активности j -го радионуклида (в том числе и естественный радиоактивный распад); K — число компонентов экосистемы В-О, вносящих радионуклиды в i -й компонент; M — число компонентов экосистемы В-О, в которые вносятся радионуклиды от i -го компонента.

Система уравнений (5.1), дополненная начальными условиями, служит для прогноза радиационной обстановки в экосистеме В-О. Она же может быть использована для экологического нормирования радиационного воздействия АЭС на В-О, а также для управления радиационно-экологической обстановкой в системе АЭС — В-О [5.8; 5.9]. Анализ и определение структуры отдельных членов системы (5.1), нахождение численных значений параметров при описании этих членов — одна из основных задач экспериментальных исследований, проводившихся на В-О Игналинской АЭС в рамках радиационно-экологического мониторинга. В ходе этих работ получена необходимая информация для модели миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы В-О, базирующейся на схеме, приведенной на рис. 5.2, что позволило использовать модель при нормировании радиационного воздействия АЭС по санитарно-гигиеническим критериям и для целей управления радиационным состоянием В-О.

При санитарно-гигиеническом подходе модель процессов миграции и накопления радионуклидов в экосистеме В-О строится в рамках общих уравнений типа (5.1), но в более простом виде [5.1—5.4; 5.9; 5.10]. Упрощения модели должны проводиться с учетом сохранения тех компонентов экосистемы, которые участвуют в формировании дозовой нагрузки на население и отражают принципиальную картину миграции радионуклидов. Таковыми являются [5.1; 5.2]:

- вода В-О (компонент экосистемы В-О, в который поступают радионуклиды от внешних источников; один из компонентов, обеспечивающих «сток» радионуклидов за счет контакта воды со сторонними водными системами; компонент, входящий во многие цепочки формирования дозы для населения: питьевое водоснабжение, орошение, купание, водопой скота и т. д.);
- гидробионты (компонент экосистемы В-О, активно участвующий в круговороте веществ, обеспечивающий биологическую дезактивацию воды В-О; компонент, отдельные составляющие которого входят в ряд цепочек формирования дозы на население при потреблении рыбы, перспективно — использование водорослей для откорма скота, использование для производства белков мяса моллюсков, биомассы водной растительности);
- донные отложения (место депонирования радионуклидов; в цепочки формирования дозы этот компонент входит опосредованно).

Такая трехкомпонентная модель, обеспеченная имеющейся экспериментальной базой, может быть приложена к санитарно-гигиеническому нормированию радиационного воздействия АЭС на В-О, так как она дает связь между накопленной активностью в тех компонентах экосистемы В-О, которые участвуют в формировании дозы для населения, и поступлениями радионуклидов в В-О со стороны АЭС.

Предложенная трехкамерная модель водной экосистемы с указанием основных взаимосвязей между компонентами приведена на рис. 5.3.

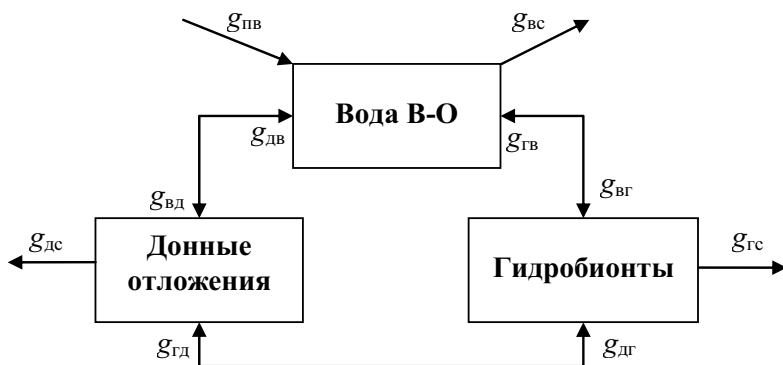


Рис. 5.3. Схема миграции и накопления радионуклидов в основных компонентах трехкамерной модели экосистемы В-О (функциональные связи в виде g описаны ниже)

Использование трехкамерной модели не есть результат чисто волевых усилий, предпринимаемых для упрощения модели, оно естественным образом основывается на общих закономерностях миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы В-О. Для подтверждения этого сформулируем основные положения (постулаты), в которых реализуются эти общие закономерности поведения радионуклидов в В-О ². Данные положения или являются обобщениями экспериментальных фактов, или вполне очевидны.

1. Процесс перераспределения поступивших в воду В-О радионуклидов по абиотическим и биотическим компонентам экосистемы и связь компонентов экосистемы В-О со сторонними объектами биосферы определяется действующими гидрологическими и биогеохимическими факторами.

² Методология постулирования исходных положений имеет много общего с хорошо известным в математике аксиоматическим методом, хотя применение этого метода в естественных науках всегда ограничено в силу того, что в них в любых аксиомах присутствует больший элемент приближительности, чем в математике.

2. В любой момент времени содержание радионуклидов в биокомпонентах В-О много меньше, чем в абиотических составляющих.

3. Содержание радионуклидов в биотических компонентах экосистемы В-О является производной величиной от содержания радионуклидов в абиотических компонентах, т. е. удельная активность любого радионуклида в биоте может быть рассчитана через удельные активности этого радионуклида в абиотических компонентах.

Из постулата 1 следует, что в модели миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы В-О должна быть отражена роль гидробионтов, которые в значительной степени определяют интенсивность круговорота веществ внутри экосистемы В-О. Согласно этому же постулату при составлении баланса между поступившими в В-О радионуклидами и радионуклидами, накопившимися во всех компонентах В-О, должны быть учтены гидрологические факторы, определяющие унос радионуклидов из В-О и помимо этого влияющие на обмен радионуклидов внутри самой экосистемы В-О.

На основании постулата 3 задается структура выражений для расчета накопления радионуклидов в биокомпонентах и может быть определена роль гидробионтов в обмене радионуклидами между абиотическими компонентами В-О.

Применительно к предложенной модели уравнение (5.1), описывающее динамику накопления радионуклидов³ в экосистеме В-О, принимает вид

$$\begin{aligned}\frac{dA_{\text{в}}(t)}{dt} &= g_{\text{пв}} - g_{\text{вг}} - g_{\text{вд}} - g_{\text{вс}} - g'_{\text{вд}} + g'_{\text{дв}} - g''_{\text{вд}} + g''_{\text{дв}} - \lambda A_{\text{в}}(t), \\ \frac{dA_{\text{г}}(t)}{dt} &= g_{\text{вг}} + g_{\text{дг}} - g_{\text{гд}} - g_{\text{гс}} - \lambda A_{\text{г}}(t), \\ \frac{dA_{\text{д}}(t)}{dt} &= g_{\text{вд}} + g_{\text{гд}} - g_{\text{дг}} - g_{\text{дс}} + g'_{\text{вд}} - g'_{\text{дв}} + g''_{\text{вд}} - g''_{\text{дв}} - \lambda A_{\text{д}}(t),\end{aligned}\tag{5.2}$$

где λ — постоянная распада радионуклида, $g_{\text{пв}}$ — внешние поступления радионуклидов в воду В-О (источник); $g_{\text{вс}}$, $g_{\text{гс}}$, $g_{\text{дс}}$ — необратимые потери (стоки) радионуклидов из водного, биотического и донного резервуаров соответственно; $g_{\text{вг}}$ — потребление радионуклидов гидробионтами из воды; $g_{\text{гд}}$ — поступление радионуклидов из биотического резервуара на дно В-О за счет отмирания части гидробионтов и их прижизненных выделений;

³ Эти уравнения описывают поведение в экосистеме В-О любого радионуклида, поэтому в дальнейшем индекс радионуклида — индекс «j» в формуле (5.1) — там, где это не вызовет разночтений, в целях упрощения будет опускаться.

$g_{\text{дг}}$ — потребление радионуклидов гидробионтами из донных отложений;
 $g_{\text{вд}}$ — поступление радионуклидов из воды на дно за счет осаждения минеральных взвесей и фильтрации; $g'_{\text{вд}}$ — поступление радионуклидов из воды на дно за счет сорбции растворенной фракции радионуклидов донными отложениями; $g'_{\text{дв}}$ — поступление радионуклидов из донных отложений в воду за счет их десорбции со дна; $g''_{\text{вд}}$ — осаждение взмученной фракции донных отложений из воды на дно В-0; $g''_{\text{дв}}$ — поступление радионуклидов со дна в воду при взмучивании донных отложений.

Начальные условия для системы (5.2):

$$A_{\text{в}}(0) = A_{\text{в0}}, \quad A_{\text{г}}(0) = A_{\text{г0}}, \quad A_{\text{д}}(0) = A_{\text{д0}}.$$

Рассмотрим, что представляют собой слагаемые в правой части (5.2), и проанализируем поведение этой системы, используя иерархию временных масштабов [5.11] процессов, определяющих миграцию и накопление радионуклидов в экосистеме В-0.

Во-первых, В-0 будем рассматривать как систему с идеальным перемешиванием [5.12; 5.13], что является вполне приемлемым приближением для небольших водохранилищ с развитым режимом конвективного обмена водных масс [5.14]. Тем самым

$$A_{\text{в}}(t) = C_{\text{в}}(t)M_{\text{в}}(t), \quad (5.3)$$

где $C_{\text{в}}(t)$ — удельная активность данного радионуклида в воде В-0; $M_{\text{в}}(t)$ — объем воды в В-0.

Во-вторых, накопленную активность радионуклидов в биотическом резервуаре будем определять через средние значения удельной активности гидробионтов $C_{\text{г}}(t)$:

$$A_{\text{г}}(t) = C_{\text{г}}(t)M_{\text{г}}(t), \quad (5.4)$$

$$C_{\text{г}}(t) = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} C_{\text{г}i}(t)M_{\text{г}i}(t)}{\sum_{i=1}^{i=n} M_{\text{г}i}(t)}, \quad (5.5)$$

$$M_{\text{г}}(t) = \sum_{i=1}^{i=n} M_{\text{г}i}(t), \quad (5.6)$$

где $C_{\text{г}i}$ и $M_{\text{г}i}$ — удельная активность и масса i -го ($i = 1, \dots, n$) вида гидробионта; $M_{\text{г}}(t)$ — масса всех гидробионтов в воде В-0.

Величина $g_{\text{пв}}$ определяет динамику поступления радионуклидов в воду В-0 как со стороны глобальных источников загрязнения биосферы, так и в результате жидких сбросов АЭС.

Величины $g_{\text{вг}}$ и $g_{\text{дг}}$ могут быть записаны в виде

$$g_{\text{вг}} = \alpha_{\text{вг}} A_{\text{в}} M_{\text{г}}; \quad g_{\text{дг}} = \alpha_{\text{дг}} A_{\text{д}} M_{\text{г}}, \quad (5.7)$$

где $\alpha_{\text{вг}}$ и $\alpha_{\text{дг}}$ — коэффициенты пропорциональности.

Поток

$$g_{\text{вг}} = \left(\frac{\varepsilon_{\text{в}} V}{H} + \frac{G_{\text{ф}}}{M_{\text{г}}} \right) A_{\text{в}}, \quad (5.8)$$

где $\varepsilon_{\text{в}}$ — доля (относительная единица) активности данного радионуклида, находящегося в воде В-0, которая присутствует на взвешенных частицах; V — средняя гранулометрическая крупность взвесей; H — средняя глубина В-0; $G_{\text{ф}}$ — расход воды на фильтрацию в дно.

Величина $g_{\text{вг}} = \alpha_{\text{гд}} A_{\text{г}}$, где $\alpha_{\text{гд}}$ — коэффициент, характеризующий скорость поступления радионуклида от гидробионтов на дно В-0.

Потоки, учитывающие сторонний сток радионуклидов из компонентов экосистемы В-0, имеют вид

$$\begin{aligned} g_{\text{вс}} &= (G_{\text{ст}} + \xi_{\text{вп}} G_{\text{исп}}) C_{\text{в}}, \\ g_{\text{лс}} &= G_{\text{ф}} \xi_{\text{вф}} G_{\text{в}}, \\ g_{\text{гс}} &= \beta_{\text{г}} A_{\text{г}}, \end{aligned} \quad (5.9)$$

где $G_{\text{ст}}$ — расход воды из В-0 на поверхностный сток; $G_{\text{исп}}$ — расход воды на испарение из В-0; $\xi_{\text{вп}}$ — коэффициент распределения активности данного радионуклида в системе вода — пар [5.15]; $\xi_{\text{вф}}$ — коэффициент распределения активности данного радионуклида в системе «вода — фильтр» при фильтрации воды через донный грунт В-0; $\beta_{\text{г}}$ — коэффициент, учитывающий активность в гидробионтах, уносимую с поверхностным стоком воды.

Рассматривая поведение системы, задаваемой уравнениями (5.2)—(5.9) на временных интервалах порядка нескольких лет, вместо $M_{\text{г}}(t)$ используем среднегодовое значение биомассы гидробионтов $M_{\text{г}}$, считая при этом, что масса гидробионтов в В-0 — величина постоянная.

Учитывая, что время жизни основной массы гидробионтов невелико, аккумуляция радионуклидов гидробионтами происходит (в зависимости от вида гидробионта) за время от нескольких десятков минут до нескольких

суток [5.16—5.18] и, используя постулат 2, делаем вывод, что основное количество данного радионуклида переносится из воды В-О в донные отложения транзитом [5.3].

Потоки переноса активности из воды в донные отложения и обратно при выбранном масштабе времени можно рассматривать как «быстрые компоненты» [5.14; 5.19], т. е. считать, что

$$g'_{\text{вд}} = g'_{\text{дв}}, \quad g''_{\text{вд}} = g''_{\text{дв}}. \quad (5.10)$$

С учетом сделанных замечаний система уравнений (5.2), дополненная выражениями (5.3)—(5.10), приводится к следующему виду:

$$\frac{d\tilde{A}_{\text{в}}}{dt} = g_{\text{пв}} - \Lambda \tilde{A}_{\text{в}}, \quad \frac{d\tilde{A}_{\text{д}}}{dt} = \omega A_{\text{в}} - \lambda \tilde{A}_{\text{д}}, \quad (5.11)$$

$$\Lambda = \alpha_{\text{вг}} M_{\text{г}} + \frac{\varepsilon_{\text{в}} V}{H} + \lambda + \frac{(G_{\text{ф}} + G_{\text{ст}} + \xi_{\text{вп}} G_{\text{исп}})}{M_{\text{г}}}, \quad (5.12)$$

$$\omega = \alpha_{\text{вг}} M_{\text{г}} + \frac{\varepsilon_{\text{в}} V}{H} + \frac{(1 - \xi_{\text{вф}}) G_{\text{ф}}}{M_{\text{г}}}. \quad (5.13)$$

Динамика накопления активности данного радионуклида в воде $A_{\text{в}}(t)$ и в донных отложениях $A_{\text{д}}(t)$ В-О связана с решением системы (5.11) следующими соотношениями:

$$A_{\text{в}}(t) = \tilde{A}_{\text{в}}(t) + \Delta_1 - \Delta_2, \quad (5.14)$$

$$A_{\text{д}}(t) = \tilde{A}_{\text{д}}(t) + \Delta_1 - \Delta_2, \quad (5.15)$$

где Δ_1 — член, учитывающий перенос радионуклидов из донных отложений в воду за счет десорбции; Δ_2 — член, учитывающий поступление радионуклидов из донных отложений в воду В-О при взмучивании донных наносов.

В явном виде изменения во времени удельной активности (концентрации) радионуклида в воде В-О $C_{\text{в}}(t)$ и в его донных отложениях $C_{\text{д}}(t)$ определяются выражениями

$$C_{\text{в}}(t) = \tilde{C}_{\text{в}}(t) + \tilde{C}_{\text{д}}(t) + \frac{\left(K_{\text{в}} + K_{\text{д}} + \frac{M_{\text{в}}}{M_{\text{д}}} \right)}{\left(K_{\text{д}} + \frac{M_{\text{в}}}{M_{\text{д}}} \right) \left(K_{\text{в}} + \frac{M_{\text{в}}}{M_{\text{д}}} \right)}, \quad (5.16)$$

$$C_d(t) = \frac{\tilde{C}_d(t) K_b K_d}{\left(K_d + \frac{M_b}{M_d}\right) \left(K_b + \frac{M_b}{M_d}\right)}, \quad (5.17)$$

$$\tilde{C}_b(t) = \frac{e^{-\Lambda t}}{M_b} \left(\int_0^t g_{пв}(\theta) e^{\Lambda \theta} d\theta + C_{b0} M_b \right), \quad (5.18)$$

$$\tilde{C}_d(t) = \frac{e^{\lambda t}}{M_d} \left[\int_0^t w e^{(\lambda - \Lambda)\theta} \left(\int_0^\theta g_{пв}(T) e^{\Lambda T} dT + C_{b0} M_b \right) d\theta + C_{d0} M_d \right], \quad (5.19)$$

где C_{b0} и C_{d0} — начальные значения концентраций радионуклида в воде и донных отложениях соответственно; K_d — коэффициент распределения активности радионуклида в системе «взвесь — вода»; K_b — коэффициент, учитывающий переход радионуклидов из донных отложений в воду при взмучивании частиц донных отложений, на которых сорбированы радионуклиды турбулентными пульсациями, развивающимися в толще водяных масс⁴; M_d — масса донных отложений, содержащая радионуклиды.

Основная доля радионуклидов, содержащихся в донных отложениях, приходится на слой толщиной 10—15 см [5.6; 5.20—5.22]. При равномерном распределении радионуклидов в этом слое $M_d = S\rho h$, где S — площадь дна, занятая донными отложениями; ρ — плотность донных отложений; h — толщина слоя, в котором содержатся радионуклиды. При экспоненциальном распределении радионуклидов по толщине слоя донных отложений для расчетов M_d можно взять слой, содержащий заданный процент от общего запаса радионуклидов в донных отложениях (обычно выбирают слой, содержащий 90—99% активности радионуклидов).

Обратим внимание, что в выражения (5.12) и (5.13) входит общий параметр

$$\lambda_{оч} = \alpha_{вг} M_r + \frac{\varepsilon_b V}{H}, \quad (5.20)$$

который назовем параметром самоочищения воды В-О от данного радионуклида (сокращенно — параметр самоочищения). Он определяет темп переноса радионуклидов из воды в донные отложения и является системной характеристикой В-О, в которой в явной и неявной форме присутствуют и учитываются факторы, определяющие гидрохимический, гидробиологический

⁴ Метод определения значений коэффициента K_b дан ранее.

и гидрологический режим экосистемы В-О (наличие в воде взвешенных веществ, биологическая продуктивность В-О, гранулометрический состав взвесей, состав гидроценоза, рН, способность гидробионтов накапливать радионуклиды и т. д.).

Формулы (5.12)—(5.19) задают динамику изменения концентраций радионуклидов в воде и донных отложениях В-О. Для использования этих формул в прогнозных целях или в задачах нормирования необходимо параметризовать выражения (5.12)—(5.19), т. е. определить численные значения коэффициентов и параметров, входящих в них.

Вид функции $g_{пв}(t)$, определяющей динамику поступления радиоактивных веществ в В-О, либо находится путем экстраполяции экспериментальных данных (в задачах прогноза), либо считается известным (в задачах нормирования).

Значения коэффициента K_v при различных режимах ветроволновых нагрузок на В-О могут быть найдены путем теоретического рассмотрения процесса взмучивания и взвешивания частиц донных отложений [5.23].

Значения K_d могут быть определены путем обработки экспериментальных данных или же исходя из природоохранных и санитарно-гигиенических целей разработки модели миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы В-О. В качестве числовых значений K_d можно взять рекомендованные НКДАР или полученные на основе обширных экспериментальных исследований на В-О Чернобыльской и Игналинской АЭС (табл. 5.1).

Таблица 5.1. Значения коэффициента K_d , м³/кг

Радионуклид	[5.24]	[5.25]
⁵⁴ Mn	10	11
⁵⁸ Co	30	32
⁶⁰ Co	30	32
⁶⁵ Zn	1	1,4
⁸⁹ Sr	2	2,4
⁹⁰ Sr	2	2,4
¹⁰⁶ Ru	40	37
¹¹⁰ Ag	0,2	0,24
¹²⁵ Sb	0,3	0,27
¹³¹ I	0,2	0,24
¹³⁴ Cs	30	27
¹³⁷ Cs	30	27
¹⁴⁴ Ce	30	37

Значения таких величин, как $G_{ф}$, $G_{ст}$, $G_{исп}$, M_v , ρ , s , обычно можно найти в техническом проекте АЭС или же их следует определить при проведении

предпусковых исследований по снятию нулевого фона. На этапе снятия нулевого фона ⁵ определяются также значения величин $C_{в0}$ и $C_{д0}$. Значение величины h составляет 0,10—0,15 м.

Для радионуклидов ПД и ПК значения коэффициентов $\xi_{вн}$ и $\xi_{вд}$ могут быть приняты равными нулю [5.15; 5.26] без существенной потери в точности модели. Для трития значения этих коэффициентов могут быть приняты равными единице.

Методы определения значений особо важной в предлагаемой модели величины — параметра самоочищения — рассмотрены ниже.

5.2.2. Популяционная структура модели

Исходя из концепции популяционной модели в экосистеме В-О, определяем:

- виды гидробионтов, составляющие гидроценоз В-О;
- структуру трофических взаимодействий между популяциями;
- взаимодействия биотических компонентов с абиотическими;
- взаимодействия экосистемы В-О с внешними составляющими биосферы.

Общий подход к этим вопросам заключается в выделении в экосистеме В-О функционально однородных групп гидробионтов, принципиально описывающих структуру трофических взаимодействий [5.27]: автотрофы (продуценты), гетеротрофы (консументы ⁶), сапрофиты (деструкторы).

Эти группы биоты, взаимодействуя с абиотическими компонентами В-О, другими компонентами биосферы и потребляя энергию извне (солнечную энергию, притоки биогенных элементов в экосистему В-О), определяют общую структуру экосистемы В-О и ее функционирование (см. рис. 5.3). Для построения популяционной модели применительно к каждому конкретному В-О необходимо детализировать компоненты, входящие в каждую группу, до уровня отдельных популяций.

Параметризовать популяционную модель миграции и накопления радионуклидов крайне сложно, так как имеется ряд трудностей принципиального характера. Например, экспериментально определить содержание радионуклидов во всех популяциях гидроценоза В-О практически невозможно ввиду того, что в ряде случаев невозможно разделить виды некоторых сообществ организмов (колонии фитопланктона, микрозообентос, зоопланктон) или невозможно собрать для анализов пробу требуемого (по условиям представительности анализов) объема (например, микробио-

⁵ Снятие нулевого фона — обязательные исследования, которые проводятся в соответствии с требованиями СП АС-03.

⁶ Гетеротрофы можно подразделить на растительноядные (консументы первого порядка), плотоядные (консументы второго порядка) и далее по трофической цепи до консументов n -го порядка).

планктона). В то же время модель, построенная на популяционном уровне, может быть избыточна в том смысле, что по ней наверняка можно определить накопление радионуклидов во всех звеньях экосистемы В-О, а следовательно, в принципе можно определить радиационное воздействие на любую популяцию гидробионтов, хотя, быть может, для описания экологических изменений в В-О достаточно было бы более укрупненного «интегрального» рассмотрения процессов транспорта и накопления радионуклидов в компонентах В-О с выделением в экосистеме наиболее радиочувствительных компонентов.

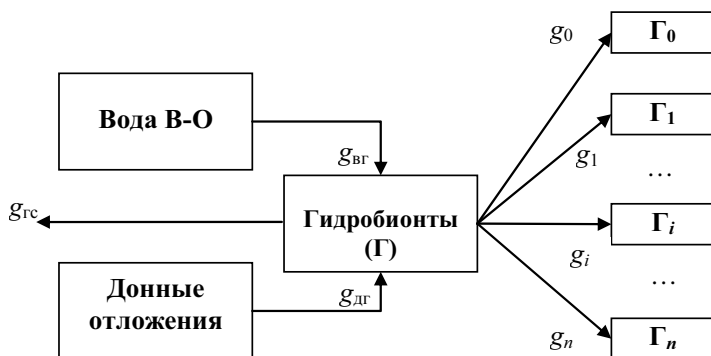


Рис. 5.4. Схема накопления радионуклидов в гидробионтах В-О:
 $\Gamma_0, \Gamma_1, \dots, \Gamma_i, \dots, \Gamma_n$ — популяции гидробионтов, связанные трофическими отношениями с популяцией гидробионтов Γ ;
 $g_{вг}$ — поступление радионуклидов из воды в гидробионты Γ ;
 $g_{гс}$ — поток выведения радионуклидов из популяции гидробионтов Γ ;
 $g_0, g_1, \dots, g_i, g_n$ — потоки радионуклидов из популяции гидробионтов Γ в популяции $\Gamma_0, \Gamma_1, \dots, \Gamma_i, \dots, \Gamma_n$ соответственно

Популяционную модель следует редуцировать и укрупнить с учетом реальных экспериментальных возможностей, сохраняя в редуцированной модели реальную структуру трофических взаимодействий, присущих экосистеме В-О, и «критические» популяции гидробионтов. Редуцирование популяционной модели можно произвести естественным образом, если «расчленить» экосистему В-О не просто на популяции, но и выделить в экосистеме совокупности близких в функциональном отношении видов. При редуцировании следует учитывать [5.3]:

- доминантные гильдии и виды, так как они определяют структуру гидроценоза, а кроме того, их вклад в процессы миграции и накопления радионуклидов в звеньях экосистемы В-О может быть наиболее значим;

- популяции или гильдии организмов, являющихся аккумуляторами радиоактивных веществ, которые, как и доминанты, могут вносить существенный вклад в перераспределение радионуклидов в экосистеме В-О;
- реликтовые виды как наименее устойчивые к изменению внешних условий и внешних воздействий (в том числе и радиационных), а кроме того, некоторые реликтовые формы водной гидрофлоры и гидрофауны могут законодательно находиться под охраной.

Учитывая эти правила, можно предложить показанную на рис. 5.4 схему миграции и накопления радионуклидов в экосистеме В-О [5.3].

Эта же схема может быть использована для организации на В-О действующих и проектируемых АЭС радиационно-экологического мониторинга. Так, при организации исследований на озере Друкшай как в период снятия нулевого фона, так и после ввода Ингалинской АЭС в эксплуатацию нами совместно с институтами Академии наук Литовской ССР была использована именно схема, изображенная на рис. 5.4.

5.3. Самоочищение воды водоемов от радионуклидов

Параметр самоочищения, определяющий темп переноса радионуклидов из воды в донные отложения, является системной характеристикой В-О, характеризующей гидрохимический, гидробиологический и гидрологический режим экосистемы В-О.

Значения параметров самоочищения для различных радионуклидов могут быть найдены из решения уравнений (5.16)—(5.20) относительно $\lambda_{оч}$, если известны динамика поступления этих радионуклидов в В-О и динамика накопления радионуклидов в воде или донных отложениях. При этом следует иметь в виду, что экспериментальные данные о поступлениях радиоактивных веществ в В-О не обладают высокой точностью и достоверностью. Это обусловлено объективными причинами: низкая удельная активность радионуклидов в сбросных водах АЭС, для представительного определения которой требуются специальные методы пробоотбора и высокочувствительная измерительная аппаратура (штатные приборы дозиметрического контроля практически всегда показывают, что удельная активность сбросных вод ниже порога их чувствительности), из-за чего лабораторные методы анализа содержания радионуклидов в сбросных водах сложны и трудоемки, следствием чего является фрагментарность исследований по определению полного нуклидного состава сбросных вод АЭС. Кроме того, точно выявить и учесть роль других (помимо сбросов жидких отходов АЭС) источников поступления радиоактивных веществ с АЭС в В-О тоже очень сложно и трудоемко.

Данные, характеризующие содержание радионуклидов в воде и донных отложениях В-О, также изменяются в значительном диапазоне, что связано как с естественными факторами, определяющими разброс экспериментальных результатов, так и с погрешностями определения ультрамалой активности.

Поэтому решение уравнений (5.16)—(5.20) относительно $\lambda_{оч}$ «в лоб» (что, кстати, требует применения численных методов) — не оптимальный способ нахождения значений параметров самоочищения, так как вариации исходных данных могут полностью свести на нет усилия, приложенные для точного решения этих уравнений.

Для нахождения значений $\lambda_{оч}$ целесообразно применять приближенные методы, базирующиеся на конкретной экспериментальной информации. Заметим, что при наличии постоянного поступления радионуклидов в В-О вкладом вторичного загрязнения (загрязнение воды радионуклидами за счет перехода радионуклидов из донных отложений в воду) в удельную активность воды В-О можно пренебречь, так как этот вклад не превышает 10% (в редких случаях достигает 20%).

Такое приближение справедливо в начальный период эксплуатации АЭС, когда поступления радионуклидов из АЭС в В-О максимальны, а накопления радиоактивных веществ в донных отложениях сравнительно невелики. Используя эти предположения и экспериментальную информацию о динамике удельной активности радионуклидов в сбросном канале АЭС и в воде В-О, построим процедуру вычислений $\lambda_{оч}$.

Уравнение изменения во времени удельной активности воды В-О для любого радионуклида можно записать в виде

$$\frac{dC_{\text{в}}(t)}{dt} = \frac{G_{\text{сб}}}{M_{\text{в}}} C_{\text{ак}}(t) + g_{\text{гл}}(t) - (\Lambda + C_{\text{сб}} / M_{\text{в}}) C_{\text{в}}(t) \quad (5.21)$$

с начальным условием $C_{\text{в}}(t = t_0) = G(t_0)$.

В выражении (5.21) $G_{\text{сб}}$ — расход воды по сбросному каналу АЭС; $g_{\text{гл}}$ — поступление радионуклидов глобального происхождения; Λ определяется выражением (5.12); t_0 — момент ввода АЭС в эксплуатацию.

В уравнении (5.21) не учтены поступления радионуклидов в В-О за счет аэрозольного выброса АЭС, так как в начальный период эксплуатации станции этот источник вносит существенно меньший вклад в общее поступление радионуклидов в В-О по сравнению с поступлениями радиоактивных веществ с жидкими отходами АЭС.

Решение уравнения (5.21) имеет вид

$$C_B(t) = \left\{ \int_0^t \frac{G_{сб}}{M_B} C_{вк}(\theta) + g_{гл}(\theta) d\theta + C_\Phi(t_0) \right\} e^{-(\Lambda + C_{сб}/M_B)(t-t_0)}. \quad (5.22)$$

Входящие в (5.22) концентрации радионуклида $C_{вк}$ и $C_\Phi(t)$ соответствуют его концентрации в воде сбросного канала АЭС и фоновой концентрации радионуклида в воде В-0.

Формирование фонового загрязнения воды В-0 описывается уравнением

$$\frac{dC_\Phi(t)}{dt} = g_{гл}(t) - \Lambda C_\Phi(t). \quad (5.23)$$

Считая фоновое загрязнение воды В-0 сформированным к моменту пуска АЭС, на основе асимптотического решения уравнения (5.22) получаем

$$C_\Phi(t) = \frac{g_{гл}}{\Lambda}. \quad (5.24)$$

Если $C_{вк}(t) = C_{вк}$, т. е. динамика удельной активности радионуклида в воде сбросного канала задается стационарной, то

$$C_B(t) = \frac{G_{сб}/M_B + g_{гл}}{G_{сб}/M_B + \Lambda} \left[1 - e^{-(\Lambda + C_{сб}/M_B)(t-t_0)} \right] + C_\Phi(t_0) e^{-(\Lambda + C_{сб}/M_B)(t-t_0)}. \quad (5.25)$$

Рассматривая поведение функции $C_B(t)$ на асимптотике (при $t \rightarrow \infty$) и учитывая выражение (5.24), получаем формулу

$$\Lambda = \frac{G_{сб}}{M_B} = \frac{C_{вк} - C_B}{C_B - C_\Phi(t_0)}, \quad (5.26)$$

в которой $C_B = C_B(t)_{t \rightarrow \infty}$.

Статистические распределения удельной активности воды сбросного канала и воды В-0 Чернобыльской АЭС хорошо аппроксимируются логарифмически нормальным законом:

$$C_{вк} = 300_{-180}^{+520} \text{ Бк/м}^3 = 8_{-5}^{+14} \text{ Ки/л};$$

$$C_B = 180_{-180}^{+260} \text{ Бк/м}^3 = 5_{-4}^{+7} \text{ Ки/л}.$$

Статистически достоверно (по критерию Вилкоксона) с уровнем значимости 5% выявляется различие в значениях общей удельной β -активности

воды сбросного канала и воды В-О Чернобыльской АЭС. Подставляя полученные значения $C_{\text{вх}}$ и $C_{\text{в}}$ в выражение (5.26), учитывая, что для Чернобыльской АЭС $G_{\text{сб}} \approx 70 \text{ м}^3/\text{с}$ ⁷; $v = 6\text{—}10^7 \text{ м}^3$ (до 1981 г.) и что $C_{\text{ф}}(t_0) = 110 \text{ Бк/м}^3$ (3 Ки/л)⁸, получаем $\Lambda = 0,15 \text{ сут}^{-1}$ (интервал изменения значения Λ — 0,05—0,5 сут^{-1}).

Для В-О Чернобыльской АЭС $G_{\text{ф}}/V = 0,62 \text{ год}^{-1}$ ($1,7 \cdot 10^{-3} \text{ сут}^{-1}$), т. е. $\Lambda = \lambda$ для долгоживущих радионуклидов.

Период полуочищения воды В-О Чернобыльской АЭС ($T_{1/2\text{оч}} = 0,693/\lambda_{\text{оч}}$) по общей β -активности равен 5 сут (интервал изменения $T_{1/2\text{оч}}$ равен 1,4—14 сут).

При определении $\lambda_{\text{оч}}$ для ^{137}Cs нами была применена непосредственно формула (5.20). При этом были проанализированы по экспериментальным данным все пути поступления ^{137}Cs в В-О Чернобыльской АЭС: сбросы дебалансных вод, техническая охлаждающая вода, воды хозяйственно-фекальной канализации, подпитка В-О водой реки Припять, выпадения из атмосферы. Расчет значения Λ для ^{137}Cs проводили по формуле [5.26]:

$$\Lambda = \frac{n^{-1}(t-t_0) \sum_{i=0}^{n-1} Q_i - C_{\text{в}}(t) - C_{\text{в}}(t_0)}{M_{\text{в}}(t-t_0)C_{\text{в}}(t_0)}, \quad (5.27)$$

где Q_i — суммарное поступление ^{137}Cs по всем путям в В-О в i -й интервал времени; $(t-t_0)$ — время наблюдения за поведением ^{137}Cs в воде В-О и в поступлениях; n — число элементарных интервалов, на которые разбит интервал $(t-t_0)$ (длительность элементарного интервала была взята равной одному месяцу). Оцененное по формуле (5.27) значение Λ для ^{137}Cs равно 0,02—0,1 сут^{-1} (период полуочищения воды В-О Чернобыльской АЭС для ^{137}Cs — 7—35 сут).

В [5.26] при построении модели взаимосвязи АЭС и В-О получено, что Λ для В-О Чернобыльской АЭС для ^{60}Co равна 0,035 сут^{-1} ($T_{1/2\text{оч}}$ — 20 сут). Значение Λ для ^{60}Co получено путем подгонки одного из выходов модели (удельной активности ^{60}Co в воде В-О) к экспериментальным данным.

Учитывая полученные из формул (5.16)—(5.19) значения $\lambda_{\text{оч}}$ (по общей β -активности, по ^{137}Cs , по ^{60}Co они во много раз превышает скорость естественного радиоактивного распада), предполагая, что $dC_{\text{в}}(t)/dt = 0$, находим

⁷ На охлаждение теплообменных установок одного блока АЭС мощностью 1000 МВт (эл.) расходуется 50 $\text{м}^3/\text{с}$ воды. На рассматриваемом временном интервале Чернобыльская АЭС в течение года работала с одним энергоблоком РБМК-1000 и в течение двух-трех лет — с двумя, что определяется коэффициентом использования мощности для реактора типа РБМК.

⁸ Удельная общая β -активность реки Припять.

выражение для определения значений $\lambda_{\text{оч}}$ по наблюдениям за содержанием радионуклидов в воде В-О и в донных отложениях:

$$\lambda_{\text{оч}} = \frac{\lambda M_d [C_d(t) - C_d(t_0)e^{-\lambda(t-t_0)}]}{M_b C_b(t) [1 - e^{-\lambda(t-t_0)}]} - \frac{G_{\text{ф}}}{M} (1 - \xi_{\text{вф}}). \quad (5.28)$$

При определении значений $\lambda_{\text{оч}}$ для ^{90}Sr для В-О ЧАЭС используем данные, полученные службой внешней дозиметрии Чернобыльской АЭС. По наблюдениям 1980—1981 гг. удельная активность ^{90}Sr в воде и донных отложениях В-О Чернобыльской АЭС в среднем составляла 15 Бк/м³ ($4,2 \cdot 10^{-13}$ Ки/л) и 2,5 Бк/кг ($6,8 \cdot 10^{-11}$ Ки/кг) соответственно. Отсюда по формуле (5.28) получаем, что $\lambda_{\text{оч}}$ для ^{90}Sr равна $0,45 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 1,6$ года). Если учесть, что методическая погрешность в определении ^{90}Sr составляет 100—200%, интервал изменения значений $\lambda_{\text{оч}}$ по ^{90}Sr для В-О Чернобыльской АЭС составит $0,13—1,5 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 0,53—5,4$ года).

Рассчитанные значения параметров самоочищения воды В-О Чернобыльской АЭС приведены в табл. 5.2.

Таблица 5.2. Значения параметров самоочищения и периодов полуочищения воды В-О Чернобыльской АЭС

Нуклид	Параметр самоочищения, сут ⁻¹ (год ⁻¹)	Разброс значений, сут ⁻¹ (год ⁻¹)	Период полуочищения $T_{1/2\text{оч}}$ сут (год)	Разброс значений $T_{1/2\text{оч}}$ сут/год
^{54}Mn	0,7 (260)	0,4—1,0 (150—350)	1,0 ($2,8 \cdot 10^{-3}$)	0,7—1,7 / (2,0—4,7) 10^{-3}
^{60}Co	0,35 (130)	0,2—0,6 (70—220)	2,0 ($5,6 \cdot 10^{-3}$)	1,2—3,5 / (3,3—9,6) 10^{-3}
^{134}Cs	0,045 (16)	0,04—0,11 (15—40)	16 ($4,5 \cdot 10^{-3}$)	6,4—18,0 / (1,7—4,9) 10^{-2}
^{137}Cs	0,055 (20)	0,04—0,13 (15—50)	13 ($3,6 \cdot 10^{-3}$)	5,4—18,0 / (1,5—4,9) 10^{-2}
^{90}Sr	0,45 (165)	0,0004—0,004 (0,13—1,5)	585 (1,6)	194—1970 / (0,53—5,4)

Формула (5.28) может быть использована при определении значений $\lambda_{\text{оч}}$ для озера Друкшай для ^{137}Cs и ^{90}Sr на основании данных о содержании этих радионуклидов в воде и донных отложениях в предпусковой период Игналинской АЭС. Учитывая, что для озера Друкшай плотность донных отложений $\rho \approx 2 \text{ г/см}^3$; $h = 0,10—0,15 \text{ м}$; $H = 7,5—8,0 \text{ м}$, для ^{137}Cs $\lambda_{\text{оч}} = 0,03—0,25 \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 6,0—20 \text{ сут}$), для ^{90}Sr $\lambda_{\text{оч}} = (0,25—2,8) \cdot 10^{-3} \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 0,7—8 \text{ лет}$).

Согласие результатов определения значений $\lambda_{\text{оч}}$ для В-О Чернобыльской АЭС и озера Друкшай можно признать удовлетворительным.

Обращает на себя внимание резкая разница в значениях $\lambda_{\text{оч}}$ для ^{90}Sr и для таких нуклидов, как ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs . По-видимому, это отражает известные особенности поведения ^{90}Sr в водоемах: стронций присутствует в воде в основном в растворенной форме, в то время как большинство других радионуклидов интенсивно аккумулируется гидробионтами и взвесями, содержащимися в воде. Аналогичное отличие в поведении ^{90}Sr отмечается и в работах [5.25; 5.27; 5.28], где оцененные периоды полувыведения из воды таких радионуклидов, как ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{90}Sr , составляют 1—20 сут, а период полувыведения ^{90}Sr оказался равным 0,3—0,5 года.

Еще один способ определить значения $\lambda_{\text{оч}}$ — использовать для этой цели формулу [5.24]:

$$\lambda_{\text{оч}} = \frac{v_3 K_d}{H(1 + mK_d)}, \quad (5.29)$$

где v_3 — темп седиментации взвесей (скорость заиления водоема), $\text{кг}/\text{м}^2 \cdot \text{год}$; m — концентрация взвешенных частиц в воде, $\text{кг}/\text{м}^3$.

Рассчитывая по этой формуле $\lambda_{\text{оч}}$ для озера Друкшай⁹ для ^{137}Cs и ^{90}Sr , используя $v_3 = 2,2 \text{ кг}/\text{м}^2 \cdot \text{год}$; $m \approx 20 \text{ мг}/\text{л}$; $K_d(^{137}\text{Cs}) = 30 \text{ м}^3/\text{кг}$; $K_d(^{90}\text{Sr}) = 2 \text{ м}^3/\text{кг}$, получаем: для ^{137}Cs $\lambda_{\text{оч}} \approx 0,015 \text{ сут}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} \approx 45 \text{ сут}$); для ^{90}Sr $\lambda_{\text{оч}} \approx 0,56 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} \approx 1,3 \text{ года}$).

Если же в качестве K_d в расчетах $\lambda_{\text{оч}}$ по формуле (5.29) использовать отношение удельной активности ^{137}Cs (или ^{90}Sr) в донных отложениях к удельной активности ^{137}Cs (или ^{90}Sr) в воде озера Друкшай, то по результатам работ [5.29; 5.3] получим $K_d(^{137}\text{Cs}) = 45 \pm 25 \text{ м}^3/\text{кг}$; $K_d(^{90}\text{Sr}) = 0,27 \pm \pm 0,16 \text{ м}^3/\text{кг}$. Тогда для ^{137}Cs $\lambda_{\text{оч}} = 4,0\text{—}8,2 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 30\text{—}65 \text{ сут}$); для ^{90}Sr $\lambda_{\text{оч}} = 0,12\text{—}0,03 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 6\text{—}23 \text{ года}$).

Рассчитаны по средним значениям: для ^{137}Cs $\lambda_{\text{оч}} = 6,7 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 35 \text{ сут}$), для ^{90}Sr $\lambda_{\text{оч}} = 0,076 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2\text{оч}} = 9,2 \text{ года}$).

Некоторое расхождение в результатах расчетов значений $\lambda_{\text{оч}}$ по формулам (5.28) и (5.29) можно объяснить, с одной стороны, неточностью исходных данных, с другой — тем, что при выводе этих формул использованы упрощающие предположения.

В целом согласие значений $\lambda_{\text{оч}}$, вычисленных по формулам (5.28) и (5.29), можно считать вполне удовлетворительным.

⁹ Для В-О Чернобыльской АЭС расчет по формуле (5.34) не проводился, так как мы не располагаем данными, по которым можно было бы оценить значения величин m и v_3 для этого В-О.

В модели нормирования сбросов и поступлений радиоактивных веществ в В-О особая сложность в определении значений $\lambda_{\text{оч}}$ возникает на этапе проектирования. Проектные нормы на поступления и сбросы должны быть подготовлены до ввода в эксплуатацию и охватывать все радионуклиды, которые могут попадать в В-О (даже те, попадание которых может носить только потенциальный характер). В то же время если на этапе снятия нулевого фона проводить исследования по радиационному состоянию В-О согласно рекомендациям, то значения $\lambda_{\text{оч}}$ можно рассчитать по формуле (5.28) только для ^{137}Cs и ^{90}Sr — радионуклидов глобального происхождения, которые в компонентах экосистемы В-О присутствуют в таких концентрациях, значения которых могут быть определены вполне достоверно. Использование в проектах значений $\lambda_{\text{оч}}$, рассчитанных по (5.29), весьма сложно, так как для расчетов по этой формуле необходимо знать значения таких величин, как темп седиментации и содержание в воде взвешенных частиц. Их нахождение выходит за рамки исследований, определенных в рекомендациях. Конечно, можно было бы рекомендовать расширить круг работ, включаемых в рекомендации, но это едва ли целесообразно. Как показал наш опыт проведения широкомасштабных радиационно-экологических исследований в регионе Игналинской АЭС в предпусковой период, на всех строящихся и проектируемых АЭС вести такие работы нереально: это требует привлечения широкого круга исследователей различной научной специализации, существенных организационных усилий и значительных финансовых затрат. Поэтому желательно попытаться найти способ определения значений $\lambda_{\text{оч}}$ для всех радионуклидов, нормы на поступления и сбросы для которых необходимо устанавливать на этапе проектирования, и оставаться при этом в рамках работ, определенных в рекомендациях. Такая возможность имеется.

Определив значения $\lambda_{\text{оч}}$ для ^{137}Cs и ^{90}Sr по (5.28) и используя формулу (5.29), составим два уравнения для нахождения значений v_3 и m , а затем рассчитаем по формуле (5.29) значения $\lambda_{\text{оч}}$ для любого радионуклида, воспользовавшись данными о значениях K_d , взятыми из рекомендаций НКДАР.

Процедура определения значений v_3 , m и $\lambda_{\text{оч},i}$ для некоторого i -го радионуклида в формальной записи имеет следующий вид:

$$v_3 = \frac{\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})}{K_d(^{137}\text{Cs})K_d(^{90}\text{Sr})} H \frac{K_d(^{137}\text{Cs}) - K_d(^{90}\text{Sr})}{\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) - \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})}, \quad (5.30)$$

$$m = \frac{K_d(^{137}\text{Cs})\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr}) - K_d(^{90}\text{Sr})\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})}{K_d(^{137}\text{Cs})K_d(^{90}\text{Sr})[\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) - \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})]}, \quad (5.31)$$

$$\lambda_{\text{оч},i} = \frac{\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})[K_d(^{137}\text{Cs}) - K_d(^{90}\text{Sr})]K_{di}}{N_i(^{90}\text{Sr}, ^{137}\text{Cs}) - N_i(^{137}\text{Cs}, ^{90}\text{Sr})}, \quad (5.32)$$

Здесь введено обозначение $N_i(A, B) = K_d(A)\lambda_{оч}(B)[K_d(B) - K_{дi}]$; $\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr})$ — экспериментально определенные значения параметра $\lambda_{оч}$ для ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно; $K_{д}(^{137}\text{Cs})$, $K_{д}(^{90}\text{Sr})$ и $K_{дi}$ — значения коэффициента $K_{д}$ для ^{137}Cs , ^{90}Sr и i -го радионуклида соответственно, рекомендованные НКДАР.

Ввиду того, что полученные экспериментально значения $\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr})$ имеют значительные погрешности, возникает закономерный вопрос: какие значения величин $\lambda_{оч}$ из экспериментальных данных выбрать, чтобы воспользоваться формулой (5.32)? Выбрать любые значения $\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr})$ из экспериментально полученных диапазонов изменения этих величин неправомерно, так как при таком выборе можно получить физически бессмысленный результат: значение $\lambda_{оч}$ будет строго положительно, но величина m отрицательна. Например, для озера Друкшяй ($H = 7,5$ м), для ^{54}Mn при выборе $\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs}) = 0,1 \text{ сут}^{-1}$, $\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr}) = 0,001 \text{ сут}^{-1}$ и при $K_{д}(^{90}\text{Sr}) = 2 \text{ м}^3/\text{кг}$; $K_{д}(^{54}\text{Mn}) = 10 \text{ м}^3/\text{кг}$ получаем $v_3 = 3,5 \cdot 10^{-3} \text{ кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$ ($1,3 \text{ кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$); $m = -2,86 \cdot 10^{-2} \text{ кг}/\text{м}^3$ ($-28,6 \text{ мг}/\text{л}$); $\lambda_{оч}(^{54}\text{Mn}) = 2,44 \text{ год}^{-1}$ ($T_{1/2оч}(^{54}\text{Mn}) = 105 \text{ сут}$).

В связи с этим требуется из диапазонов изменения экспериментальных значений величин $\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr})$ выбрать такие интервалы, для которых существовали бы физически реальные значения величины m^{10} , рассчитываемой по (5.31).

Из выражения (5.31) видно, что $m > 0$, когда

$$K_{д}(^{137}\text{Cs})\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr}) - K_{д}(^{90}\text{Sr})\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs}) > 0, \quad (5.33)$$

учитывая, что

$$\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs}) \in [\lambda_{оч}^{\min}(^{137}\text{Cs}); \lambda_{оч}^{\max}(^{137}\text{Cs})], \quad (5.34)$$

$$\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr}) \in [\lambda_{оч}^{\min}(^{90}\text{Sr}); \lambda_{оч}^{\max}(^{90}\text{Sr})]. \quad (5.35)$$

В приведенных выражениях $\lambda_{оч}^{\min}$ и $\lambda_{оч}^{\max}$ определяют соответственно начало и конец интервала изменения экспериментальных значений $\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr})$. Отсюда получаем следующее условие существования физически допустимых значений $m > 0 \Leftrightarrow$, если

¹⁰ Значения величин v_3 и $\lambda_{очi}$ при тех диапазонах изменения $\lambda_{оч}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}(^{90}\text{Sr})$ и тех значениях $K_{д}$, которые всегда положительны как для озера Друкшяй, так и для В-О Чернобыльской АЭС.

$$\begin{aligned} \exists \tilde{\lambda}({}^{90}\text{Sr}); \tilde{\lambda}({}^{90}\text{Sr}) \subset [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{90}\text{Sr})] : \forall \lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}) \subset [\tilde{\lambda}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr})], \\ \exists (\tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}); \tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr})) \in [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{90}\text{Sr})] : \\ \forall \lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}) \subset [\tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}); \tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr})] \\ \exists \lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}) \in [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{137}\text{Cs}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{137}\text{Cs})] : \end{aligned} \quad (5.36)$$

$$\lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}) \in \left(0; \frac{K_{\text{д}}({}^{137}\text{Cs})}{K_{\text{д}}({}^{90}\text{Sr})} \lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr})\right) \cap [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{137}\text{Cs}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{137}\text{Cs})],$$

$$\begin{aligned} \exists (\tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}); \tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs})) \in [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{137}\text{Cs}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{137}\text{Cs})] : \\ \forall \lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}) \subset [\tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}); \tilde{\lambda}_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs})] \\ \exists \lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}) \in [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{90}\text{Sr})] : \end{aligned} \quad (5.36a)$$

$$\lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}) \in \left(\frac{k_{\text{д}}({}^{90}\text{Sr})}{k_{\text{д}}({}^{137}\text{Cs})} \lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}); +\infty\right) \cap [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{90}\text{Sr})],$$

$$\begin{aligned} \exists [\tilde{\lambda}({}^{137}\text{Cs}); \tilde{\lambda}({}^{137}\text{Cs})] \in [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{137}\text{Cs}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{137}\text{Cs})] : \\ : \forall \lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}) \subset [\tilde{\lambda}({}^{137}\text{Cs}); \tilde{\lambda}({}^{137}\text{Cs})], \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \exists \lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}) \in [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{90}\text{Sr})]; \lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}) \in \\ \in \left[\frac{K_{\text{д}}({}^{90}\text{Sr})}{K_{\text{д}}({}^{137}\text{Cs})} \lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}); \infty\right] \cap [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{90}\text{Sr})]. \end{aligned}$$

Если иметь в виду, что для интервалов изменения экспериментальных значений величин $\lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr})$ на практике выполняются условия

$$[\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{90}\text{Sr})] \cap [\lambda_{\text{оч}}^{\min}({}^{137}\text{Cs}); \lambda_{\text{оч}}^{\max}({}^{137}\text{Cs})] = 0, \quad (5.37)$$

$$\lambda_{\text{оч}}({}^{90}\text{Sr}) < \lambda_{\text{оч}}({}^{137}\text{Cs}) \quad (5.38)$$

для

$$\forall \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr}) \in [\lambda(^{90}\text{Sr}); \lambda_{\text{оч}}^{\text{max}}(^{90}\text{Sr})]$$

и

$$\forall \lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) \in [\lambda(^{137}\text{Cs}); \lambda_{\text{оч}}^{\text{max}}(^{137}\text{Cs})],$$

то, используя их и условия (5.33)—(5.38), область допустимых значений $\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})$, при которых $m > 0$, можно определить следующим образом:

$$\begin{cases} \lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) \in \left[\lambda_{\text{оч}}^{\text{min}}(^{137}\text{Cs}); \frac{K_{\text{д}}(^{137}\text{Cs})}{K_{\text{д}}(^{90}\text{Sr})} \lambda_{\text{оч}}^{\text{max}}(^{90}\text{Sr}) \right], \\ \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr}) \in \left[\lambda_{\text{оч}}^{\text{min}}(^{137}\text{Cs}) \frac{K_{\text{д}}(^{90}\text{Sr})}{K_{\text{д}}(^{137}\text{Cs})}; \lambda_{\text{оч}}^{\text{max}}(^{90}\text{Sr}) \right]. \end{cases} \quad (5.39)$$

Графическая интерпретация процедуры определения области допустимых значений величин $\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})$ с использованием условий ограничения (5.33)—(5.38) показана на рис. 5.5.

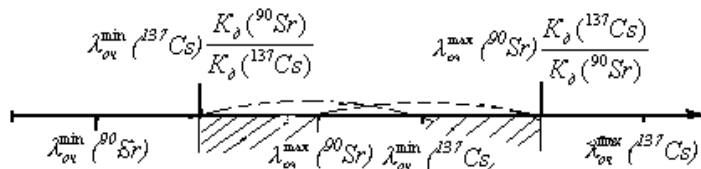


Рис. 5.5. Схема определения области существования значений $\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})$, $\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})$ и $\lambda_{\text{оч}}(^{40}\text{K})$, при которых $m > 0$: область допустимых значений $\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})$, $\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})$ и $\lambda_{\text{оч}}(^{40}\text{K})$ заштрихована

Формулы (5.39) позволяют не просто определить области допустимых значений величин $\lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr})$, но и значительно уменьшить диапазон вариации экспериментальных данных.

Так, если для озера Дружяй по экспериментальным данным $0,03 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) \leq 0,25 \text{ сут}^{-1}$; $0,00025 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr}) \leq 0,00280 \text{ сут}^{-1}$; то теперь, используя выражения (5.39), получаем (при $K_{\text{д}}(^{137}\text{Cs}) = 30$, $K_{\text{д}}(^{90}\text{Sr}) = 2$): $0,030 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) \leq 0,042 \text{ сут}^{-1}$, $0,0020 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr}) \leq 0,0028 \text{ сут}^{-1}$.

Для В-0 Чернобыльской АЭС: $0,04 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) \leq 0,11 \text{ сут}^{-1}$, $0,00036 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr}) \leq 0,00360 \text{ сут}^{-1}$, а с учетом выражений (5.39) получаем $0,040 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{137}\text{Cs}) \leq 0,054 \text{ сут}^{-1}$, $0,0027 \text{ сут}^{-1} \leq \lambda_{\text{оч}}(^{90}\text{Sr}) \leq 0,0036 \text{ сут}^{-1}$.

Оценим значения величин m и v_3 , если $\lambda_{оч}({}^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}({}^{90}\text{Sr})$ выбирать из областей допустимых значений. Оценку проведем при тех значениях $\lambda_{оч}({}^{137}\text{Cs})$ и $\lambda_{оч}({}^{90}\text{Sr})$, которые обеспечивают максимум значений m и v_3 .

Для озера Друкшай при $\lambda_{оч}({}^{137}\text{Cs}) = 0,03 \text{ сут}^{-1}$ и $\lambda_{оч}({}^{90}\text{Sr}) = 0,0028 \text{ сут}^{-1}$ $m = 1,5 \cdot 10^{-2} \text{ кг/м}^3$ (15 мг/л), $v_3 = 10,8 \cdot 10^{-3} \text{ кг/(м}^2 \cdot \text{сут)}$ (3,9 кг/(м²·год)).

Для В-О Чернобыльской АЭС при $\lambda_{оч}({}^{137}\text{Cs}) = 0,04 \text{ сут}^{-1}$ и $\lambda_{оч}({}^{90}\text{Sr}) = 0,0036 \text{ сут}^{-1}$ $m = 1,3 \cdot 10^{-2} \text{ кг/м}^3$ (13 мг/л); $v_3 = 8,3 \cdot 10^{-3} \text{ кг/(м}^2 \cdot \text{сут)}$ (3,0 кг/(м²·год)).

Полученные значения m и v_3 вполне разумны и неплохо согласуются с экспериментальными результатами.

Результаты расчетов значений $\lambda_{оч}$ для озера Друкшай и В-О Чернобыльской АЭС при полученных значениях m и v_3 и при значениях K_d рекомендованных НКДАР (табл. 5.1), представлены в табл. 5.3.

Таблица 5.3. Рассчитанные значения $\lambda_{оч}$ и $T_{1/2оч}$ для озера Друкшай и В-О Чернобыльской АЭС

Радионуклид	Озеро Друкшай		В-О Чернобыльской АЭС	
	$\lambda_{оч} \text{ сут}^{-1}$	$T_{1/2оч} \text{ сут}$	$\lambda_{оч} \text{ сут}^{-1}$	$T_{1/2оч} \text{ сут}$
⁵⁴ Mn	0,012	58	0,016	44
⁵⁸ Co	0,030	23	0,040	17
⁶⁰ Co	0,030	23	0,040	17
⁶⁵ Zn	0,0014	500	0,0018	390
⁸⁹ Sr	0,0028	250	0,0036	195
⁹⁰ Sr	0,0028	250	0,0036	195
¹⁰⁶ Rn	0,036	19	0,046	15
^{110m} Ag	0,00028	2500	0,00036	1950
¹²⁵ Sb	0,00042	1670	0,00054	1300
¹²⁵ I	0,00028	2500	0,00036	1950
¹³⁴ Cs	0,030	23	0,040	16
¹³⁷ Cs	0,030	23	0,040	17
¹⁴⁴ Ce	0,030	19	0,040	15

5.4. Учет вторичного загрязнения

В предлагаемой модели донные отложения В-О выступают как депо радионуклидов [5.30]. По оценкам [5.30], при постоянном поступлении радионуклидов в воду В-О скорость их перехода из воды в донные отложения больше, чем в противоположном направлении (из донных отложений

в воду), по крайней мере на порядок. Однако, как показывают экспериментальные исследования, в реальных водоемах даже при отсутствии поступлений радионуклидов в воду последние в ней обнаруживаются.

Переход радионуклидов из донных отложений в воду (вторичное загрязнение) обусловлен двумя процессами: десорбцией радионуклидов из частиц донных отложений и взмучиванием донных наносов.

Взмучивание происходит под воздействием турбулентных пульсаций, которые возникают в водных массах В-О при ветроволновых нагрузках и русловых течениях (забор и сброс воды АЭС; потоки, вызванные втекающими и вытекающими реками, ручьями).

Согласно выражению (5.16) удельная активность данного радионуклида, обусловленная вторичным загрязнением воды В-О,

$$C_{\text{ввт}}(t) = \tilde{C}_d(t) \frac{K_b + K_d + \frac{M_b}{M_d}}{\left(K_d + \frac{M_b}{M_d}\right) \left(K_b + \frac{M_b}{M_d}\right)}. \quad (5.40)$$

Для использования этой формулы необходимо определить значения коэффициентов и в первую очередь K_b (порядок определения значений других коэффициентов, входящих в (5.40), рассмотрен выше). Если известно, что удельная активность данного радионуклида в донных отложениях В-О равна $C_d(t)$ (Бк/кг), а мутность (общая) воды водоема, обусловленная взвешиванием частиц донных отложений, равна S_m (кг/м³), то удельная активность воды В-О, обусловленная присутствием в ней взмученных частиц донных наносов, есть $C_d(t)S_m$ (Бк/м³). Поэтому вклад процесса взмучивания во вторичное загрязнение воды В-О сводится к расчету мутности воды В-О. Величина S_m связана с коэффициентом K_b простым соотношением

$$K_b = \frac{1}{S_m}. \quad (5.41)$$

Значения величины S_m в зависимости от характеристик ветровых и русловых нагрузок на В-О и его морфологических параметров рассчитывались в основном по данным, приводимым в [5.23].

При постоянном поступлении радионуклида в воду В-О после выхода удельной активности воды и донных отложений в насыщение получаем

$$\frac{C_{\text{ВВГ}}}{C_{\text{В}}} = \frac{wM_{\text{В}}}{\lambda M_{\text{В}}} \frac{K_{\text{В}} + K_{\text{Д}} + \frac{M_{\text{В}}}{M_{\text{Д}}}}{\left(K_{\text{Д}} + \frac{M_{\text{В}}}{M_{\text{Д}}}\right) \left(K_{\text{В}} + \frac{M_{\text{В}}}{M_{\text{Д}}}\right)}. \quad (5.42)$$

В случае некоторого модельного В-О¹¹ (глубина — 5 м; донные отложения — илы; $h = 0,15$ м; $\rho = 2$ г/см², $K_{\text{В}} = 8$ м³/кг) для радионуклида ⁶⁰Со ($T_{1/2} = 5,3$ года; $w = 0,07$ сут⁻¹; $K_{\text{Д}} = 30$ м³/кг) отношение (5.42) составляет примерно 0,5, т. е. в этом случае вторичное загрязнение составляет около 30% удельной активности ⁶⁰Со в воде данного модельного В-О. В [5.30] роль вторичного загрязнения оценивается примерно в 20% (при этом взмучивание не учитывается). Однако, анализируя выражение (5.42), можно заключить, что вторичное загрязнение может вносить как существенно меньший вклад в удельную активность радионуклидов в воде В-О (например, для короткоживущих радионуклидов), так и существенно больший. В условиях того же модельного В-О вклад вторичного загрязнения для ¹³⁷Cs составляет уже 75% (но это после выхода удельной активности на насыщение через 200—300 лет после начала хронического загрязнения).

Для В-О со сложной структурой донных отложений, т. е. когда они состоят из отложений различных типов,

$$K_{\text{В}} = \frac{S}{\sum_{i=1}^{i=n} (s_i / K_{\text{В}i})}, \quad (5.43)$$

где i — индекс типа донных отложений ($i = 1n$); s_i — площадь дна В-О, занимаемая отложениями i -го типа; $K_{\text{В}i}$ — значение коэффициента $K_{\text{В}}$ в случае, когда вся площадь дна В-О занята отложениями i -го типа.

5.5. Зависимость накопления радионуклидов в донных отложениях от глубины водоема

Экспериментально известен факт: удельная активность радионуклидов антропогенного происхождения в донных отложениях В-О тем больше, чем больше глубина расположения тех участков дна, с которых отбирались пробы. Рассмотрим этот эффект на модели, разработанной в предыдущих разделах.

¹¹ Этот модельный водоем близок к реальным В-О Чернобыльской и Курской АЭС.

С учетом различия в глубине расположения отдельных участков дна В-О система уравнений накопления радионуклидов в воде и донных отложениях имеет следующий вид [5.25]:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{d \tilde{A}_B(t)}{dt} = g_{пв}(t) - (\omega + \gamma) \tilde{A}_B(t), \\ \frac{d \tilde{A}_{д1}(t)}{dt} = \omega \tilde{A}_B(t) \frac{M_{в1}}{M_B} - \lambda \tilde{A}_{д1}(t), \\ \dots \\ \frac{d \tilde{A}_{ди}(t)}{dt} = \omega \tilde{A}_B(t) \frac{M_{ви}}{M_B} - \lambda \tilde{A}_{ди}(t), \\ \dots \\ \frac{d \tilde{A}_{дn}(t)}{dt} = \omega \tilde{A}_B(t) \frac{M_{вn}}{M_B} - \lambda \tilde{A}_{дn}(t), \end{array} \right. \quad (5.44)$$

$$\gamma = \lambda_{оч} + \frac{\varepsilon_B V}{H} + \lambda + \frac{\xi_{вф} G_{\phi} + G_{ст} + \xi_{вп} G_{исп}}{H}, \quad (5.45)$$

где $\tilde{A}_i(t)$ — накопленная (без учета фактора вторичного загрязнения воды В-О) к моменту времени t активность данного радионуклида на i -м ($i = \overline{1, n}$) участке дна В-О, который лежит на глубине H_i от уровня зеркала воды В-О; $M_{ви}$ — объем воды над i -м участком дна. Начальные условия для системы уравнений (5.44) нулевые, так как рассматривается накопление радионуклидов искусственного происхождения.

Находя решение системы (5.44) методом преобразования Лапласа, получаем

$$I_B(s) = \frac{I_g(s)}{s + \omega + \gamma}, \quad (5.46)$$

$$-I_{ди}(s) = \frac{\omega I_g(s) M_{ви}}{M_B (s + \lambda)(s + \omega + \gamma)}, \quad (5.47)$$

где $I_B(s)$, $I_{ди}$ и $I_g(s)$ — изображения функций $A_B(t)$, $A_{дi}(t)$, $g_{пв}(t)$ соответственно. Из выражений (5.17) и (5.47) получаем

$$C_{di}(t) = \frac{\omega H_i}{M_b \rho h} L^{-1} \left[\frac{I_g(s)}{(s+g)(s+\omega+\gamma)} \right] \times \frac{K_b K_d}{(K_d + M_b / M_d)(K_b + M_b / M_d)}, \quad (5.48)$$

где L^{-1} — оператор обратного преобразования Лапласа.

Отсюда следует

$$C_{di}(t) = \alpha H, \quad (5.49)$$

где α — коэффициент пропорциональности.

Экспериментальные исследования зависимости удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{40}K в донных отложениях озера Друкшай (В-О Игналинской АЭС) от глубины участка водоема были выполнены на этапе снятия нулевого фона. Глубина озера Друкшай, в среднем составляя 7,5 м, на отдельных участках достигает 35 м. Экспериментальные результаты продемонстрировали тенденцию к увеличению удельной активности ^{90}Sr и особенно ^{137}Cs .

Приведенные для примера на рис. 5.6 экспериментальные данные по изменению активности ^{137}Cs и ^{40}K в донных отложениях, определяемые по одной и той же пробе, наглядно свидетельствуют о разном характере зависимостей концентрации этих нуклидов в донных отложениях от глубины участка водоема. При относительной погрешности определения активности ^{137}Cs и ^{40}K в пробе 20—30% аппроксимация экспериментальных данных полиномами произвольной степени по методу наименьших квадратов показала, что удельная активность ^{137}Cs в донных отложениях линейно возрастает с глубиной, в то время как удельная активность ^{40}K , являющегося естественным радионуклидом, от глубины участков дна не зависит. Однако аппроксимирующая прямая ^{137}Cs отличается от линейной зависимости, задаваемой выражением (5.49), и имеет вид

$$C_{di}(^{137}\text{Cs}) = \alpha H_i + \beta, \quad (5.50)$$

где α и β — параметры прямой.

Для вскрытия причин различия между теоретической прямой в соответствии с формулами (5.48) и (5.49) и линейной зависимостью, полученной в результате аппроксимации экспериментальных данных по выражению (5.50), рассмотрим систему уравнений баланса активности в воде и донных отложениях В-О в самом общем виде, т. е. в виде полной системы неоднородных дифференциальных уравнений второго порядка с постоянными коэффициентами:

$$\begin{aligned}\frac{d \tilde{A}_b(t)}{dt} + a_{11} \tilde{A}_b(t) + a_{12} \tilde{A}_{dl}(t) &= b_1(t), \\ \frac{d \tilde{A}_d(t)}{dt} + a_{21} \tilde{A}_b(t) + a_{22} \tilde{A}_{dl}(t) &= b_2(t),\end{aligned}\quad (5.51)$$

где a_{kl} — коэффициенты, определяющие перенос радионуклидов в системе «вода — донные отложения» ($k, l = 1, 2$), а функции $b_1(t)$ и $b_2(t)$ — поступления радионуклидов в компоненты этой системы.

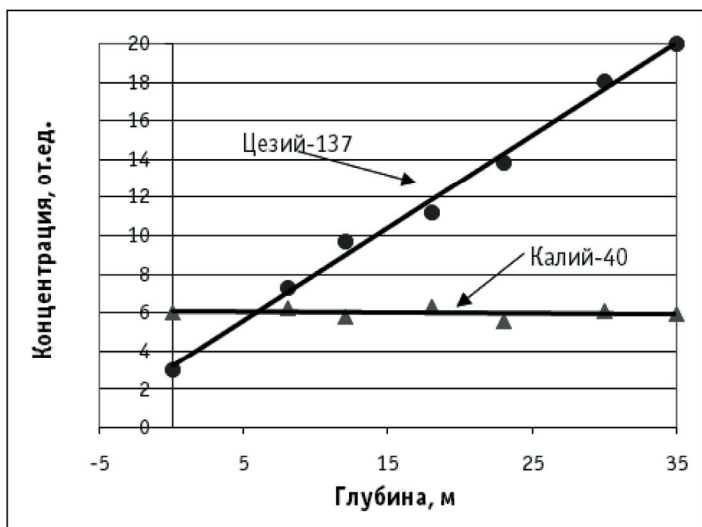


Рис. 5.6. Зависимость удельной активности ^{137}Cs и ^{40}K в донных отложениях озера Друкшай (В-О Игналинской АЭС) от глубины участка водоема

Из выражения (5.51) следует, что

$$\tilde{A}_{dl}(t) = L^{-1} \left\{ \frac{(s + a_{11}) I b_2(s) - a_{21} I b_1(s)}{(s + a_{11})(s + a_{22}) - a_{12} a_{21}} \right\}, \quad (5.52)$$

где $I b_1(s)$ и $I b_2(s)$ — изображения функций $b_1(t)$ и $b_2(t)$.

Отсюда заключаем, что теоретическая прямая, задаваемая выражением (5.52) и описывающая зависимость накопленной в донных отложениях активности от глубины, может иметь вид, аналогичный выражению (5.51), только в том случае, если в системе «вода — донные отложения» имеется источник радионуклидов, который обеспечивает поступление непосредственно в донные отложения. В соответствии с этим параметр β в выражении

(5.50) интерпретируется как следствие действия этого источника, из-за чего происходит равномерное накопление радионуклидов донными отложениями, не зависящее от глубины расположения участков дна.

Проведенный анализ позволяет объяснить различия в накоплении ^{137}Cs и ^{40}K в донных отложениях (рис. 5.6), которое определяется различием в механизмах поступления радионуклидов в экосистему В-О.

В воду В-О ^{137}Cs поступает за счет выпадения из атмосферы на зеркало В-О и смыва с почв территории водосбора, а затем транспортируется на дно вследствие осаждения минеральных взвесей и отмирающей органики, тогда как ^{40}K , будучи радионуклидом естественного происхождения, содержится непосредственно в породах, слагающих донный грунт В-О, и в воду поступает в основном за счет выщелачивания из этих пород. Поэтому если в выражении (5.51) формально положить

$$b_2 = g_b s_i; \quad b_1 = 0, \quad (5.53)$$

где g_b — естественная активность ^{40}K на единице площади донных отложений В-О, то получим следующее выражение:

$$C_{дл} (^{40}\text{K}) = g_b L^{-1} \left[\frac{s + a_{11}}{(s + a_{11})(s + a_{22}) - a_{12}a_{21}} \right], \quad (5.54)$$

структура которого совпадает с аппроксимацией результатов эксперимента, т. е. удельная поверхностная активность ^{40}K в донных отложениях не зависит от глубины.

Для ^{137}Cs надо отыскать такие процессы, которые могли бы объяснить, с одной стороны, равномерное накопление его в донных отложениях, не зависящее от глубины, а с другой — линейно возрастающее с глубиной значение удельной активности в грунте дна В-О. Найти такие процессы в двухкамерной модели «вода — дно», как видно из выражения (5.52), невозможно. Поэтому необходимо ввести в модель еще один блок — «гидробионты», которые участвуют в обменных процессах радионуклидами между основными абиотическими компонентами В-О [5.25].

Концептуально модель накопления ^{137}Cs в донных отложениях можно представить следующим образом: ^{137}Cs , поступающий в воду В-О, вовлекается в два процесса: перемешивание во всей массе воды и перемешивание только в верхнем слое. Эти процессы могут происходить одновременно или быть разнесены во времени. Перемешивание ^{137}Cs во всей массе воды обусловлено турбулизацией водных масс за счет ветровых нагрузок на В-О и наличием температурных стратификаций (как с положительным, так и с отрицательным градиентом температур). Задержка и перемешивание ^{137}Cs только в верхнем слое воды обусловлены присутствием в этом слое фито- и зоопланктона,

которые интенсивно аккумулируют поступающий на поверхность водоема из атмосферных выпадений ^{137}Cs . За счет полного перемешивания, согласно выражениям (5.44)—(5.48), возникает линейный рост удельной активности донных отложений с глубиной, а удержание ^{137}Cs в верхнем слое с последующим выпадением его на дно вместе с отмирающим планктоном в виде планктонного дождя обуславливает равномерное по глубине накопление ^{137}Cs в донных отложениях. Исходя из этого «словесного портрета», поведение ^{137}Cs в В-О можно описать в виде следующей системы уравнений:

$$\begin{aligned} A_{\text{в}}^{i \approx 1} &= \phi g_{\text{пв}} - (w + \gamma) A_{\text{в}}^{i \approx}, \\ A_{\text{в}}^{ii \approx 1} &= (1 - \phi) g_{\text{пв}} - \left(\gamma + \frac{v_{\text{пл}} s_i}{w} \right) A_{\text{в}}^{ii \approx}, \\ \frac{d A_{\text{д}}^{\sim}(t)}{dt} &= \omega A_{\text{в}}^{i \approx 1}(t) \frac{M_{\text{в}i}}{M_{\text{в}}} + A_{\text{в}}^{i \approx 2}(t) \frac{v_{\text{пл}} s_i}{\omega_{\text{в}}} - \lambda A_{\text{д}}^{\sim}(t), \end{aligned} \quad (5.55)$$

где ϕ — доля (в относительных единицах) годового поступления ^{137}Cs в В-О, вовлекаемая в полное перемешивание; $A_{\text{в}}^{i \approx}$ — активность ^{137}Cs в объеме воды В-О, вовлеченного в перемешивание по всей водной массе; $A_{\text{в}}^{ii \approx}$ — активность ^{137}Cs в объеме экранирующего слоя; ω — объем воды в этом слое; $v_{\text{пл}}$ — гидравлическая крупность оседающего фито- и зоопланктона. Из выражения (5.55) получаем

$$\begin{aligned} C_{\text{д}}^{\sim}(t) &= \frac{\omega H_i}{M_{\text{в}} \rho h} L^{-1} \left[\frac{\phi I_{\text{д}}(s)}{(s + g)(s + \omega + \gamma)} \right] + \\ &+ \frac{v_{\text{пл}}}{Wh\rho} L^{-1} \left[\frac{(1 - \phi) I_{\text{д}}(s)}{(s + \lambda)(s + \omega + \gamma)} \right] \frac{K_{\text{в}} K_{\text{д}}}{(K_{\text{д}} + M_{\text{в}} / M_{\text{д}})(K_{\text{в}} + M_{\text{в}} / M_{\text{д}})}. \end{aligned} \quad (5.56)$$

Структура выражения (5.56) эквивалентна структуре формулы (5.50), аппроксимирующей результаты натурных исследований.

Все рассуждения, относящиеся к поведению ^{137}Cs в экосистеме В-О, и формализация этих рассуждений справедливы и для любого другого радионуклида антропогенного происхождения.

Одним из следствий, которое вытекает из анализа системы (5.55), является тот факт, что для мелководных водоемов при $\omega \approx M_{\text{в}}$ зависимость удельной активности антропогенных радионуклидов в донных отложениях от глубины является линейной и совпадает с выражением (5.49).

5.6. Методы оценки накопления радионуклидов в гидробионтах

Модель накопления радионуклидов в основных абиотических компонентах В-О, рассмотренная выше, позволяет прогнозировать накопление радионуклидов и в компонентах гидроценоза В-О.

Традиционным способом определения содержания радионуклидов в биотических компонентах В-О является расчет удельной активности в гидробионте через удельную активность воды посредством введения равновесных коэффициентов накопления. Однако в этом способе не все гладко.

Во-первых, известно, что интервал изменения значений этих коэффициентов весьма велик и от водоема к водоему может изменяться в пределах нескольких порядков. Более того, даже в одном водоеме коэффициенты накопления подвержены сезонным колебаниям. Выход из этого положения есть в том случае, если прогноз накопления радионуклидов в гидробионтах проводится с целью дальнейшего использования результатов в моделях оценки дозовых нагрузок (на популяции гидробионтов или на население, потребляющее продукцию В-О). В этом случае, исходя из природоохранных или санитарно-гигиенических целей разработки модели оценки дозы, в качестве значений коэффициентов накопления можно использовать предельные значения этих величин.

Как показано в [5.31], в качестве предельных значений коэффициентов накопления радионуклидов в гидробионтах могут быть взяты значения коэффициентов накопления стабильных изотопов данных радионуклидов. Последние можно получить для В-О АЭС на этапе снятия нулевого фона или в процессе исследований на В-О после ввода АЭС в эксплуатацию. В ряде случаев могут быть использованы и рекомендации НКДАР.

Во-вторых, вода В-О не является единственным источником поступления радионуклидов в организм гидробионтов [5.18; 5.32], поэтому рассчитывать накопление радионуклидов только через воду не вполне корректно. Вода В-О в ряде случаев не является даже основным источником поступления радионуклидов в гидробионты: например, для рыб основной источник — корм [5.21], а для рыб-бентофагов — донные отложения [5.21; 5.31].

Это, естественно, ограничивает применение коэффициентов накопления для системы «вода — гидробионты» при прогнозировании содержания радионуклидов в компонентах гидроценоза.

Предлагается иной способ прогнозирования накопления радионуклидов в гидробионтах, лежащий в общем русле модели, которая сформулирована ранее. Предлагаемый способ не доведен до уровня, на котором его можно было бы считать методом, т. е. использовать в приложении к практическим задачам. Причина — отсутствие необходимой экспериментальной

информации, на которой можно было бы данный способ апробировать. Однако описание предлагаемого способа и его формализация могут оказаться полезными, так как они позволяют очертить круг перспективных исследований по радиоэкологии В-О АЭС.

Способ основан на использовании радионуклидов, поступивших в В-О АЭС в качестве трассеров. Известный эколог Е. Одум высказал мысль, что испытания ядерного оружия, широко проводившиеся в 50—60-х годах прошлого века, несмотря на крайне негативные последствия, имели единственный положительный аспект: «...В результате исследования ряда меченых атомов, введенных в биосферу без специальной цели, удалось узнать очень многое о биогеохимии нашей биосферы». Естественно, что радионуклиды, поступающие в В-О АЭС, тоже могут быть полезны при использовании их в качестве трассеров, если рассматривать некоторые вопросы чистой экологии, а также задачи радиационной охраны водной среды.

Рассмотрим, оставаясь в рамках модели миграции и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы В-О, сформулированной выше, и используя экспериментальные данные радиоэкологических исследований, построение процедуры прогнозирования накопления радионуклидов в компонентах гидроценоза В-О.

Начальными звеньями любой цепочки миграции радионуклидов в компонентах гидроценоза В-О являются вода и донные отложения. Общая структурная схема накопления радионуклидов в популяции гидробионтов показана на рис. 5.4. Согласно этой схеме уравнение накопления данного радионуклида в гидробионтах некоторого известного вида описывается выражением (5.2), которое перепишем в виде

$$\frac{dA_r(t)}{dt} = g_{\text{вг}}(t) + g_{\text{дг}}(t) - g_{\text{выб}}(t) - \sum_{i=1}^{i=n} g_{i0}(t) - \lambda A_{r0}(t). \quad (5.57)$$

Потоковые члены в правой части уравнения (5.57) по аналогии с (5.7) могут быть определены следующими соотношениями:

$$g_{\text{вг}}(t) = \alpha_{\text{вг}} C_{\text{в}}(t) M_{\text{в}}(t) M_{r0}(t), \quad (5.58)$$

$$g_{\text{дг}}(t) = \alpha_{\text{дг}} C_{\text{д}}(t) M_{\text{д}}(t) M_{r0}(t), \quad (5.59)$$

$$g_{\text{выб}}(t) = \lambda_{\text{выб}} C_{r0}(t) M_{r0}(t), \quad (5.60)$$

$$g_{i0}(t) = \alpha_{i0} C_{r0}(t) M_{r0}(t) M_{ri}(t), \quad (5.61)$$

где M_{r0} , M_{ri} , C_{r0} , C_{ri} — массы и удельные активности данного радионуклида для гидробионтов популяций Γ_0 и Γ_i соответственно; $\alpha_{\text{вг}}$, $\alpha_{\text{дг}}$, α_i и $\lambda_{\text{выб}}$ — коэффициенты. Коэффициенты $\alpha_{\text{вг}}$, $\alpha_{\text{дг}}$, α_i , имеющие размерность

$\text{с}^{-1} \cdot \text{кг}^{-1}$ (массы гидробионта), задают скорость удельного потребления, т. е., например, коэффициент $\alpha_{\text{вг}}$ показывает, какой объем воды в единицу времени потребляется на единицу массы гидробионтов популяции Г, коэффициент $\alpha_{\text{дг}}$ — сколько единиц массы донных отложений в единицу времени потребляется на единицу массы гидробионтов популяции Г, а коэффициент α_i учитывает массу гидробионтов популяции Г, потребляемую в единицу времени на единицу массы гидробионтов популяции Г_i.

Рассматривая уравнение (5.57) на больших интервалах времени (порядка нескольких лет), можно предполагать постоянство (в среднем) биомасс гидробионтов в популяциях, составляющих гидроценоз В-О. Учитывая, что в гидробионтах удельная активность быстро (по сравнению с рассматриваемыми временными интервалами) выходит на насыщение, уравнение (5.57) приводится к виду

$$\chi_{\text{вг}} C_{\text{вг}}(t) + \chi_{\text{дг}} C_{\text{дг}}(t) - \chi C_{\text{г0}}(t) = 0, \quad (5.62)$$

$$\chi_{\text{вг}} = \alpha_{\text{вг}} M_{\text{в}} M_{\text{г0}}, \quad (5.63)$$

$$\chi_{\text{дг}} = \alpha_{\text{дг}} M_{\text{д}} M_{\text{г0}}, \quad (5.64)$$

$$\chi = \lambda_{\text{выб}} + \sum_{i=1}^{i=n} \alpha_{i0} M_{\text{ги}} + \lambda. \quad (5.65)$$

Из выражения (5.62)

$$C_{\text{г0}}(t) = \frac{\chi_{\text{вг}} C_{\text{вг}}(t) + \chi_{\text{дг}} C_{\text{дг}}(t)}{\chi}. \quad (5.66)$$

Для проведения расчетов по формуле (5.66) необходимо определить численные значения коэффициентов $\chi_{\text{вг}}$, $\chi_{\text{дг}}$ и χ . Заметим, что значения коэффициентов $\chi_{\text{вг}}$, $\chi_{\text{дг}}$ определяются только экологическими показателями состояния В-О и не зависят от физико-химических свойств различных радионуклидов, т. е. если известны значения этих коэффициентов для какого-либо радионуклида, то их можно использовать в выражении (5.66) и для любых других радионуклидов. Напротив, значение коэффициента χ зависит от физико-химических свойств радионуклидов, т. е. для каждого радионуклида оно индивидуально, но для радионуклидов одного химического элемента различие в значениях χ обусловлено только разницей в значениях постоянной распада λ .

Значения величин $\chi_{\text{вг}}$, $\chi_{\text{дг}}$ могут быть найдены из уравнения (5.62), если его записать трижды для каких-либо трех изотопов одного химического элемента. При этом на основании экспериментальных исследований

должны быть определены содержания этих изотопов в воде, донных отложениях и гидробионтах (известной популяции Г) в некоторые моменты времени t_1, t_2, t_3 (эти моменты могут быть и совпадающими). Тогда

$$\begin{aligned}\chi_{\text{вг}}^1 C_{\text{вг}}(t) + \chi_{\text{дг}}^1 C_{\text{дг}}(t) - (\chi + {}^1\lambda)^1 C_{\text{г}0}(t) &= 0, \\ \chi_{\text{вг}}^2 C_{\text{вг}}(t) + \chi_{\text{дг}}^2 C_{\text{дг}}(t) - (\chi + {}^2\lambda)^2 C_{\text{г}0}(t) &= 0, \\ \chi_{\text{вг}}^3 C_{\text{вг}}(t) + \chi_{\text{дг}}^3 C_{\text{дг}}(t) - (\chi + {}^3\lambda)^3 C_{\text{г}0}(t) &= 0,\end{aligned}\tag{5.67}$$

где $\tilde{\chi} = \chi - {}^{\gamma}\lambda$, а индекс γ сверху слева у λ и у величин $C_{\text{в}}(t)$, $C_{\text{д}}(t)$, $C_{\text{г}0}(t)$ — индекс изотопа (1—3); индексы i, j, l сверху справа ($i, j, l = 1, 2, 3$) — индексы моментов времени t_1, t_2, t_3 .

Из полученной системы трех алгебраических уравнений несложно найти значения трех неизвестных $\chi_{\text{вг}}$, $\chi_{\text{дг}}$ и χ .

Реальная система уравнений (5.67) может быть записана для радионуклидов ^{137}Cs , ^{134}Cs и стабильного изотопа ^{133}Cs . При этом, чтобы проводить вычисления с величинами, имеющими одинаковую размерность для ^{137}Cs , ^{134}Cs в выражении (5.67), необходимо перейти от определяемых в ходе экспериментальных натурных исследований удельных активностей к концентрациям. Экспериментальное определение концентрации стабильного цезия требует соответствующего приборного и методического обеспечения, что расширяет аппаратный парк лаборатории, ведущей работы по радиационно-экологическому мониторингу состояния В-О АЭС.

Без этого расширения можно обойтись, если использовать в натурных исследованиях только технику ППД-спектрометрии. Для этого уравнение (5.67) нужно записать четыре раза — для ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{58}Co и ^{60}Co . В результате получим систему из четырех уравнений относительно четырех неизвестных $\chi_{\text{вг}}$, $\chi_{\text{дг}}$, $\chi_{\text{Csг}}$, $\chi_{\text{Coг}}$ аналогичную системе уравнений (5.67). Решить эту систему несложно. Однако следует иметь в виду, что в реальных В-О действующих АЭС с реакторами типа РБМК содержание радионуклидов в некоторых компонентах В-О может оказаться ниже предела чувствительности используемых в настоящее время ППД-спектрометров. Из наиболее часто используемых в качестве трассеров ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{58}Co и ^{60}Co сложно достоверно определить удельные активности ^{134}Cs и ^{58}Co , содержание которых по сравнению с ^{137}Cs и ^{60}Co соответственно в компонентах В-О на порядок и более ниже.

5.7. Многокамерные модели миграции радионуклидов в водных экосистемах

Сегодняшние задачи моделирования миграции радионуклидов в окружающей среде, в том числе в водных экосистемах, реализуются на основе сложных интегрированных систем, включающих разнообразные базовые модели, каждая из которых решает определенную задачу («Кассандра», «Енисей»).

При создании такой системы обычно формулируются требования, обеспечивающие ее пригодность для решения поставленных задач, а также требования к моделям — составным частям системы. Эти требования таковы:

- *интегрированность системы*, позволяющая специалисту, который располагает лишь данными о гидрологии и параметрах аварии (атмосферный выброс, сброс сточных вод и др.), получить информацию о прогнозируемых дозовых нагрузках, рисках неблагоприятных последствий и выработать соответствующие рекомендации;
- *возможность использования имеющейся экспериментальной информации*, позволяющая корректировать и повышать достоверность прогнозов;
- *открытость всех подсистем* (способность использовать их совместно с другими), дающая возможность дополнять систему моделями, описывающими различные типы водных объектов, что позволяет специалисту использовать наиболее подходящие с его точки зрения модели;
- *открытость баз данных модели* — возможность пополнения и корректировки параметров модели;
- *простота и удобство в работе* — дружественный пользователю интерфейс;
- *быстродействие моделей* — возможность оперативного прогнозирования;
- *гибкость* — возможность оценить чувствительность результатов к входным данным, контролировать процесс расчета на любом этапе;
- возможность на любом этапе получать окончательные или предварительные результаты для обработки внешними инструментальными средствами.

Модели должны правильно описывать поведение радионуклидов в том или ином типе водного объекта в обобщенном смысле, не быть привязанными к специфическим характеристикам объекта.

Необходимо наличие баз данных, коэффициентов и параметров для замкнутой работы каждой модели.

Модель должна работать в широком диапазоне входных параметров, не являющихся специфическими для данной модели.

В качестве моделей поведения радионуклидов в замкнутых или слабопроточных водоемах получили распространение так называемые камерные модели.

Схема строения многокамерной модели. В отличие от рассмотренной выше трехкамерной модели она имеет большее количество камер (рис. 5.7).

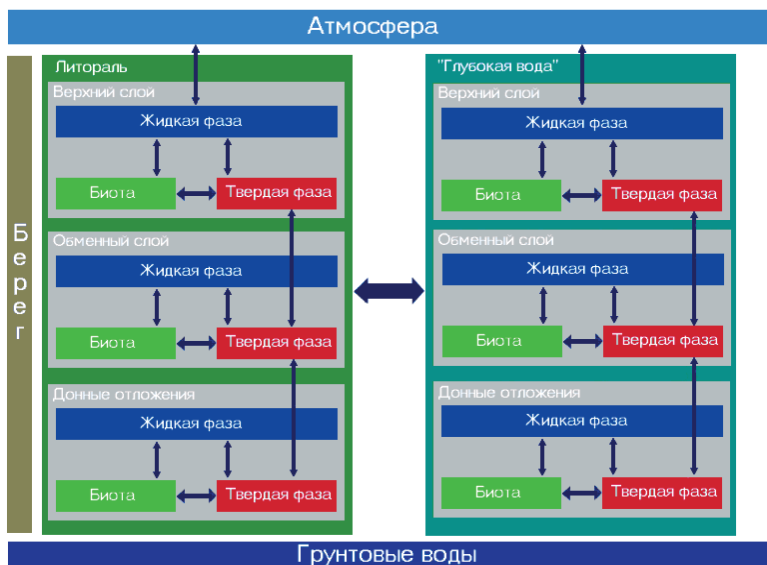


Рис. 5.7. Многокамерная модель водной экосистемы

Разделение на камеры проводится не только по пространству (в горизонтальном и вертикальном направлениях), но и по структуре входящих в водную экосистему элементов. Это наглядно показано на рис. 5.7—5.9.

Преимуществом модели при наличии необходимой исходной информации является тщательный учет всех возможных взаимодействий в экосистеме, а при применении модели для управления качеством вод мы получаем в распоряжение большое количество параметров для оптимизации (например, для оптимизации затрат на водоохранные мероприятия). Однако большой объем исходных параметров требует определенного компромисса при реализации модели.

Моделирование проводится для каждого отдельно взятого радионуклида, а в некоторых случаях и для определенной химической формы радионуклида. При этом для каждого радионуклида или его химической формы надо рассмотреть процессы поведения и определить коэффициенты.



Рис. 5.8. Горизонтальный срез водной экосистемы

При описании процессов используются уравнения вида

$$\frac{dC}{dt} = A_1 \frac{d^2 C}{dx^2} + A_2 \frac{dC}{dx} + A_3 C + A_4, \quad (5.68)$$

где C — концентрация радионуклида в некотором элементе водоема; x — параметр, оказывающий влияние на формирование концентрации. На практике получение зависимостей $C(t, x)$ оказывается очень сложной задачей, которая часто не оправдывает себя. В связи с этим предлагается перевести модель в рамки конечных приращений, тем самым упростив расчетную часть.

Необходимо отметить, что многие процессы протекают и в литорали, и в «глубокой воде» (просто в каждой области коэффициенты, описывающие эти процессы, будут разными), тогда как небольшое количество процессов присуще только определенной области — смыв и сток с берегов, например, свойственны только для литорали.

Необходимость введения в модель обменного слоя (рис. 5.10) вызвана многими причинами — чисто гидравлическими (серьезными различиями в мутности, ламинарности и т. д.), а также биологическими. Дело в том, что гидробионты, населяющие этот слой, отличаются от тех, которые обитают в донных отложениях и верхнем слое. Обменный слой представляет собой ламинарную прослойку с высокой мутностью — «кисель», причем толщина обменного слоя постоянна и составляет величину от нескольких десятых до десятков сантиметров. Рассмотрим два случая: «наращивание» и «размыв» донных отложений.

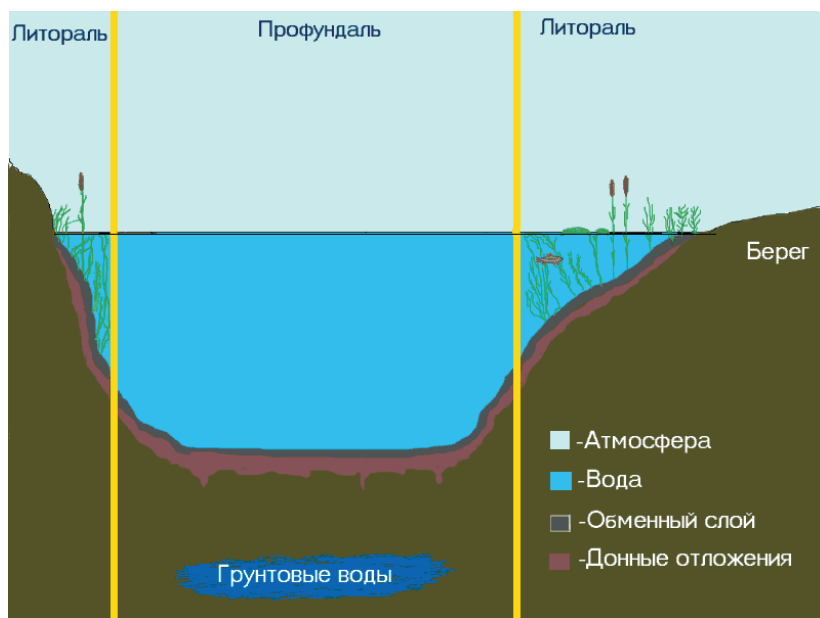


Рис. 5.9. Вертикальный разрез водной экосистемы

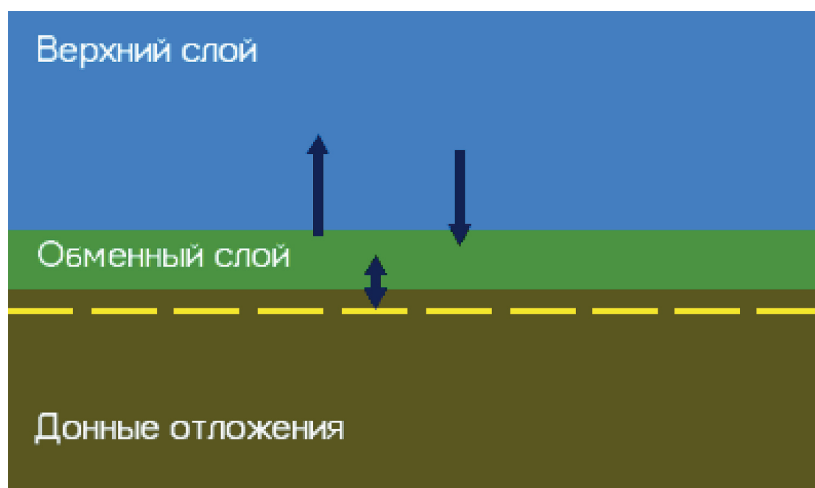


Рис. 5.10. Разделение экосистемы на слои

«Наращивание». Мы считаем, что при попадании потока массы в обменный слой активность равномерно перераспределяется по обменному слою, а затем (исходя из постоянства мутности этого слоя) часть массы переходит в донные отложения, увеличивая тем самым толщину слоя донных отложений. Толщина обменного слоя не изменяется.

«Размыв». Поток массы направлен из обменного слоя в верхний слой. Масса извлекается из обменного слоя, но этот слой пополняется за счет донных отложений. При этом активность, перешедшая в обменный слой из донных отложений, равномерно перераспределяется по всему слою. Толщина обменного слоя не меняется.

При постоянстве массы верхнего и обменного слоев загрязнения донных отложений не происходит.

Сорбционные процессы различны по механизмам. Однако любой сорбционный процесс начинается с адсорбции на границе соприкасающихся фаз, которые могут быть жидкими, газообразными или твердыми.

Любой радионуклид может перераспределяться между твердой и жидкой фазами. В этом перераспределении участвует множество разнообразных процессов, в том числе: сорбция на органических и неорганических взвешенных частицах, осаждение и растворение, коагуляция и диспергирование коллоидов, деятельность микроорганизмов, потребление и выделение биотой. Коэффициент распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами — очень важный параметр, описывающий поведение радиоактивных веществ. Он определяется (кроме случая биологического потребления) как коэффициент распределения K_d , или численно эквивалентное ему отношение R_d , введенное NEA/OECD:

$$K_d = \frac{\text{Концентрация радиоактивных веществ в твердой фазе, Бк/кг}}{\text{Концентрация радиоактивных веществ в жидкой фазе, Бк/л}}.$$

Широкое использование K_d вызвано потребностью в простом параметре, характеризующем распределение в системе «твердое вещество — раствор» при моделировании биогеохимического поведения радионуклидов. K_d включает в себя условия достижения истинного равновесия и обратимости процесса, при этом подразумевается, что величина самого отношения твердое/раствор не влияет на K_d из-за достаточно низкой концентрации радионуклидов. На практике первые два условия часто остаются недоказанными. Вариации K_d связаны не только с воздействиями, имеющими биологическую или коллоидную природу, но и с изменениями химических свойств растворов и осадков в ходе процесса и с тем, что равновесные состояния в них не достигаются.

Приведенные в литературе значения K_d , как правило, определены экспериментально. Коэффициенты распределения различаются на шесть порядков для разных нуклидов и на три порядка для одного нуклида в разных условиях. Эти вариации зависят главным образом от состава раствора и природы твердого вещества. На величине коэффициентов могут сказаться неравновесные условия, обусловленные медленной кинетикой, а также влияние коллоидных или биологических процессов. Концентрация взвешенного вещества сильно варьируется в водных средах как в пространстве, так и во времени (от менее 1 до более 1000 г/м³). Эти вариации ведут к тому, что относительное значение твердой и жидкой фаз в судьбе радионуклидов также сильно меняется в пространстве и времени. В одном крайнем состоянии (при высокой концентрации взвеси) большая доля радионуклидов будет связана с ее частицами даже для элементов с низкими K_d , в другой крайней ситуации может быть справедливо обратное соотношение.

Химические характеристики воды имеют большое значение для поведения радионуклидов и величин K_d . Растворенные формы радионуклидов могут зависеть от ионного состава и ионной силы воды, присутствия органических лигандов, ее окислительно-восстановительного потенциала E_h и кислотности pH. Поэтому между водами в аэробных и анаэробных условиях наблюдаются сильные контрасты в поведении некоторых нуклидов. Большие различия в ионном составе и ионной силе, существующие между солеными и пресными водами, а в последних — между щелочными и кислыми водами, играют важную роль в том, в каких растворенных формах находятся радионуклиды и каково их поведение. Кроме того, разные радиоактивные элементы сильно различаются по тому, насколько многообразны их химические свойства в растворе.

5.8. Учет процессов взмучивания донных отложений

Одним из важных процессов в миграции радионуклидов в экосистеме водного объекта, которому уделяется недостаточно внимания при разработке моделей миграции радионуклидов в водных объектах, является поступление радиоактивных веществ из донных отложений в воду. Как правило, считается, что седименты выступают в роли накопителя загрязняющих веществ, а дальнейший их вынос либо маловероятен, либо пренебрежимо мал в количественном отношении. При постоянном поступлении радионуклидов в воду водного объекта скорость их перехода из воды на дно больше, чем в противоположном направлении, по крайней мере на порядок. Однако, как показывают экспериментальные натурные исследования,

в реальных водоемах, загрязненных радиоактивными веществами, даже при отсутствии внешних поступлений радионуклидов в воду последние в ней обнаруживаются в течение достаточно длительного времени и в значимых количествах. Вообще роль донных отложений при формировании радиологической обстановки в водоеме такова: в случае разового поступления радионуклидов первоначально, в течение сравнительно небольшого времени, донные отложения выступают как депозитарий-накопитель загрязняющих веществ, а затем на длительный период становятся источником вторичного загрязнения воды и грунтовых вод.

Переход радионуклидов из донных отложений в воду водного объекта (вторичное загрязнение) обусловлен рядом процессов:

- десорбцией радионуклидов с частиц донных отложений в водную среду;
- биологическим выносом за счет жизнедеятельности донных организмов (хинономид, рыб-бентофагов, донной растительности и др.);
- взмучиванием донных отложений.

Процессы сорбции-десорбции обычно учитываются в физической модели взаимодействия радионуклидов в системе «вода — донные отложения». Биологический вынос значим (по оценкам, может достигать 10—20% содержания радионуклидов в воде), но не столь велик, как взмучивание донных отложений. Взмучивание происходит по двум причинам:

- за счет ветроволновых нагрузок, особенно экстремальных (например, смерчей); этот вид взмучивания дает большой вклад в повышение удельной активности воды, особенно если водоем сравнительно небольшой (площадь порядка 10—20 км², глубина порядка 4 м);
- за счет циркуляционных потоков: забора и сброса воды АЭС, а также потоков, вызванных впадающими реками, ручьями.

Взмучивание происходит под воздействием турбулентных пульсаций, которые возникают в водных массах водного объекта за счет ветроволновых нагрузок и/или русловых течений. Для этих процессов необходимо связать скорость течения водного потока с удельной активностью взмываемых отложений.

Целью моделирования взмучивания донных отложений является оценка изменения удельной активности (УА) воды с учетом взмучивания радиоактивно загрязненных донных отложений. Известна УА донных отложений и мутность взмыва, требуется оценить изменение УА воды.

РВ в воде присутствуют в двух формах:

- растворенные ($C_{\text{раств}}$, Бк/л);
- сорбированные на частицах взвеси, всегда присутствующей в естественных водных объектах ($C_{\text{сорб}}$, Бк/кг).

Пусть S (кг/л) — мутность воды водного объекта. Тогда УА воды C_v (Бк/л), обусловленная наличием в ней РВ в растворенной и сорбированной формах, определяется из соотношения

$$C_v = (1 + SK_d)C_{\text{раств.}} \quad (5.69)$$

Дополнительный «вклад» донных отложений рассчитывается по формуле

$$\Delta C_{\text{ДО}} = S_{\text{взм}}(H, w, d)C_{\text{ДО}},$$

где $C_{\text{ДО}}$ — удельная активность донных отложений, Бк/кг; $S_{\text{взм}}$ — средняя мутность восходящих вихревых потоков при отрыве частиц от дна, кг/л; H — глубина водоема, м; w — скорость ветра, вызывающего взмучивание донных отложений, м/с; d — диаметр частиц, слагающих донные отложения, м.

Существует полуэмпирическая теория речных наносов [5.23], основные положения которой базируются главным образом на обработке большого числа экспериментальных данных. В соответствии с этой теорией в зависимости от поставленной расчетной задачи средняя мутность водных масс вычисляется по-разному:

- S_n — средняя донная мутность, характеризующая среднее насыщение потока у дна в области как восходящих, так и вихревых течений на достаточной большой поверхности русла, позволяющей говорить об осреднении. Эта поверхность, однако, не настолько велика, чтобы осреднение сглаживало неоднородность донного слоя потока, обусловленную неравномерностью осредненного течения, параметров потока по длине и ширине.
- $S_{\text{взм}}$ — средняя мутность восходящих вихревых токов при их отрыве от дна. Эта величина нас и будет интересовать, так как именно за счет нее повышается удельная активность воды при взмучивании донных отложений. Предполагается, что осреднение осуществляется в восходящих вихрях, находящихся на той же площади, по которой осреднена донная мутность S_n .
- $S_{\text{ср}}$ — средняя расходная мутность, получаемая в результате осреднения мутности по вертикали или по сечению потока с учетом веса скоростей течения в точках измерения (или вычисления) мутности.
- $S_{\text{ср.с}}$ — средняя субстанционная мутность — получается в результате пространственного осреднения мутности по площади или по вертикали, но без учета веса скоростей. Эта мутность актуальна для водоемов-хранилищ и водоемов-охладителей, так как это непроточные водоемы.

В теории речных наносов получена формула для вычисления мутности взмыва. Попытаемся привести ее к виду, пригодному для расчета задач в области миграции радионуклидов.

$$S_{\text{взм}} = 0,15 \frac{N}{H} (v_H + v_{\text{хорб}})^2, \quad (5.70)$$

$$N = \frac{MC_{\text{ш}}}{g},$$

где $C_{\text{ш}}$ — коэффициент Шези, зависящий от параметров водоема (его глубины и диаметра частиц):

$$C_{\text{ш}} = 33 \left(\frac{H}{d_s} \right)^{\frac{1}{6}},$$

$$M = \begin{cases} 0,7C_{\text{ш}} + 6; & C_{\text{ш}} \leq 60, \\ 48; & C_{\text{ш}} > 60. \end{cases}$$

Далее, v_H — значение скорости потока у дна, м/с:

$$v_H = k_H w_2 \sqrt{3 + 10h_b},$$

где k_H — коэффициент, зависящий от коэффициента Шези, для него есть специальная таблица значений, которая приведена ниже (табл. 5.5).

Рассмотрим случай ветроволнового воздействия. Под действием ветра образуется градиентное течение, вследствие чего возникают уклон поверхности воды и составляющая силы тяжести в сторону уклона, которая действует по всей толще воды, как следствие у дна возникает градиентное течение, которое, в свою очередь, вызывает орбитальное движение воды у дна. Продольная составляющая орбитальной скорости у дна определяется выражением

$$v_{\text{хорб}} = \frac{2h_b}{T_0 \text{sh} \frac{2\pi H}{L}},$$

где h , T_0 , L — элементы волн; h — высота волны, м:

$$h_b = 0,073 w_2 \sqrt{\varepsilon D}; \quad (5.71)$$

где w_2 — скорость ветра, измеренная на высоте 2 м над поверхностью воды (является входным параметром), м/с; w_b — скорость волны, м/с:

$$w_b = 0,338 \sqrt{w_2} \left(\frac{D}{\varepsilon} \right)^{\frac{1}{4}}; \quad (5.72)$$

L — длина волны, м:

$$L = \frac{1}{\varepsilon} h_{\text{в}} = 0,073 w_2 \sqrt{\frac{D}{\varepsilon}}; \quad (5.73)$$

T_0 — период волны, с:

$$T_0 = \frac{L}{w_{\text{в}}} = 0,216 \sqrt{w_2} \left(\frac{D}{\varepsilon} \right)^{\frac{1}{4}}; \quad (5.74)$$

D — разгон волны, м:

$$D = 30 w_2 \varepsilon, \quad (5.75)$$

где ε — крутизна волны:

$$\varepsilon = \frac{1}{0,9(100 + w_2)^{\frac{1}{2}}}. \quad (5.76)$$

Тогда

$$v_H = k_H w_2 \sqrt{3 + 4,44 \sqrt{\frac{w_2^3}{100 + w_2}}}, \quad (5.77)$$

$$v_{\text{хорб}} = 1,757 \frac{w_2^{\frac{3}{4}}}{\sqrt{100 + w_2} \operatorname{sh} \left(15,714 \frac{H}{\sqrt{w_2^3}} \right)}. \quad (5.78)$$

В итоге имеем расчетные формулы с тремя входными параметрами:

- k_H , а как следствие — коэффициент Шези, т. е. гранулометрический состав донных отложений (средний диаметр слагающих их частиц);
- скорость ветра, измеренная на высоте 2 м над поверхностью воды;
- глубина водоема.

Далее на основе этих формул построим графики различных зависимостей (рис. 5.11—5.14).

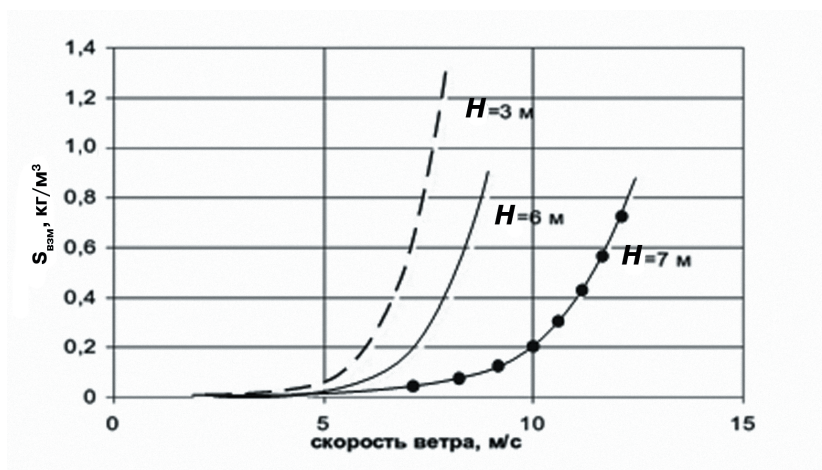


Рис. 5.11. График зависимости мутности взмыва от скорости ветра, измеренной на высоте 2 м (для водоема глубиной $H = 3, 6, 7$ м, $d_s = 0,022$ мм); $S_{\text{взм}} = w^{7/2}$

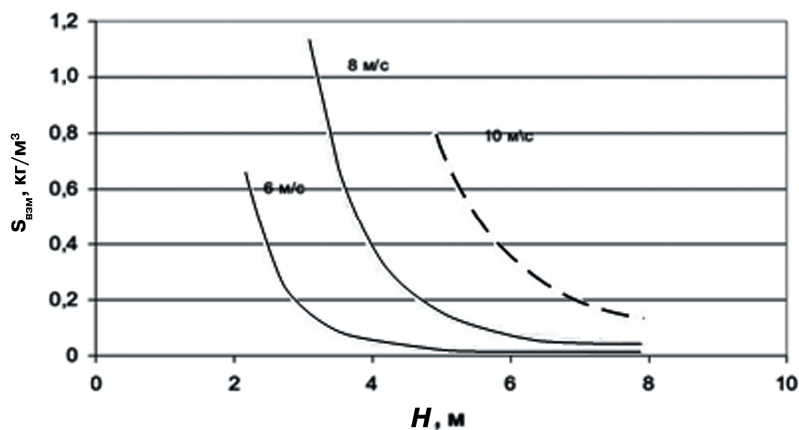


Рис. 5.12. График зависимости мутности взмыва от глубины водоема (при скорости ветра $w_2 = 6, 8, 10$ м/с); $S_{\text{взм}} = H^{-5/6}$

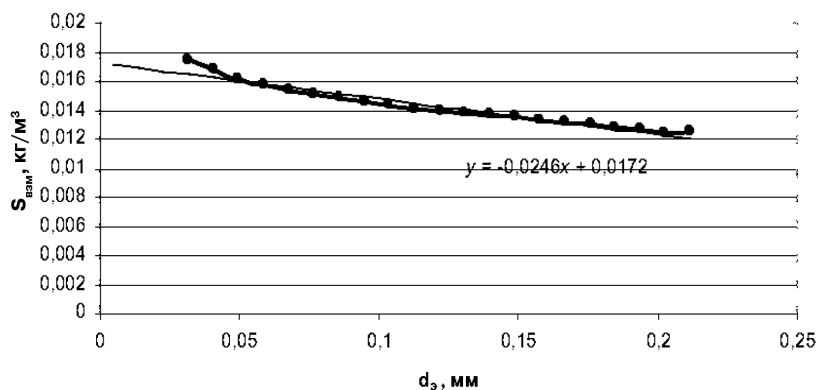


Рис. 5.13. График зависимости мутности взмыва от диаметра частиц, составляющих донные отложения (при $w_2 = 6 \text{ м/с}$, $H = 6 \text{ м}$)

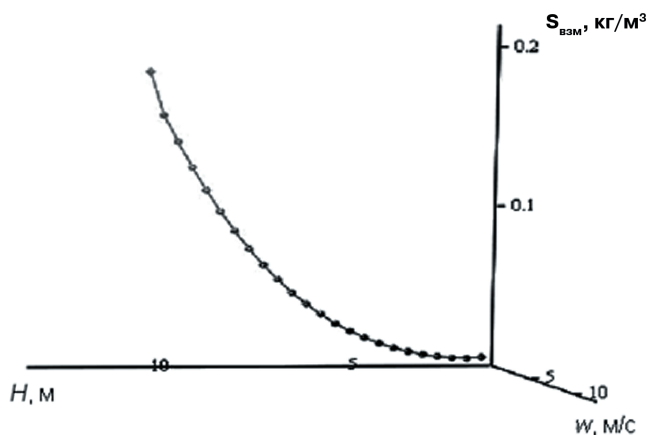


Рис. 5.14. График зависимости мутности взмыва от глубины водоема и скорости ветра, для донных отложений, состоящих из тонких илов ($d_3 = 0,022 \text{ мм}$)

Как и ожидалось, видно, что чем мельче водоем, тем больше мутность взмыва при одной и той же скорости ветра и гранулометрическом составе донных отложений.

Процентный вклад в удельную активность воды, обусловленный взмучиванием донных отложений, будем рассчитывать по формуле

$$\alpha = \frac{S_{\text{взм}}(H, w, d)C_{\text{до}}}{C_{\text{в}}}. \quad (5.79)$$

Конкретные расчеты приведем для одного из промышленных водоемов Теченского каскада (водоем В-10), эксплуатируемого ПО «Маяк».

Имеющиеся данные по площади, объему, накопленной в промводоеме активности и процентному распределению ее между водой и донными отложениями представлены ниже в табл. 5.4.

Таблица 5.4. Основные параметры промводоема В-10

Параметр	В-10
Год начала эксплуатации	1957
Площадь (октябрь 2005 г.), км ²	18,4
Объем (октябрь 2005 г.), млн м ³	78,9
Содержание активности * в водоеме, тыс. Ки	260
Распределение активности, %:	
вода	10
донные отложения	90

* Активность обусловлена ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs.

Далее, имеем батиграфическую кривую, по которой можем определить глубину интересующего нас водоема. Эта кривая представляет собой график зависимости глубины озера от его объема и площади. Из него следует, что средняя глубина промводоема составляет 8 м.

Проведем необходимые расчеты со следующими входными параметрами:

- глубина $H = 8$ м;
- скорость ветра над поверхностью воды $w = 8$ м/с;
- тип донных отложений — ил ($d_s = 0,022$ мм), ил с примесью песка ($d_s = 0,035$ мм) и песок ($d_s = 0,075$ мм).

Сначала вычислим коэффициент Шези для всех трех типов отложений: илы:

$$C_{\text{ш}} = 33 \left(\frac{H}{d_s} \right)^{\frac{1}{6}} = 33 \left(\frac{8}{0,022} \right)^{\frac{1}{6}} = 88,16;$$

ил с примесью песка:

$$C_{\text{ш}} = 33 \left(\frac{H}{d_s} \right)^{\frac{1}{6}} = 33 \left(\frac{8}{0,035} \right)^{\frac{1}{6}} = 81,60;$$

средний песок:

$$C_{\text{ш}} = 33 \left(\frac{H}{d_s} \right)^{\frac{1}{6}} = 33 \left(\frac{8}{0,075} \right)^{\frac{1}{6}} = 71,87.$$

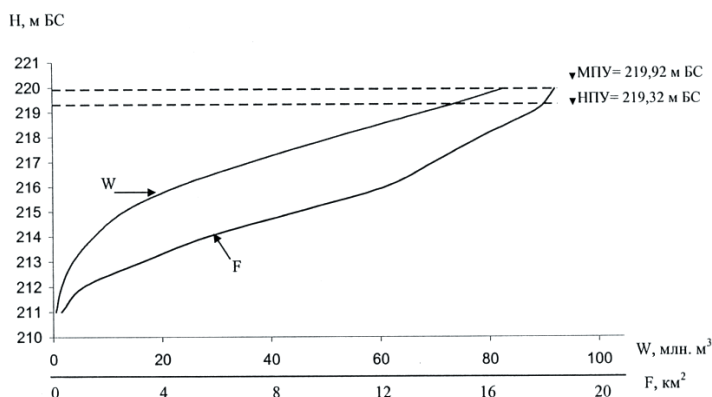


Рис. 5.15. Батиграфическая кривая промводоема В-10 (высота дана относительно уровня Балтийского моря, так называемая Балтийская система — БС)

Найдем мутность взмыва $S_{\text{взм}}$, для этого сначала найдем скорость потока у дна v_H и продольную составляющую орбитальной скорости $v_{\text{хорб}}$.

Значения коэффициента k_H , необходимого для вычисления v_H , приведены в табл. 5.5.

Таблица 5.5. Значения коэффициента k_H

$C_{\text{ш}}$	k_H
20	0,00077
40	0,00150
60	0,00220
80	0,00280
100	0,00320

Возьмем значения k_H в первом и втором случаях равными 0,00280, в третьем — 0,00220. Тогда v_H во всех трех случаях при скорости ветра, равной 8 м/с, будет равна:

в первом и втором случаях:

$$v_H = k_H w_2 \sqrt{3 + 4,44 \sqrt{\frac{w_2^3}{100 + w_2}}} = 0,0028 \cdot 8 \cdot \sqrt{3 + 4,44 \sqrt{\frac{8^3}{100 + 8}}} = 0,079724 \text{ м/с};$$

в третьем случае:

$$v_H = k_H w_2 \sqrt{3 + 4,44 \sqrt{\frac{w_2^3}{100 + w_2}}} = 0,0022 \cdot 8 \cdot \sqrt{3 + 4,44 \sqrt{\frac{8^3}{100 + 8}}} = 0,06387691 \text{ м/с}.$$

Вычислим $v_{\text{хорб}}$:

$$v_{\text{хорб}} = 1,757 \frac{w_2^{\frac{3}{4}}}{\sqrt{100 + w_2} \operatorname{sh} \left(15,714 \frac{H}{\sqrt{w_2^3}} \right)} = 1,757 \frac{8^{\frac{3}{4}}}{\sqrt{100 + 8} \operatorname{sh} \left(15,714 \frac{8}{\sqrt{8^3}} \right)} =$$

$$= 0,0062171 \text{ м/с}.$$

Вычислим $S_{\text{взм}}$:

$$S_{\text{взм}} = 0,15 \frac{N}{H} (v_H + v_{\text{хорб}})^2 = 0,15 \frac{MC}{gH} (v_H + v_{\text{хорб}})^2.$$

Так как коэффициент Шези получился больше 60 для всех трех типов донных отложений, то $M = 48$.

Илы: $M = 48$, $H = 8$, $C_{\text{ш}} = 88,16410929$, $v_H = 0,079724 \text{ м/с}$, $v_{\text{хорб}} = 0,0062171 \text{ м/с}$, $S_{\text{взм}} = 0,059741 \text{ кг/м}^3$.

Илы с примесью песков: $M = 48$, $H = 8$, $C_{\text{ш}} = 81,59889237$, $v_H = 0,079724 \text{ м/с}$, $v_{\text{хорб}} = 0,0062171 \text{ м/с}$, $S_{\text{взм}} = 0,055292 \text{ кг/м}^3$.

Песок: $M = 48$, $H = 8$, $C_{\text{ш}} = 71,86521466$, $v_H = 0,06387691 \text{ м/с}$, $v_{\text{хорб}} = 0,0062171$, $S_{\text{взм}} = 0,031260 \text{ кг/м}^3$.

Найдем массу донных отложений. Для этого объем донных отложений умножим на их плотность. Объем найдем, приняв толщину донных отложений равной 10 см, площадь водоема нам известна ($S = 18,4 \text{ км}^2$), плотность донных отложений в случае илов равна $0,85 \text{ кг/м}^3$ [5.23].

$$m = 0,3 \cdot 18,4 \cdot 10^9 \cdot 0,85 = 5,7 \cdot 10^{10} \text{ кг}.$$

Содержание активности в донных отложениях составит 234 тыс. Ки. Следовательно, удельная активность донных отложений будет равна $C_{\text{до}} = 4,07 \cdot 10^{-6} \text{ Ки/кг}$.

Удельная активность воды

$$C_{\text{в}} = 26 \cdot 10^3 / 78,9 \cdot 10^6 = 0,33 \cdot 10^{-3} \text{ Ки/л}.$$

Окончательно получаем:

илы:
$$\alpha = \frac{S_{\text{взм}}(H, w, d)C_{\text{до}}}{C_{\text{в}}} = 0,027086021 \approx 3\%;$$

илы с песком:
$$\alpha = \frac{S_{\text{взм}}(H, w, d)C_{\text{до}}}{C_{\text{в}}} = 0,021308164 \approx 2\%;$$

песок:
$$\alpha = \frac{S_{\text{взм}}(H, w, d)C_{\text{до}}}{C_{\text{в}}} = 0,007301225 \approx 0,7\%.$$

Теперь оценим ту же величину для ветра 15 м/с (табл. 5.6) и для ветра 20 м/с (табл. 5.7).

Таблица 5.6. Процентный вклад в удельную активность воды за счет ветроволнового взмучивания донных отложений при скорости ветра 15 м/с

	Илы	Илы с песками	Пески
V_H , м/с	0,218453	0,218453	0,171642
$V_{\text{хорб}}$, м/с	0,290747	0,290747	0,290747
$S_{\text{взм}}$, кг/м ³	2,09728	1,941037	1,409632
α , %	95	74	32

Таблица 5.7. Процентный вклад в удельную активность воды за счет ветроволнового взмучивания донных отложений при скорости ветра 20 м/с

α	Илы	Илы с песками	Пески
V_H , м/с	0,350850	0,350850	0,275668
$V_{\text{хорб}}$, м/с	0,791627	0,791627	0,791627
$S_{\text{взм}}$, кг/м ³	10,557471	9,771300	7,510359
α , %	479	376	175

Ниже на рисунках приведены графики зависимостей вклада загрязненных ДО промводоема В-10 в увеличение удельной активности воды для различных значений параметров задачи.

Рассмотрим циркуляционные потоки, возникающие в водоемах-охладителях за счет забора и сброса воды для охлаждения конденсаторов турбин блока с установленной мощностью 1000—1200 МВт (эл.). Примем, что расход воды составляет порядка 50 м³/с. Оценочно считая, что сброс воды происходит в «желоб» высотой 8 м (глубина В-10) и шириной порядка 1 км (ориентировочная ширина каждой части В-10 при разделении его дамбой), находим, что значение скорости потока у дна составит 6 мм/с.

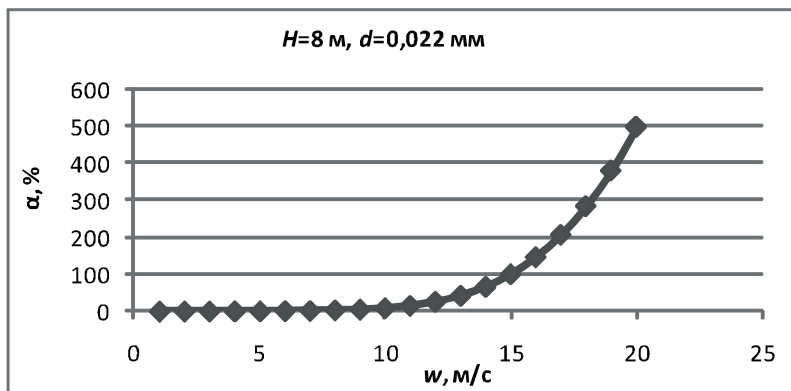


Рис. 5.16. Графики зависимости α от скорости ветра при постоянной глубине ($H=8$ м) и постоянном гранулометрическом составе донных отложений ($d=0,022$ мм)

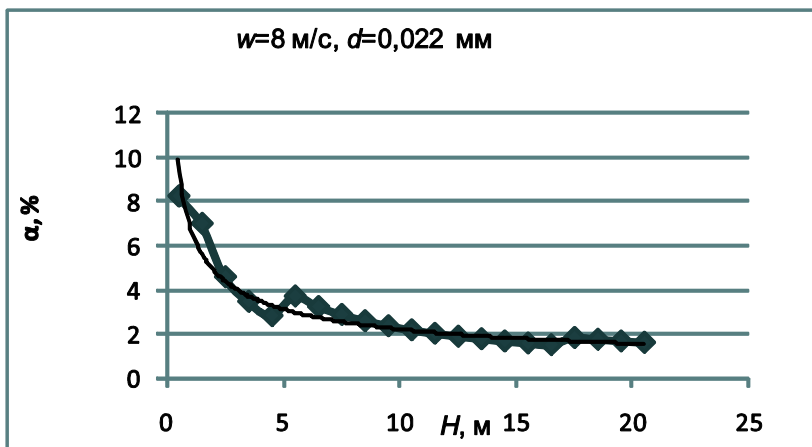


Рис. 5.17. График зависимости α от глубины водоема при постоянной скорости ветра ($w=8$ м/с) и постоянном гранулометрическом составе донных отложений ($d=0,025$ м/с)

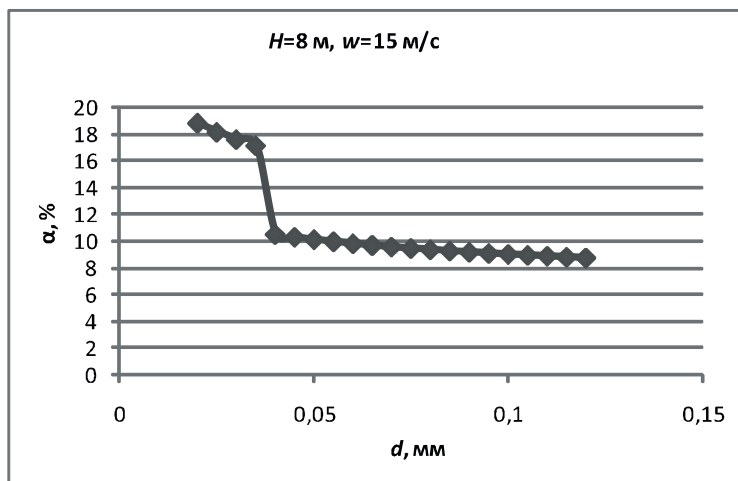


Рис. 5.18. График зависимости α от гранулометрического состава донных отложений при постоянной глубине водоема ($H = 8 \text{ м}$) и постоянной скорости ветра ($w = 15 \text{ м/с}$)

Считая орбитальную скорость у дна равной нулю и вычисляя мутность взмыва по приведенной ранее формуле, найдем процентный вклад взмучивания донных отложений за счет циркуляционных потоков для трех типов донных отложений — ила, ила с песком, песка (табл. 5.8).

Таблица 5.8. Процентный вклад в удельную активность воды ветроволнового взмучивания донных отложений за счет циркуляционных потоков

	Илы	Илы с песками	Пески
$S_{\text{взм}}, \text{кг/м}^3$	0,000316	0,000292	0,000258
$\alpha, \%$	0,014	0,011	0,006

Как видим, ветровые нагрузки влияют на активность воды гораздо сильнее.

5.9. Модели, описывающие миграцию радионуклидов в озерах

Целесообразность принятия тех или иных контрмер и восстановительных мероприятий, направленных на снижение доз радиации при загрязнении пресноводных экосистем радионуклидами, напрямую зависит от их стоимости

и вероятности успешной последующей реабилитации. Любое антропогенное вмешательство в природную экосистему может привести к нежелательным эффектам экологического, экономического и социального характера. В связи с этим необходимо провести сравнение различных стратегий управления состоянием загрязненных водоемов для определения оптимального соотношения затрат и потенциального успеха мер по ликвидации аварийной ситуации.

В последние десятилетия в рамках многочисленных международных проектов и исследований было разработано множество моделей, описывающих поведение радионуклидов в пресноводных экосистемах. Некоторые модели успешно внедрялись в различные системы поддержки принятия решений (СППР). В данном случае СППР представляет собой набор программных кодов высокого уровня сложности, решающих задачи водной радиоэкологии для управления радиационным состоянием водоема: численное решение соответствующих уравнений, моделирование последствий различных сценариев аварии, определение затрат на реабилитационные работы и анализ вероятности их успешного осуществления.

Вследствие большого разнообразия разработанных моделей и СППР представляется целесообразным классифицировать различные модельные подходы, определить их характерные особенности, выявить сходства и различия, наконец, ограничить сферы применения с точки зрения возможного последующего улучшения [5.33].

В самом общем случае СППР может быть определена как любой согласованный набор экспертных сведений, помогающих в принятии решений. СППР, направленные на оценку целесообразности возможных контрмер для реабилитации водных экосистем после загрязнения радионуклидами, как правило, включают в себя:

- полный набор моделей, определяющих поведение радионуклидов в пресноводных экосистемах, а также экологические, экономические и социальные последствия мер, направленных на снижение уровня загрязнения;
- методологию для нахождения наиболее эффективных контрмер.

Так как математические модели миграции загрязняющих веществ являются самой существенной составляющей СППР, направленных на управление радиационной обстановкой в окружающей среде, первостепенную важность имеет анализ их характерных особенностей для выявления общих принципов, совпадений и существенных различий, определения недостатков и дальнейшего улучшения.

В [5.33] приведены результаты оценки различных моделей миграции радионуклидов в пресноводных экосистемах. Эти модели разрабатывались и тестировались в рамках соответствующих проектов (табл. 5.9).

Таблица 5.9. Международные проекты и их цели

Название	Цель	Сокращение	Радио- нуклиды	Замечания	Ссылки
Экологические процессы в водных экосистемах: моделирование потоков и бионакопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в пресных водоемах для подтверждения теоретических расчетов целесообразности принятия контрмер (химических и гидрологических)	Разработка и тестирование моделей	ECOPRAQ	^{137}Cs , ^{90}Sr	Модели разрабатывались отдельно для цезия (^{137}Cs -ECOPRAQ) и стронция (^{90}Sr -ECOPRAQ) для последующего внедрения в СППР MOIRA	[5.38]
Водные экосистемы в районе Чернобыля: наблюдения и прогнозные оценки	Разработка и тестирование моделей	AQUASCOPE	^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I	Модели разрабатывались отдельно для цезия (^{137}Cs -AQUASCOPE) и стронция (^{90}Sr -AQUASCOPE)	[5.36]
Система поддержки принятия решений и определения оптимальных реабилитационных стратегий для загрязненных водных экосистем и водосборов	Разработка СППР	MOIRA	^{137}Cs , ^{90}Sr	Включает в себя модель ^{137}Cs -ECOPRAQ; в настоящее время создана новая модель ^{90}Sr -MOIRA; также используется модель ^{137}Cs -MARTE для описания миграции ^{137}Cs в озерах и водохранилищах, входящих в состав сложных систем река/водозабор	[5.39]
Оперативная СППР в режиме реального времени	Разработка СППР	RODOS	Все	Может применяться для различных типов экосистем (как наземных, так и водных). Включает в себя модель LAKECO для описания миграции радионуклидов в озерах и модели, направленные на оценку неоднородного распределения загрязняющих веществ в крупных стратифицированных водоемах	[5.40]

Продолжение табл. 5.9.

Название	Цель	Сокращение	Радио- нуклиды	Замечания	Ссылки
Валидационное исследование моделей биосферы	Тестирование моделей	BIOMOVs и BIOMOVs II	^{137}Cs	Было проведено тестирование моделей миграции радионуклидов в наземных и водных экосистемах	[5.41; 5.42]
Валидация прогнозных моделей	Тестирование моделей	VAMP	^{137}Cs	Проведено тестирование моделей миграции радионуклидов в наземных и водных экосистемах	[5.43]

Среди всех моделей и программных кодов, разработанных в рамках описанных проектов, наибольшей общностью обладают RODOS и MOIRA.

RODOS содержит набор моделей для прогнозирования миграции радионуклидов в окружающей среде. «Атмосферный» модуль оценивает выпадение загрязняющих веществ за счет радиоактивных осадков с учетом метеорологических данных. «Гидрологический» модуль предназначен для оценки последствий дисперсии радионуклидов в водной среде. Таким образом, определяются дозы, получаемые человеком при загрязнении как наземных, так и водных экосистем. RODOS позволяет обрабатывать огромное количество данных, касающихся метеорологии, экологии, экономики, информацию о чрезвычайных происшествиях и возможных мерах реагирования.

Система поддержки принятия решений MOIRA позволяет пользователю выбрать оптимальную стратегию реагирования для различных типов загрязненных радионуклидами водных экосистем с учетом экологических, экономических и социальных последствий.

5.9.1. Моделирование поведения радионуклидов в абиотических компонентах водных экосистем

5.9.1.1. Основные процессы, определяющие динамику поведения радионуклидов в каскадах озер или водохранилищ

Важнейший фактор, определяющий условия миграции радионуклидов по каскаду озер или в водохранилищах, — их проточность, т. е. внешний водообмен. Он формирует процесс смешивания загрязненных водных масс с водами боковой проточности и их разбавление по мере перемещения по каскаду, в значительной мере определяет режим стоковых течений, от которых зависит ряд следующих важнейших факторов миграции радионуклидов: седиментация взвесей различного происхождения с ассоциированными на них радионуклидами; условия сорбции-десорбции водорастворимых форм загрязняющих веществ донными отложениями различных типов;

продолжительность пребывания содержащей загрязняющие вещества водной массы в водоеме и соответственно длительность их воздействия на экосистему. Процесс внешнего водообмена обычно моделируется следующим образом:

$$\Phi_r = \Phi C_w, \quad (5.80)$$

где Φ_r — поток выводящихся из озера радионуклидов, Бк/с; Φ — поток воды через водоотвод, $\text{м}^3/\text{с}$; C_w — концентрация радионуклидов в воде озера, Бк/с.

Концентрация радионуклидов в момент времени t после единичного акта загрязняющего воздействия, произошедшего в момент времени τ , определяется следующим образом:

$$C_w(t) = DG(t - \tau), \quad (5.81)$$

где $G(t - \tau)$ — отклик на единичный ($1 \text{ Бк}/\text{м}^2$) импульс загрязнения, D — поверхностная плотность начального загрязнения, $\text{Бк}/\text{м}^2$. Если загрязнение происходит в течение некоторого промежутка времени $D = D(t)$,

$$C_w(t) = \int_0^t DG(t - \tau) d\tau. \quad (5.82)$$

Во многих озерах наиболее важными причинами смешивания и, следовательно, разбавления загрязняющих веществ в озерной воде являются волны, вызванные ветром, турбулентными течениями, стратификацией и сейшами (специфическими колебаниями уровня воды). Ветровые течения появляются в результате накопления воды в подветренной части озера, при этом вследствие возникающей разницы в давлениях возникают возвратные потоки. Сейши и периодические течения могут быть связаны с продолжительно или постоянно дующими ветрами. Оба процесса являются причиной перемещения донного материала с прибрежной зоны в более глубокие районы водоемов.

Стратификация является другой важной особенностью озерных систем. Она обусловлена солнечным нагревом поверхности водоемов. Для глубоких водоемов больших и средних размеров температурная стратификация может вызывать возникновение термоклина (слоя температурного скачка), который сохраняется в течение нескольких месяцев. Для пресноводных водоемов слои воды выше термоклина называются «эпилимнион», ниже — «гиполимнион». Смешивание обоих слоев происходит главным образом весной и в конце осени. Эпилимнион может рассматриваться как отдельный слой, через который затруднен перенос радионуклидов

в нижние слои. Даже когда вода, обладающая большей плотностью, достигает гипolimниона, возвратного потока не возникает, следовательно, не возникает и реального перемешивания двух слоев.

Стратификация ограничивает перемещение радионуклидов и разбавление загрязнителей только в том случае, когда радионуклиды поступают в водоем сверху, на водную поверхность. В дальнейшем, когда возникают условия для смешивания, концентрация может резко уменьшиться, особенно если глубина эпилимниона относительно невелика по сравнению с общей глубиной озера. В очень глубоких озерах смешивание с гипolimнионом приводит к более быстрому уменьшению концентрации радионуклида в воде, чем поток переноса из эпилимниона [5.34]. Это также является причиной того, что радионуклиды остаются в экосистеме озера в течение длительного времени. Для всего объема озера время нахождения в нем радионуклидов может составлять сотни лет. Следовательно, основной процесс, приводящий к уменьшению запаса радионуклидов в озерах, — радиоактивный распад. Существенная часть запаса радионуклидов в воде адсорбирована на взвешенных частицах. Взвешенные вещества, попадающие в озеро с входным потоком воды, будут в нем накапливаться, что объясняется относительно низкими скоростями потоков в озерах. Однако ресуспензия может привести к вторичному поступлению (ремобилизации) активности из донных отложений. Значимость седиментации определяется адсорбцией радионуклидов на частицах и скоростью образования осадков в озере. Большие значения адсорбции и дальнейшей седиментации взвешенных частиц приводят к быстрому удалению активности из столба жидкости в процессе самоочищения. Однако количество взвешенных частиц и скорость образования осадков взаимосвязаны. Для эвтрофных озер оба параметра имеют большие значения, а олиготрофных озер — низкие. В последнем случае, однако, в связи с низким уровнем ионов в воде параметр адсорбции увеличивается, что также приводит к увеличению переноса активности из воды в донные отложения. В целом можно отметить, что скорость седиментации и общий эффект очищения воды от радионуклидов в эвтрофных озерах выше, чем в олиготрофных.

Противоположный процесс — ресуспензия — приводит к ремобилизации частиц в мелких озерах. Процессы, вызывающие ресуспензию, имеют как физическую, так и биологическую природу. Ветровые волны и «биотурбация» (возмущение частиц донных отложений организмами, потребляющими пищу на дне, — рыбой и бентосом) могут перемешивать верхний слой донных отложений толщиной до 10 см. Этот эффект зависит от глубины водоема. В глубоких частях озера преобладает осадкообразование и вывод радионуклидов, в то время как ресуспензия — преобладающий процесс в мелководных частях. Следовательно, можно выделить два различных типа дна — зону эрозии (мелководную зону) и зону накопления (глубоководную

зону). В глубоких озерах ремобилизация нуклидов со дна — процесс медленный, главным образом она происходит за счет диффузии. В больших мелких озерах преобладающим процессом является ресуспензия.

5.9.1.2. Основные параметры, необходимые для моделирования процессов, происходящих в экосистеме озера

Рассмотрим параметры, описывающие специфику моделируемого объекта (так называемые объектно-ориентированные параметры). Помимо них для дальнейших построений могут потребоваться дополнительные, характерные для конкретной модели коэффициенты (модельно-ориентированные параметры), которые для каждого случая определяются отдельно. Ограничимся лишь набором физических параметров для камерных моделей. Двух- и трехразмерные модели требуют дополнительного набора входных параметров.

К физическим относятся параметры, связанные с гидрологическими, седиментологическими и морфологическими условиями в водоеме. Гидрологические процессы определяют время пребывания нуклидов в водной системе, в то время как процессы седиментации важны для вычисления переноса радионуклидов в донные отложения после аварийного сброса. Более того, параметры, характеризующие седименты, важно вводить для расчетов эффектов ремобилизации и взмучивания донных отложений (и, соответственно, радионуклидов) в воду в течение длительного времени. Распределение глубин (батиметрия) озера играет большую роль при вычислении концентраций активности и взаимодействия «вода — донные отложения». Требуются следующие параметры:

- средняя глубина озера, м;
- максимальная глубина озера, м;
- площадь зеркала озера, км²;
- значения расходов (входной/выходной потоки), м³/год;
- среднее резидентное время (условное время водообмена), год;
- скорость седиментации, кг/м² год, или скорость осаждения частиц, м/год;
- рост слоя седиментов, см/год;
- скорость ресуспензии, кг/м² год;
- коэффициент распределения для всех нуклидов, л/кг;
- распределение фракций веществ (мелкие частицы) в донных отложениях;
- стратификация или полное перемешивание;
- средняя температура летом (эпилимнион), °С;
- слой осадков, мм/год.

5.9.1.3. Модели

Камерные модели часто используются для расчета концентраций радионуклидов в озерных экосистемах в предположении полного перемешивания воды в озере. Базовые принципы всех камерных моделей схожи: озеро подразделяется на несколько камер, в которых предполагаются однородные концентрации; в камерах перенос радионуклидов основан на линейных связях между концентрациями и скоростями удаления. Связи могут быть описаны дифференциальными уравнениями первого порядка и решены численно.

Хотя основные принципы камерных моделей одинаковы, модели могут отличаться по сложности, возможности прогнозов и гибкости. Когда структура модели превышает оптимальную, неопределенность прогноза существенно увеличивается. Число параметров окружающей среды в модели следует увеличивать, пока модель сохраняет управляемость. Это важный критерий качества модели. Модели отличаются прежде всего числом уравнений и параметров. Следует различать параметры, задаваемые (по умолчанию) самой моделью и задаваемые пользователем для объекта моделирования. Качество прогнозов будет высоким при низком отношении числа параметров, заданных в модели, к числу параметров, которые необходимо указать для объекта. Большое число определяемых в модели параметров, которые основаны на заключениях экспертов или взяты из литературы, приводит к увеличению неопределенности результатов моделирования. Модели с большим количеством параметров, основанных на физических процессах и эмпирических данных, позволяют получать качественные прогнозы, в то время как модели с заданными внутри параметрами не могут гарантировать хороших результатов. Они скорее могут рассматриваться как описательные модели с задаваемыми параметрами, в то время как системы для принятия решений требуют обеспечения высокого качества прогноза.

Целью каждой модели является определение концентрации радионуклидов в биотических и абиотических компонентах пресноводных экосистем. В основном все модели состоят из следующих трех элементов:

- подмодели, описывающей миграцию радионуклидов из водосборника в водоем;
- подмодели, предсказывающей поведение радионуклидов в абиотических компонентах водных объектов;
- подмодели, описывающей поведение загрязняющих веществ в биотических компонентах водоемов.

Все подмодели связаны односторонним потоком входных данных, т. е. вторая подмодель использует данные (поток радионуклидов из водосборника), вычисленные с помощью первой, и предоставляет данные (концентрация в абиотических компонентах водоема) для оценки концентрации

радионуклидов в биоте с помощью третьей. Таким образом, сравнение и оценку преимуществ и недостатков тех или иных моделей можно проводить независимо для каждой подмодели.

В зависимости от неоднородности параметров (для пространственно протяженных объектов), вместо камерных моделей используются 2D- и 3D-модели.

5.9.1.4. Моделирование физических процессов в камерных моделях

Модели MOIRA, AQUASCOPE и MARTE. Рассмотрим поведение ^{90}Sr в подсистеме «водоем — донные отложения» с помощью простейшей камерной модели (используемой в программных продуктах MOIRA, AQUASCOPE и MARTE) (рис. 5.19).

Модель состоит из двух активных (вода и верхний слой донных отложений) и одного пассивного (нижний слой донных отложений) блоков, причем последний характеризуется необратимыми процессами аккумуляции радионуклидов.

Система уравнений, описывающая динамику поведения радионуклида в модели MOIRA, выглядит следующим образом:

$$\begin{cases} \frac{dC_w}{dt} = -\frac{v_{ws}}{h}C_w + \frac{K_{sw}}{h}D_s - \lambda_r C_w, \\ \frac{dD_s}{dt} = v_{ws}C_w - (K_{sw} + K_{ds})D_s - \lambda_r D_s, \end{cases} \quad (5.83)$$

где h — средняя глубина озера, м; v_{ws} — скорость фильтрации, м/с; K_{sw} — скорость взмучивания, с^{-1} ; K_{ds} — скорость фильтрации радионуклидов в пассивный слой донных отложений, с^{-1} ; λ_r — константа распада, с^{-1} .

Если в момент $t = 0$ произошел выброс загрязняющих веществ D ($\text{Бк}/\text{м}^2$), то решение системы имеет вид

$$C_w(t) = \frac{D}{h} \frac{\left(\lambda_2 - \frac{v_{ws}}{h}\right)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} e^{-(\lambda_1 + \lambda_r)t} + \frac{D}{h} \frac{\left(\frac{v_{ws}}{h} - \lambda_1\right)}{(\lambda_2 - \lambda_1)} e^{-(\lambda_2 + \lambda_r)t}, \quad (5.84)$$

где

$$\lambda_{1,2} = -\left(\frac{v_{ws}}{h} + K_{sw} + K_{ds}\right) \pm \sqrt{\left(\frac{v_{ws}}{h} + K_{sw} + K_{ds}\right)^2 - 4\frac{v_{ws}K_{ds}}{h}}. \quad (5.85)$$

В модели ^{90}Sr -AQUASCOPE концентрация стронция в водоеме после единичного выброса в момент времени $t = 0$ определяется следующим образом:

$$C(t) = Ae^{-(K+\lambda_r)t} + D\eta e^{-(g+\lambda_r)t}, \quad (5.86)$$

где K , g и η определяются эмпирически, а $A \approx \frac{D}{h}$.

Эти результаты получены для «закрытых» мелководных озер, в которых вода застаивается в среднем больше года. Функции отклика на загрязнение цезием и стронцием были получены с помощью простейших полуэмпирических моделей и верифицированы при исследовании последствий загрязнения озер северной Европы после аварии на Чернобыльской АЭС.

Поведение радионуклидов в мелких озерах «закрытого» типа принято рассматривать, используя следующие допущения:

- пренебрежимо малое поступление радионуклидов за счет водозабора;
- пренебрежимо малый внешний водообмен.

При таком подходе на первый план выходят процессы, связанные с взаимодействием водных масс и донных отложений.

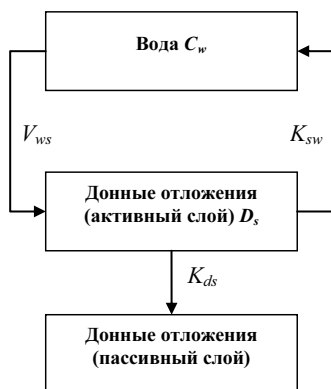


Рис. 5.19. Структура модели, описывающей миграцию ^{90}Sr из водоема в донные отложения (за счет внутренних процессов)

Концентрация радионуклидов, предсказанная моделями ^{90}Sr -AQUASCOPE и ^{90}Sr -MOIRA, определяется суммой двух экспонент и является функцией четырех независимых параметров h , K , η и g .

Сравнивая (5.84) и (5.86), получаем:

$$K = \lambda_2, \quad (5.87)$$

$$g = \lambda_1, \quad (5.88)$$

$$\eta \approx \frac{1}{h} \frac{\lambda_2 - \frac{v_{ws}}{h}}{\lambda_2 - \lambda_1}. \quad (5.89)$$

Таким образом, обе модели по существу эквивалентны. Действительно, при надлежащем выборе параметров $v_{ws} = 1,04 \cdot 10^{-7}$ м/с, $K_{sw} = 5,62 \cdot 10^{-9} \text{ с}^{-1}$ и $K_{ds} = 8,79 \cdot 10^{-10} \text{ с}^{-1}$ [5.35] значения K , η и g , вычисленные по формулам (5.87)—(5.89), весьма близки к эмпирическим значениям [5.36]: $K = 1,2 \cdot 10^{-7} / h$ (h в м, тогда K в с^{-1}), $g = 7,9 \cdot 10^{-10} \text{ с}^{-1}$, $\eta = 5 \cdot 10^{-2} \text{ м}^{-1}$.

Результат модели ^{137}Cs -AQUASCOPE для «закрытых» озер представляет собой сумму трех экспоненциальных слагаемых:

$$C(t) = Ae^{-(K+\lambda_r)t} + D\eta_1 e^{-(K_2+\lambda_r)t} + D\eta_2 e^{-(K_3+\lambda_r)t}, \quad (5.90)$$

где K_2 , K_3 , g , η_1 и η_2 определяются эмпирически, а $A \approx \frac{D}{h}$.

Оценочные значения параметров в формуле (5.90) таковы: $K_2 = 1,3 \cdot 10^{-8} \text{ с}^{-1}$, $K_3 = 6,3 \cdot 10^{-10} \text{ с}^{-1}$, $\eta_1 = 4,0 \cdot 10^{-2} \text{ м}^{-1}$, $\eta_2 = 8,5 \cdot 10^{-3} \text{ м}^{-1}$.

K — это эффективная константа распада радионуклида в воде, учитывающая различные процессы его выноса из водоема. Предложено четыре выражения для определения K в зависимости от количества известных входных данных [5.36]. Рассматриваются следующие варианты:

- а) известен только состав слоя осадков;
- б) известны состав донных отложений и глубина озера;
- в) известны состав донных отложений, глубина озера и скорость седиментации взвесей;
- г) известны состав донных отложений, глубина озера, скорость седиментации взвесей и концентрация калия в водоеме.

Будем исходить из предположения «в» как отвечающего наиболее общему случаю. Тогда

$$K = \frac{A}{h} + B, \quad (5.91)$$

где $A = 2,5 \cdot 10^{-7} \text{ м/с}$, $B = 3,2 \cdot 10^{-8} \text{ с}^{-1}$.

Пренебрегая третьим слагаемым в (5.90), можно сравнить характеристики моделей ^{137}Cs -AQUASCOPE и ^{137}Cs -MARTE для среднесрочных прогнозов (до 10 лет). В табл. 5.10 представлены значения v_{ws} , K_{ds} , K_{sw} , используемые

в ^{137}Cs -MARTE, и соответствующие значения тех же величин, вычисленные с помощью формул (5.87)—(5.89) для ^{137}Cs -AQUASCOPE.

В модели ^{137}Cs -MARTE значения коэффициентов, определяющих перенос радионуклидов из воды в донные отложения и обратно, зависят от гидрологических характеристик водного объекта. Для различных озер, рек и водохранилищ используются различные значения. Скорости миграции радионуклидов зависят от так называемого «динамического отношения», которое является мерой интенсивности взаимодействия воды и донных отложений. Динамическое отношение определяется следующим образом [5.37]:

$$D_r = \frac{\sqrt{S}}{h}, \quad (5.92)$$

где S — площадь поверхности водоема, м^2 ; h — его средняя глубина, м .

Как видно из табл. 5.10, модельные коэффициенты — величины одного порядка. Вполне очевидно, что, например, для ^{90}Sr ^{137}Cs -QUASCOPE и ^{137}Cs -MARTE при таком выборе параметров будут давать приблизительно одинаковые результаты.

Таблица 5.10. Значения модельных параметров для описания поведения ^{137}Cs в озерах и водохранилищах

Параметр	MARTE (озера)		MARTE (водохранилища)		AQUASCOPE	
	Динамический коэффициент ≤ 1000	Динамический коэффициент >1000	Динамический коэффициент ≤ 1000	Динамический коэффициент >1000	Глубина 2 м	Глубина 10 м
$v_{\text{вс}}$, м/с	$5,9 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$9,3 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$3,9 \cdot 10^{-7}$
$K_{\text{дс}}$, с^{-1}	$5,8 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$
$K_{\text{св}}$, с^{-1}	$3,0 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$

Модель MARTE учитывает также (хотя и довольно приближенно) процессы быстрой фиксации цезия на слое осадконакопления. Предполагается, что тонкий поверхностный слой донных отложений довольно активно взаимодействует с радионуклидами в растворенной форме и концентрация радионуклидов в этом слое быстро становится равной их концентрации в воде. Скорость этого процесса определяется быстрым уменьшением экспоненциального слагаемого с постоянной распада ($K \rightarrow \infty$).

Модель ECOPRAQ. Как и MARTE, камерная модель ECOPRAQ для описания поведения ^{137}Cs в озерах строится в предположении баланса радионуклидов в водной экосистеме. Водоем делится на следующие составные части (камеры):

- непосредственно водную массу;
- слой А («accumulation») донных отложений, где происходит накопление радионуклидов;
- слой ET («erosion transport») донных отложений, где основным процессом является перенос радионуклидов за счет размыва и эрозии верхнего слоя осадконакопления.

Структура модели представлена на рис. 5.20.

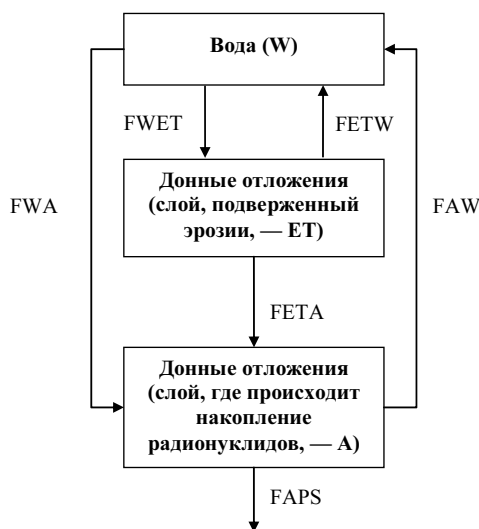


Рис. 5.20. Структура модели ECOPAQ (абиотические компоненты системы «водоем — донные отложения»). Поток радионуклидов обозначен следующим образом: FWA — из W в A, FAW — из A в W, FWET — из W в ET, FETW — из ET в W, FETA — из ET в A, FAPS — из A в самый глубокий пассивный слой донных отложений

Потоки радионуклидов связаны с их общей концентрацией в каждой камере с помощью коэффициентов пропорциональности (скорости миграции), которые вычисляются в соответствующих подмоделях отдельно для каждого региона [5.44; 5.45]. Таким образом, модель ECOPRAQ основывается на учете совокупности природных процессов и параметров как единого целого и на попытках связать их с доминирующими явлениями в водных экосистемах конкретной местности.

Необходимо отметить, что хотя принцип, положенный в основу модели AQUASCOPE (нахождение функции отклика на единичный акт загрязнения), не является фундаментальным (т. е. невозможна его реализация во всех случаях), структура всех описанных выше моделей практически одинакова.

Модель LAKECO. Камерные модели строятся в предположении установившегося равновесия при обмене радионуклидов между блоками соответствующей схемы. Сложная совокупность процессов, происходящих при миграции радионуклидов в системе «водоем — донные отложения», обычно систематизируется следующим образом:

- молекулярная диффузия радионуклидов в поровых водах донных отложений;
- седиментация загрязненных взвесей и последующее выведение радионуклидов из водной массы в слой осадконакопления;
- взмучивание донных отложений;
- различные механизмы захоронения как необратимые процессы, происходящие при взаимодействии радионуклидов с донными отложениями.

Рассмотрим более подробно способ нахождения скорости обмена радионуклидов между камерами (используется в модели LAKECO). Принимается во внимание большое количество процессов, важных с точки зрения переноса радионуклидов: самоочищение воды, захоронение, обмен с поровой водой, циркуляция частиц (поступление взвесей в донные отложения и обратно в воду), диффузия и биотурбация. Рассматривается взаимодействие между растворимой формой радионуклида в донных отложениях и водой озера — это обмен между водой озера и поровой водой, а также диффузия, которые происходят в обоих направлениях между активным и пассивным слоями. При захоронении частицы перемещаются из активного донного слоя в пассивный, в результате седиментации и ресуспензии частицы перемещаются из донных отложений в воду и обратно. Следует отметить, что существует также тип переноса радионуклидов из нижнего пассивного слоя донных отложений в верхний активный слой — диффузия. Циркуляция радионуклидов между водой водоема и донными отложениями и поровой водой обусловлена различными физическими и биологическими процессами, ветром, порождающим волны и биотурбацией.

1. Перенос радионуклидов из водоема в верхний слой донных отложений:

$$k_{ws} = \left[\frac{D_m}{d_{s1}h} + \frac{\varepsilon R_w \phi_1}{h} + \frac{R_w \rho_1 K_{d1} (1 - \phi_1)}{h} + \frac{\sigma K_{dw}}{h} \right] \frac{1}{1 + K_{dw} L}. \quad (5.93)$$

Четыре слагаемых в правой части (5.93) описывают следующие процессы:

- диффузию из водной массы в поровые воды донных отложений;
- перенос радионуклидов с поверхности водоема в поровые воды вследствие перемешивания и биотурбации;
- перенос радионуклидов из водной массы в верхний слой донных отложений за счет турбулентности и биотурбации;
- седиментацию.

2. Миграция радионуклидов из верхнего слоя донных отложений в водоем:

$$k_{sw} = \left(\frac{D_m}{d_{s1}^2 \phi_1} + \frac{\varepsilon R_w}{d_{s1}} \right) \frac{\phi_1}{\phi_1 + K_{d1} \rho_1 (1 - \phi_1)} + \frac{R_w}{d_{s1}} \frac{K_{d1} \rho_1 (1 - \phi_1)}{\phi_1 + K_{d1} \rho_1 (1 - \phi_1)}. \quad (5.94)$$

Учитываются следующие процессы:

- диффузия из слоя седиментов в водоем;
- перенос радионуклидов из поровых вод донных отложений в воду за счет перемешивания и биотурбации;
- перенос радионуклидов из верхнего слоя донных отложений в воду за счет перемешивания и биотурбации.

3. Миграция радионуклидов из верхнего (активного) слоя донных отложений в пассивный:

$$k_{s1s2} = \frac{D_m}{d_{s1} d_{s2} \phi_1} \frac{\phi_1}{\phi_1 + K_{d1} \rho_1 (1 - \phi_1)} + \frac{\sigma}{\rho_1 (1 - \phi_1) d_{s1}} \frac{K_{d1} \rho_1 (1 - \phi_1)}{\phi_1 + K_{d1} \rho_1 (1 - \phi_1)}. \quad (5.95)$$

Учитываются следующие процессы:

- диффузия из активного слоя в пассивный;
- перенос радионуклидов в пассивный слой донных отложений за счет необратимых процессов.

4. Миграция радионуклидов из пассивного слоя донных отложений в активный:

$$k_{s2s1} = \frac{D_m}{d_{s2}^2 \phi_2} \frac{\phi_2}{\phi_2 + K_{d2} \rho_2 (1 - \phi_2)}. \quad (5.96)$$

5. Захоронение радионуклидов в самом нижнем слое осадконакопления:

$$k_{s2->} = \frac{\sigma}{d_{s2} \rho_2 (1 - \phi_2)} \frac{K_{d2} \rho_2 (1 - \phi_2)}{\phi_2 + K_{d2} \rho_2 (1 - \phi_2)}. \quad (5.97)$$

Приняты следующие обозначения: h — средняя глубина водоема; L — концентрация взвесей; K_{dvs} , K_{d1} , K_{d2} — коэффициенты распределения соответственно в воде, верхнем и нижнем слоях донных отложений; D_m — коэффициент диффузии в поровой воде; d_{s1} , d_{s2} — толщина верхнего и нижнего слоев донных отложений; ϕ_1 , ϕ_2 — пористость верхнего и нижнего слоев донных отложений; ρ_1 , ρ_2 — плотность верхнего и нижнего слоев донных отложений; R_w — уровень взмучивания верхнего слоя донных отложений; ε — коэффициент пропорциональности; σ — скорость седиментации.

Таким образом, в модели LAKECO пять потоков радионуклидов между камерами определяются пятью составными коэффициентами обмена

$k_{ws}, k_{sw}, k_{s1s2}, k_{s2s1}, k_{s2\rightarrow}$. Структура модели такова, что концентрация радионуклидов в растворенной форме после единичного акта загрязнения является суммой трех экспонент, при этом для соответствующих вычислений необходимо знать 14 основных параметров, большинство которых непосредственно связано с фундаментальными процессами (диффузией и взаимодействием радионуклидов в растворенной форме со взвесями и частицами седиментов). Таким образом, достоверность полученных результатов целиком зависит от точности определения этих параметров.

Холистический и редуccionный методы моделирования экосистем. Структура модели LAKECO — пример *редуccionного* подхода в моделировании процессов, рассмотрение сложных систем с учетом основных свойств максимально возможного количества составляющих элементов.

Модели AQUASCOPE и ECOPAQ, наоборот, базируются на *холистическом* подходе, т. е. в них поведение радионуклидов в экосистеме связывается с соответствующими совокупными явлениями окружающей среды. По существу в этих моделях в одном коэффициенте могут одновременно учитываться фундаментальные физические, химические и биологические процессы.

«Холизм и редуccionизм — два противоборствующих подхода в вечной полемике, касающейся теории экосистем» [5.46].

Основной недостаток редуccionного метода для описания миграции радионуклидов в водных экосистемах заключается в необходимости разработки большого количества подмоделей и привлечения дополнительных параметров, которые не всегда просто измерить или оценить. Вследствие этого такие модели редко реализуются на практике. В то же время сложность модели еще не гарантирует точности результатов. Погрешность метода возрастает с увеличением количества необходимых параметров, погрешность каждого из которых не является пренебрежимо малой величиной [5.47].

Решение о целесообразности построения той или иной сложной модели с точки зрения погрешности потенциального результата — ключевой момент в определении структуры модели экосистемы. Многие исследователи считают, что для описания природных явлений гораздо целесообразнее использовать простые эмпирические модели [5.48].

Таким образом, предпочтительнее разработать модель, «синтезирующую» на макроскопическом уровне поведение совокупности элементов экосистемы для определения экспериментальных количественных соотношений между ее частями. Это можно сделать, если удастся отыскать «единицу», «кодový объект» экосистемы, который станет элементарным блоком, своеобразным «атомом» в ее иерархии [5.49]. Данная идея затрагивает уже фундаментальные вопросы методологии.

«...Направление исследований становится более прагматичным, оно базируется на результатах экологического моделирования. Не только с точки зрения

реализации, но и с позиций биологии невозможно справиться со сложным строением экосистемы напрямую. Описание в частном порядке каждого элемента и его поведения в зависимости от постоянно меняющихся внешних факторов, определение всех параметров, необходимых для реализации целостной картины, находятся за гранью человеческих возможностей. Судя по всему, должны быть разработаны другие методы, которые можно было бы назвать холизмом, философией целостности» [5.50].

Основным недостатком холистического подхода сторонники редукционизма называют недостаточно глубокое проникновение в суть фундаментальных свойств естественных систем и, как следствие, снижение качества модели [5.46].

Очевидно, стремление к единому, совокупному описанию различных процессов, происходящих в экосистеме, влияет на погрешность конечного результата. Модель, перегруженная общностью рассматриваемых явлений, может оказаться неспособной учитывать некоторые процессы, непосредственным образом влияющие на поведение экосистемы. Тем не менее для практических целей гораздо проще управлять именно такой моделью, имеющей более простую структуру по сравнению с редукционной.

Несмотря на то что противоречие кажется неразрешимым, оценочные модели часто представляют собой некий гибрид, демонстрирующий характеристики, которые могут быть отнесены к каждому из подходов. Опыт последних десятилетий свидетельствует, что целесообразно использовать методы совокупного описания и эмпирических подмоделей для определения параметров, значения которых едва ли могут быть оценены с использованием только методологии редукционизма.

5.9.1.5. Моделирование переноса и диффузии радионуклидов в больших, глубоких озерах

Модели, описанные выше, предназначены для прогнозирования поведения радионуклидов в водоемах в течение времени, отвечающего полному перемешиванию загрязняющих веществ по всему объему озера.

В тех случаях, когда пространственное и временное распределение загрязнений требуется определить более точно, используют трехмерные модели диффузионно-конвективного переноса. Все они базируются на уравнениях:

$$\Phi = -K \frac{\partial C}{\partial x}, \quad \Phi = vC, \quad (5.98)$$

где Φ — поток радионуклидов, Бк/м²·с; C — их концентрация, Бк/м³; K — коэффициент диффузии, м²/с; v — скорость переноса, м/с.

Процессами диффузии и адвекции также моделируется поведение взвесей. В получающуюся в результате модель переноса включается уравнение, определяющее механизмы взаимодействия радионуклидов в растворенной форме с взвесями и учитывающее процессы седиментации и ресуспензии, описывая таким образом поведение загрязняющих веществ в сложной системе «вода — взвеси — донные отложения».

Одним из примеров применения описанного выше метода распространения радионуклидов в крупных озерах является модель THREETOX. Она строится на рассмотрении фундаментальных физических процессов, сопровождающих дисперсию загрязняющих веществ, и учитывает сложную геометрию водных объектов и неоднородные во времени и пространстве течения. Эта модель отличается высоким уровнем общности и может применяться для предсказания динамики загрязнения как непосредственно после аварии, так и при долгосрочном прогнозировании. В модели используется приближение несжимаемой жидкости для определения трехмерного гидродинамического поля скоростей [5.51]. Получающиеся уравнения весьма громоздки и требуют определения значительного количества данных для описания граничных условий. Таким образом, эта модель — пример редукционной методологии.

В глубоких озерах и водохранилищах в зависимости от сезонных условий может наблюдаться стратификация, поэтому при моделировании поведения веществ в растворенной форме в таких водных объектах необходимо учитывать разность температур в вертикальном направлении и соответствующее различие плотностей слоев. В характере диффузии растворенных радионуклидов через толщу воды отмечаются сезонные изменения, объясняющиеся наличием либо отсутствием вертикального градиента температуры.

Эти эффекты обычно моделируются путем деления столба воды на соответствующие слои: эпилимнион (верхний), термоклин (средний) и гипolimнион (нижний). Сезонные изменения в характере диффузии загрязняющих веществ учитываются путем задания коэффициента диффузии из соседнего слоя как функции времени.

Подобно спорам по поводу холистического и редукционного подходов в теории камерных моделей при разработке методов диффузионно-конвективного переноса также возникли вопросы в связи с необходимостью учета пространственного распределения радионуклидов с большой степенью точности. Существуют два основных типа моделей:

- Модели, описывающие пространственное распределение. Концентрация радионуклидов (особенно непосредственно после аварии) существенно неоднородна во времени и пространстве. Следовательно, для корректного управления состоянием водоема на последующих этапах распространения загрязнений необходимо принимать во внимание их начальную пространственную неоднородность.

- Модели «сосредоточенного среднего». Вполне очевидно, что при измерении концентрации радионуклидов в крупных озерах может наблюдаться значительная кратковременная пространственная неоднородность. Это результат влияния огромного числа процессов, которые довольно трудно предсказать и смоделировать. Например, колебания водной поверхности существенно зависят от ветра, силу и направление которого никогда нельзя предсказать с достаточной степенью точности. Таким образом, детерминистский подход при оценке распределения загрязнений может быть недостаточно достоверным. Влияние выбора того или иного значения малого пространственного (и временного) разрешения модели может оказать весьма слабое влияние на точность модели вследствие недостаточного количества информации о характере пространственной и временной зависимости многих процессов. Невозможность моделирования с достаточной степенью точности (временной и пространственной) естественные процессы является основным фактором, определяющим «разрешающую способность» той или иной модели экосистемы. Значения, предсказываемые моделями, являются усредненными по этим пространственным и временным интервалам. Таким образом, определить значение величины, усредненное по определенному временному и пространственному интервалу, — более разумная и реалистичная задача, чем попытки установить ее значение в конкретной точке пространства в заданный момент времени.

Очевидно, что оба типа моделей могут должным образом использоваться системой поддержки и принятия решений с учетом преимуществ каждой из них.

С практической точки зрения для долгосрочных прогнозов распространения загрязняющих веществ целесообразно применять модель второго типа. В то же время модели первого типа имеют преимущества при краткосрочных прогнозах, обеспечивая информацию о точном пространственном распределении радионуклидов.

Суммируя сказанное, отметим: редуccionные модели используют в целом всю доступную на сегодня информацию о поведении радионуклидов в водных экосистемах. Это единственно возможный инструмент для получения оценочных данных о загрязнении окружающей среды, если по каким-либо причинам невозможно провести его всесторонний систематический экспериментальный анализ. Это обстоятельство вынудило исследователей использовать значения входных параметров, полученные в основном в лабораторных условиях. Однако существенным препятствием для использования полученных результатов в практических целях являются трудности в определении их погрешности.

5.9.1.6. Количественная оценка временных параметров нахождения радионуклидов в водоеме

Ранее было показано, что временное поведение радионуклидов в водоеме после единичного акта их сброса моделируется суммой нескольких экспоненциальных слагаемых. Соответствующий анализ проводился многими исследователями. Например, были вычислены постоянные коэффициенты (в показателях экспонент) при загрязнении радиоцезием озер Констанс (Constance), Ворси (Vorse) и Лугано (Lugano) [5.52]. Так как Констанс и Лугано — глубокие озера с большим средним временем застоя воды (табл. 5.11), можно предположить, что дополнительное поступление воды за счет водозабора не оказывает существенного влияния на баланс воды и загрязняющих веществ в озере.

Вышеупомянутые коэффициенты можно определить по формуле (5.85), совершив при этом небольшие модификации для учета среднего времени застоя воды.

Таблица 5.11. Основные характеристики озер Констанс и Лугано

Озеро	Средняя глубина, м	Среднее время застоя воды, лет
Констанс	85	4,1
Лугано	55	2,5

В табл. 5.12 представлены значения параметров, необходимых для оценки λ_1 и λ_2 . Значения λ_1 и λ_2 были получены с использованием данных об экспериментальных периодах полураспада [5.52].

Таблица 5.12. Значения эффективных констант распада ^{137}Cs в озерах Констанс и Лугано

Озеро	λ_2 (экспериментальное значение), с^{-1}	Модель MARTE	λ_1 (экспериментальное значение), с^{-1}	Модель MARTE
Констанс	$5,6 \cdot 10^{-8}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$	$7,8 \cdot 10^{-9}$	$7,4 \cdot 10^{-9}$
Лугано	—	$4,9 \cdot 10^{-8}$	$9,1 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^{-8}$

5.9.2. Оценка и сравнение подмоделей, описывающих поведение радионуклидов в биотических компонентах озерных систем

Поведение радионуклидов в биотических компонентах озерных систем определяется множеством процессов и факторов биологического и экологического характера. Многочисленные исследования в этой области показали, что бионакопление радионуклидов зависит от трофического уровня и веса того или иного организма, химических характеристик воды, ее температуры.

Все оценочные модели базируются на фундаментальном предположении, что миграция радионуклидов по биотическим составляющим водоема C_B определяется экскрецией и/или последующим переносом либо прямым поглощением загрязняющих веществ. Более того, считается, что явления экскреции моделируются процессами первого порядка, а поглощение прямо пропорционально концентрации радионуклидов в воде или организме, предшествующем рассматриваемому в цепи питания, C_p .

$$\frac{dC_B}{dt} = -(\lambda_r + \lambda_B)C_B + KC_p, \quad (5.99)$$

где λ_B — скорость экскреции; K — коэффициент поглощения. Основные различия в моделях заключаются по существу в методологическом подходе (редукционном или холистическом) при определении значений параметров формулы (5.99) и состава цепей питания.

В некоторых моделях (MOIRA-ECOPRAQ для ^{137}Cs и AQUASCOPE) определяется концентрация радионуклидов в рыбах. В отличие от них в модели LAKECO рассматривается целый ряд компонентов сложной пищевой системы: фитопланктон, зоопланктон, хищные рыбы, их жертвы и другие организмы фильтрационного слоя и слоя донных отложений. Процессы поглощения внутри этой сложной трофической системы в первом приближении моделируются количественными оценками «потоков» радионуклидов от каждого предыдущего узла цепи питания к последующему на основе теоретического анализа их поведения. Например, поглощение загрязняющих веществ хищником вычисляется как произведение концентрации радионуклидов в их пище (т. е. в жертвах), скорости потребления пищи и коэффициента, учитывающего экскрецию радионуклидов из организма жертвы. Непосредственное потребление растворенных в воде радионуклидов определяется произведением их концентрации в водоеме, «экстрагирующей» способности воды и скорости ее потребления. Это типично редукционный подход. Тем не менее некоторые из параметров оцениваются с помощью подмоделей, использующих напрямую измеримые характеристики водного объекта (например, концентрация калия в водоеме), вследствие сложности целостного применения редукционной методики.

Как правило, период жизни фито- и зоопланктона значительно меньше соответствующих значений для различных типов рыб. Это означает, что концентрация радионуклидов в фито- и зоопланктоне достигает равновесного состояния за время, много меньшее по сравнению с биологическим временем «оборота» радионуклидов в рыбах. Следовательно, влияние фито- и зоопланктона на поведение радионуклидов в биотических компонентах водоема, занимающих высшие уровни в цепи питания, пренебрежимо мало.

Другими словами, если скорость экскреции λ_B радионуклидов для одних видов (S1) значительно больше соответствующего параметра для остальных организмов цепи питания, то концентрация радионуклидов в этих организмах (S1) довольно быстро достигает состояния равновесия:

$$C_B = \frac{K}{\lambda_r + \lambda_B} C_P. \quad (5.100)$$

Можно показать, что временная зависимость концентрации радионуклидов в следующем звене пищевой цепи (S2) такой биосистемы определяется формулой (5.99), примененной к звену, предшествующему S1, т. е. к S0. Это напоминает математическое правило сокращения и позволяет упростить структуру модели трофической цепи. Подобный принцип используется в моделях AQUASCOPE и ECOPRAQ.

В моделях AQUASCOPE и MOIRA-ECOPRAQ поглощение ^{137}Cs рыбами моделируется следующим образом:

$$\frac{dC_F}{dt} = -(\lambda_r + \lambda_B)C_F + KC_W, \quad (5.101)$$

где C_F — концентрация радионуклидов в рыбе; C_W — концентрация радионуклидов в водоеме.

Эта структура по существу тождественна моделям, применяющимся в проектах VAMP [5.43] и BIOMOVs. Важно отметить, что в модели MOIRA-ECOPRAQ также учитывается поглощение радионуклидов из слоя донных отложений. Те модели, в которых не учитывается этот канал поступления загрязняющих веществ, основаны на неявном предположении, что вследствие медленной динамики загрязняющих веществ в водоеме полное потребление радионуклидов рыбами в большой мере контролируется (на коротких и средних промежутках времени) собственно уровнем загрязнения водоема в целом. Это утверждение в общем случае неверно для водоемов с быстрой динамикой обмена загрязняющих веществ. Например, временные выбросы радионуклидов в озера с малым временем застоя воды могут привести к накоплению загрязняющих веществ в донных отложениях, причем эти радионуклиды будут оказывать непосредственное влияние на радиологическую обстановку, когда их концентрация в воде будет уже пренебрежимо малой. В этих случаях канал поступления радионуклидов в рыбу из донных отложений (например, через активный придонный слой) может внести значительный вклад в общее загрязнение.

В некоторых моделях проектов AQUASCOPE и VAMP параметры формулы (5.101) так или иначе учитывают локальные свойства водоема и трофический уровень того или иного организма. Для ^{137}Cs коэффициент биопоглощения обратно пропорционален концентрации в воде калия C_K :

$$K = \frac{A}{C_K}. \quad (5.102)$$

Для ^{90}Sr K следующим образом зависит от концентрации кальция в воде:

$$K = \frac{A}{C_{\text{Ca}}^n}, \quad (5.103)$$

где C_{Ca} — концентрация кальция; n — показатель степени.

Другие зависимости такого рода представлены в [5.53]. Значения параметров в формулах (5.102) и (5.103) также связаны с трофическим уровнем организма (хищные рыбы и их жертвы).

В моделях MOIRA-ECOPRAQ концентрация ^{137}Cs в рыбе оценивается путем установления зависимости между потоками радионуклидов при биопоглощении и экскреции и соответствующими характеристиками экосистемы.

Потоки радионуклидов при их миграции по цепи питания также оцениваются с учетом большого количества процессов, происходящих на данном трофическом уровне. Интенсивность биопоглощения связана с аллохтонным либо автохтонным характером продуцирования поглощающего вещества, концентрацией в воде калия и фосфора, площадью внешнего водообмена, весом рыб и, конечно, концентрацией в водоеме самих радионуклидов. При определении экскреции принимаются во внимание температура воды и вес рыбы.

Как и в случае предсказания поведения радионуклидов в абиотических компонентах озерных систем, модели MOIRA-ECOPRAQ рассматривают биотические миграционные процессы непосредственно в экологическом ракурсе. Они состоят из так называемых экометрических подмоделей [5.54] для определения потоков радионуклидов на основе баланса масс. Эти модели описывают эмпирическую зависимость между экологическими эффектами, уровнем загрязнения и чувствительностью экосистемы.

Некоторые модели, описывающие динамику поведения токсичных веществ в окружающей среде, строятся на основе предположения, что такие радионуклиды, как ^{137}Cs и ^{90}Sr , имеют химические и биохимические свойства, схожие соответственно с калием и кальцием. Одна из этих моделей — ECOMOD [5.55]. Таким образом, если радионуклиды и соответствующие стабильные природные гомологи неразличимы для живых организмов, то и вклад радионуклидов в процессы переноса такой же, как и у «эквивалентного элемента». ECOMOD можно отнести к категории редуccionных моделей.

5.9.3. Выводы

5.9.3.1. Моделирование миграционных процессов радионуклидов в биотических и абиотических компонентах озерных систем

AQUASCOPE, MARTE, ECOPRAQ, LAKECO и THREEETOX — хорошо известные примеры моделей, предсказывающих поведение радионуклидов в озерных экосистемах. В большинстве этих моделей рассматривается в основном миграция цезия и стронция: у них наибольший период полураспада, при этом эффект их воздействия сохраняется длительное время после выведения нуклидов из экосистемы. Несмотря на видимые различия, во всех этих моделях принципиально много общего.

MARTE, ECOPRAQ и LAKECO — камерные модели первого порядка с постоянными коэффициентами, основным допущением которых является мгновенное и равномерное распределение внесенных в водоем радиоактивных веществ по всему объему водной массы.

Напротив, в модели AQUASCOPE находится «отклик» подсистемы «водоем — донные отложения» на единичный импульс загрязнения. С математической точки зрения оба подхода эквивалентны.

Основное различие моделей состоит в подходе к оценке потоков радионуклидов между камерами. В LAKECO значения параметров (скоростей) переноса предсказываются на основе уравнений, описывающих фундаментальные процессы, которые определяют миграцию радионуклидов в озерной экосистеме (например, закон Фика).

Модели MARTE и AQUASCOPE строятся на более прагматичном подходе, в них используются *характерные* значения параметров переноса. В модели ECOPRAQ скорости обмена радионуклидов между камерами определяются характеристиками окружающей среды (а не фундаментальными процессами и соответствующими основополагающими законами, как в LAKECO). Эту модель отличает гораздо более детальный учет возникающих закономерностей, определяющих характер миграции радионуклидов через всю водную экосистему.

Модели типа THREEETOX основаны на решении фундаментальных уравнений и являются наиболее типичными примерами редуccionных моделей.

Так как у моделей AQUASCOPE, MARTE, ECOPRAQ и LAKECO довольно много общего, представляется разумным объединить в одно целое различные методологии, подходы и, возможно, даже сами модели.

Биоаккумуляция радионуклидов в рыбах зависит от большого количества физических, химических, биологических и экологических факторов. Чтобы понять, насколько по-разному может протекать накопление радионуклидов в живых организмах в зависимости от свойств загрязняющего вещества, достаточно взглянуть на список соответствующих коэффициентов накопления, измеренных в различных условиях окружающей среды [5.53].

Некоторые модели, приведенные в этом обзоре, направлены на определение динамики поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr при произвольных условиях окружающей среды. Эти модели могут быть весьма полезны при управлении радиационным состоянием любого загрязненного озера. Тем не менее вполне очевидно, что в моделях, учитывающих локальные характеристики экосистемы, достигается гораздо более высокая точность результатов. Таким образом, необходимо усовершенствовать общие модели таким образом, чтобы была возможность учитывать специфические условия окружающей среды за счет постоянно пополняющегося банка данных.

Несмотря на то что основное внимание исследователей сосредоточено на описании поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr , существует также сравнительно небольшое количество моделей [5.56; 5.57] для оценки динамики поведения в озерных системах других радионуклидов.

Тот факт, что различные модели демонстрируют одинаковые возможности, не должен вызывать удивления. В самом деле, большинство описанных выше моделей разрабатывалось с использованием вполне традиционных подходов (камерные модели) и опыта, накопленного за последнее десятилетие на международном уровне.

5.9.3.2. Прошлое, настоящее и будущее

Как уже отмечалось, большинство оценочных моделей для описания поведения радионуклидов в абиотических компонентах водоема в основном включают в себя две или три активные камеры и одну пассивную, имитируя тем самым объем водной массы, верхний и нижний слои донных отложений. Они относятся к так называемым гидрологическим дисперсным моделям «полного перемешивания», которые довольно подробно описаны в научной литературе (см., например, [5.58]).

Исследования, направленные на изучение поведения радионуклидов в поверхностных водоемах, начали проводиться еще до аварии на Чернобыльской АЭС, соответствующие результаты можно найти во многих отчетах [5.59]. Таким образом, вполне очевидно, что научное сообщество достигло принципиального согласия относительно структуры моделей, определяющих поведение радионуклидов в системе «водоем — донные отложения». Валидационные исследования, выполнявшиеся в рамках проекта BIOMOVs II [5.60], подтверждают этот тезис [5.61].

К сожалению, в определении значений параметров, оказывающих непосредственное влияние на характер миграции радионуклидов, нет подобного единодушия. Несмотря на то что дисперсионные потоки радионуклидов через водную массу на вполне удовлетворительном уровне описаны во многих публикациях [5.58; 5.62], анализ доступной литературы [5.53; 5.63] показывает, что практически нет данных о численных значениях соответствующих коэффициентов и параметров. Благодаря активно ведущимся в последние десять лет исследованиям этот пробел был частично ликвидирован для случаев загрязнения цезием и стронцием.

Валидационные мероприятия, выполнявшиеся в рамках проекта BIOMOVs, наглядно продемонстрировали сложности при выборе подходящих значений

параметров переноса. Цель исследований [5.64] заключалась в реализации и оценке той или иной модели с использованием экспериментальных данных о концентрации стабильного цезия и его радиоактивного изотопа в трех различных озерных системах: East Twin Lake в США, Hojsjoen в Норвегии и Hillesjön в Швеции. При этом значения скорости фильтрации v_{ws} в различных моделях изменялись в пределах от $5,5 \cdot 10^{-10}$ до $7,13 \cdot 10^{-7}$ м/с, уровень взмучивания донных отложений K_{sw} — от $3,17 \cdot 10^{-11}$ до $1,93 \cdot 10^{-7}$ с⁻¹, а скорость миграции из верхнего слоя донных отложений в нижний K_{ds} — от $2,85 \cdot 10^{-10}$ до $1,17 \cdot 10^{-8}$ с⁻¹.

Как видно, разброс значений составляет несколько порядков. При этом вполне очевидно, что такие широкие рамки изменения того или иного параметра существенным образом влияют на погрешность конечного результата, ее значение — порядка самой величины и даже больше [5.65]. Исследования, проводившиеся после аварии на Чернобыльской АЭС и в рамках проектов ЕС, продемонстрировали, что улучшение существующих моделей напрямую связано с максимально точным определением параметров переноса, что может быть достигнуто путем выполнения независимых систематических экспериментальных наблюдений. В настоящее время эта работа проведена для ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, для других же радионуклидов нет достоверных исчерпывающих данных. Их нахождение, таким образом, является одним из важнейших направлений будущих исследований. Действительно, разумно предположить, что погрешность модельных параметров для этих радионуклидов является величиной того же порядка, что и погрешность для цезия и стронция, определенная еще до целенаправленных исследований последних лет, т. е. огромной.

Например, сопоставление моделей, описывающих динамику поведения ²²⁶Ra и ²³⁰Ts в озерных экосистемах [5.66; 5.67], показало, что параметры, определяющие скорости переноса радионуклидов, меняются в пределах нескольких порядков. Следствием такого разброса значений стала большая погрешность результатов при составлении долгосрочного прогноза поведения загрязняющих веществ.

Простая структура всех описанных моделей способствует быстрой корректировке данных за счет новых результатов для получения более надежных средне- и долгосрочных прогнозов. Эта процедура позволяет увеличить точность прогноза, используя данные мониторинга для калибровки модели в режиме реального времени.

Большим шагом вперед станет разработка подмоделей для оценки параметров переноса при различных условиях окружающей среды. Для надежной работы таких моделей в условиях конкретной местности важно связать эти значения с соответствующими географическими и экологическими характеристиками, которые можно легко определить на практике. Смысл заключается в том, что вместо разработки сложных подмоделей, основанных на фундаментальных

законах и уравнениях, гораздо разумнее определить связь между совокупными скоростями переноса (v_{ws} , K_{sw} , K_{ds}) и условиями окружающей среды. Это может стать важной темой дальнейших исследований, связанных с поведением радионуклидов и токсичных веществ в пресноводных экосистемах.

Таким образом, опираясь на мировой опыт, накопленный к настоящему моменту в области моделирования поведения радиоактивных веществ в озерных экосистемах, можно отметить следующее:

- установлена структура моделей, описывающих миграцию радионуклидов в биотических и абиотических компонентах озерных экосистем;
- большое количество экспериментальных исследований, последовавших вслед за крупными радиационными авариями, дало основание для количественных оценок наиболее важных параметров переноса цезия и стронция по озерным экосистемам; следовательно, погрешность определения этих параметров и, соответственно, конечного результата модели значительно уменьшилась;
- при использовании моделей для ^{137}Cs и ^{90}Sr в качестве общего инструмента для описания миграции произвольных радионуклидов в абиотических компонентах озерных экосистем результат будет отличаться от реального в два-три раза (вполне вероятно, однако, что озерная экосистема в экстремальных ситуациях не может моделироваться с таким сравнительно небольшим уровнем погрешности; более того, погрешность становится больше в случае применения этих моделей для изучения динамики поведения загрязняющих веществ в биотических компонентах озерных экосистем);
- так как структура модели представляет собой сумму нескольких экспоненциальных слагаемых, можно достаточно легко провести корректировку данных в режиме реального времени, что позволит увеличить точность средне- и долгосрочных прогнозов распространения загрязнения при аварийных ситуациях на промышленных объектах;
- по этой же причине необходимо проводить всесторонние оценки влияния локальных характеристик окружающей среды на модельные параметры;
- для значительного количества важных с практической точки зрения радионуклидов накопленной информации недостаточно для уменьшения погрешности конечного результата модели до приемлемого уровня;
- важной перспективной задачей является объединение имеющихся в настоящее время результатов и моделей для создания *единой референтной модели* и ее повсеместного использования и внедрения в систему принятия решений с целью эффективного управления радиационной обстановкой водоема.

Литература

- 5.1. *Егоров Ю. А., Казаков С. В.* Прогнозирование допустимого сброса радионуклидов в водоемы-охладители АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 10. — М.: Энергоиздат, 1986. — С. 108—118.
- 5.2. *Егоров Ю. А., Казаков С. В.* Управление поступлением и накоплением радионуклидов в воде и донных отложениях водоема-охладителя АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 9. — М.: Энергоиздат, 1985. — С. 59—64.
- 5.3. *Егоров Ю. А., Казаков С. В., Чулкова Е. В.* Структура модели распространения радионуклидов в экосистеме водоема-охладителя АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 10. — М.: Энергоиздат, 1986. — С. 81—89.
- 5.4. *Казаков С. В., Чулкова Е. В.* Математическое моделирование в вопросах нормирования радиационного воздействия АЭС на водоемы-охладители // Тезисы докладов VI Всесоюзной школы молодых ученых и специалистов по проблемам реакторов на тепловых нейтронах. — Каунас, 1984. — С. 14—23.
- 5.5. *Алексахин Р. М.* Ядерная энергетика и биосфера. — М.: Энергоатомиздат, 1982. — 81 с.
- 5.6. *Израэль Ю. А.* Экология и контроль состояния природной среды. — Л.: Гидрометеиздат, 1979. — 330 с.
- 5.7. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда / Н. С. Бабаев, В. Ф. Демин, Л. А. Ильин и др.; Под ред. А. П. Александрова. — М.: Энергоатомиздат, 1984. — 221 с.
- 5.8. *Егоров Ю. А.* Контроль и управление радиационным состоянием системы АЭС-окружающая среда // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 9. — М.: Энергоиздат, 1985. — С. 49—58.
- 5.9. *Егоров Ю. А., Казаков С. В.* Принципы математического моделирования при прогнозировании и управлении жидкими радиоактивными сбросами АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 9. — М.: Энергоиздат, 1985. — С. 160—173.
- 5.10. Отраслевая методика расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в речные системы (ЦДС-83) / ГКИАЭ. — М., 1983.
- 5.11. *Ровиньски Ш., Гвяздовски Б., Краевски П.* Оценка коллективных доз, получаемых населением ПНР за счет радиоактивного загрязнения Балтийского моря // Материалы науч.-техн. конференции СЭВ. — Т. 1. — Вильнюс, 1984. — С. 88—113.
- 5.12. *Казаков С. В.* Моделирование основных подсистем АЭС, формирующих жидкие радиоактивные сбросы // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 9. — М.: Энергоиздат, 1985. — С. 186—199.

- 5.13. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под общ. ред. А. Н. Мареев и А. С. Зыковой. — М.: МН СССР, 1980. — 350 с.
- 5.14. Математические модели контроля загрязнения воды: Пер. с англ. / Под ред. Ю. М. Свирижева. — М.: Мир, 1981. — 430 с.
- 5.15. *Егоров Ю. А., Носков А. А.* Радиационная безопасность на АЭС. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 350 с.
- 5.16. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 240 с.
- 5.17. *Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н.* Морская динамическая радиосхемозология. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 350 с.
- 5.18. *Флейшман Д. Г.* Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в водных экосистемах. — М.: Наука, 1971. — 380 с.
- 5.19. *Скотникова О. Г., Фесенко С. В.* Математическая модель миграции радионуклидов в непроточном водоеме // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 10. — М.: Энергоиздат, 1986. — С. 117—121.
- 5.20. *Тимофеева-Ресовская Е. А.* Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов. — Свердловск, 1963. — 78 с. — (Тр. / АН СССР. Урал. фил. Ин-т биологии; Вып. 30).
- 5.21. *Уоллис И. Дж.* Методы моделирования для прогнозов долгосрочных последствий воздействия излучений на природные водные популяции // Воздействие радиоактивности на водные системы. — М., 1980. — С. 22—24.
- 5.22. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Моделирование процессов обмена радиоизотопами между гидробионтами и водной средой // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. — М., 1983. — С. 192—204. — (Тр. ИЭМЭЖ АН СССР).
- 5.23. *Караушев А. В.* Теория и методы расчета речных насосов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 350 с.
- 5.24. Источники и эффекты ионизирующего излучения. Отчет НКДАР ООН — 1982. — Т. 1 / United Nations. — New York, 1982. — С. 124.
- 5.25. *Егоров Ю. А., Казаков С. В., Стаурин Н. В.* Влияние глубины водоема на содержание радионуклидов в донных отложениях // Радиационная безопасность и защита АЭС. — Вып. 11. — М.: Энергоиздат, 1986. — С. 75—86.
- 5.26. *Емельянова Л. В.* Гаммариды литорали днепровских водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1994. — 144 с.
- 5.27. *Ровинский Ф. Я.* Распределение стронция-90 и некоторых других долгоживущих продуктов деления между компонентами непроточных водоемов // Труды Института прикладной геофизики. — 1967. — Вып. 8. — С. 58—71.

- 5.28. Ровинский Ф. Я. Способ расчета концентрации радиоактивной примеси в воде и донном слое непроточных водоемов // Атом. энергия. — 1965. — Т. 18. — Вып. 4. — С. 379—392.
- 5.29. U.S. Environment Protection Agency // <http://www.epa.gov/watrhme>.
- 5.30. Мареи А. Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. — М.: Атомиздат, 1976. — 227 с.
- 5.31. Буянов Н. И., Лантев М. И., Осколкова Н. М. Извлечение ^{90}Sr и ^{137}Cs гидробионтами различных трофических уровней пресноводных слабоминерализованных водоемов // Взаимодействие между водой и живым веществом. — Т. 2. — М.: Наука, 1979. — С. 248—253.
- 5.32. Бачурин А. А. Математическое описание динамики накопления радионуклидов морскими организмами // Проблемы радиоэкологии водных организмов. — Свердловск, 1971. — С. 200—209. — (Тр. УНЦ АН СССР).
- 5.33. Monte L., Brittain J. E., Hakanson L. et al. Review and assessment of models used to predict the fate of radionuclides in lakes // J. of Environmental Radioactivity. — 2003. — № 69.
- 5.34. Monte L., Fratarcangeli F., Pompei S. et al. A predictive model for the behaviour of dissolved radioactive substances in stratified lakes // J. Environmental Radioactivity. — 1991. — 13. — P. 297—308.
- 5.35. Monte L. A generic model for assessing the effects of countermeasures to reduce the radionuclide contamination levels in abiotic components of freshwater systems and complex catchments // Environmental Modelling & Software. — 2001. — 16. — P. 669—690.
- 5.36. Smith J. T., Konoplev A. V., Bulgakov A. A. et al. AQUASCOPE Technical Deliverable: Simplified models for predicting ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{131}I in water and fish of rivers, lakes and reservoirs / CEH Centre for Ecology and Hydrology; Natural Environment Research Council. — [S. l.], 2002.
- 5.37. Hakansson L., Jansson M., Principles of Lake Sedimentology. — Berlin: Springer, 1983. — P. 316.
- 5.38. Comans R. N. J., Blust R., Carreiro M. C. V. et al. Modelling fluxes and bioavailability of radiocaesium and radiostrontium in freshwaters in support of a theoretical basis for chemical/hydrological countermeasures. ECOPRAQ. Contract N°F14P-CT95-0018 // European Commission, Radiation protection. Fourth framework programme (1994—1998). Project summaries. EUR 19792 EN. — [S. l.], 2001.
- 5.39. Monte L., Van deer Steen J., Bergstrom U. et al. The project MOIRA: A Model-Based Computerised System for Management Support to Identify Optimal Remedial Strategies for Restoring Radionuclide Contaminated Aquatic Ecosystems and drainage Areas. Final Report. ENEA RT/AMB/2000/13, Italy.

- 5.40. *Baverstam U., Fraser G., Kelly G. N.* Decision making support for off-site emergency management // *Radiation Protection Dosimetry*. — 1997. — 73 (1—4). — P. 315.
- 5.41. *BIOMOVs*. On the validity of environmental transfer models. Proceedings of a Symposium, Stockholm-Sweden / *Swedish Radiation Protection Inst.* — [S. l.], 1990.
- 5.42. *Davis P.* *BIOMOVs II*. Special Issue // *J. of Environmental Radioactivity*. — 1999. — 42. — P. 1—304.
- 5.43. Modelling of the transfer of radiocaesium from deposition to lake ecosystems: Report of the VAMP Aquatic Working Group. IAEA-TECDOC-1143. — Vienna, 2000.
- 5.44. *Hakanson L., Brittain J., Monte L. et al.* Modelling of radiocesium in lakes—the VAMP model // *J. of Environmental Radioactivity*. — 1996. — 33 (3). — P. 255—308.
- 5.45. *Hakanson L.* Modelling the behaviour of radionuclides in lakes // EC-Sponsored Training course on Radioecological Assessment and Decision-Making Techniques for the Management of Contaminated Freshwater Ecosystems. Universidad Politecnica de Madrid, Madrid (Spain) 29 January — 2 February 2002.
- 5.46. *Muller F.* State-of-the-art in ecosystem theory // *Ecological Modelling*. — 1997. — 100. — P. 135—161.
- 5.47. *Kirchner T. B.* Establishing model credibility involves more than validation // *Proceedings of BIOMOVs On the validation of environmental transfer models: Symposium*. — Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, 1990. — P. 371—337.
- 5.48. *Smith J. T.* Nice work—but is it science? // *Nature*. — 2000. — 408. — P. 293.
- 5.49. *Patten B. C., Bosserman R. W., Finn J. T., Cale W. G.* Propagation of cause in ecosystems // *Systems Analysis and Simulation in Ecology*. — IV / B. C. Patten (ed.). — New York: Academic Press, Inc., 1976. — P. 457—579.
- 5.50. *Jorgensen S. E., Mejer H. F.* Trends in ecological modelling // *Analysis of Ecological Systems: State-of-the-Art in Ecological Modelling* / W. K. Lauenroth, G. V. Skogerboe, M. Flug (eds.). — Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1983. — P. 21—26.
- 5.51. *Blumberg A. F., Mellor G. L.* Diagnostic and prognostic numerical circulation studies of the South Atlantic Bight // *J. of Geophysical Research*. — 1983. — 88. — P. 4579—4592.
- 5.52. *Zibold G., Kaminski S., Klemt E., Smith J. T.* Time-dependency of the ¹³⁷Cs activity concentration in freshwater lakes, measurements and prediction / *ECORAD*. — Aix en Provence, 2001.
- 5.53. *Handbook of Parameters Values for the Prediction of Radionuclide transfer in temperate Environments*. — Vienna, 1994. — (Technical Reports series / Intern. Atomic Energy Agency; 364).

- 5.54. *Hakanson L., Peters R. H.* Predictive Limnology. — Amsterdam: SPB Academic Publ., 1995. — P. 464.
- 5.55. *Sazykina T. G.* Modelling the transfer of fission products in aquatic ecosystems // Fourth International Conference on the Chemistry and Migration Behaviour of Actinides and Fission Products in the Geosphere. Charleston, SC, December, 1993. — Munich: R. Oldebourg Verlag, 1994.
- 5.56. *Joshi S. R.* Radioactivity in the great Lakes // The Science of the Total Environment 1991. — 100. — P. 61—104.
- 5.57. *Shukla B. S.* Watershed, River and Lake modelling through Environmental Radioactivity / Environmental Research & Publications Inc. — Ontario, Canada, 1993. — P. 227.
- 5.58. Hydrological Dispersion of Radioactive Material in Relation to Nuclear Power Plant Siting: A Safety Guide. — Vienna, 1985. — (Safety Series / Intern. Atomic Energy Agency; 50-SG-S6).
- 5.59. Radiological assessment: predicting the transport, bioaccumulation, and uptake by man of radionuclides released to the environment. — Bethesda, MD, 1984. — (NCRP Report No. 76).
- 5.60. *Davis P. A., Avadhanula M. R., Cancio D. et al.* BIOMOVs II: An international test of the performance of environmental transfer models // J. of Environmental Radioactivity. — 1999. — 42. — P. 117—130.
- 5.61. *Kryshev I. I., Sazykina T. G., Hoffman F. O. et al.* Assessment of the consequences of the radioactive contamination of aquatic media and biota for the Chernobyl NPP cooling pond: model testing using Chernobyl data // J. of Environmental Radioactivity. — 1999. — 42. — P. 143—156.
- 5.62. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. — Vienna, 2001. — (Safety series / Intern. Atomic Energy Agency; 19).
- 5.63. Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases. — Vienna, 1982. — (Safety series / Intern. Atomic Energy Agency; 57).
- 5.64. BIOMOVs. Dynamics within lake ecosystems: Scenario A5 // Technical Report 12, September, 1991 / B. Sundblad (ed.); National Institute of Radiation Protection, Sweden. — [S. l.], 1991.
- 5.65. *Togawa O., Homma T.* Uncertainty and sensitivity analyses for a computer model to predict dynamics of a radionuclide within a lake ecosystem // On the Validity of Environmental Transfer Models: Proceedings of a Symposium. — Stockholm: Swedish Radiation Protection Inst., 1990. — P. 323—332.
- 5.66. BIOMOVs. Release of Radium-226 and Thorium-230 to a lake. Technical Report 1. September, 1988 / National Inst. of Radiation Protection, Sweden. — [S. l.], 1988.
- 5.67. *Sundblad B.* Which processes dominate the uncertainty in the modelling of the transfer of radionuclides in lake ecosystem? // On the Validity of Environmental Transfer Models. Proceedings of a Symposium. — Stockholm: Swedish Radiation Protection Inst., 1991. — P. 295—306.

Раздел 6. Моделирование миграции радионуклидов в донных отложениях

Процессы, определяющие эволюцию радионуклидов внутри экосистемы водоемов в ее биотических и абиотических составляющих, весьма различны по своей природе. Поведение радионуклидов в водной среде зависит в первую очередь от времени их удержания в ней, их физико-химических свойств, а также от экосистемных характеристик водного объекта. Осаждаясь на взвешьях, мигрируя по трофическим цепям в водоеме или оседая вместе с органическими остатками, большинство из них поступают в донные отложения, которые являются местом депонирования радионуклидов. При этом радионуклиды сложным образом участвуют в обменных процессах между донными осадками и водными массами. Роль донных осадков по отношению к водным массам в случае аварийного радиационного загрязнения водоема такова: первоначально на сравнительно непродолжительное время они выступают как депозитарий-накопитель загрязнителей, что улучшает качество воды, а затем в течение длительного периода становятся источником вторичного загрязнения воды водного объекта. В связи с ролью, которую играют донные отложения в миграции и аккумуляции радиоактивных веществ в экосистеме водоема, изучение процессов их поведения в донных отложениях и математическое моделирование этих процессов представляют собой актуальную задачу водной радиэкологии.

Рассмотрим модели, описывающие динамику миграции радионуклидов в донных отложениях за счет диффузионно-конвективных процессов переноса с учетом сложного механизма формирования донных отложений в водоемах аккумулярующего типа.

6.1. Камерная модель

Общий характер сезонной динамики поведения радионуклидов в водоеме представлен на рис. 6.1. Сразу после мгновенного выброса загрязняющих веществ (участок кривой 1—2), моделируемого δ -функцией, радионуклиды адсорбируются на взвешьях водной формы, которые затем агрегируются и опускаются на дно (2—3). Наступает кратковременная стабилизация режима вплоть до установления температуры, достаточной для рождения и развития биотических компонентов (3—4). Их деятельность в летний период приводит к уменьшению концентрации радионуклидов. К осени водоросли и фитопланктон сосредотачиваются непосредственно вблизи донных отложений в виде детрита, где и разлагаются редуцентами до неорганических соединений (4—5). Вновь происходит увеличение концентрации радионуклидов за

счет процессов диффузии и взмучивания (5— 6). Этот сезонный цикл повторяется в течение длительного времени, но на каждом этапе значительная часть загрязняющих веществ накапливается в слое донных отложений.

Процесс распространения загрязняющих веществ и радионуклидов в различных компонентах окружающей среды протекает крайне неравномерно, что объясняется значительными отличиями в их физических, химических и биологических свойствах. С экологической точки зрения наиболее опасны компоненты, в больших количествах содержащие мобильные вещества, прежде всего воду. Характерными примерами являются поверхностные водоисточники: водоемы, реки и напорные водоносные горизонты. Положительную роль в природной среде играют компоненты с высокой сорбционной способностью. Типичный пример таких компонентов — донные отложения. Поэтому система «поверхностный водоисточник — донные отложения» отражает, во-первых, принципиально различные стороны в динамике загрязняющих веществ и радионуклидов в природе, во-вторых, особенности взаимодействия контрастных по свойствам компонентов. Исследование такой системы представляет большой практический интерес вследствие ее широкой распространенности в природе.

Система «поверхностный водоисточник — донные отложения» не является автономной, а функционирует как составная часть более общей экосистемы, включающей приземный слой атмосферы, граничащие с поверхностным водоисточником загрязненные территории и хорошо проницаемые слои грунта, подстилающие донные отложения (рис. 6.2). Учет влияния этих сопредельных сред вводится путем задания соответствующих установленных из эксперимента граничных условий на свободной поверхности водоисточника и нижней границе донных отложений. В рассматриваемой задаче интерес представляет широко распространенный случай хорошо проницаемых слоев, подстилающих донные отложения. Такой вариант допускает использование на донной границе условия, соответствующего беспрепятственному выносу загрязняющих веществ и радионуклидов из донных отложений в хорошо проницаемый грунт.

Физико-химическая картина, наблюдаемая внутри системы «поверхностный водоисточник — донные отложения», отличается большой сложностью, что объясняется разнообразием механизмов переноса загрязняющих веществ и радионуклидов, особенностями формирования водного течения и динамики твердой фазы в поверхностном водоисточнике, неоднородностью и нестабильностью структуры донных отложений, специфическим характером взаимодействия потоков растворенных загрязняющих веществ и радионуклидов в донных отложениях и поверхностном водоисточнике. Общая математическая модель, отражающая все перечисленные особенности, слишком сложна для выполнения на ее основе эффективных научных исследований. Поэтому в качестве объекта подробных исследований выбирается только один компонент при упрощенном описании влияния второго.

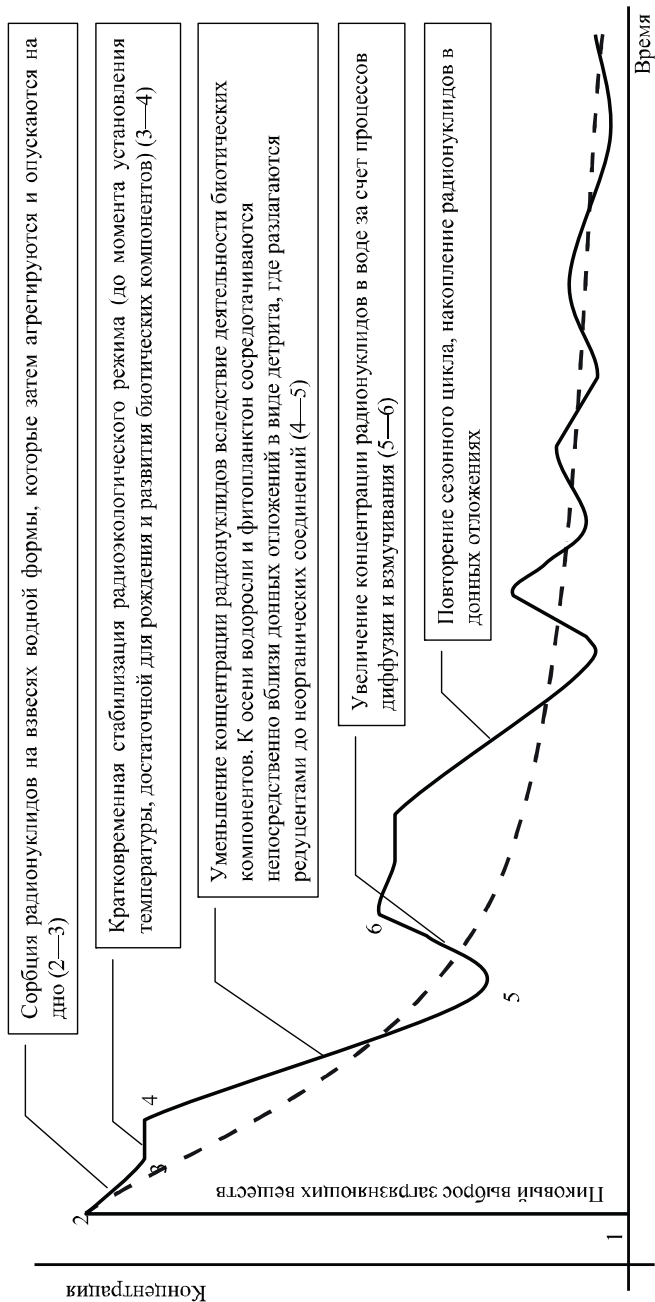


Рис. 6.1. Динамика поведения радионуклида в водоеме: плавная кривая — аппроксимация реального немонотонного процесса)



Рис. 6.2. Пути миграции радионуклидов в системе «поверхностный источник — донные отложения»

Возможны три пути решения общей проблемы распространения радионуклидов в системе «поверхностный водоисточник — донные отложения»:

- моделирование динамики загрязняющих веществ и радионуклидов в поверхностном водоисточнике с приближенным учетом влияния загрязненного слоя донных отложений;
- моделирование динамики радионуклидов в донных отложениях с приближенным учетом влияния загрязненного поверхностного водоисточника;
- моделирование потока радионуклидов в едином природном объекте «поверхностный водоисточник — донные отложения» со строгим учетом внутренних взаимодействий между его отдельными составляющими.

Использование первого пути целесообразно при оценке ближайших последствий аварии, представляющей собой разовый выброс радионуклидов, моделирующийся δ -функцией. Решающую роль в формировании радиологического режима водоисточника в такой ситуации играют физико-химические и динамические свойства воды. Носителями существенной части загрязняющих веществ являются гидробионты и взвеси твердых частиц благодаря их высоким сорбционным качествам. Влияние донных отложений

выражается в отводе некоторой части радионуклидов (относительно небольшой в начальный период их распространения) из поверхностного водоисточника вследствие седиментации и диффузии, возникающей за счет большого различия в уровнях загрязненности обоих компонентов. Для ее учета необходима информация об изменении концентрации загрязняющих веществ на какой-либо фиксированной глубине внутри донных отложений.

Второй путь может оказаться более предпочтительным при реализации долгосрочных прогнозов радиологической обстановки окружающей среды. С течением времени основная часть радионуклидов, поступивших на поверхность водоисточника (до 95%), сосредотачивается в донных отложениях. Под действием фильтрационного потока они перемещаются вниз по профилю и могут начать выноситься в нижележащий грунт. Таким образом, донные отложения становятся причиной вторичного загрязнения окружающей среды. На последующих стадиях распространения загрязнений происходит постепенное очищение верхнего участка донных отложений, что дает основание говорить об ослаблении взаимного влияния между поверхностным водоисточником и донными отложениями. Основу математической модели при этом подходе составляют уравнения сохранения и кинетики для различных форм загрязняющих веществ в донных отложениях, которые отражают три механизма их переноса, процессы обмена между присутствующими формами загрязняющих веществ и радионуклидов.

При выборе граничного условия на верхней границе донных отложений необходимо учитывать динамику физико-химических процессов во всем объеме водоема, что значительно усложняет задачу. Однако если в поверхностном водоисточнике образуется слой с устойчивым уровнем загрязненности, то становится физически обоснованным введение поверхностного подслоя, в котором можно пренебречь переходными процессами.

Неоднородность и наличие движущихся границ позволяют условно разделить донные отложения на два характерных участка, физико-химические условия в пределах каждого из которых остаются практически постоянными, но изменяются скачкообразно при переходе из одного слоя в другой. Верхний (активный) слой имеет заметно бóльшую пористость и коэффициент фильтрации. Под действием собственного веса и веса столба воды над донными отложениями происходит постепенное уплотнение грунта активного слоя, что ведет, во-первых, к подъему границы между слоями донных отложений, во-вторых, к дополнительному переносу загрязняющих веществ и радионуклидов с твердой фазой вниз. Закономерность перемещения верхней границы донных отложений определяется процессами оседания и взмучивания твердых частиц, которые должны задаваться. В настоящем исследовании рассматривается случай неподвижной верхней границы однородного слоя донных отложений. Представляются возможными полученные для

этого случая результаты обобщить и на случай перемещающейся границы путем корректировки параметров.

Самым общим является третий путь. Он дает возможность получить расчетную картину, близкую к реальной, в широком диапазоне изменения природных и техногенных условий. Однако его практическая реализация существенно затруднена. Основные трудности возникают при получении исходной информации, объем которой резко возрастает по сравнению с упрощенными подходами.

В связи с этим для решения задачи оценки долговременных последствий аварийной ситуации на промышленном объекте был выбран и реализован второй способ.

6.2. Конвективно-диффузионная модель миграции радионуклидов в донных отложениях

Слой донных отложений из-за своих специфических свойств играет неоднозначную роль в распространении в природе загрязняющих веществ, в том числе радионуклидов. С одной стороны, слой донных отложений аккумулирует и закрепляет физическим или химическим путем радионуклиды, тем самым в значительной степени ограничивая их подвижность, с другой — этот слой, как правило, граничит с хорошо проводящими средами и с течением времени по мере очищения последних становится источником вторичного загрязнения окружающей среды. Краткосрочный прогноз распространения радионуклидов позволяет оценивать слой донных отложений как важнейший фактор очищения компонентов водоема. Долгосрочный прогноз дает возможность предвидеть дальние последствия аварий или длительного использования несовершенных технологий на АЭС и промышленных объектах. Осуществление указанных прогнозов с высоким уровнем достоверности возможно только на базе математических моделей массопереноса с детальным учетом особенностей массообмена с сопредельными средами (поверхностными и подземными водоисточниками и водоприемниками, нижележащим хорошо проницаемым грунтом, прилегающими территориями).

6.2.1. Уравнения динамики радионуклидов в слое донных отложений

Сформулируем задачу распространения радионуклидов в слое донных отложений конечной мощности m_0 за счет механизмов эффективной диффузии (молекулярной диффузии и гидродинамической дисперсии) и конвекции, обусловленной нисходящим фильтрационным потоком

с постоянной скоростью фильтрации V_ϕ . Прочное (в фиксированной форме) и непрочное (в обменной форме) закрепление радионуклидов в различных фракциях твердой фазы донных отложений в количественном отношении характеризуется параметрами их распределения в равновесных условиях: между фиксированной и обменной формами — K_f , между обменной и растворенной формами — K_e . Постепенное снижение уровня радиоактивного загрязнения твердой и жидкой фаз слоя донных отложений вследствие радиоактивного распада радионуклидов (в общем случае за счет внутренних возможностей системы к самоочищению) учитывается с помощью коэффициента λ . Исходная модель отражает кинетические особенности обмена между прочно и непрочно связанными формами радионуклидов, характеризуемые коэффициентом скорости обмена α . Также полагается, что равновесие между обменной и растворенной формами устанавливается мгновенно. Тогда система уравнений, описывающая динамику поведения радионуклидов в слое донных отложений в рамках оговоренных допущений, принимает вид

$$\begin{cases} D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + V_\phi \frac{\partial C}{\partial z} - \lambda \theta_s C - \lambda \rho_s S_e - \lambda \rho_s S_f = \theta_s \frac{\partial C}{\partial t} + \rho_s \frac{\partial S_e}{\partial t} + \rho_s \frac{\partial S_f}{\partial t}, \\ S_e = K_e C, \\ \alpha(K_f S_e - S_f) - \lambda S_f = \frac{\partial S_f}{\partial t}. \end{cases} \quad (6.1)$$

Здесь D_e — коэффициент эффективной диффузии, который характеризует близкие по значимости механизмы переноса радионуклидов за счет молекулярной диффузии, гидродинамической дисперсии и определяется по формуле $D_e = D_0 \theta_s f_s + \chi V_\phi$; D_0 — коэффициент молекулярной диффузии радионуклидов в воде; f_s — фактор сопротивления, который равен θ_s^2 ; θ_s — пористость грунта в слое донных отложений; χ — коэффициент гидродинамической дисперсии; C — концентрация радионуклидов в растворенной форме; ρ_s — плотность грунта; S_e , S_f — концентрации радионуклидов в обменной и необменной формах. Ось Oz направлена вверх.

В водоеме при стоячей глубокой воде основным механизмом переноса является молекулярная диффузия, которая может заметно превосходить эффективную диффузию в слое донных отложений. Для водоемов с проточной водой начинает играть роль турбулентный характер водного (руслового) потока с интенсивным массообменом между различными слоями водоема. Указанные особенности могут быть в первом приближении учтены посредством следующего граничного условия:

$$z = 0: D_e \frac{\partial C}{\partial z} + V_\phi C = \gamma_1 V_\phi (C_0 - \gamma_2 C). \quad (6.2)$$

Здесь

$$\gamma_1 = \frac{\exp\left(\frac{V_\phi z_u}{D_w}\right)}{\exp\left(\frac{V_\phi z_u}{D_w}\right) - 1}, \quad \gamma_2 = \exp\left(-\frac{V_\phi z_u}{D_w}\right), \quad (6.3)$$

где C_0 — концентрация радионуклидов в водоеме вне зоны влияния диффузионного слоя донных отложений; z_u — координата верхней границы диффузионного слоя; D_w — обобщенный коэффициент диффузии в водоеме, определяемый с учетом динамических свойств водной среды.

Условие (6.2) получено на основе решения стационарной задачи массопереноса в диффузионном слое водоема и не учитывает переходных процессов.

При формировании радиологического режима в слое донных отложений возможны два предельных случая в зависимости от диффузионных свойств водной среды водоема.

Максимальный расход радионуклидов в слое донных отложений имеет место при $D_w \rightarrow \infty$ или $z_u \rightarrow 0$ ($\gamma_1 \rightarrow 1, \gamma_2 \rightarrow 0$). Тогда в пределе из (6.2) вытекает условие

$$z = 0: C = C_0. \quad (6.4)$$

Минимальный расход радионуклидов в слое донных отложений формируется при $D_w \rightarrow 0$ или $z_u \rightarrow \infty$ ($\gamma_1 \rightarrow \infty, \gamma_2 \rightarrow 1$). В таком случае из условия (6.2) следует:

$$z = 0: D_e \frac{\partial C}{\partial z} + V_\phi C = V_\phi C_0. \quad (6.5)$$

В реальности D_w и z_u являются конечными положительными величинами и определяют согласно (6.3) значения γ_1 и γ_2 .

На нижней границе слоя донных отложений ($z = z_0$) концентрация и расход радионуклидов зависят от физических свойств нижележащего грунта. Однако для наиболее опасных в экологическом отношении природных условий, при которых обеспечивается быстрый отвод радионуклидов, допустимо пренебрегать в подстилающем грунте диффузионной составляющей потока загрязняющих веществ. Тогда задается граничное условие

$$z = -z_0 : \frac{\partial C}{\partial z} = 0. \quad (6.6)$$

Начальные условия в общем случае имеют вид

$$t = 0 : C = C^0(z), S_f = S_f^0(z). \quad (6.7)$$

В принятой модели радиоактивное загрязнение слоя донных отложений определяется уровнем загрязненности водоема, влияние которого учитывается с помощью граничных условий на верхней границе донных отложений и начальных условий (если данный процесс имеет предысторию) путем задания соответствующих значений исходных параметров γ_1 , γ_2 , C_0 . Однако система «водоем — слой донных отложений — грунт» обладает способностью к самоочищению, которое наиболее интенсивно протекает в более мобильном и биологически активном компоненте системы — водоеме. Благодаря этому, а также вследствие радиоактивного распада радионуклидов загрязненность воды постепенно снижается. Данный факт можно отразить в исходной модели, задавая параметры γ_1 , γ_2 , C_0 как функции от t . Вместе с тем для долгосрочных прогнозов целесообразно основываться на упрощенной картине, исходя из двухстадийного характера перераспределения радионуклидов в рассматриваемой системе. При таком подходе можно считать, что на первой стадии вода в водоеме загрязнена и обуславливает поступление большого количества загрязняющих веществ в донные отложения. На второй стадии вследствие очищения водоема фильтрующаяся из него более чистая вода становится важнейшим фактором уменьшения загрязненности слоя донных отложений. Таким образом, математическая задача переноса радионуклидов в слое донных отложений и обмена загрязняющими веществами с сопредельными средами ставится как задача с постоянными исходными параметрами γ_1 , γ_2 , C_0 . Их значения в течение расчетного времени (в конце первой стадии) резко меняются, а существенные изменения в характере распределения радионуклидов в слое донных отложений, имеющие место на второй стадии, вызваны скачкообразным изменением концентрации радионуклидов на верхней границе диффузионного слоя, так что здесь также используется условие (6.2), где C_0 заменяется на C_* .

Для удобства анализа и большей общности результатов расчетов исходная модель (6.1), (6.2), (6.6), (6.7) представляется в безразмерном виде:

$$\left\{ \begin{array}{l} \overline{D_e} \frac{\partial^2 \overline{C}}{\partial \overline{z}^2} + \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{z}} - \overline{\lambda} \overline{C} - \overline{\lambda} R_f \overline{S_f} = R_f \frac{\partial \overline{S_f}}{\partial \overline{t}} + \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{t}}, \\ \overline{\alpha} (\overline{C} - \overline{S_f}) - \overline{\lambda} \overline{S_f} = \frac{\partial \overline{S_f}}{\partial \overline{t}}, \\ \overline{z} = 0: \overline{D_e} \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{z}} + \overline{C} = \gamma_1 (1 - \gamma_2 \overline{C}), \\ \overline{z} = -1: \frac{\partial \overline{C}}{\partial \overline{z}} = 0, \\ \overline{t} = 0: \overline{C} = \overline{C}^0, \overline{S_f} = \overline{S_f}^0. \end{array} \right. \quad (6.8)$$

Модель (6.8) включает следующие безразмерные параметры: $\overline{D_e} = \frac{D_e}{V_\phi m_0}$,

$$\overline{C} = \frac{C}{C_0}, \quad \overline{z} = \frac{z}{m_0}, \quad \overline{\lambda} = \frac{\lambda m_0}{V_\phi} (\theta_s + \rho_s K_e), \quad R_f = \frac{\rho_s K_f K_e}{\theta_s + \rho_s K_e}, \quad \overline{S_f} = \frac{S_f}{K_f K_e C_0},$$

$$\overline{t} = \frac{V_\phi t}{m_0 (\theta_s + \rho_s K_e)}, \quad \overline{C}^0 = \frac{C^0}{C_0}, \quad \overline{S_f}^0 = \frac{S_f^0}{K_f K_e C_0}, \quad \overline{\alpha} = \frac{\alpha m_0}{V_\phi} (\theta_s + \rho_s K_e). \text{ Кроме}$$

того, так как $\overline{S_e} = \frac{S_e}{K_e C_0}$, то из (6.1) следует $\overline{S_e} = \overline{C}$.

В дальнейшем черточки над безразмерными переменными и параметрами будут опускаться.

6.3. Численное решение и определение параметров модели

Численное решение математической модели (6.8) получено методом прогонки. Основными расчетными величинами являются концентрации радионуклидов в растворенной $C(z, t)$ и необменной $S_f(z, t)$ формах. Поведение радионуклидов предполагается рассматривать в течение длительного периода времени — с момента возникновения аварийной ситуации вплоть до момента снижения радиоактивного загрязнения слоя донных отложений до уровня, не представляющего уже серьезной угрозы для окружающей среды. Расчеты для каждого периода, принимая во внимание существенные различия в начальных и граничном (при $z = 0$) условиях, выполняются отдельно.

Построим разностную схему системы (6.8), аппроксимируя уравнения по шаблону:

$$\begin{array}{ccccc}
 n+1, i-1 & & n+1, i & & n+1, i+1 \\
 & & | & & \\
 & & n, i & &
 \end{array}$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{1}{\tau}(C_i^{n+1} - C_i^n) + \frac{R_f}{\tau}(S_i^{n+1} - S_i^n) - \frac{1}{h}(C_{i+1}^{n+1} - C_{i-1}^{n+1}) = \\ = \frac{D_e}{h^2}(C_{i+1}^{n+1} - 2C_i^{n+1} + C_{i-1}^{n+1}) - \lambda C_i^{n+1} - \lambda R_f S_i^{n+1}, \\ \alpha(C_i^{n+1} - S_i^{n+1}) - \lambda S_i^{n+1} = \frac{1}{\tau}(S_i^{n+1} - S_i^n), \end{array} \right. \quad (6.9)$$

где $i = 1, 2, \dots, N-1$; $n = 0, 1, \dots, T$.

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{D_e}{h}(C_N^n - C_{N-1}^n) + C_N^n = \gamma_1(1 - \gamma_2 C_N^n), \quad n = 1, 2, \dots, T_*, \\ \frac{D_e}{h}(C_N^n - C_{N-1}^n) + C_N^n = -\gamma_1 \gamma_2 C_N^n, \quad n = T_*, T_* + 1, \dots, T, \\ C_0^n = C_1^n, \quad n = 0, \end{array} \right. \quad (6.10)$$

где $i = 0, 1, \dots, N$.

$$\left\{ \begin{array}{l} C_i^0 = C^0, \\ S_i^0 = S^0. \end{array} \right. \quad (6.11)$$

Здесь N — полное число узлов расчетной сетки по пространству, T — по времени, T_* — время окончания первой стадии и начала второй. Кроме того, для удобства обозначения полагаем, что $S_f = S$.

Исследуя данную схему на аппроксимацию, нужно найти невязки всех уравнений (6.8) на решениях $C(t, z)$, $S(t, z)$ исходной задачи. Выбрав в качестве «опорной точки» узел $(i, n + 1)$ из уравнений (6.9) и (6.10), предполагая, что существуют и ограничены вторые производные от C и S по своим аргументам, получим

$$\left\{ \begin{array}{l} (\Psi_1)_i^{n+1} = \left[\frac{h}{2} C'' + \frac{\tau}{2} (\ddot{C} + R_f \ddot{S}) \right]_i^{n+1} + O(\tau^2, h^2), \\ (\Psi_2)_i^{n+1} = \left(\frac{\tau}{2} \ddot{S} \right)_i^{n+1} + O(\tau^2), \\ (\Psi_{3,4})_i^{n+1} = \left(\frac{h D_e}{2} C'' \right)_i^{n+1} + O(h^2), \\ (\Psi_5)_i^{n+1} = \left(\frac{h}{2} C'' \right)_i^{n+1} + O(h^2). \end{array} \right. \quad (6.12)$$

Соотношения (6.11) аппроксимируют соответствующие начальные условия точно.

Таким образом, главные члены ошибок аппроксимации суть величины первого порядка малости как по τ , так и по h .

Для решения разностных уравнений (6.9) и (6.10) методом прогонки сводим их к уравнению вида $AC_{i-1} - BC_i + EC_{i+1} = F_i$, ($i = 1, 2, \dots, N-1$) с краевыми условиями $C_1 = \kappa_1 C_0 + \nu_1$, $C_N = \kappa_N C_{N-1} + \nu_N$.

Тогда решение задачи может быть получено при помощи следующего алгоритма:

$$\left\{ \begin{array}{l} \Phi_i = \frac{A}{B - E\Phi_{i+1}}, \quad \varepsilon_i = \frac{E\Phi_i \varepsilon_{i+1} - F_i \Phi_i}{A}, \quad i = N-1, N-2, \dots, 1, \\ \Phi_N = \kappa_N, \quad \varepsilon_N = \nu_N, \\ C_i = \Phi_i C_{i-1} + \varepsilon_i, \quad i = 1, 2, \dots, N, \\ C_0 = \frac{\varepsilon_1}{1 - \Phi_1}. \end{array} \right. \quad (6.13)$$

Здесь $A = \frac{D_e}{h^2}$, $B = \frac{2D_e}{h^2} + \frac{1}{h} + \frac{1}{\tau} + \lambda + \frac{\lambda R_f \alpha}{\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau}} + \frac{R_f \alpha}{\tau \alpha + \tau \lambda + 1}$,

$$E = \frac{D_e}{h^2} + \frac{1}{h}, \quad F_i = \left[\frac{\lambda R_f \alpha}{\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau}} + \frac{R_f}{\tau(\tau \alpha + \tau \lambda + 1)} - \frac{R_f}{\tau} \right] S_i^n - \frac{1}{\tau} C_i^n,$$

$$i = 0, 1, \dots, N,$$

$$\kappa_N = \begin{cases} \frac{\gamma_1 h}{D_e + h + \gamma_1 \gamma_2 h}, & t \in [0, T_*], \\ 0, & t \in [T_*, T], \end{cases} \quad v_N = \frac{D_e}{D_e + h + \gamma_1 \gamma_2 h}.$$

Прогоночные формулы (6.13) являются устойчивыми, если $|B| > |A| + |E|$. Это условие, очевидно, выполняется.

Рассмотрим теперь вопрос об устойчивости разностной схемы (6.9) и (6.10), исходя из того, что она описывает эволюционную задачу. Применяя метод гармоник, представим частные решения (6.9) в виде

$$\begin{pmatrix} C \\ S \end{pmatrix}_n = \begin{pmatrix} C \\ S \end{pmatrix} \mu^n e^{ik\beta}. \quad (6.14)$$

Условие устойчивости по начальным данным сводится к требованию ограниченности амплитуды гармоник: $|\mu^n| \leq \text{const}$.

Подставляя (6.13) в (6.9), получаем

$$\begin{cases} \left[\frac{1}{\tau} + \mu \left(\frac{2D_e}{h^2} (\cos \beta - 1) + \frac{e^{i\beta} - 1}{h} - \lambda - \frac{1}{\tau} \right) \right] C + \left[\frac{R_f}{\tau} - \mu \left(\frac{R_f}{\tau} + \lambda R_f \right) \right] S = 0, \\ \mu \alpha C + \left[\frac{1}{\tau} - \mu \left(\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau} \right) \right] S = 0. \end{cases}$$

Эта система имеет решение, если детерминант ее матрицы обращается в нуль, откуда

$$\left[\frac{\alpha R_f}{\tau} + \alpha \lambda R_f - K \left(\alpha + \lambda + \frac{1}{\tau} \right) \right] \mu^2 + \frac{K - \alpha + \lambda + \frac{1}{\tau} - \alpha R_f}{\tau} \mu + \frac{1}{\tau^2} = 0,$$

где
$$K = \frac{1}{\tau} + \mu \left(\frac{2D_e}{h^2} (\cos \beta - 1) + \frac{e^{i\beta} - 1}{h} - \lambda - \frac{1}{\tau} \right).$$

Таким образом, получена зависимость амплитуды от параметров сетки, параметров задачи и β , которое может быть произвольным.

Численный расчет зависимости $\mu(\beta)$ для различных параметров задачи и сетки представлен на рис. 6.3 и 6.4.

Таким образом, $|\mu| < 1$ для используемых в расчетах входных параметров. Шаги сетки выбираем равными, например, $\tau = 0,0001$ по времени и $h = 0,001$ по пространству.

Итак, разностная схема аппроксимирует исходную линейную систему уравнений и является устойчивой. Тогда численные решения $C^{(h,\tau)}$, $S^{(h,\tau)} \xrightarrow{h,\tau \rightarrow 0} C(z,t)$, $S(z,t)$.

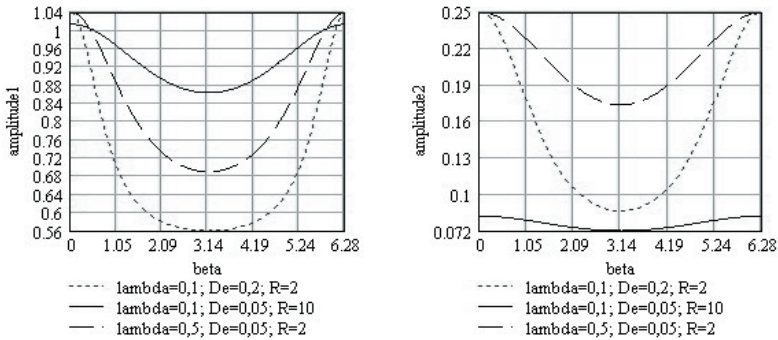


Рис. 6.3. Зависимость $\mu(\beta)$ при различных значениях шага сетки

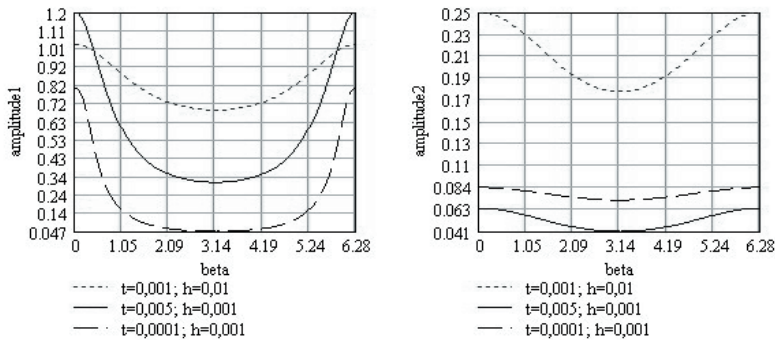


Рис. 6.4. Зависимость $\mu(\beta)$ при различных значениях шага сетки

Для выполнения прогнозных расчетов и анализа особенностей формирования радиологического режима в донных отложениях при распространении радионуклидов в системе «вода — донные отложения — грунт» необходимо изначально задавать следующие размерные параметры: $\rho_s, \theta_s, D_0, f_s, \chi, V_f, \lambda, K_{er}, \alpha, K_{fi}, z_{ur}, D_{wr}, C^0, C_0, S_f^0, z_0$. Однако удобнее проводить теоретический анализ, опираясь на математическую модель переноса радиоактивных веществ в донных отложениях в безразмерном виде (6.8), которая

содержит безразмерные параметры D_e , R_f , λ , α , γ_1 , γ_2 . При таком подходе искомые безразмерные концентрации радионуклидов в растворенной C и необменной S_f формах являются функциями безразмерных координаты (высоты) z , времени t и приведенных выше комплексов. Так как исходные параметры на практике заметно меняются от объекта к объекту, пределы изменения безразмерных параметров при общем анализе могут быть значительными. Данные экспериментальных исследований для ряда природных объектов свидетельствуют, что ориентировочный диапазон значений D_e составляет 0,05—0,2. Второй важнейший параметр R_f находится обычно в пределах от 2 (для радионуклидов, слабее взаимодействующих с твердой фазой донных отложений) до 10 и более (для радионуклидов, хорошо фиксируемых твердой фазой). Значение λ приближенно изменяется от 0,05 (для малоподвижных стабильных радионуклидов) до 0,5 и более (для мобильных быстрораспадающихся радионуклидов). Диапазоны для α и γ_1 существенно более широки, так как оба параметра могут меняться от единицы до очень больших значений ($\alpha \rightarrow \infty$, $\gamma_1 \rightarrow \infty$). В частности, использование высоких значений γ_1 необходимо при моделировании постоянной концентрации радиоактивных веществ на верхней границе донных отложений. Выбор же больших значений α (свыше 100) указывает на принятие в модели почти равновесного характера обмена между обменной и необменной формами радионуклидов. Подобные диапазоны изменения исходных безразмерных параметров позволяют отразить в первом приближении разнообразные физико-химические условия, встречающиеся на практике.

Расчетное время для долгосрочных прогнозов часто соизмеримо с характерным временем установления равновесия между обменной и фиксированными формами радионуклидов или заметно его превосходит. Таким образом, для почти равновесных условий ($\alpha \gg 1$) удобнее результаты расчетов представлять с использованием обобщенного масштаба времени, выражение для которого включает R_f и вытекает из первого уравнения системы (6.8), если допустить $S_f = C$. Поэтому вводится обобщенное без-

размерное время $t_i = \frac{t}{R_f + 1}$.

Подобное обобщение масштаба времени математической задачи (6.8) не позволяет, однако, исключить из этой модели параметр R_f , который остается в качестве множителя в слагаемом, описывающем радиоактивный распад фиксированных радионуклидов. Следовательно, сохраняющаяся в явном виде зависимость расчетных величин (концентраций, расходов) от R_f может служить в таком случае только для частичной оценки вклада распада радионуклидов в общую динамику радиологического режима. Для полной же оценки вклада этого процесса необходимо также выполнять анализ влияния на C и S параметра λ . Следует подчеркнуть, что динамика

радионуклидов в донных отложениях в первую очередь определяется R_f , а в полной мере значимость R_f может быть оценена в результате анализа поведения радионуклидов с использованием принятого в исходной модели безразмерного времени.

Ниже приведены в виде графиков некоторые наиболее характерные результаты. Характеристики радиологического режима рассчитывались отдельно для его первой и второй стадий.

Основная цель подобных расчетов заключается в осуществлении прогнозов радиационной обстановки. Выбор вида прогноза (кратко- или долгосрочный) диктуется характером хозяйственной деятельности на обследуемом объекте и требованиями по охране окружающей среды. Формально можно принимать, что краткосрочные прогнозы должны базироваться на результатах расчета радиационных характеристик при малых значениях t (например, $t < 0,1$), а долгосрочные прогнозы — соответственно при больших t ($t > 0,5$).

6.4. Результаты расчетов

6.4.1. Выбор исходных параметров и расчеты распространения радионуклидов в критический период (высокой загрязненности водоемов)

В расчете кинетический параметр α полагался равным 1000, т. е. фактически принимался мгновенный характер обмена между растворенными и фиксированными радионуклидами. На рис. 6.5 и 6.6 представлены кривые изменения концентрации радиоактивных веществ в растворенной форме на первой стадии C_1 во входном сечении ($z = 0$) и посредине донных отложений ($z = 0,5$) при постоянном расходе радионуклидов на верхней границе слоя донных отложений ($\gamma_1 = 1$, $\gamma_2 = 0$ в системе (6.8)). При $z = 0$ величина C_1 в начальный период ($t < 0,1$) резко возрастает, а после $t = 0,2$ стабилизируется. При малом λ ($\lambda = 0,5$) значительная часть радионуклидов, поступающих в донные отложения, распадается, и тем самым заметно тормозится рост C_1 . Также снижается темп накопления радионуклидов в верхней части донных отложений при увеличении D_e и R_f (влияние этих параметров сопоставимо). Рост C_1 в середине донных отложений начинается с некоторым запаздыванием, величина которого зависит от исходных параметров D_e , R_f , λ . Позднее всего ($t \approx 0,15$) в рассчитанных примерах начался быстрый подъем C_1 в случае $D_e = 0,05$, $R_f = 2$, $\lambda = 0,1$, что объясняется малым значением D_e . По этой же причине при $t > 0$ концентрация C_1 при $z = 0,5$ становится наибольшей среди рассмотренных примеров. Решающее влияние на C_1 в верхней половине донных отложений оказывает распад радиоактивных веществ при $\lambda = 0,5$. Данные расчетов профилей концентрации $C_1(z)$

свидетельствуют о крайней неравномерности распределения радионуклидов в донных отложениях в начальный период их загрязнения и о постепенном выравнивании уровня загрязненности донных отложений со временем.

На рис. 6.7 представлены профили $C_1(z)$ во времени при $t \approx 0,1$, которые могут служить базой для составления краткосрочных прогнозов. Кривые $C_1(z)$ отвечают лимитированному притоку радионуклидов в донные отложения. Естественно, что при малых значениях t радиоактивные вещества почти исключительно сосредоточены в верхней части донных отложений. Вглубь проникает несопоставимо малая часть общего количества радионуклидов, поступивших из воды водоема. С течением времени радиоактивные вещества под действием диффузионно-конвективного механизма транспортируются в нижнюю часть донных отложений, а затем начинают интенсивно выноситься в подстилающий грунт. Результаты расчетов $C_1(z)$ при $t = 1$, приведенные на рис. 6.8, указывают на значительное загрязнение донных отложений в целом при $\lambda = 0,1$. Однако существенная неоднородность загрязнения донных отложений сохраняется и при большом значении λ ($\lambda = 0,5$ в расчетах). В общем, основываясь на рис. 6.7 и 6.8, можно утверждать, что наряду с R_f важнейшее влияние на формирование радиологического режима в донных отложениях оказывает D_e . Значимость же радиоактивного распада радионуклидов по мере роста загрязненности донных отложений возрастает, и уже при t порядка единицы этот фактор может играть очень важную и положительную роль, содействуя снижению уровня загрязненности не только седиментов, но и других компонентов окружающей среды.

В начальной (первой) фазе первой стадии поступившие из воды водоема радионуклиды практически полностью локализуются в верхней части донных отложений, а профили концентрации радиоактивных веществ в растворенной форме C_1 имеют форму «вытянутого языка». Вследствие линейности исходной модели при любом $t > 0$ и, например, однородных начальных условиях расчетное C_1 везде в донных отложениях также больше нуля. Тем не менее можно и удобно для последующего анализа выделить зону, в пределах которой концентрация C_1 уже заметно отличается от начальной величины. Такая зона имеет выраженный передний (нижний) край, координата (глубина) которого и соответствующий момент времени будут обозначаться z_c , t_c . Положение нижнего края определяется из условия, что C_1 при $z = z_c$ имеет заданную очень малую величину C_b (в расчетах принималось 0,003, хотя, конечно, такой выбор является условным). Момент достижения передним краем указанной зоны нижней границы донных отложений t_{c0} — это по существу момент начала интенсивного выноса радионуклидов в подстилающий грунт, он является важнейшим параметром для экологических оценок. На рис. 6.9 и 6.10 показаны результаты расчетов времени t_{c0} как функции от R_f при значениях $D_e = 0,05, 0,1, 0,2$ и $\lambda = 0,1, 0,5$, иллюстрирующие специфический характер зависимостей $t_{c0}(R_f)$.

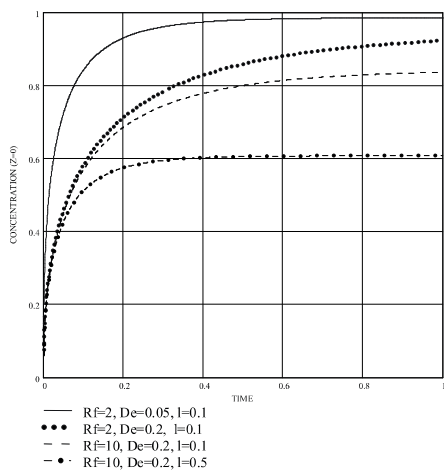


Рис. 6.5. Кривые изменения концентрации растворенных радионуклидов во входном сечении

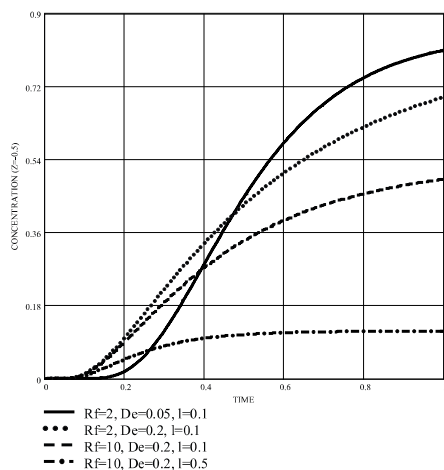


Рис. 6.6. Кривые изменения концентрации растворенных радионуклидов при $z = 0,5$

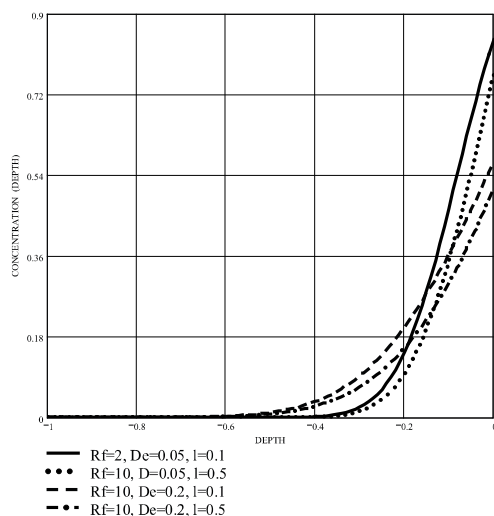


Рис. 6.7. Профили концентрации радионуклида в виде раствора при $t = 0,1$

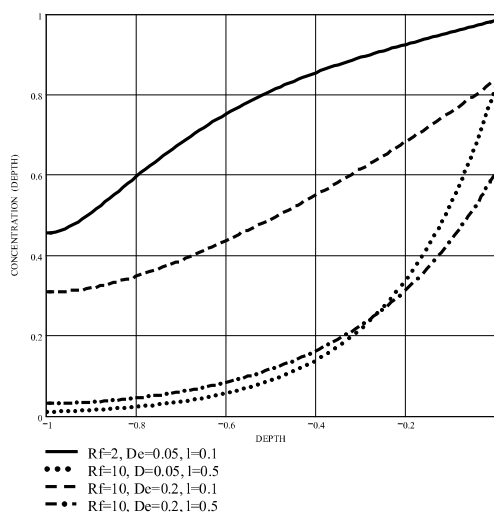


Рис. 6.8. Профили концентрации радионуклида в виде раствора при $t = 1,0$

При $\lambda = 0,1$ в рассмотренном диапазоне R_f данные зависимости являются почти линейными, и удвоение R_f приводит к почти аналогичному увеличению t_{c0} . Однако уже при $\lambda = 0,5$ отчетливо проявляется их нелинейный

характер. Более того, зависимости $t_{c0}(R_f)$ имеют вертикальные асимптоты, отвечающие экологически безопасному режиму загрязнения слоя донных отложений. При таком режиме передний край зоны существенного загрязнения может формально достигнуть нижней границы донных отложений только при $t \rightarrow \infty$. Этот режим является предельным, так как ограничивает совокупность благоприятных в экологическом отношении радиологических режимов, при которых радионуклиды консервируются внутри донных отложений. Существование указанного режима возможно только при определенных соотношениях между R_f , D_e и λ .

Для фиксированных значений D_e (0,05; 0,2; 0,5) были построены кривые $\lambda(R_f)$ (рис. 6.11), определяющие положение совокупности точек (выше кривых) с координатами $R_f(\lambda)$, которые допускают вместе с соответствующими D_e формирование важного для практики экологически безопасного предельного режима радиологического загрязнения слоя донных отложений.

$$U3_R := \frac{\text{func}(0.2, R, 0.1, 1000, 1, 0)}{100}$$

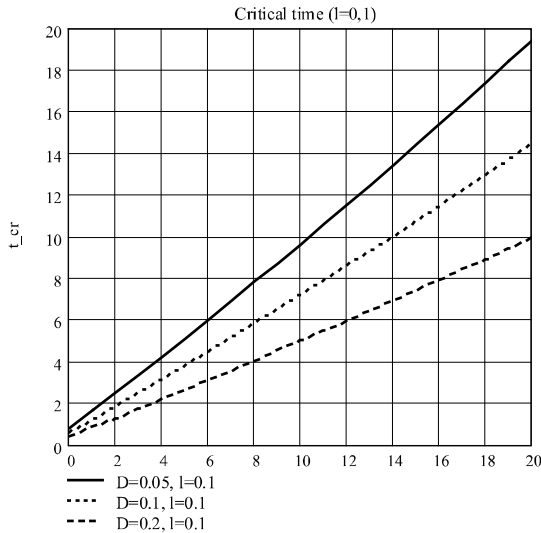


Рис. 6.9. Зависимость критического времени выноса радионуклидов из донных отложений от эффективного коэффициента диффузии при $\lambda = 0,1$

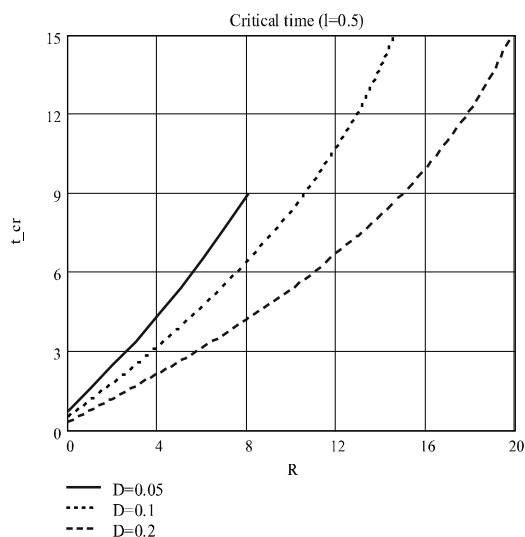


Рис. 6.10. Зависимость критического времени выноса радионуклидов из донных отложений от эффективного коэффициента диффузии при $\lambda = 0,5$

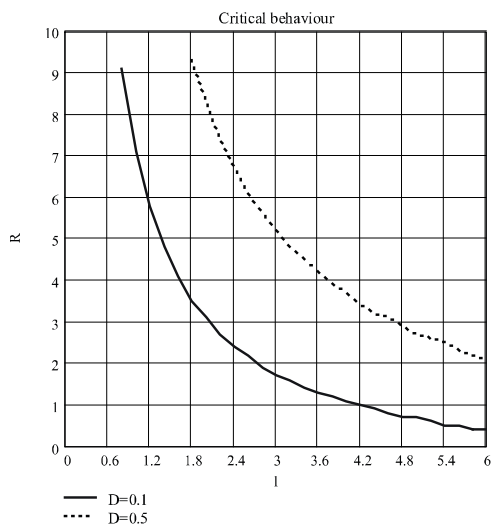


Рис. 6.11. Кривые, описывающие зависимость $\lambda(R_f)$ при формировании экологически безопасного режима загрязнения донных отложений

6.4.2. Прогноз распространения радионуклидов и вторичного загрязнения окружающей среды при стабилизации радиологического режима водоема

Изменение радиологической ситуации во внешней по отношению к системе «водоем — слой донных отложений — грунт» среде ведет к изменению уровня загрязненности более мобильного компонента — воды водоема. На практике радиоэкологическая обстановка в экосистеме водоема может меняться либо скачкообразно, либо плавно, но характерное время переходных процессов при этом обычно существенно больше или меньше прогнозного времени (кратко- и долгосрочные прогнозы) для слоя донных отложений. Это дает основание использовать и на второй стадии в качестве базовой модель (6.8), но при скорректированном значении C_0 в граничном условии на верхней границе слоя донных отложений. Новая константа C^* (а при необходимости и γ_1, γ_2) выбирается таким образом, чтобы отразить существенные изменения, происходящие в радиологическом состоянии водоема. Если в момент окончания первой стадии t^* будет выполняться условие $C^* < C_1(-1, t^*)$, а именно такой случай и рассматривается дальше, то запасы радионуклидов в донных отложениях начинают срабатываться за счет превышения их выноса над поступлением. Таким образом, донные отложения становятся источником вторичного загрязнения. Особенности развития радиологического режима в донных отложениях на второй стадии устанавливались путем расчета ряда характерных примеров для наиболее благоприятного случая чистой воды в водоеме ($C^* = 0$). Для определенности принимается, что изменение условий притока радионуклидов в донные отложения происходит в момент времени $t = 1$. К этому моменту в твердой и жидкой фазах донных отложений аккумулируется значительное количество радионуклидов, которое в принципе может представлять серьезную опасность для окружающей среды (подстилающий грунт и грунтовые воды).

Анализировалась динамика распространения радиоактивных веществ в донных отложениях при условии мгновенного обмена между растворенными и фиксированными радионуклидами (кинетический коэффициент полагался равным 1000) и были получены профили концентрации растворенных радионуклидов $C_2(z)$ для моментов $t = 1,1$ и $t = 2,0$, которые показаны на рис. 6.12 и 6.13. В начальный период второй стадии около входного сечения образуется участок с низким содержанием радиоактивных веществ, протяженность которого со временем растет. Фактически имеет место промывание донных отложений, т. е. постепенное снижение суммарного количества радионуклидов, сопровождающееся их сложным перераспределением в пределах донных отложений. Количественная оценка влияния скорости радиоактивного распада радионуклидов на их поведение следует из сопоставления кривых 1 и 3. Увеличение здесь λ в пять раз приводит в среднем к уменьшению C_2 вдвое. Аналогичным образом влияет

и рост соотношения фиксированных и растворенных (обменных) радионуклидов, который учитывается с помощью соответствующего изменения R_f (кривые 1 и 5). При длительном промывании донных отложений уровень загрязненности существенно снижается, а относительно высокое содержание радионуклидов отмечается только в нижней части донных отложений при $R_f = 2$ (рис. 6.13), причем концентрация $C_2(z, 1)$ монотонно увеличивается вниз по потоку и достигает максимума в выходном сечении. Вследствие одновременного распада и выноса радионуклидов при $R_f = 10$ их концентрация к моменту $t = 1$ во всем слое донных отложений не превышает 10—15% исходного уровня загрязненности.

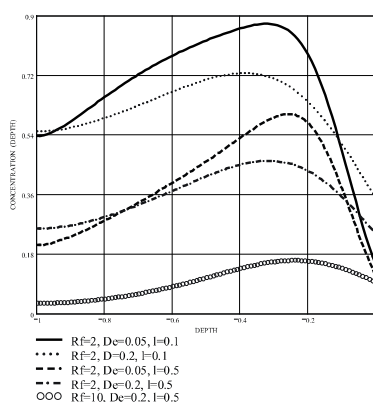


Рис. 6.12. Профили концентрации радионуклида в донных отложениях в виде раствора в момент времени $t = 1,1$

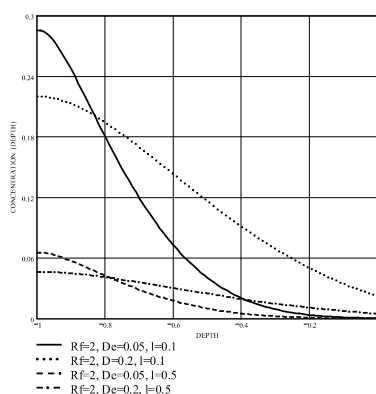


Рис. 6.13. Профили концентрации радионуклида в донных отложениях в виде раствора в момент времени $t = 2,0$

6.5. Развитие модели

Дальнейшее развитие модели миграции радионуклидов в донных отложениях водоемов предполагает прежде всего корректировку граничного условия с учетом изменения удельной активности радионуклида в воде водного объекта.

Изначально при разработке модели предполагалось строить ее таким образом, чтобы существовала возможность нахождения решения системы (6.1) в аналитическом виде, которое предпочтительнее результатов, полученных численными методами, в том отношении, что допускает исследование решения на различные предельные случаи. В связи с этим учет общей радиологической обстановки в водоеме первоначально носил качественный характер: считалось, что целесообразно основываться на упрощенной картине миграции радиоактивных веществ в системе «вода — донные отложения», исходя из двухстадийного характера перераспределения радионуклидов в рассматриваемой системе. При таком подходе можно считать, что на первой стадии вода в водоеме загрязнена и этим обуславливается поступление большого количества радионуклидов в донные отложения. На второй стадии вследствие очищения водоема фильтрующаяся из него более чистая вода становится важнейшим фактором уменьшения загрязненности донных отложений. Таким образом, математическая задача переноса радиоактивных веществ в донных отложениях и обмена радионуклидов с сопредельными средами ставилась как задача с постоянными исходными параметрами γ_1 , γ_2 и C_0 , которые в течение расчетного времени (в конце первой стадии) резко меняются, а существенные изменения в характере распределения радионуклидов в донных отложениях, имеющие место на второй стадии, вызваны скачкообразным изменением концентрации радионуклидов на верхней границе диффузионного слоя, так что здесь также используется условие (6.2), где C_0 заменяется на C^* .

В целом используемого допущения о скачкообразном изменении концентрации радионуклидов в воде водного объекта (от одного до другого постоянного значения) оказывается достаточно для получения объективных представлений о явлениях, протекающих в загрязненных седиментах (см. подраздел 6.4). Вместе с тем понятно, что такой подход является приближенным и требует доработки в смысле уточнения условий на внутренней границе системы «вода — донные отложения». Дополнительным фактором, определяющим желательность и даже необходимость уточнения граничных условий, является потребность предсказания уровня вторичного загрязнения воды (осредненного по глубине водоема), обусловленного взмучиванием активного слоя донных отложений за счет ветроволновой активности. Кроме того, новое условие позволит учесть и такой немаловажный фактор, как рост слоя донных отложений за счет непрерывной седиментации. Для этого рассмотрим простейшую камерную модель (ее условная схема представлена на рис. 6.14), предложенную в [6.1].

6.5.1. Задание нового граничного условия с учетом влияния радиологической ситуации в воде водного объекта

Модель состоит из двух активных (вода и верхний слой донных отложений) и пассивного (нижний слой донных отложений) блоков, причем последний характеризуется необратимыми процессами аккумуляции радионуклидов. Активный слой донных отложений с хорошей точностью представляется в виде камеры, поскольку в нем выполняется условие полного перемешивания. О пассивном слое этого в общем случае сказать нельзя, для определения пространственно-временных профилей концентраций радиоактивных веществ в этом слое как раз необходимо использовать систему (6.1).

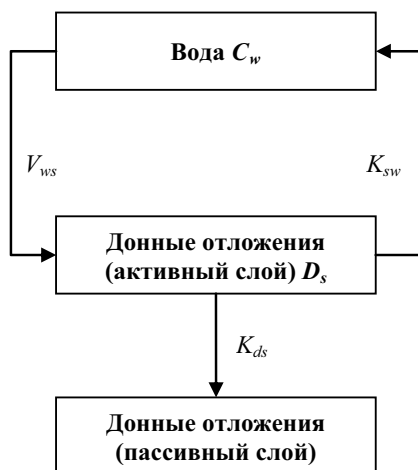


Рис. 6.14. Структура модели, описывающей миграцию радионуклидов из водоема в донные отложения

Система уравнений, описывающая динамику поведения радионуклида в предположениях описанной выше камерной модели, выглядит следующим образом:

$$\begin{cases} \frac{dC_w}{dt} = -\frac{V_{ws}K_d}{h}C_w + \frac{K_{sw}}{h}D_s - \lambda_r C_w, \\ \frac{dD_s}{dt} = V_{ws}K_d C_w - (K_{sw} + K_{ds})D_s - \lambda_r D_s, \end{cases} \quad (6.15)$$

где C_w — удельная активность радионуклида в воде в виде раствора, Бк/м³;
 D_s — плотность загрязнения активного слоя донных отложений, Бк/м²;

h — средняя глубина непроточного или слабопроточного водоема, м; V_{ws} — скорость седиментации, м/с; K_d — безразмерный коэффициент распределения радионуклида в системе «вода — взвесь»; K_{sw} и K_{ds} — константы поступления радионуклидов из активного слоя в воду и пассивный слой соответственно, с⁻¹; λ_r — константа распада, с⁻¹.

Если в момент времени $t = 0$ произошел пиковый выброс загрязняющих веществ D , то решение системы имеет вид

$$C_w(t) = \frac{D}{h} \frac{\lambda_2 - \frac{V_{ws} K_d}{h}}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-(\lambda_1 + \lambda_r)t} + \frac{D}{h} \frac{\frac{V_{ws} K_d}{h} - \lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-(\lambda_2 + \lambda_r)t}, \quad (6.16)$$

$$D_s(t) = \frac{D}{h} \frac{V_{ws} K_d}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-(\lambda_1 + \lambda_r)t} - \frac{D}{h} \frac{V_{ws} K_d}{\lambda_2 - \lambda_1} e^{-(\lambda_2 + \lambda_r)t}, \quad (6.17)$$

где

$$\lambda_{1,2} = \frac{\left(\frac{V_{ws} K_d}{h} + K_{sw} + K_{ds} \right) \mp \sqrt{\left(\frac{V_{ws} K_d}{h} + K_{sw} + K_{ds} \right)^2 - 4 \frac{V_{ws} K_d K_{ds}}{h}}}{2}. \quad (6.18)$$

Выражение (6.16) определяет удельную (объемную) активность радионуклида в воде водного объекта, а (6.17) — удельную (поверхностную) активность радионуклида в активном слое донных отложений. Очевидно, что при задании граничного условия в терминах схемы, представленной на рис. 6.14, аналогом C из уравнения (6.2) будет концентрация радионуклида в поровой воде активного слоя, переход к которой осуществляется следующим образом:

$$C|_{z=0} = \frac{D_s}{\rho_a h_a K_{d1}}, \quad (6.19)$$

где h_a (м) — толщина активного слоя (обычно принимается равной 1—2 см), K_{d1} (м³/кг) — коэффициент распределения в системе «донные отложения — поровая вода» (для цезия он может изменяться от 1 до 15 в зависимости от типа донных отложений и глубины проникновения радионуклида [6.2]), ρ_a (кг/м³) — плотность активного слоя донных отложений.

Таким образом, чтобы определить концентрацию радионуклида в поровой воде активного слоя донных отложений, необходимо знать глубину водоема, скорость седиментации, коэффициенты распределения радионуклида в системах «взвесь — вода» и «донные отложения — поровая вода», а также константы поступления радионуклидов из активного слоя в воду и пассивный слой.

6.5.2. Учет роста верхней границы донных отложений

Поскольку прирост седиментов определяется накоплением отмирающей биомассы и оседающих взвесей, то, учитывая, что толщина активного слоя постоянна во времени, скорость роста верхней границы активного (а следовательно, и пассивного) слоя донных отложений можно задавать в виде

$$z_0 = V_{ws} t, \quad (6.20)$$

где z_0 — координата верхней границы пассивного слоя донных отложений, а ось Oz направлена вверх.

6.6. Верификация модели

В работе [6.3] проведено детальное исследование загрязнения трех шведских озер (Ekholmssjön, Siggeforasjön и Flatsjön) ^{137}Cs в результате выпадения радиоактивных осадков после аварии на Чернобыльской АЭС. На уровне мониторинга отражены практически все аспекты, связанные с накоплением ^{137}Cs в различных элементах водной экосистемы (вода, взвесь, донные отложения, планктон, макрофиты, бентос, рыба). Для наших исследований наиболее ценной представляется информация о профилях загрязнения донных отложений в каждом из озер в разные моменты времени после разового поступления туда радиоактивных веществ. Будем рассматривать загрязнение озера Flatsjön (на рис. 6.15 представлена динамика загрязнения его донных отложений). Эти данные позволяют верифицировать разработанную модель переноса радионуклидов в донных отложениях непроточных водоемов и определить значения входящих в нее параметров. Оценочные значения этих параметров можно также получить на основании общих рассуждений о закономерностях протекания обменных процессов, фильтрации и сорбции в грунтах различных типов.

Несмотря на достаточное количество информации, касающейся загрязнения донных отложений водоемов, практически сложно найти полный набор экспериментальных данных, необходимых для верификации разработанной модели миграции радионуклидов в донных отложениях. Вообще говоря, необходимо проводить специальные работы в рамках мониторинга водных объектов, подверженных потенциальной опасности загрязнения радиоактивными веществами, с целью определения таких его параметров, как плотность и пористость донных отложений, коэффициент гидродинамической дисперсии, скорости фильтрации и седиментации, коэффициент диффузии, кинетические коэффициенты обмена радионуклидов между различными формами их нахождения в воде и донных отложениях, коэффициент скорости обмена. Стоимость этих работ наверняка не будет велика, тем более что принципы и подходы для определения отмеченных параметров разработаны довольно детально (см., например, [6.4]).

Известно, что донные отложения озера Flatsjön являются илами. Для дальнейших рассуждений нам понадобятся такие характеристики водно-физических свойств отложений, как пористость, плотность и преимущественный гранулометрический состав. Большой объем статистических данных, полученных при съемках днепровских водохранилищ [6.5], позволил разработать эмпирическую зависимость между родственными показателями: пористостью и объемной массой скелета грунта. В интервале значений $\rho = 0,1—2,4 \text{ г/см}^3$ эта зависимость имеет вид

$$\theta = 0,8 - 0,31\rho. \quad (6.21)$$

Поскольку набор экспериментальных данных в [6.3] (несмотря на его широту) носит достаточно избирательный характер для целей нашей работы, представляется целесообразным оценить необходимые параметры, исходя из общих соображений, а затем на основе этих примерных значений (и зная динамику изменения удельной активности донных отложений — см. рис. 6.15) установить численные значения параметров более точно.

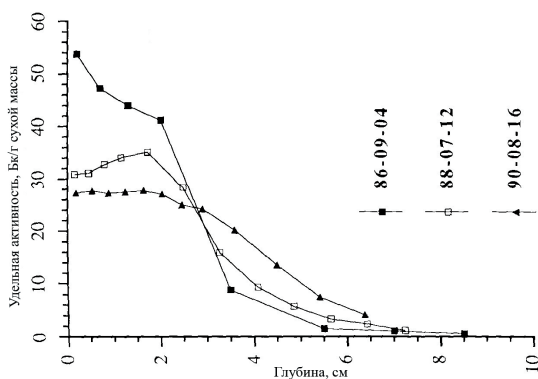


Рис. 6.15. Динамика загрязнения донных отложений озера Flatsjön (Швеция)

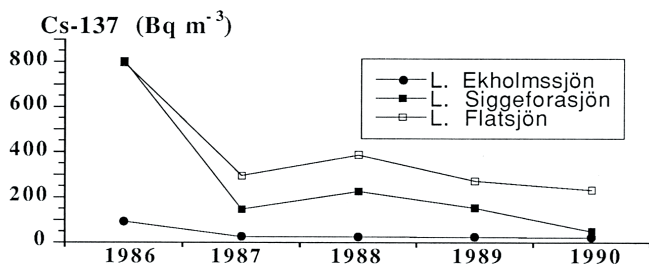


Рис. 6.16. Удельная активность ^{137}Cs в воде озера Ekholmssjön, Siggeforasjön и Flatsjön (Швеция) в 1986—1990 гг.

Поскольку плотность илов меняется от 0,7 до 1,1 г/см³ [6.6], то допустимо использовать зависимость (3.1). Полагая $\rho = 0,9$ г/см³, получаем, что $\theta = 0,52$. Также в [6.6] указывается, что основную часть (40—70%) илов формируют частицы диаметром 0,001—0,01 мм. Будем считать, что в среднем их диаметр равен 0,005 мм.

Среднее значение скорости седиментации в озере Flatsjön, по данным [6.3], равно 19,5 мм/год ($6,2 \cdot 10^{-10}$ м/с), его средняя глубина составляет 2,5 м. Кроме того, в работе приведен график динамики изменения удельной активности радионуклида в воде водного объекта (рис. 6.16). С помощью данных, представленных на этом графике, методом наименьших квадратов находятся коэффициенты системы (6.15):

- константа поступления радионуклидов из активного слоя донных отложений в воду $K_{sw} = 4 \cdot 10^{-8}$ с⁻¹;
- константа поступления радионуклидов из активного слоя донных отложений в пассивный слой $K_{ds} = 4 \cdot 10^{-11}$ с⁻¹.

6.6.1. Скорость фильтрации

Напомним, что под скоростью фильтрации понимают расход, т. е. объем жидкости, протекающей в единицу времени через единицу площади, выделенную в пористой среде. Эксперименты показывают, что при движении жидкости в пористой среде скорость фильтрации является функцией градиента напора. Это связано с тем, что в пористой среде жидкость испытывает большое сопротивление. Для многих грунтов (пески, глины, суглинки, мелкотрещиноватые скальные грунты и т. д.) имеет место линейная зависимость скорости фильтрации от градиента напора (закон Дарси) [6.7, 6.8]:

$$V_{\phi} = k \frac{\Delta H}{L}, \quad (6.22)$$

где k — коэффициент пропорциональности (коэффициент фильтрации), м/с; ΔH — потеря напора на пути фильтрации L (м), м.

Вполне очевидно, что в условиях нашей задачи длина пути фильтрации равна m_1 (мощность слоя донных отложений и подстилающего грунта), а потеря напора равна $h + m_1$, где h — глубина водоема. Тогда формула (6.22) примет вид

$$V_{\phi} = k \left(1 + \frac{h}{m} \right). \quad (6.23)$$

Коэффициент фильтрации в общем случае зависит от свойств грунта (размера и формы его зерен), а также от свойств жидкости, притекающей в грунт, в частности от ее вязкости, а следовательно, и температуры. Значения коэффициента фильтрации воды для разных грунтов представлены в табл. 6.1 [6.7].

Будем считать, что мощность донных отложений этих озер составляет порядка 10 м. В табл. 6.1 отсутствуют значения коэффициента фильтрации для илов, однако в [6.9-10] отмечается, что коэффициент фильтрации в песках на 4—5 порядков выше, чем в илах. Это связано с тем, что фильтрация воды обусловлена размером пор и общей скважностью грунта, а в илах наличие тонкодисперсных частиц приводит к уменьшению размеров пор, так что последние могут достигать предела, когда поровое пространство заполняют молекулы воды, связанные на молекулярном уровне. В этом случае, несмотря на значительную пористость, фильтрация может прекратиться вовсе. С учетом сказанного коэффициент фильтрации илов может изменяться в достаточно больших пределах от 10^{-4} до 10^{-7} см/с. Таким образом, и значение скорости фильтрации, вычисляемое без привлечения данных натурных исследований, может быть установлено лишь интервалом: 10^{-6} — 10^{-9} м/с.

Таблица 6.1. Коэффициент фильтрации грунтов

Грунт	Коэффициент фильтрации, см/с
Гравийный грунт с размером зерен 4—7 мм	3,5
Гравийный грунт с размером зерен 2 мм	3,0
Песок чистый	$1-10^{-2}$
Песок глинистый	$10^{-2}-5 \cdot 10^{-3}$
Песчано-глинистый грунт	$5 \cdot 10^{-3}-10^{-4}$
Супесь	$5 \cdot 10^{-3}-3 \cdot 10^{-3}$
Суглинок карбонатный	$10^{-3}-5 \cdot 10^{-5}$
Глина	$5 \cdot 10^{-4}-5 \cdot 10^{-6}$
Глина плотная	$10^{-7}-10^{-10}$
Глина солонцеватая	$10^{-6}-3 \cdot 10^{-7}$
Лесс карбонатный	$5 \cdot 10^{-4}-10^{-4}$
Лесс бескарбонатный	$5 \cdot 10^{-5}-3 \cdot 10^{-5}$
Солончак	$10^{-3}-10^{-4}$
Солонец столбчатый	$10^{-6}-3 \cdot 10^{-7}$
Торф осоковый мало разложившийся	$6 \cdot 10^{-3}-2 \cdot 10^{-3}$
Торф средне разложившийся	$8 \cdot 10^{-4}-2 \cdot 10^{-4}$
Торф сфагновый молодой	$2 \cdot 10^{-3}-2 \cdot 10^{-4}$
Торф сфагновый старый	$2 \cdot 10^{-3}-10^{-3}$

Это, естественно, очень грубая оценка, поскольку для корректного определения скорости фильтрации необходимо иметь гораздо более четкую информацию о структуре донных отложений, нежели та, которой располагаем мы.

6.6.2. Коэффициент эффективной диффузии

Особая геометрия пористой среды (а именно разброс размеров пор и изменение этих размеров от точки к точке пласта) является одной из главных причин ускоренной диффузии. Скорость жидкости испытывает резкие флуктуации от точки к точке, и при одинаковой средней скорости примесь переносится с разной скоростью по различным путям. Возникающий разброс положений частиц внешне выглядит как диффузия, хотя и порождается главным образом гидродинамическими причинами. Достаточно очевидны свойства этой квазидиффузии (гидродинамической дисперсии): коэффициент диффузии возрастает с ростом скорости фильтрации, а величина его различна в направлении потока и поперек него. Ясно также, что коэффициент диффузии будет тем больше, чем больше характерный масштаб неоднородности потока.

Несмотря на то что конвективный перенос является наиболее существенным фактором миграции загрязнений, нельзя не отметить, что принципиально существует возможность распространения загрязнений и при отсутствии фильтрационного течения — путем молекулярной диффузии, совершающейся только под действием градиента концентрации вещества в различных точках пласта. Однако, как показывают теоретические исследования и расчеты, это перемещение происходит настолько медленно, что при прогнозах распространения загрязнений может не учитываться, если речь идет о переносе на расстояние более нескольких метров или о прогнозах на сроки менее 100 лет [6.9]. Рассмотрение молекулярно-диффузионного переноса в водоносных пластах может представлять интерес лишь в тех случаях, когда продолжительность этого процесса измеряется миллионами лет либо когда рассматривается очень малый отрезок пути диффузионного переноса при отсутствии фильтрации.

Таким образом, с учетом того, что заведомо $D_0 \ll D$ и $\theta < 1$, ранее указанное выражение для определения коэффициента эффективной диффузии можно упростить:

$$D_e = D_0 \theta_s^3 + \chi V_\phi \approx \chi V_\phi. \quad (6.24)$$

В [6.9] отмечается, что значение параметра χ , характеризующего геометрическую структуру порового пространства, в однородной среде соизмеримо с диаметром частиц. Таким образом, в условиях нашей задачи $\chi \approx 0,005$ мм, а коэффициент эффективной диффузии будет изменяться от $5 \cdot 10^{-9}$ до $5 \cdot 10^{-12}$ м²/с.

Отметим, что вследствие очевидной взаимосвязи между параметрами переноса (скоростью фильтрации и коэффициентом эффективной диффузии) модель может быть практически не чувствительна к изменениям одного из этих параметров при экстремально низком или высоком значении другого.

6.6.3. Коэффициенты распределения

Коэффициент распределения в системе «поровая вода — донные отложения». Для количественной характеристики сорбционной способности почв и донных отложений используется коэффициент распределения, равный отношению равновесных концентраций радионуклида в твердой и водной фазах. В непроточных и слабопроточных водоемах коэффициент распределения является наиболее важным параметром, определяющим концентрацию радионуклида в воде и ее изменение со временем. Коэффициент распределения является интегральной характеристикой сорбционной способности почв и отложений, учитывающей как свойства твердой фазы, так и состав водной фазы. Его значение для ^{137}Cs определяется формами нахождения и равновесием распределения на двух типах центров адсорбции — селективных, расположенных на клинообразных краях межпакетных пространств глинистых минералов, и неселективных [6.2]:

$$K_d = \frac{1}{\alpha_{ex}} \left\{ \frac{\text{RIP}^{ex}(\text{N})}{m_N + \frac{m_K}{K_c(\text{N/K})}} + \frac{[\text{K}]_{\text{RES}}}{m_K} \right\}, \quad (6.25)$$

где K_d — коэффициент распределения, л/кг; α_{ex} — доля обменной формы в твердой фазе; m_K и m_N — концентрации калия и аммония в растворе, мг-экв./л; $[\text{K}]_{\text{RES}}$ — содержание в твердой фазе калия, адсорбированного на неселективных центрах адсорбции, мг-экв./л; $K_c(\text{N/K})$ — коэффициент селективности обмена катионов калия и аммония на селективных центрах адсорбции; $\text{RIP}^{ex}(\text{N})$ — обменный потенциал связывания цезия, мг-экв./л. В упрощенной формуле используется эффективный коэффициент селективности обмена цезий — калий

$$K_d = \frac{K_c(\text{Cs/K})}{\alpha_{ex}} \frac{[\text{K}]_{ex}}{m_K}, \quad (6.26)$$

где $K_c(\text{Cs/K})$ — эффективный коэффициент селективности обмена цезий — калий на всех типах центров адсорбции; $[\text{K}]_{ex}$ — содержание в твердой фазе обменного калия, мг-экв./кг.

Коэффициент распределения является по определению равновесным параметром, поэтому его применение корректно только для прогнозирования процессов, характерное время которых существенно больше времени достижения равновесия. Сорбционное равновесие стронция в системе «донные отложения — вода» (или «почва — вода») устанавливается быстро, за несколько суток, тогда как для достижения равновесия сорбции цезия может потребоваться несколько месяцев, т. е. для этого

радионуклида использование коэффициента распределения корректно в общем случае для моделирования процессов с характерным временем около года и более.

Коэффициент распределения между обменными и растворенными формами радионуклидов. В коэффициенте распределения (6.24) учтена суммарная концентрация радионуклида в твердой фазе. Целесообразно также определить обменный коэффициент распределения, который равен отношению концентрации обменной формы радионуклида к его концентрации в растворе. Необходимость введения этого параметра связана с тем, что часть радионуклида в твердой фазе является необменной (входит в состав нерастворимых топливных частиц или фиксирована) и не участвует в процессах десорбции в воду. Доля необменного радионуклида определяется начальными формами в выпадениях и фиксирующей способностью почв или донных отложений и не поддается оценке на основе свойств среды. В то же время величина обменного коэффициента распределения является функцией характеристик среды (сорбционных свойств твердой фазы и концентрации конкурентных ионов в растворе) и может прогнозироваться на их основе.

В настоящее время считается общепринятым представление о том, что высокая сорбционная способность почв и донных отложений определяется наличием в них гидрослюды типа иллита. На основе изучения сорбции цезия иллитом в [6.4] все многообразие ионообменных сорбционных мест было подразделено как минимум на три основных типа с существенно различной селективностью по отношению к цезию. Доля этих мест составляла 0,25%, 2,5% и 97,25% полной ионообменной емкости в случае иллита, насыщенного калием, и 0,55%, 3,3% и 96,15% в случае иллита, насыщенного кальцием. Сорбционные места максимальной емкости и минимальной селективности по отношению к цезию были отнесены к обыкновенным поверхностным ионообменным центрам. Два других типа сорбционных мест с меньшей емкостью, первый из которых обладает чрезвычайно высокой (максимальной) селективностью по отношению к цезию, были отнесены к сорбционным центрам, расположенным в области клиновидных краевых областей межпакетных пространств кристаллической решетки минералов типа иллита. В соответствии с установившейся международной терминологией [6.11] неселективные сорбционные центры, расположенные на поверхности частиц, обозначают RES (Regular Exchange Sites), а сорбционные центры, расположенные между слоями кристаллической решетки в области их расширенных концов, — FES (Frayed Edge Sites).

Специфическое расположение FES обуславливает их высокую селективность по отношению к ионам с низкими значениями ионных радиусов в растворе. Поскольку большинство катионов в водных растворах находится в гидратированном состоянии, то они слишком велики, чтобы приблизиться к FES. Вместе с тем ионы с низкой энергией гидратации, такие

как K^+ , Rb^+ , NH_4^+ и особенно Cs^+ , могут легко терять оболочку гидратационной воды и проникать в расширенные концевые области слоев минералов и сорбироваться на расположенных там селективных сорбционных местах — FES. В то же время ионы с относительно высокой энергией гидратации (Ca^{2+} , Mg^{2+} и Sr^{2+}), окруженные большой гидратационной оболочкой, не способны проникать к FES и сорбируются исключительно на поверхностных сорбционных местах — RES. Количественно селективность сорбционных мест по отношению к цезию характеризуется константой ионообменного равновесия цезия с одним из конкурентных ионов, называемой коэффициентом селективности. Таким образом, радиоцезий сорбируется на поверхностных сорбционных местах (RES) неселективно, т. е. коэффициент селективности его сорбции по отношению к другим однозарядным ионам (K^+ , Na^+ , NH_4^+ и др.) близок к единице. Коэффициент селективности сорбции Cs на FES по отношению к K^+ равен 1000, а по отношению к NH_4^+ — 200 [6.12]. Селективные сорбционные места FES составляют относительно небольшую долю общего количества ионообменных сорбционных мест (от 1% до 5% для большинства почв и донных отложений). Вследствие высокой селективности FES по отношению к цезию и ввиду того, что радиоцезий и даже стабильный цезий находятся в очень низких следовых концентрациях в окружающей среде, практически весь радиоцезий в большинстве почв и донных отложений сорбирован на FES.

С использованием уравнения ионообменного равновесия для сорбции Cs на FES в присутствии конкурентного иона M^+ в [6.4] получено выражение, связывающее коэффициент распределения обменной формы радионуклида с емкостью FES твердой фазы и концентрацией M^+ в растворе:

$$K_e = \frac{K_e(Cs/M)[FES]}{[M^+]} = \frac{RIP(M)}{[M^+]}, \quad (6.27)$$

где $K_e(Cs/M)$ — коэффициент селективности ионного обмена Cs^+ на FES по отношению к иону M^+ , а $RIP(M)$ — потенциал связывания радиоцезия (Radiocaesium Interception Potential). Потенциал связывания радиоцезия является постоянной величиной для данного сорбента и характеризует его способность селективно и обратимо сорбировать цезий.

Коэффициент распределения между обменными и фиксированными формами содержания радионуклидов. В рамках концепции «обменной формы» радионуклидов, как ранее отмечалось, предполагается, что суммарный запас радионуклида в твердой фазе системы может быть разделен на две составляющие — обменную, находящуюся в состоянии мгновенного равновесия с жидкой фазой, и необменную, которая в формировании концентрации в растворе в данный момент не участвует. Вообще говоря, такое деление запаса радионуклидов является условным. Во-первых, состояние

радионуклида в почве и донных отложениях может характеризоваться непрерывным изменением энергии связи с почвенными компонентами без резкого разделения по способности к обмену с жидкой фазой, во-вторых, между этими состояниями возможны взаимные переходы. В результате эффективная доля обменной формы зависит от характерного времени и глубины протекания моделируемого процесса. Эта зависимость может быть учтена путем введения в модель процессов трансформации химических форм, как это было сделано в [6.13], однако на данном этапе мы этого учитывать не будем, поскольку к качественным изменениям результатов это не приведет, но при этом заведомо усложнит модель за счет добавления в нее дополнительных параметров. Итак, прогнозирование распределения радионуклидов в почвенно-водных системах с помощью концепции обменной формы состоит из прогнозирования форм нахождения радионуклидов в твердой фазе и распределения обменной формы между твердой и водной фазой.

Поступающий в почву или донные отложения радионуклид перераспределяется между водорастворимой и обменной формой, после чего возможен его переход в необменную (фиксированную) форму в результате фиксации. Будем рассматривать фиксацию как необратимый процесс. Данные свидетельствуют о том, что на начальном этапе такое допущение вполне оправданно. Установлено, например, что сорбированный глинистыми материалами ^{137}Cs не полностью десорбируется растворами электролитов за время, равное нескольким десяткам суток [6.14], изотопное равновесие между внесенным в донные отложения ^{134}Cs и глобальным ^{137}Cs не устанавливается даже через 180 суток [6.15]. Однако данные о долговременном изменении форм нахождения радионуклидов в почве свидетельствуют о ремобилизации — обратном процессе фиксации. После внесения в почву растворов ^{137}Cs доля его обменной формы уменьшается со временем до некоторого стационарного уровня, не зависящего от количества и не меняющегося существенно по крайней мере в течение нескольких лет. Обратимость фиксации ^{90}Sr подтверждается также тем, что при повторной обработке растворами электролитов из почвы выделяется почти такая же доля радионуклида, как и при первичной.

В [6.16] отмечается, что для математического моделирования изменения форм нахождения радионуклидов в почве и донных отложениях используют кинетические уравнения первого порядка. При внесении радионуклида в почву в растворенном состоянии зависимость доли фиксированной формы радионуклида f от времени t будет иметь вид

$$f = f_{\infty} \left\{ 1 - \exp \left[- (k_f + k_r) t \right] \right\}, \quad (6.28)$$

где f, f_{∞} — текущая и стационарная доли фиксированной формы радионуклида соответственно; k_f и k_r — константы скорости первого порядка

фиксации и ремобилизации соответственно. При достижении стационарного состояния, т. е. когда скорость фиксации равна скорости ремобилизации,

$$f_{\infty} = \frac{k_f}{k_f + k_r}. \quad (6.29)$$

При поступлении радионуклидов в почву в растворенном состоянии модель, основанная на кинетике первого порядка, хорошо описывает изменение форм нахождения ^{90}Sr . Она также позволяет достичь хорошего соответствия экспериментальных и расчетных данных о фиксации ^{137}Cs для периода времени менее одного месяца. Основной причиной трудностей моделирования изменения форм цезия за период от его внесения до одного года является несоответствие кинетики первого порядка механизму фиксации цезия. В настоящее время общепризнанно, что в почве и донных отложениях он фиксируется в результате диффузии катионов в межплоскостном пространстве глинистых материалов. Кинетика диффузии в большом временном интервале не может с удовлетворительной точностью описываться уравнением кинетики первого порядка. Более соответствует практическому прогнозированию диффузионная модель фиксации радионуклидов в почве [6.17; 6.18]. В рамках этой модели считается, что переход обменной формы в необменную происходит в результате диффузии радионуклидов в объем частиц почвы на характерную толщину слоя диффузии l . Процесс фиксации в рамках модели описывается уравнением

$$\varphi(t) = \varphi_{\infty} \left(1 + \frac{\delta}{\sqrt{t}} \right), \quad (6.30)$$

где φ , φ_{∞} — доли подвижной, обменной или водорастворимой формы в момент времени t и при равновесии (при $t = \infty$) соответственно; $\delta = l/(\pi D)^{0.5}$ — диффузионный параметр фиксации (численные значения для некоторых групп почв приведены в табл. 6.2); D — коэффициент диффузии.

Таблица 6.2. Диффузионный параметр фиксации для
некоторых групп почвы, сут^{0.5}

Почва	^{137}Cs
Песчаная	3 ± 2
Минеральная (кроме песчаной)	10 ± 4
Торфяная	50 ± 30

Примечание. Параметр δ для ^{90}Sr равен $0,8 \pm 0,05$ сут^{0.5}.

Поскольку доля обменной формы по определению равна отношению концентрации радионуклида в обменной форме к полному запасу радионуклида в твердой фазе, то

$$\varphi(t) = \frac{S_e(t)}{S_e(t) + S_f(t)}. \quad (6.31)$$

В условиях равновесия между обменной и фиксированной формами ^{137}Cs из (6.31) и (6.1) с учетом того, что $\lambda \ll \alpha$,

$$\varphi_{\infty} = \frac{1}{1 + \frac{\alpha K_f}{\alpha + \lambda}} \approx \frac{1}{1 + K_f}, \quad (6.32)$$

откуда

$$K_f \approx \frac{1 - \varphi_{\infty}}{\varphi_{\infty}}. \quad (6.33)$$

Равновесная доля обменной формы является важнейшей характеристикой содержания радионуклида в почве и донных отложениях. Она определяется экспериментально. В табл. 6.3 обобщены данные о равновесном содержании подвижного цезия в различных типах почвы [6.16].

Таблица 6.3. Средняя равновесная доля подвижного цезия в почве

Почва	^{137}Cs , %
Дерново-подзолистая (кроме глеевой)	12 ± 8
Торфяная, торфяно-болотная, торфяно-глеевая	6 ± 5
Дерново-глеевая, дерново-подзолистая глеевая	13 ± 6
Аллювиальная дерновая	$0,7 \pm 0,2$
Чернозем выщелоченный	$6,8 \pm 0,4$

В [6.19] приведены данные о соотношении обменных и необменных форм цезия по профилю донных отложений небольшого озера вблизи с. Лелев, загрязненного в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В июне 1988 г., т. е. практически через год после попадания радионуклидов в озеро, доля обменного цезия составляла порядка 10% в 8-сантиметровом слое донных отложений и была на уровне 30% в слое 8—10 см. На основе этих данных с помощью (6.33) можно оценить величину коэффициента распределения между обменной и фиксированной формами сорбированного цезия: его значение изменяется от 2 до 10.

6.7. Сравнение экспериментальных данных и теоретического прогноза

Полученные оценочные значения параметров сорбции и переноса были уточнены с помощью данных, касающихся динамики изменения удельной активности донных отложений (рис. 6.15):

- коэффициент эффективной диффузии: $D_e = 3 \cdot 10^{-11} \text{ м}^2/\text{с}$;
- скорость фильтрации: $V_f = 4 \cdot 10^{-5} \text{ м/с}$;
- коэффициент распределения обменной формы (между обменной и растворенной формами): $K_e = 45 \text{ м}^3/\text{кг}$;
- коэффициент распределения фиксированной формы (между обменной и необменной формами): $K_f = 2$;
- коэффициенты скорости обмена: $\alpha_1 = 10^{-5} \text{ с}^{-1}$, $\alpha_2 = 5 \cdot 10^{-8} \text{ с}^{-1}$.

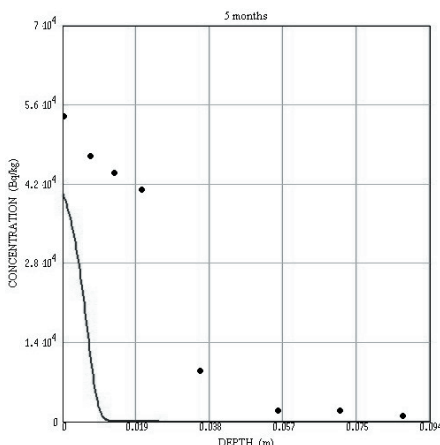


Рис. 6.17. Сравнение экспериментальных данных и модельных расчетов удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях озера Flatsjön (Швеция) через 5 месяцев после попадания радионуклида в водоем

На рис. 6.17—6.19 приведено сравнение экспериментальных данных (точки на графиках) и теоретического прогноза (кривые на графиках). Как можно видеть, модель адекватно описывает поведение радионуклидов в донных отложениях, однако на первой стадии загрязнения (резкого увеличения удельной активности седиментов) наблюдается не вполне точное соответствие. По-видимому, это объясняется тем, что на протяжении большей части 1986 г. в водоем поступали радионуклиды с загрязненного водосбора, тогда как граничное условие на верхней границе донных отложений изначально задавалось в предположении о залповом поступлении радионуклидов в водный объект. Однако поскольку самоочищение водоема происходит

достаточно быстро (порядка полугода), есть основания полагать, что для периодов порядка трех лет и более модель адекватно описывает радиологическую ситуацию в загрязненных седиментах, поскольку на таком масштабе времени начальное загрязнение можно действительно считать пиковым. Это подтверждается расчетами (рис. 6.18 и 6.19).

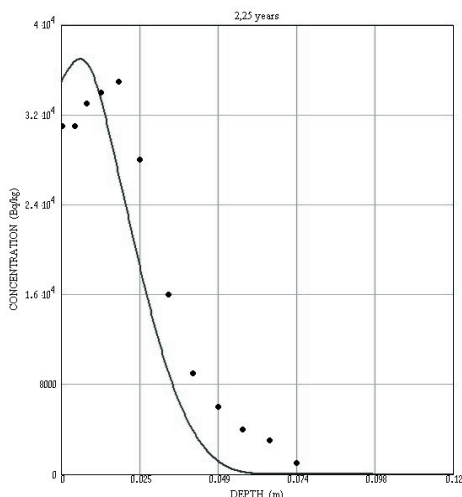


Рис. 6.18. Сравнение экспериментальных данных и модельных расчетов удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях озера Flatsjön (Швеция) через 27 месяцев после попадания радионуклида в водоем

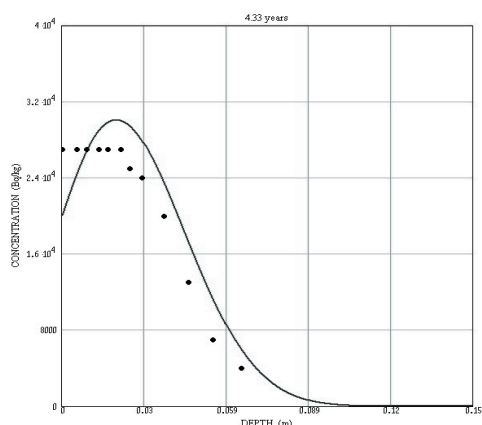


Рис. 6.19. Сравнение экспериментальных данных и модельных расчетов удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях озера Flatsjön (Швеция) через 52 месяца после попадания радионуклида в водоем

6.8. Заключение: выводы и рекомендации

Анализ радиационного состояния донных отложений конкретных водоемов, задействованных в технологических циклах объектов использования атомной энергии, в том числе АЭС, свидетельствует о том, что они могут быть:

- депозитарием радионуклидов и, как следствие этого, иметь весьма высокий уровень содержания радиоактивных веществ (вплоть до уровня, при котором в отдельных случаях они могут быть классифицированы как твердые радиоактивные отходы);
- источником вторичного загрязнения экосистемы водного объекта, определяющим радиационное состояние этого объекта на длительный период.

В этой связи необходимы качественные прогнозы поведения радионуклидов в водных экосистемах на базе математических многокомпонентных моделей диффузионно-конвективных процессов их переноса в донных отложениях, обмена радионуклидами между донными отложениями и сопредельными компонентами окружающей среды, создание моделей радиологического режима донных отложений.

В ходе выполнения данной работы:

1. Разработана и верифицирована модель миграции радионуклидов в ДО слабoproточных водоемов, учитывающая диффузионно-конвективные процессы переноса радионуклидов, обмен между различными формами их нахождения в ДО и сложный механизм формирования ДО в водоемах такого типа.
2. Установлено, что решающее влияние на распространение радионуклидов в ДО и их вынос в подстилающие горизонты оказывает содержание радионуклидов в твердой фазе отложений и прежде всего в фиксированном состоянии.
3. Показано, что диффузионный механизм, включающий молекулярную диффузию и гидродинамическую дисперсию, способствует ускоренному переносу радионуклидов в слой донных отложений и их более раннему и интенсивному выносу. При высоких скоростях фильтрации роль дисперсии существенно возрастает.
4. Отмечено, что при высоком содержании радионуклидов в твердой фазе и относительно большой скорости распада радионуклидов возможно формирование экологически безопасных радиологических режимов в слое донных отложений, при которых практически все поступающие из водоема радиоактивные вещества остаются в отложениях вплоть до их распада до безопасных уровней. Установлены соотношения между исходными параметрами, при которых такие режимы могут формироваться.
5. Получен вывод, что в связи с необходимостью использования экспериментальных данных для верификации разработанной модели целесообразно проводить специальные работы в рамках мониторинга водных объ-

ектов, подверженных потенциальной опасности загрязнения радиоактивными веществами, с целью определения следующих параметров: плотности и пористости донных отложений, коэффициента гидродинамической дисперсии, скоростей фильтрации и седиментации, коэффициента диффузии радионуклида в поровой воде, кинетических коэффициентов обмена радионуклидов между различными формами их нахождения в воде и донных отложениях, коэффициента скорости обмена радионуклидов между обменной и необменной формами твердой фазы донных отложений.

Литература

- 6.1. *Monte L. et al.* Review and assessment of models used to predict the fate of radionuclides in lakes // *J. of Environmental Radioactivity*. — 2003. — № 69. — P. 177—205.
- 6.2. *Булгаков А. А., Коноплев А. В., Самохвалова Е. В., Лантев Г. В.* Параметры сорбции радиоцезия донными отложениями озер Кожановское и Святое Брянской области Российской Федерации // *Метеорология и гидрология*. — 2004. — № 2. — С. 64—71.
- 6.3. The Chernobyl fallout in Sweden: Results from a research programme on environmental radiology / Swedish Radiation Protection Inst. — [S. l.], 1991.
- 6.4. *Коноплев А. В., Коноплева И. В.* Определение характеристик равновесной селективной сорбции радиоцезия почвами и донными отложениями // *Геохимия*. — 1999. — № 2. — С. 207—214.
- 6.5. *Денисова А. И., Нахшина Е. П., Новиков Б. И., Рябов А. К.* Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. — Киев: Наук. думка, 1987. — 164 с.
- 6.6. *Караушев А. В.* Теория и методы расчета речных наносов. — Л.: Гидрометеиздат, 1977. — 273 с.
- 6.7. *Кочина П. Я., Кочина Н. Н.* Гидромеханика подземных вод и вопросы орошения. — М.: Физматлит, 1994. — 240 с.
- 6.8. *Ентов В. М.* Теория фильтрации // *Соросовский образоват. журн.* — 1998. — № 2. — С. 121—128.
- 6.9-6.10 *Бочевер Ф. М., Лапшин Н. Н., Орадовская А. Е.* Защита подземных вод от загрязнения. — М.: Недра, 1979. — 254 с.
- 6.11. *Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A.* Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils // *Nature*. — 1988. — Vol. 335. — № 6187. — P. 247—249.
- 6.12. *De Preter P.* Radiocaesium retention in aquatic, terrestrial and Urban environment: a quantitative and unifying analysis: Ph. D. Thesis. — K.V. Leuven, Belgium, 1990. — 93 p.

- 6.13. Коноплев А. В., Голубенков А. А. Моделирование вертикальной миграции радионуклидов в почве (по результатам ядерной аварии) // Метеорология и гидрология. — 1991. — № 10. — С. 62—68.
- 6.14. Comans R., Hockley D. Kinetics of caesium sorption on illite // Geochim. Cosmochim. Acta. — 1992. — Vol. 56. — P. 1157—1164.
- 6.15. Evans D., Alberts J., Clark R. Reversible ion-exchange fixation of caesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments // Ibid. — 1983. — Vol. 47. — P. 1041—1049.
- 6.16. Коноплев А. А., Булгаков А. А. Трансформация форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и донных отложениях // Атом. энергия. — Т. 88. — Вып. 1. — С. 55—60.
- 6.17. Bulgakov A. A., Konoplev A. V. Diffusional modeling of radiocaesium fixation by soils // Rad. Protection Dos. — 1996. — Vol. 64. — № 1/2. — P. 11—13.
- 6.18. Konoplev A. V., Bulgakov A. A. Modeling of the transformation of speciation of Chernobyl origin ^{137}Cs and ^{90}Sr in the soil and in bottom sediments // Proc. Intern. Symp. Of Environmental Impact of Radioactive Releases. — Vienna: IAEA, 1995. — P. 311—321.
- 6.19. Коноплев А. В., Копылова Л. П., Бобовникова Ц. И. и др. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе донные отложения — вода водоемов ближней зоны Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология. — 1992. — № 1. — С. 35—41.

Раздел 7. Регламентирование поступлений радиоактивных веществ в водоемы

7.1. Основные положения

Результаты, изложенные в разделах 5 и 6, могут быть использованы при разработке методики расчета допустимых поступлений и сбросов радиоактивных веществ в В-О АЭС. В частности, они использованы в «Методике определения допустимых сбросов радиоактивных веществ в водоемы-охладители АЭС» (ДС-ВО). В основу этих методик положен санитарно-гигиенический принцип радиационной защиты: индивидуальная доза облучения для критических групп населения за счет использования В-О не должна превышать квоты от предела дозы, установленного действующими нормативами.

Методики устанавливают процедуру и правила расчета допустимого количества радиоактивных веществ, которое может удаляться с реактора любого типа действующих и проектируемых АЭС в В-О, относящиеся к искусственным водоемам, с соблюдением дозовых пределов, регламентированных для населения.

С учетом комплексного народнохозяйственного использования В-О ДС-ВО в частности позволяет определять:

- допустимое годовое поступление (ДГП) радиоактивных веществ в В-О — суммарное поступление всеми возможными способами (отдельно по каждому радионуклиду и для смеси радионуклидов);
- допустимый годовой сброс (ДГС) радиоактивных веществ в В-О вместе с жидкими отходами АЭС (по каждому радионуклиду и для их смеси);
- допустимое разовое поступление (ДРП) радиоактивных веществ в В-О (по каждому радионуклиду и для их смеси), которое введено в ДС-ВО с целью разработки мероприятий по охране В-О при возникновении на АЭС аварийных ситуаций.

Величины ДГП и ДРП характеризуют возможности того или иного водоема по приему радиоактивных веществ, поэтому они могут быть рассчитаны для любого водоема независимо от того, используется ли он как В-О или такое его использование только планируется.

Конкретной характеристикой АЭС и производной величиной от ДГП является ДГС, поэтому ДГС рассчитывается в зависимости от ДГП и поступлений радионуклидов в В-О от аэрозольного выброса АЭС и со стороны глобальных источников.

Значения ДГП и ДРП рассчитываются по описанной модели на основе данных о значениях допустимых концентраций (ДК)¹ радионуклидов в воде В-О и в донных отложениях ДК_д. В свою очередь, значения ДС_в и ДС_д рассчитываются исходя из квоты от предела дозы, установленного на водопользование по модели формирования дозы на население за счет комплексного использования В-О.

Значения ДГП, ДРП и ДГС определяются с учетом фактических и потенциально возможных путей формирования дозы для населения, при этом не возникает ограничений для хозяйственного и культурно-бытового использования В-О.

Рассматриваются следующие пути формирования дозы для населения: купание, рыбная ловля, плавание на лодке, пребывание на пляже, пребывание на заливных землях, питьевое водоснабжение, пребывание на орошаемых землях, водопой скота (мясо, молоко), потребление рыбы, поливное земледелие (овощи, фрукты), корм скота с орошаемых территорий (мясо, молоко).

Расчеты ДГП, ДРП и ДГС проводятся в два этапа — проектные и установочные расчеты.

Проектные расчеты проводятся согласно процедуре, описанной в ДС-ВО, при этом численные значения параметров и коэффициентов, необходимых для расчетов, приведены в самой методике ДС-ВО или определяются из данных, имеющихся в техническом проекте АЭС, либо на основании специальных исследований, которые необходимым образом проводятся на В-О в предпусковой период.

Установочные расчеты ведутся согласно процедуре, описанной в ДС-ВО, после получения уточненных данных о значениях коэффициентов и параметров, используемых в расчетах. Эти значения определяются по данным о реальных поступлениях радиоактивных веществ в В-О после ввода АЭС в эксплуатацию и по данным о реальном распределении радионуклидов по компонентам водоема. Необходимая информация собирается в ходе специальных исследований на В-О и на самой АЭС после ввода ее в эксплуатацию.

По методике ДС-ВО определяются и величины, являющиеся производными от ДГП, ДРП и ДГС, необходимость введения которых в методику ДС-ВО основана на требованиях нормативных документов.

Методика ДС-ВО может быть использована также для определения:

- допустимых значений удельной активности радиоактивных веществ (по каждому радионуклиду и для их смеси) в жидких отходах, сбрасываемых в В-О;
- устанавливаемых значений допустимых концентраций радиоактивных веществ в воде и других компонентах В-О;

¹ Иногда эти значения называют также контрольными концентрациями.

- дозы для населения в условиях реальных поступлений радионуклидов в В-О и его народнохозяйственного использования;
- объема направлений мероприятий по снижению поступлений радиоактивных веществ в В-О, а также для выработки рекомендаций по использованию В-О действующих и проектируемых АЭС в народнохозяйственных целях.

7.2. Расчет допустимых годовых поступлений

Теоретической основой для расчета ДГП служит модель накопления радионуклидов в воде и донных отложениях В-О, которая задается выражениями (5.16)—(5.19). Если поступление радионуклидов в В-О $g_{пв}(t) = \text{const} = g_{пв}$, т. е. поступление радионуклидов в В-О носит постоянный «хронический» характер, то из выражений (5.21)—(5.24) получаем:

$$C_{\text{в}}(t) = \frac{(1 - e^{-\Lambda t})}{\Lambda M_{\text{в}}} + C_{\text{в0}} e^{-\Lambda t} + f(K_{\text{в}}, K_{\text{д}}) x \frac{g_{\text{пв}} w}{\Lambda M_{\text{в}}} \times \left[\frac{\lambda(1 - e^{-\Lambda t}) - \Lambda(1 - e^{-\lambda t})}{\lambda(\lambda - \Lambda)} + \frac{w C_{\text{в0}} M_{\text{в0}}}{M_{\text{д}}(\lambda - \Lambda)} \right] \left[(e^{-\Lambda t} - e^{-\lambda t}) + C_{\text{в0}} e^{-\lambda t} \right], \quad (7.1)$$

$$C_{\text{д0}}(t) = \varphi(K_{\text{в}}, K_{\text{д}}) \left\{ \frac{g_{\text{пв}} w}{\Lambda M_{\text{д}}} \left[\frac{\lambda(1 - e^{-\Lambda t}) - \Lambda(1 - e^{-\lambda t})}{\lambda(\lambda - \Lambda)} \right] + \frac{w C_{\text{в0}} M_{\text{в0}}}{M_{\text{д}}(\lambda - \Lambda)} (e^{-\Lambda t} - e^{-\lambda t}) + C_{\text{д0}} e^{-\lambda t} \right\}, \quad (7.2)$$

где

$$f(K_{\text{в}}, K_{\text{д}}) = \frac{K_{\text{в}} + K_{\text{д}} + M_{\text{в}} / M_{\text{д}}}{(K_{\text{д}} + M_{\text{в}} / M_{\text{д}})(K_{\text{в}} + M_{\text{в}} / M_{\text{д}})}, \quad (7.3)$$

$$\varphi(K_{\text{в}}, K_{\text{д}}) = \frac{K_{\text{в}} K_{\text{д}}}{(K_{\text{д}} + M_{\text{в}} / M_{\text{д}})(K_{\text{в}} + M_{\text{в}} / M_{\text{д}})}. \quad (7.4)$$

При условиях $C_{\text{в}}(t_3) = \text{ДК}_{\text{в}}$, $C_{\text{д}}(t_3) = \text{ДК}_{\text{д}}$ в которых t_3 — время эксплуатации АЭС; $\text{ДК}_{\text{в}}$ и $\text{ДК}_{\text{д}}$ — допустимая концентрация (удельная активность) данного радионуклида в воде и донных отложениях В-О соответственно, из выражений (7.1) и (7.2) следует:

$$g_{\text{пв}}(\text{ДК}_\text{в}) = \frac{\text{ДК}_\text{в} + C_{\text{в0}}e^{-\Lambda t} - C_{\text{в0}}e^{-\lambda t} f(K_\text{в}, K_\text{д})}{\frac{(1-e^{-\lambda t})}{M_\text{в}\Lambda} + f(K_\text{в}, K_\text{д})\frac{w}{\Lambda M_\text{д}}\frac{\lambda(1-e^{-\Lambda t}) - \Lambda(1-e^{-\lambda t})}{\lambda(\lambda - \Lambda)}} -$$

$$\frac{f(K_\text{в}, K_\text{д})\frac{wC_{\text{в0}}M_{\text{в0}}}{M_\text{д}(\lambda - \Lambda)}(e^{-\Lambda t} - e^{-\lambda t})}{\frac{(1-e^{-\lambda t})}{M_\text{в}\Lambda} + f(K_\text{в}, K_\text{д})\frac{w}{\Lambda M_\text{д}}\frac{\lambda(1-e^{-\Lambda t}) - \Lambda(1-e^{-\lambda t})}{\lambda(\lambda - \Lambda)}}, \quad (7.5)$$

$$g_{\text{пв}}(\text{ДК}_\text{д}) = [\text{ДК}_\text{д} - \varphi(K_\text{в}, K_\text{д})] \times$$

$$\frac{\frac{wC_{\text{в0}}M_{\text{в0}}}{M_\text{д}(\lambda - \Lambda)}(e^{-\Lambda t} - e^{-\lambda t}) + C_{\text{д0}}e^{-\lambda t}}{\varphi(K_\text{в}, K_\text{д})\frac{w}{\Lambda M_\text{д}}\frac{\lambda(1-e^{-\Lambda t}) - \Lambda(1-e^{-\lambda t})}{\lambda(\lambda - \Lambda)}}. \quad (7.6)$$

Используя выражения (7.5) и (7.6) и учитывая, что величины $\text{ДК}_\text{в}$ и $\text{ДК}_\text{д}$, вообще говоря, независимы (значения этих величин определяются по различным цепочкам в схеме формирования дозы для населения), получаем следующую формулу для расчета ДГП:

$$\text{ДГП} = \min\{g_{\text{пв}}(\text{ДК}_\text{в}); g_{\text{пв}}(\text{ДК}_\text{д})\}. \quad (7.7)$$

Для тех радионуклидов, у которых $T_{1/2} \approx t_\text{э}$, формула расчета ДГП существенно упрощается:

$$\text{ДГП} = \lambda \Lambda M_\text{д} \min\left\{\frac{\text{ДК}_\text{в}}{\lambda M_\text{д} / M_\text{в} + wf(K_\text{в}, K_\text{д})}; \frac{\text{ДК}_\text{д}}{w\varphi(K_\text{в}, K_\text{д})}\right\}. \quad (7.8)$$

Эта же формула может быть использована в качестве наиболее консервативной оценки ДГП и для радионуклидов, имеющих $T_{1/2} \approx t_\text{э}$ или $T_{1/2} \geq t_\text{э}$. Для смеси радионуклидов допустимое годовое поступление рассчитывается по формуле

$$\text{ДПГ} = \frac{100\%}{\sum_{i=1}^{i=n} \eta_i / \text{ДПГ}_i}, \quad (7.9)$$

где i — индекс радионуклида; n — число радионуклидов в смеси; η_i — процентное содержание (по активности) i -го радионуклида в смеси; ДПГ_i — допустимое годовое поступление i -го радионуклида, рассчитываемое по формуле (7.7) или (7.8).

Допустимое годовое поступление i -го радионуклида в смеси известного нуклидного состава рассчитывается по формуле

$$\text{ДПГ}_i(\eta_i) = \eta_i \text{ДПГ}_\Sigma. \quad (7.10)$$

Для каждой АЭС индивидуально, с учетом ее специфики и характеристик В-О² помимо ДГП необходимо устанавливать для каждого радионуклида и для смеси радионуклидов контрольные годовые поступления (КГП), значения которых связаны с ДГП соотношением

$$\text{КГП}_i = k_i \text{ДГП}_i, \quad (7.11)$$

где k_i — технологический коэффициент запаса, устанавливаемый для каждой АЭС индивидуально в соответствии с реальной возможностью поддержания поступлений радиоактивных веществ в В-О на уровне, меньшем ДГП, с учетом достигнутой степени очистки сбросов и выбросов и возможности своевременного принятия мер при поступлениях радионуклидов выше уровня КГП_г, чтобы они не превысили уровня ДГП_г.

Для проектных расчетов можно рекомендовать выбирать значения $k_i = 0,1—0,3$ для всех радионуклидов, так как реальные поступления радионуклидов на действующих АЭС после вывода работы локализирующих устройств и защитных барьеров на проектный режим на порядок и более меньше, чем рассчитанные для этих АЭС значения ДГП. Значения величин КГП_Σ (контрольные поступления смеси радионуклидов) и КГП_г(η_i) (контрольные поступления i -го радионуклида в смеси) определяются выражениями, аналогичными (7.9) и (7.10) соответственно.

7.3. Расчет допустимых разовых поступлений

Для проектирования защитных устройств на случай возникновения аварийных ситуаций, разработки технологических и организационных мероприятий по предотвращению радиоактивного загрязнения В-О при авариях на АЭС, ограничения разовых сбросов больших объемов дебалансных вод на каждой АЭС необходимо устанавливать допустимое разовое поступление радионуклидов. В отличие от ДГП значение ДРП не является постоянной величиной и в каждый момент зависит от накопленной удельной активности данного радионуклида в воде и донных отложениях В-О. Значение ДРП определяется из следующего условия: при возникновении кратковременных

² Географические, морфологические, гидрологические характеристики В-О, характеристики его народнохозяйственного использования и др.

пиковых поступлений радиоактивных веществ они должны быть таковы, чтобы в любой момент времени удельная активность данного радионуклида в смеси радионуклидов известного состава как в воде В-О, так и в его донных отложениях не превышала допустимых концентраций.

Формально значение ДРП для любого радионуклида находится из выражений (5.16)—(5.19) при

$$g_{\text{пв}}(t) = B\delta(t - t_0) + g_{\text{пв}}(t_0), \quad (7.12)$$

где B — активность данного радионуклида в пиковом поступлении, t_0 — момент возникновения этого поступления; $\delta(t - t_0)$ — дельта-функция; $g_{\text{пв}}(t)$ — известная функция, описывающая поступления данного радионуклида в В-О с учетом ограничений:

$$\forall t > 0 \quad C_{\text{в}}(t) < \text{ДК}_{\text{в}}; \quad C_{\text{д}}(t) < \text{ДК}_{\text{д}}. \quad (7.13)$$

Ввиду того, что по смыслу задачи определения ДРП предполагается для $\forall t_0$

$$B\delta(t - t_0) + \tilde{g}_{\text{пв}}(t_0) > \tilde{g}_{\text{пв}}(t), \quad (7.14)$$

значение ДРП может быть найдено на основании решения уравнений (5.16)—(5.19) относительно величины B при ограничениях (7.13) для $g_{\text{пв}}(t) = B\delta(t)$, если в качестве начальных условий в выражениях (5.16)—(5.19) использовать значения величин $C_{\text{в}}(t_0)$ и $C_{\text{д}}(t_0)$, рассчитанные при $g_{\text{пв}}(t > t_0) = \tilde{g}_{\text{пв}}(t)$.

Тогда получаем при $t \geq t_0$

$$\tilde{C}_{\text{в}}(t) = \left[\frac{B}{M_{\text{в}}} + C_{\text{в}}(t_0) \right] e^{-\lambda t}, \quad (7.15)$$

$$\tilde{C}_{\text{д}}(t) = \frac{w}{(\lambda - \Lambda)M_{\text{д}}} [B + C_{\text{в}}(t_0)M_{\text{в}}] (e^{-\Lambda t} - e^{-\lambda t}) + C_{\text{д}}(t_0)e^{\lambda t}, \quad (7.16)$$

$$C_{\text{в}}(t) = \tilde{C}_{\text{в}}(t) + f(K_{\text{в}}, K_{\text{д}})\tilde{C}_{\text{д}}(t), \quad (7.17)$$

$$C_{\text{д}}(t) = \phi(K_{\text{в}}, K_{\text{д}})\tilde{C}_{\text{д}}(t). \quad (7.18)$$

Функция $C_{\text{в}}(t)$ как функция времени достигает максимального значения при $t = t_{\text{в}}^{\text{max}}$:

$$t_B^{\max} = \frac{\ln \left[\frac{w\lambda [Df(K_d, K_B) - C_d(t_0)M_B]}{\Lambda D [wM_B f(K_d, K_B) + M_B(\lambda - \Lambda)]} \right]}{(\lambda - \Lambda)}, \quad (7.19)$$

а функция $C_d(t)$ — при $t = t_d^{\max}$:

$$t_d^{\max} = \frac{\ln \left\{ \frac{\lambda [D - C_d(t_0)]}{\Lambda D} \right\}}{\lambda - \Lambda}, \quad (7.20)$$

где
$$D = \frac{w[B + C_B(t_0)M_B]}{M_d(\lambda - \Lambda)}.$$

Полагая, что при $t = t_B^{\max}$ $C_B(t_B^{\max}) = DK_B$, а при $t = t_d^{\max}$ $C_d(t_d^{\max}) = DK_d$, значение ДРП определяем из соотношения

$$\text{ДРП} = \min \{B_1; B_2\}, \quad (7.21)$$

где B_1 находим из решения уравнения

$$DK_d = D \frac{M_d(\lambda - \Lambda)}{wM_B} \omega \frac{\Lambda}{\Lambda - \lambda} + f(K_d, K_B) D \left(\eta^{\frac{\Lambda}{\Lambda - \lambda}} - \eta^{\frac{\lambda}{\Lambda - \lambda}} \right) + f(K_d, K_B) C_d(t_0) \eta^{\frac{\lambda}{\Lambda - \lambda}}. \quad (7.22)$$

Значение η равно значению величины, стоящей в формуле (7.19) под знаком логарифма.

B_2 находим из решения уравнения

$$DK_d = \varphi(K_B, K_d) D \left(\mu^{\frac{\Lambda}{\Lambda - \lambda}} - \mu^{\frac{\lambda}{\Lambda - \lambda}} \right) + C_d(t_0) \mu^{\frac{\lambda}{\Lambda - \lambda}}. \quad (7.23)$$

Зачение μ равно значению величины, стоящей в формуле (7.20) под знаком логарифма.

Допустимое разовое поступление для смеси радионуклидов ДРП_Σ и допустимое разовое поступление i -го радионуклида в смеси рассчитываются по выражениям, аналогичным по структуре формулам (7.9) и (7.10):

$$\text{ДРП}_\Sigma = \frac{100\%}{\sum_{i=1}^{i=n} \eta_i / \text{ДРП}_i}, \quad (7.24)$$

$$\text{ДРП}_i(\eta_i) = \eta_i \text{ДРП}_\Sigma. \quad (7.25)$$

Возникает вопрос о выборе функции $\tilde{g}_{\text{пв}}(t)$. Для проектных расчетов следует положить $\tilde{g}_{\text{пв}}(t) = \text{ДГП}$.

В период эксплуатации АЭС, когда имеется возможность экспериментально получить данные о поступлениях радионуклидов в В-О, для прогнозирования ДРП могут быть использованы эти данные; для наиболее консервативной оценки значения ДРП можно принять $\tilde{g}_{\text{пв}}(t) = \text{ДГП}$.

Следует отметить, что определение ДРП по реальным данным необходимо при пиковых поступлениях радионуклидов в В-О вследствие аварийных ситуаций на АЭС. В этом случае, если рассчитанное по реальным данным (до возникновения аварийной ситуации) значение ДРП оказывается меньше фактического поступления радионуклидов в В-О в момент аварии, можно с полной уверенностью говорить, что данная авария на АЭС не привела к радиационной ситуации в В-О. Однако в послеаварийный период эксплуатации АЭС необходимо скорректировать значения величин ДГП с учетом фактических поступлений в момент аварии и реально возникшей ситуации в В-О.

7.4. Расчет допустимых сбросов

Допустимый годовой сброс данного радионуклида с жидкими отходами АЭС в В-О рассчитаем, зная значение ДГП, по формуле

$$\text{ДГС} = \text{ДГП} - C_{\text{впр}} G_{\text{пр}} - g_{\text{вып}} S - Q_{\text{азр}}, \quad (7.26)$$

где $C_{\text{впр}}$ — удельная активность данного радионуклида в воде естественных притоков (впадающие в В-О реки, ручьи, подпитки В-О водой естественных водоемов); $G_{\text{пр}}$ — расход воды притоков; $g_{\text{вып}}$ — плотность выпадения данного радионуклида из атмосферы на зеркало воды В-О за счет глобального загрязнения атмосферы³; $Q_{\text{азр}}$ — поступление радионуклида в В-О из аэрозольного выброса АЭС, определяемое по формуле

³ Глобальное выпадение данного радионуклида на почвы территории водосбора В-О с последующим смывом его в В-О талыми и ливневыми водами отдельно не рассматриваем, так как этот источник загрязнения уже учтен слагаемым $C_{\text{впр}}$.

$$Q_{\text{аэп}}(t) = \lambda_{\text{эф}} \left[\int_0^t f_{\text{ат}}(\theta) e^{(\lambda + \lambda_{\text{эф}})\theta} d\theta + s_{\text{вод}} P_{\text{пов}} \right] e^{(\lambda + \lambda_{\text{эф}})t} + f_3(t), \quad (7.27)$$

где $f_{\text{ат}}(t)$ — поступление данного радионуклида на территорию водосбора В-0 за счет выпадения этого радионуклида из аэрозольного выброса АЭС; $f_3(t)$ — выпадение данного радионуклида на зеркало воды В-0; $s_{\text{вод}}$ — площадь территории водосбора В-0; $P_{\text{пов}}$ — плотность поверхностного глобального загрязнения почв территории водосбора данным радионуклидом либо радионуклидом глобального происхождения к моменту ввода АЭС в эксплуатацию; $\lambda_{\text{эф}}$ — эффективная постоянная смыва радионуклида с почв территории водосбора в В-0.

Значения $f_{\text{ат}}(t)$ и $f_3(t)$ рассчитываются или по достаточно известным методам, или с использованием оригинальных разработок на основании данных о мощности аэрозольного выброса АЭС. Для проектных расчетов ДГС мощность выброса берется равной предельно допустимой мощности, значения которой определены в нормативных документах. Во время эксплуатации АЭС при расчетах ДГС могут быть взяты данные о реальных выбросах. Значения ДГС_Σ смеси радионуклидов рассчитываем аналогично ДГП_Σ или ДРП_Σ — см. (7.9) и (7.24). Допустимый годовой сброс данного радионуклида в смеси известного нуклидного состава ДГС_и(η_и) определяем по формулам, подобным (7.10) или (7.25).

Ввиду того что сброс жидких отходов может осуществляться различными путями, ДГС по всему пути рассчитываем из условия

$$\text{ДГС} = \sum_{j=1}^{j=n} \text{ДРП}_j, \quad (7.28)$$

где j — индекс пути; m — число путей сброса жидких отходов из АЭС в В-0. Допустимую концентрацию i -го радионуклида в воде, сбрасываемой по j -му пути, определяем по формуле

$$\text{ДК}_{ij} = \frac{\text{ДГС}_{ij}}{G_j}, \quad (7.29)$$

где G_j — расход воды по j -му пути сброса. Если для какого-либо l -го пути ($l = 1, m$) рассчитанное по формуле (7.29) значение ДК_{il} получается больше, чем ДК_6 (в качестве ДК_6 могут выступать любые нормативы, например, УВ по НРБ-99 или иные полученные в результате расчетов и в соответствии с изложенным выше), то в этом случае необходимо положить, что $\text{ДК}_{il} \leq \text{ДК}_6$, и скорректировать расчеты ДК_{il} по всем другим путям с соблюдением условия (7.28).

Значения допустимой концентрации смеси радионуклидов в жидких отходах, удаляемых по j -му пути, $ДК_{\Sigma j}$ и допустимой концентрации i -го радионуклида в смеси известного нуклидного состава $ДГC_{ij}(\eta_i)$ рассчитываются по формулам, аналогичным выражениям (7.9) и (7.10).

7.5. Принципы управления радиационной обстановкой в водоемах

Модель переноса и накопления радионуклидов в основных компонентах экосистемы В-0, рассмотренная ранее, позволяет построить не только модель нормирования поступлений и сбросов радиоактивных веществ в В-0, но и применима для организации более гибкого динамического управления поступлениями и сбросами.

Рассматривая систему дифференциальных уравнений (5.11) совместно с выражениями (7.3) и (7.4), приводим ее к виду

$$\frac{dA_b}{dt} = g_{nb} + (\omega F - \Lambda) A_b + \left(\frac{F}{\Phi} \Lambda - \frac{F^2}{\Phi} \omega - \frac{F}{\Phi} \lambda \right) A_d, \quad (7.30)$$

$$\frac{dA_d}{dt} = \Phi \omega A_b - (\omega F + \lambda) A_d, \quad (7.31)$$

где

$$F = f(K_d, K_b) \frac{M_b}{M_d}, \quad (7.32)$$

$$\Phi = \varphi(K_d, K_b) M_d.$$

Проанализируем полученную систему уравнений (7.30)—(7.31) с позиций теории автоматического управления [7.2].

Система (7.30)—(7.31) относится к классу линейных стационарных систем. Ее структурная схема показана на рис. 7.1.

Решение системы (7.30)—(7.31) удобно искать методом преобразования Лапласа, если выразить получаемое решение в терминах передаточных функций:

$$I_b(s) = \frac{s + \omega F + \lambda}{(s + \Lambda)(s + \lambda)} [I_d(s) + A_{b0}] + A_{d0} \frac{F(\Lambda - \omega F - \lambda)}{\Phi(s + \lambda)(s + \Lambda)}, \quad (7.33)$$

$$I_d(s) = \frac{\omega F}{(s + \lambda)(s + \Lambda)} [I_d(s) + A_{b0}] + A_{d0} \frac{s - \omega F + \Lambda}{(s + \Lambda)(s + \lambda)}. \quad (7.34)$$

Для этих выражений матрица передаточных функций $H(s)$ имеет вид

$$H(s) = \begin{pmatrix} \frac{s + \omega F + \lambda}{(s + \Lambda)(s + \lambda)} & \frac{F(\Lambda - \omega F - \lambda)}{\Phi(s + \lambda)(s + \Lambda)} \\ \frac{\omega \Phi}{(s + \lambda)(s + \Lambda)} & \frac{s - \omega F + \Lambda}{(s + \Lambda)(s + \lambda)} \end{pmatrix}, \quad (7.35)$$

т. е.

$$\begin{pmatrix} I_b(s) \\ I_d(s) \end{pmatrix} = H(s) \begin{pmatrix} I_d(s) \\ 0 \end{pmatrix} + H(s) \begin{pmatrix} A_{b0} \\ A_{d0} \end{pmatrix}. \quad (7.36)$$

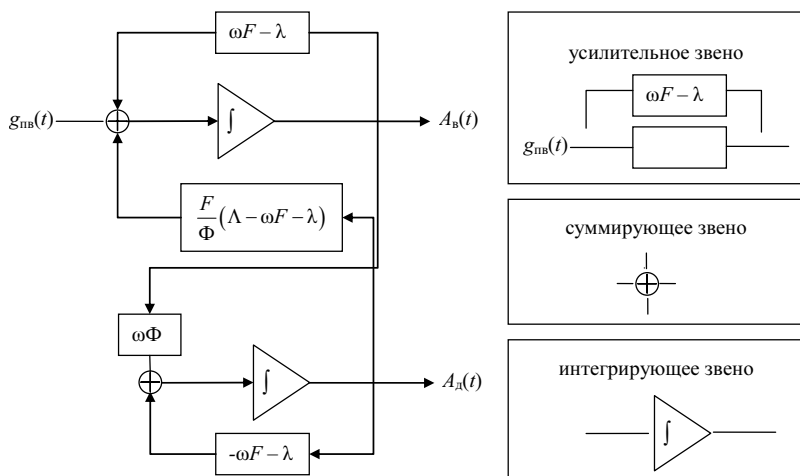


Рис. 7.1. Структурная схема системы (7.30)—(7.31)

Элементы матрицы передаточных функций линейных стационарных систем, к которым относится система (7.30)—(7.31), можно представить в виде суперпозиции конечного числа элементарных звеньев: идеального дифференциатора, идеального интегратора, форсирующих звеньев первого и второго порядков, апериодического звена, колебательного звена, идеального звена запаздывания и идеального безынерционного усилителя [7.3; 7.4].

В элементах матрицы (7.35) можно выделить идеальные безынерционные усилители $\omega\Phi$ и $\frac{F}{\Phi}(\Lambda - \omega F - \lambda)$, аperiodические звенья $1/(s + \Lambda)$ и $1/(s + \lambda)$ и форсирующие звенья первого порядка $(s + \omega F + \lambda)$ и $(s - \omega F + \lambda)$. Характеристики этих звеньев хорошо изучены [7.3; 7.4]. Если использовать формализм метода передаточных функций, несложно отыскать решение системы (7.30)—(7.31). Структурная схема нахождения решения системы (7.30)—(7.31), определенная в терминах передаточных функций, показана на рис. 7.2.

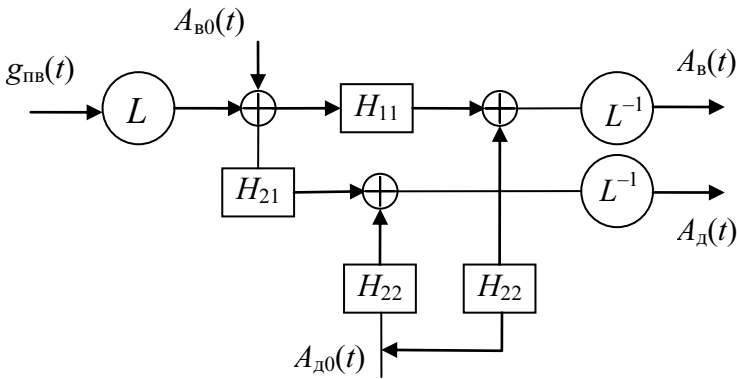


Рис. 7.2. Структурная схема решения уравнений накопления радиоактивных веществ в воде и донных отложениях В-0. L и L^{-1} — операторы прямого и обратного преобразования Лапласа соответственно

Опираясь на эту схему, находя оригиналы элементов матрицы передаточных функций по таблицам преобразований и обратных преобразований Лапласа, используя теорему о свертке, получаем аналитическое представление решения системы (7.30) в следующем виде:

$$A_v(t) = \int_0^t g(t-\tau) \left[e^{-\Lambda\tau} + \frac{\omega F}{\Lambda - \lambda} (e^{-\lambda\tau} - e^{-\Lambda\tau}) d\tau \right] + A_{в0} e^{-\Lambda t} + \frac{(e^{-\lambda t} - e^{-\Lambda t})}{\Lambda - \lambda} \left[A_{в0} \omega F + A_{д0} \frac{F}{\Phi} (\Lambda - \lambda - \omega F) \right], \quad (7.37)$$

$$A_d(t) = \int_0^t g(t-\tau) \left[\frac{\omega \Phi}{\Lambda - \lambda} (e^{-\lambda\tau} - e^{-\Lambda\tau}) d\tau \right] + A_{д0} e^{-\lambda t} + A_{в0} \frac{\omega \Phi (e^{-\lambda t} - e^{-\Lambda t})}{\Lambda - \lambda} + \left[A_{д0} \frac{\omega F}{\Lambda - \lambda} (e^{-\Lambda t} - e^{-\lambda t}) \right]. \quad (7.38)$$

Основываясь на уравнениях системы (7.30) и выражениях (7.37), (7.38), которые определяют решение этой системы, получаем интересные и содержательные результаты.

Если в системе (7.30) величину $g_{\text{пв}}(t)$ выразить сначала через величину $A_{\text{д}}(t)$ и ее производные по времени, т. е.

$$g_{\text{пв}}(t) = g_{\text{пв}}\left(t, A_{\text{в}}''(t), A_{\text{в}}'(t), A_{\text{в}}(t)\right) = g_{\text{пв}}^{\text{в}}(t),$$

то получим

$$g_{\text{пв}}^{\text{д}}(t) = \frac{A_{\text{д}}''(t) + (\Lambda + \lambda)A_{\text{д}}'(t) + \lambda\Lambda A_{\text{д}}(t)}{\omega\Phi}. \quad (7.39)$$

Если же теперь $g_{\text{пв}}(t)$ выразить через величину $A_{\text{в}}(t)$ и ее производные по времени, т. е.

$$g_{\text{пв}}(t) = g_{\text{пв}}\left(t, A_{\text{д}}''(t), A_{\text{д}}'(t), A_{\text{д}}(t)\right) = g_{\text{пв}}^{\text{д}}(t),$$

то получим

$$g_{\text{пв}}^{\text{в}}(t) + (\omega F - \lambda) = A_{\text{в}}''(t) + (\Lambda + \lambda)A_{\text{в}}'(t) + \lambda\Lambda A_{\text{в}}(t). \quad (7.40)$$

Для уравнения (7.40) из первого уравнения системы (7.30) находим начальное условие

$$g_{\text{пв}}^{\text{в}}(0) = \frac{dA_{\text{в}}}{dt}(0) - (\omega F - \Lambda)A_{\text{в}0} + \left(\frac{F}{\Phi}\Lambda - \frac{F^2}{\Phi}\omega - \frac{F}{\Phi}\lambda\right)A_{\text{д}0}, \quad (7.41)$$

с учетом которого, интегрируя уравнение (7.40), получаем

$$g_{\text{пв}}^{\text{в}}(t) = \exp\left[(\omega F + \lambda)t\right] \int_0^t z(\tau, A_{\text{в}}'', A_{\text{в}}', A_{\text{в}}) e^{-(\omega F + \lambda)\tau} d\tau + g_{\text{пв}}^{\text{в}}(0), \quad (7.42)$$

где $z(t, A_{\text{в}}'', A_{\text{в}}', A_{\text{в}}) = A_{\text{в}}''(t) + (\Lambda + \lambda)A_{\text{в}}'(t) + \lambda\Lambda A_{\text{в}}(t)$.

Выражения (7.39) и (7.40) формализуют процедуру гибкого динамического управления поступлениями радионуклидов в В-О:

$$g_{\text{пв}}(t) = \min\left\{g_{\text{пв}}^{\text{д}}(t), g_{\text{пв}}^{\text{в}}(t)\right\}, \quad (7.43)$$

т. е. выражение (7.43) позволяет определять динамику поступления радионуклидов, исходя из заданной временной зависимости функций $A_{\text{в}}(t)$ и $A_{\text{д}}(t)$, которые, в свою очередь, отражают формальным образом желаемое поведение накопления радионуклидов в воде и донных отложениях

В-0 соответственно. Иными словами, если задать динамику накопления радиоактивных веществ в воде и донных отложениях, то на основании выражения (7.43) рассчитывается режим поступления радионуклидов.

Накопления данного радионуклида в воде и донных отложениях при $t > 0$ определяется выражениями

$$A_{\text{в}}(t) = \text{const} = M_{\text{в}} \text{ДК}_{\text{в}}, \quad (7.44)$$

$$A_{\text{д}}(t) = \text{const} = M_{\text{д}} \text{ДК}_{\text{д}}, \quad (7.45)$$

а в момент времени $t = 0$ $A_{\text{в}0} = A_{\text{д}0} = 0$.

Необходимо определить режим поступления радиоактивных веществ в В-0.

Чтобы избежать неприятностей, связанных с разрывностью функций $A_{\text{в}}(t)$ и $A_{\text{д}}(t)$ при $t = 0$, и чтобы можно было воспользоваться формулами (7.40), (7.42) при определении режима поступления радионуклидов в В-0, будем использовать аппроксимацию формул (7.44)—(7.45), задающих динамику накопления радионуклидов в воде и донных отложениях:

$$A_{\text{в}}(t) = M_{\text{в}} \text{ДК}_{\text{в}} (1 - e^{-\alpha t}), \quad (7.46)$$

$$A_{\text{д}}(t) = M_{\text{д}} \text{ДК}_{\text{д}} (1 - e^{-\beta t}) \quad (7.47)$$

при $\alpha \rightarrow \infty$ и $\beta \rightarrow \infty$.

Используя выражения (7.46) и (7.47) и проводя вычисления по нахождению $g_{\text{пв}}^{\text{д}}$ и $g_{\text{пв}}^{\text{в}}$ по формулам (7.39) и (7.44) с учетом того, что $\alpha, \beta \rightarrow \infty$, получаем

$$g_{\text{пв}}^{\text{д}} = \frac{\Lambda \lambda M_{\text{д}} \text{ДК}_{\text{д}}}{w \Phi}, \quad (7.48)$$

$$g_{\text{пв}}^{\text{д}} = M_{\text{в}} \text{ДК}_{\text{в}} \left[\left(\Lambda + \lambda + \frac{\Lambda \lambda}{wF + \lambda} \right) e^{(wF + \lambda)t} - \frac{\lambda \Lambda}{wF + \lambda} \right]. \quad (7.49)$$

Совместно рассматривая выражения (7.48), (7.49) и формулу (7.43), получаем выражение, описывающее режим поступления радионуклидов в В-0:

$$g_{\text{пв}}(t) = \begin{cases} g_{\text{пв}}^{\text{в}}(t) & \text{при } t < t_{\text{кр}}, \\ g_{\text{пв}}^{\text{д}}(t) & \text{при } t \geq t_{\text{кр}}. \end{cases} \quad (7.50)$$

где

$$t_{\text{кр}} = \frac{\ln \left[\frac{\frac{\lambda \Lambda M_{\text{д}} \text{ДК}_{\text{д}}}{w \Phi M_{\text{д}} \text{ДК}_{\text{в}}} - \frac{\lambda \Lambda}{wF + \lambda}}{\lambda + \Lambda + \frac{\lambda \Lambda}{wF + \lambda}} \right]}{wF + \lambda}.$$

Этот пример не просто иллюстрирует применение формулы (7.43) для нахождения режима поступления радионуклидов в В-О, но и содержит важный результат: выражение (7.50) определяет критический режим поступлений радионуклидов в В-О, т. е. для всех режимов поступлений, которые при любом $t \geq 0$ меньше значений функции, задаваемой формулой (7.50), обеспечивается непревышение накопления радионуклидов в воде и донных отложениях В-О выше значений $\text{ДК}_{\text{в}}$ и $\text{ДК}_{\text{д}}$.

7.6. Определение численных значений параметров

Для практического использования модели нормирования поступлений и сбросов радиоактивных веществ в В-О необходимо параметризовать формулы, составляющие структуру модели, т. е. необходимо определить численные значения коэффициентов, входящих в расчетные выражения. Частично вопросы параметризации уже рассматривались в предыдущих разделах.

Некоторые из величин, используемых в модели нормирования, являются гидрологическими и морфологическими характеристиками В-О, характеристиками метеоусловий района размещения АЭС, характеристиками (проектными и эксплуатационными) самой АЭС. Численные значения этих величин можно найти в техническом проекте АЭС. Эти значения могут быть уточнены или при их отсутствии в техническом проекте получены в период предпусковых исследований в окружающей среде. В эти же исследования должны входить работы по определению фоновое содержания радионуклидов в объектах внешней среды.

Численные значения коэффициентов, процедуры и способы определения значений параметров, которые необходимы для модели миграции и накопления радионуклидов в основных компонентах В-О, рассмотрены выше. В модели нормирования поступлений и сбросов радиоактивных веществ в В-О АЭС весьма существенны такие величины, как $\text{ДК}_{\text{в}}$ и $\text{ДК}_{\text{д}}$. Их значения находятся по модели формирования дозы для населения.

В [7.5] приведены $ДК_v$ для В-О многоцелевого народнохозяйственного использования. Детально процедура определения $ДК_v$ изложена в [7.6]. Согласно этим работам допустимое содержание i -го радионуклида в воде определяется из соотношения

$$ДК_{vl} = \left(\frac{1}{ДК_{vshi}} + \frac{1}{ДК_{vni}} \right)^{-1}, \quad (7.51)$$

где $ДК_{vshi}$ и $ДК_{vni}$ — допустимая концентрация i -го радионуклида в воде В-О при внешнем и внутреннем облучении органов и тканей человека соответственно.

В свою очередь, величины, входящие в выражение (7.51), рассчитываются по формулам

$$ДК_{vshi} = \left(\sum_{l=1}^{l=L} \frac{T_l}{ДК_{vshil}} \right)^{-1}, \quad (7.52)$$

$$ДК_{vni} = \left[\sum_{m=1}^{m=M} \frac{a_m k_{im}}{ДК_{vnim}} \right]^{-1}, \quad (7.53)$$

где l — индекс пути воздействия радионуклидов на организм человека от внешнего облучения (купание, рыбная ловля, пребывание на пляже, пребывание на орошаемых и заливных землях) ($l = \overline{1, L}$); T_l — отношение времени, в течение которого человек подвергается внешнему облучению по l -му пути воздействия (в долях года), к принятому расчетному периоду времени T_0 , равному 1 году; $ДК_{vshil}$ — допустимое содержание (концентрация, удельная активность) i -го радионуклида в воде В-О, рассчитанное по l -му пути, в предположении, что человек подвергается облучению по этому пути в течение времени T_0 (1 год); m — индекс пищевой цепочки, по которой происходит поступление радионуклидов в организм человека и создается доза внутреннего облучения (рыба, вода, овощи, мясо, молоко) ($m = \overline{1, M}$); a_m — отношение реального потребления продукта по m -й пищевой цепочке к принятой в расчетах величине m_0 , равной 1 кг (л)/год; $ДК_{vnim}$ — допустимое содержание (концентрация, удельная активность) i -го радионуклида в воде В-О при внутреннем облучении, рассчитанное по m -й пищевой цепочке из условия потребления человеком 1 кг (л) продукта в год; k_{im} — корректирующий множитель при наличии теплового сброса в В-О; $k_{im} = 3$ для цепочки «вода — рыба — человек»; при отсутствии очистки для питьевой воды $k_{im} = 0,001 \text{ м}^3/\text{л}$; для всех радионуклидов $k_{im} = 0,001 \text{ м}^3/\text{л}$, если $ДК_{vnim}$ выражены в Бк/м³; если же $ДК_{vnim}$

выражены в Ки/л, то $k_{ин} = 1$ при отсутствии очистки воды, а при наличии очистки воды $k_{ин}$ равно значению из таблицы, умноженному на 1000 л/м³.

Предложения по нормированию содержания радионуклидов в донных отложениях В-0 имеются в [7.7; 7.8]. В [7.8] приведены схема и процедура расчета значений ДК_д, исходя из ограничения дозы для населения по цепочке «донные отложения — рыба — человек».

Следует отметить, что косвенным образом ограничения на содержание радионуклидов в донных отложениях фактически уже содержатся в нормах и правилах. Вполне естественно считать, что донные отложения В-0 АЭС не должны являться твердыми радиоактивными отходами, а, например, в ОСПОРБ-99 или в СПОР-2000 даны критерии того, что таковыми отходами они считаются.

Литература

- 7.1. Отраслевая методика расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в речные системы (ПДС-83) / ГКИАЭ. — М., 1983.
- 7.2. *Егоров Ю. А., Казаков С. В.* Управление поступлением и накоплением радионуклидов в воде и донных отложениях водоема-охладителя АЭС // Радиационная безопасность и защита АЭС. — 1985. — Вып. 9. — С. 124—136.
- 7.3. Основы автоматического управления / Под ред. В. С. Пугачева. — М.: Наука, 1968. — 568 с.
- 7.4. *Фольбаум А. А., Бутковский А. Г.* Методы теории автоматического управления. — М.: Наука, 1971. — 380 с.
- 7.5. Гигиенические требования к охране от загрязнения водоемов-охладителей АЭС в связи с использованием их для рыбоводства / Д. И. Гусев, М. И. Грачев, Н. Б. Буянов и др. // Вопросы безопасности АЭС и задача научных исследований. — М.: Атомиздат, 1979. — С. 135—161.
- 7.6. *Гусев Д. И., Павловский О. А.* Основные положения методики расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Радиационная безопасность и защита АЭС. — 1982. — Вып. 7. — С. 157—171.
- 7.7. *Гусев Д. И., Катков А. Б.* Разработка оценочных критериев и нормативов радиоактивного загрязнения дна водоемов // Тезисы докладов секции радиобиологии НС АН СССР. — М., 1977. — С. 48—64.
- 7.8. *Катков А. Е., Воробьев В. З.* Возможность расчета региональных пределов радиоактивного загрязнения водоемов с учетом влияния дна // Бюл. радиац. медицины. — 1981. — № 2. — С. 42—44.

Раздел 8. Регулирование безопасности водных объектов «ядерного наследия» (на примере Теченского каскада водоемов)

Регулирование радиационной безопасности водных объектов, относящихся к так называемому ядерному наследию¹, имеет ряд специфических особенностей. В первую очередь, многие из этих объектов не используются населением (выведены вследствие высокого уровня загрязнения, население из районов размещения этих водных объектов отселено), и воспользоваться гигиеническими критериями и протянуть цепочку «доза для населения за счет водопользования — норматив на сброс» не удастся. Использовать в целях регламентирования радиационные регламенты для каких-либо биотических объектов окружающей среды бессмысленно, так как вопрос о сохранении биообъектов в этих водоемах не стоит. Более того, в ряде случаев необходимо обеспечивать изоляцию этих водоемов от иных вод водных объектов, в том числе защищать водные объекты открытой гидрографической сети.

Эти особенности определяют необходимость разработки специальных подходов и методов регулирования безопасности.

В качестве примера, демонстрирующего особенности регулирования радиационной безопасности водных объектов «ядерного наследия», рассмотрим решение задачи об обеспечении безопасности Теченского каскада водоемов (ТКВ) [8.12], которые были загрязнены в 1949—1956 гг. в результате деятельности первенца отечественной атомной индустрии комбината «Маяк» и до сих пор являются объектом высокого радиационного риска.

8.1. История создания, состав и назначение Теченского каскада водоемов ФГУП «Производственное объединение “Маяк”»

История создания и эксплуатации Теченского каскада водоемов неразрывно связана с историей становления и развития ПО «Маяк», поскольку все основные производственные объекты предприятия расположены на водосборной территории реки Теча и ее притоков.

¹ Это в первую очередь объекты, используемые в деятельности по реализации программ создания ядерных вооружений (особенно на начальном этапе), водные объекты, загрязненные вследствие радиационных аварий, а также некоторые водные объекты, радиационное влияние на которые обусловлено реализацией энергетических программ.

Еще в 1947 г. секция № 4 Научно-технического совета Первого Главного управления при Совмине СССР констатировала невозможность решения (в отведенные сжатые сроки) проблемы полного обезвреживания огромных объемов жидких радиоактивных отходов (ЖРО), образующихся при радиохимическом выделении плутония, и обратилась в Минздрав СССР с предложением об установлении допустимых доз облучения населения, обусловленных предполагаемыми сбросами ЖРО в реку Теча.

Таким образом, заложенные в проект технические решения на сброс ЖРО в Течу были продиктованы сжатыми сроками создания атомного оружия в СССР и отсутствием в тот период знаний, связанных с обращением с радиоактивными отходами, поведением радионуклидов в речных системах и с влиянием радиоактивных веществ на здоровье человека.

Через Течу осуществляется русловый сток воды из Иртышско-Каслинской и Кыштымской систем озер. До середины 1950-х годов началом Течи являлся исток из озера Иртыш с транзитом воды через озеро Кызылташ (водоем В-2). В ходе деятельности ПО «Маяк» водный сток Течи был зарегулирован путем строительства новых и модернизации ранее существовавших плотин и прудов-накопителей. До 1956 г. водный сток в верховья Течи регулировался плотиной П-1 (выпуск воды из озера Иртыш), плотиной П-2 (выпуск воды из озера Кызылташ), плотиной П-3 (выпуск воды из Кокшаровского пруда) и плотиной П-4, расположенной в 7 км от плотины П-2 ниже по течению (выпуск воды из Метлинского пруда).

Сброс ЖРО радиохимического производства ПО «Маяк» производился в верховья Течи, в точке, расположенной в 300 м ниже плотины П-2. Радиоактивное загрязнение Течи сформировалось в результате регламентных (предусмотренных проектом) и аварийных сбросов ЖРО радиохимического производства ПО «Маяк» с 1949 по 1956 гг. во время выполнения предприятием государственной оборонной программы. Основная часть активности (до 99%) поступила в Течу с марта 1950 по октябрь 1951 г., а с ноября 1951 г. все основные образующиеся отходы были направлены на сброс в озеро Карачай. Несмотря на резкое сокращение в ноябре 1951 г. сбросов ЖРО в Течу (до 100 раз), концентрация радионуклидов в ее водах практически не изменилась. С этого момента основным источником загрязнения воды Течи являлся процесс вымывания активности из загрязненных заболоченных участков поймы и донных отложений русла реки (Асановские болота).

С целью недопущения поступления ЖРО в Течу и локализации наиболее сильно загрязненных участков поймы в верховьях реки в 1956 и 1964 гг. путем возведения грунтовых плотин были сооружены водоемы В-10 и В-11. В этот же период было завершено создание левобережного (ЛБК) и правобережного (ПБК) обводных каналов, которые разгружались в Течу в нижнем бьефе плотины П-11. Регулируемый сток воды из Иртышско-

Каслинской системы озер в Течу стал осуществляться через ЛБК, а сток воды реки Мишеляк был направлен по ПБК. Таким образом, Теченский каскад водоемов в его нынешнем виде был создан в верховье Течи в 1950—1960-х годах с целью локализации и хранения больших объемов жидких низкоактивных отходов (НАО) и как первый этап радиационной реабилитации Течи.

В 1950—1960-х годах в качестве наиболее приемлемого способа утилизации (очистки) низкоактивных ЖРО с активностью сбрасываемых вод до 10^{-4} Ки/л специалисты Академии наук СССР рекомендовали использовать систему биологических проточных прудов-отстойников [8.1]. При этом в качестве основного достоинства отмечалось, что «водоемы, наряду с дезактивацией и очисткой воды, одновременно будут являться “радиокладбищем”» и что «основным и, пожалуй, единственным недостатком (такого способа очистки. — *Авт.*) является то, что установка, состоящая из нескольких прудов, занимает относительно большую площадь».

Итак, водоемы В-3, В-4, В-10, В-11 расположены последовательно в верховьях Течи и предназначены для хранения нетехнологических низкоактивных жидких отходов регенератов от аппаратов химводоподготовки технической воды и очистных сооружений предприятия.

Водоемы гидравлически связаны между собой. Вода самотеком перетекает из вышележащих водоемов в нижележащие.

Для перехвата поверхностного стока и снижения подземной фильтрации вдоль правого и левого берегов водоемов В-10 и В-11 проложены нагорные каналы (ЛБК и ПБК) протяженностью 40 и 19 км. Каналы соединяются ниже замыкающей каскад плотины П-11 и впадают в Течу, формируя тем самым ее исток.

Водоем В-3 (Кокшаровский пруд) с апреля 1972 г. эксплуатируется как хранилище пульпы и регенератов от очистных сооружений. Он имеет низконапорную земляную плотину, в тело которой встроен трубчатый водосброс для перелива в водоем В-4. Для хранения пульпы в водоеме сооружены отсеки, в которых пульпа закрыта водным экраном. Мелководные участки водоема по береговой кромке засыпаны грунтом выше зеркала воды на 0,5—0,7 м.

Водоем В-4 (Метлинский пруд) имеет низконапорную плотину с бетонным водосбросом, оборудованным спицевым заграждением. Сброс стоков «кислотной» канализации в водоем и далее в водоемы В-10 и В-11 приводит к частичному раскислению воды водоемов с понижением ее pH.

Водоем В-10 сооружен в 1957 г. и оборудован низконапорной плотиной с аварийным железобетонным водосбросом и рабочим трубчатым водосбросом. Уровень воды в водоеме поддерживается в строго определенных пределах. Максимально допустимый уровень воды лимитируется порогом

аварийного водосброса. Транзитом через водоем В-10 вода поступает в водоем В-11.

Водоем В-11 вступил в строй в 1965 г. и является последним в системе водоемов хранилищ, расположенных в верховьях Течи.

В нижнем бьефе плотины П-11 сооружена насосная станция, предназначенная для возврата фильтрационных протечек обратно в В-11.

Сооружение каскада водоемов и системы обводных каналов позволило:

- локализовать значительные количества радионуклидов за счет их аккумуляции и распада в донных отложениях;
- организовать сброс избытков чистых вод из Иртышско-Каслинской системы озер в открытую гидрографическую сеть, минуя ТКВ;
- исключить непосредственный сброс промышленных отходов в Течу.

Таким образом, созданная в ПО «Маяк» в 1950—1960-х годах система обращения с жидкими производственными стоками соответствовала всем существовавшим в то время представлениям и требованиям по обращению с радиоактивными отходами. Все решения об использовании водоемов для сброса и хранения жидких отходов согласовывались с Минздравом СССР и другими компетентными ведомствами.

8.2. Эксплуатация водоемов ТКВ и требования современного законодательства

8.2.1. К вопросу о законодательном оформлении эксплуатации ТКВ

Ведомственные документы, на основании которых осуществлялась и во многом осуществляется по сей день эксплуатация ТКВ, создавались еще на основе законодательства СССР. С начала 1990-х годов началось формирование новой нормативной правовой базы Российской Федерации в области охраны окружающей среды, экологической безопасности и обращения с РАО. Существующая эксплуатационно-техническая и нормативная документация, в соответствии с которой сегодня производится эксплуатация ТКВ, в основном адаптирована к требованиям нового законодательства [8.2]. Тем не менее со стороны общественных организаций экологической направленности, некоторых органов государственного надзора высказывается ряд претензий относительно незаконности деятельности ПО «Маяк» в части эксплуатации водоемов ТКВ.

По мнению ответственных работников Ростехнадзора, формально и по существу эксплуатация ТКВ ведется с нарушением ряда правовых документов, принятых в последнее время [8.3; 8.4]:

- не обеспечена надежная изоляция РАО от окружающей среды (федеральный закон «Об использовании атомной энергии», ст. 48);
- не обеспечена защита настоящего и будущих поколений, биологических ресурсов от радиационного воздействия РАО сверх установленных нормами и правилами в области использования атомной энергии пределов (федеральный закон «Об использовании атомной энергии», ст. 48);
- нарушается запрет на сброс радиоактивных веществ в водные объекты и захоронение их в водных объектах (Водный кодекс Российской Федерации, ст. 56);
- не безопасны для окружающей среды условия и способы сбора, хранения и захоронения РАО (федеральный закон «Об охране окружающей среды», ст. 51, часть 1);
- нарушается запрет на сброс РАО в поверхностные и подземные водные объекты, на водосборные площади, в недра и на почву (федеральный закон «Об охране окружающей среды», ст. 51, часть 2);
- не обеспечивается поддержание образования РАО на минимальном практически достижимом уровне (Объединенная конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами, ст. 11, п. II);
- возлагается чрезмерное бремя на будущие поколения (Объединенная конвенция о безопасности обращения с отработавшим топливом и о безопасности обращения с радиоактивными отходами, ст. 11, п. VII);
- не удерживается на минимальном практически осуществимом уровне образование РАО (Принципы обращения с радиоактивными отходами, МАГАТЭ, серия № 111-F, принцип 7);
- не учитываются надлежащим образом взаимозависимости между всеми стадиями образования РАО и обращения с ними (Принципы обращения с радиоактивными отходами, МАГАТЭ, серия № 111-F, принцип 8).

Насколько справедливы претензии специалистов Ростехнадзора к эксплуатации промводоемов ПО «Маяк», изложенные ими в интересных и достаточно глубоких в целом работах [8.3; 8.4], не является ли все это «бумажным тигром»? Специалисты Ростехнадзора в этих работах в наиболее четкой и явной форме сформулировали законодательные проблемы деятельности ПО «Маяк». Общественность (в основном, правда, «зеленая») эти проблемы транслирует более эмоциональным образом, демонизируя деятельность ПО «Маяк» и Росатома, заводя ситуацию в тупик без какого-либо намека на поиск конструктивных решений.

Если Ростехнадзор имеет столь весомые аргументы о несоответствии текущей деятельности ПО «Маяк» законодательству, его деятельность должна быть немедленно запрещена. Но ПО «Маяк» работает и должно работать — его деятельность крайне необходима для обеспечения национальной безо-

пасности России. Следовательно, либо нет законных оснований для прекращения деятельности этого предприятия, либо трактовка законов специалистами Ростехнадзора неверна, либо законы не отражают общественного согласия по данному вопросу. Отметим также, что органы санитарно-эпидемиологического надзора и надзора в области охраны окружающей среды столь жестко, как Ростехнадзор, вопрос о прекращении «незаконной деятельности» ПО «Маяк» не ставят, хотя и они поднимают вопросы о необходимости более четкого «узаконивания» эксплуатации промводоемов с учетом требований современного российского законодательства.

Где и как искать выход из создавшейся ситуации? Каковы бы ни были законы, они суть форма общественного согласия. Деятельность ПО «Маяк» крайне необходима государству. Ее обеспечение невозможно без водопользования. Промводоемы с существующим уровнем загрязнения — объективная реальность, которая никуда не денется. Даже если ПО «Маяк» перестанет их эксплуатировать, они будут представлять не меньшую (если не большую) экологическую угрозу. Ликвидировать, дезактивировать, реабилитировать промводоемы — неподъемная задача на нынешнем этапе развития науки и техники. Требуется комплексный и системный подход к проблеме промводоемов ПО «Маяк», среди прочего и в том, что касается законодательного определения их статуса.

Действующий (на апрель 2006 г.) статус водоемов ФГУП «ПО «Маяк»» определен совместным решением Минатома России, МПР России, Госатомнадзора и Госсанэпиднадзора России, одобренным решением Правительством РФ от 18 февраля 2004 г. № МК-П9-1524. Водоемы, эксплуатируемые ПО «Маяк» (в том числе и ТКВ), являются специальными промышленными водоемами, используемыми для решения государственных оборонных и федеральных энергетических программ в целях производственного водоснабжения и приема на период до 2010 г. жидких радиоактивных отходов.

Это решение позволило разрешить комплекс юридических вопросов в отношении промводоемов и снять ряд претензий надзорных органов.

В развитие указанного решения главный государственный санитарный врач Российской Федерации Г. Г. Онищенко утвердил и ввел в действие с 1 февраля 2005 г. своим постановлением от 9 ноября 2004 г. № 5-ДСП санитарные правила СП 2.6.1.70-04 «Требования к обеспечению санитарно-эпидемиологической безопасности при эксплуатации специальных промышленных водоемов ПО «Маяк»» (СП-ЭСПВ-ПОМ-04) ДСП.

Поступление радиоактивных веществ в специальные промышленные водоемы регулируется нормативами «Ограничения на поступление радиоактивных веществ в специальные промышленные водоемы ПО «Маяк»» от 21 декабря 2004 г. № ЦЛ/5847 ДСП, утвержденными заместителем руководителя Федерального медико-биологического агентства В. В. Романовым.

Из совместного решения Минатома, Министерства природных ресурсов (МПР), Госатомнадзора и Госсанэпиднадзора о статусе промводоемов:

«Минатомом России, МПР России, Госатомнадзором России, Минздравом России 10.01.2003 принято совместное решение о продолжении эксплуатации существующей системы утилизации образующихся в результате как оборонной деятельности, так и переработки отработавшего ядерного топлива ФГУП «ПО «Маяк» жидких и твердых радиоактивных отходов при условии:

- соблюдения временных лимитов поступления радионуклидов в специальные промышленные водоемы (далее — промводоемы);
- поэтапного снижения с последующим прекращением (2008—2010 гг.) сброса жидких радиоактивных отходов, проведения природоохранных мероприятий по контролю и поддержанию в безопасном состоянии промводоемов, в долгосрочной перспективе их ликвидации, внедрения наилучших существующих технологий в соответствии с «Комплексным планом мероприятий по обеспечению решения экологических проблем, связанных с текущей и прошлой деятельностью ФГУП «ПО «Маяк» (далее — Комплексный план)».

А также: «специальные промышленные водоемы ФГУП «ПО «Маяк» используются для решения государственных оборонных и федеральных энергетических программ в целях производственного водоснабжения и приема на период до 2010 г. жидких радиоактивных отходов».

Отдавая должное прогрессу в вопросе о статусе промводоемов, который открыло данное совместное решение, отметим его определенную необоснованность и нереалистичность в отношении прекращения в указанные сроки сбросов ЖРО (не только среднеактивных, но и низкоактивных!) в промводоемы, что, по-видимому, было обусловлено определенной переоценкой возможных технологических решений и финансовых возможностей предприятия и Минатома в целом.

Несмотря на существенное продвижение в нормативно-правовом оформлении работ по эксплуатации промводоемов и переводу их в более экологически безопасное состояние, некоторые вопросы остаются открытыми. В частности, требуют решения вопросы правового регулирования поступлений радионуклидов в Течу, которая полностью выведена из хозяйственного водопользования на всем ее протяжении (постановление Совета Министров РСФСР № 857-96 от 26 июля 1958 г.). Тем не менее поступления радиоактивных веществ в нее должны быть нормированы в соответствии с требованиями закона и иных нормативных правовых актов. Учет этого обстоятельства и сопоставление вклада отдельных источников поступления радиоактивных веществ в Течу позволили бы взвешенно и, по-видимому, не столь жестко, как в настоящее время, подходить к критериям оценки фильтрационных стоков из ТКВ. Нормирование поступлений в Течу является важным инструментом планирования и реализации организаци-

онных и технических мероприятий по повышению безопасности ТКВ, кроме того, оно позволит реально оценивать уровень опасности, которую ТКВ реально представляет.

Отсутствие этого норматива, с одной стороны, позволяет надзорным органам формально подходить к вопросам регулирования безопасности ТКВ и интерпретировать действующие документы явно не в пользу ПО «Маяк», с другой — явно неэффективно расходовать ресурсы на обеспечение радиационной безопасности населения, которое подвергается влиянию со стороны ТКВ. Это иллюстрирует тот факт, что основные финансовые и технологические усилия прилагаются к снижению поступлений из ТКВ ^{90}Sr , вклад которых в дозовую нагрузку для жителей села Муслумово составляет 1—3%, так как доза жителей этого села формируется на 97—99% ^{137}Cs , который присутствует на пойменных территориях Течи в селитебной зоне села Муслумово.

Очевидно, что нормативно-правовое оформление статуса промводоемов ПО «Маяк» требует разработки документа (пакета документов) в обоснование их безопасной эксплуатации на протяжении всего «жизненного цикла». Важен также вопрос, каков должен быть юридический статус этого документа, поскольку в нем должны быть отражены вопросы, входящие в сферы деятельности органа государственного управления по использованию атомной энергии и государственных органов, осуществляющих надзор за обеспечением безопасности этой деятельности.

Обратимся теперь к вопросу статуса Теченского каскада водоемов в свете всех упомянутых изменений в законодательстве. Это принципиальный момент, по которому необходимо прийти к соглашению, выработав предельно четкую, логически обоснованную позицию. Начнем с того, что статус любого объекта характеризует его положение, причем положение в определенном пространстве, однозначным образом определяющемся совокупностью неких правил и требований. Другими словами, понятие «статус» бессмысленно без существования того поля, внутри которого он и определяется. Важность этого на первый взгляд тривиального замечания состоит в том, что имеется вполне естественная слабость решить вопрос ТКВ следующим образом: что нам мешает волевым решением придать ТКВ некий условный статус, который, как кажется, позволяет закрыть все проблемы? Имея в руках такой мощный инструмент, как закон «О техническом регулировании», мы в состоянии установить для нашего объекта требования безопасности, соблюдение которых гарантирует его безопасное существование и безопасную эксплуатацию. При этом, однако, какой бы уникальной ситуация с ТКВ ни представлялась, за рамки правового поля мы выйти не можем — это элементарно диктуется начальными условиями задачи, так как технический регламент не покрывает всю сферу правовых отношений применительно к объекту технического регулирования. Правовое поле устанавливает лимит на количество степеней свободы наших умопостроений, редуцируя широкий спектр возможностей определения статуса

ТКВ до стандартного и привычного набора понятий (водный объект, пункт хранения радиоактивных отходов, хвостохранилище и т. д.). И это представляется вполне разумным и правильным, дабы «не порождать новых сущностей». В конце концов, надо, не отрываясь от реалий и объективной действительности, признать очевидное: если у нас существует водный объект, являющийся хранилищем радиоактивных веществ, то создание искусственных конструкций типа «специальный промышленный водоем» является в большой степени натяжкой, а по существу простой подменой одних не формализованных должным образом понятий другими, т. е. тавтологией. Конструктивное решение проблемы видится не в том, чтобы придумывать способ, как пропустить слона сквозь игольное ушко, а в том, чтобы объяснить, почему это сделать невозможно, и описать, как в рамках нормативного правового поля оптимально разрешить ситуацию со статусом ТКВ, используя возможности законодательства о техническом регулировании.

С учетом этого формализованная задача определения статуса ТКВ формулируется следующим образом: необходимо исследовать всевозможные варианты отнесения ТКВ к одному из существующих типов объектов, проанализировать совместимость реального положения дел и требований права, регламентирующих безопасность объектов этого типа, и выбрать оптимальный и эффективный вариант решения проблемы, в котором зазор между теорией и практикой будет минимальным.

8.2.2. ТКВ в контексте закона «Об охране окружающей среды»

Закон «Об охране окружающей среды» (закон 000С) (ст. 21—23) сброса радиоактивных веществ в водные объекты ² не запрещает, устанавливая понятие норматива допустимого сброса: «Нормативы допустимых выбросов и сбросов химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов (далее также — нормативы допустимых выбросов и сбросов веществ и микроорганизмов) — нормативы, которые установлены для субъектов хозяйственной и иной деятельности в соответствии с показателями массы химических веществ, в том числе радиоактивных, иных веществ и микроорганизмов, допустимых для поступления в окружающую среду от стационарных, передвижных и иных источников в установленном режиме и с учетом технологических нормативов, и при соблюдении которых обеспечиваются нормативы качества окружающей среды».

Таким образом, по закону 000С в водные объекты можно сбрасывать определенную активность, не превышающую ДС (Ки или Ки/год), которая определяется в соответствии с нормативами содержания радиоактивных

² В любые водные объекты независимо от их использования.

веществ в объектах окружающей среды и нормативами радиационного воздействия на объекты окружающей среды. Так как $ДС = УАС \cdot ФР$, где $УАС$ — удельная активность сбросов, Ки/л; $ФР$ — фактический расход, л/год, то закон не запрещает сбросов с удельной активностью ниже $УАС$. Тем самым он не запрещает сбросов радиоактивных веществ, если соблюдаются нормативы на содержание радиоактивных веществ в объектах окружающей среды (Ки/л; Ки/кг), нормативы на уровни радиационного воздействия на объекты окружающей среды (мГр/год), нормативы на сброс (Ки, Ки/год).

Однако имеется ст. 51 закона ООС:

«Запрещаются:

сброс отходов производства и потребления, в том числе радиоактивных отходов, в поверхностные и подземные водные объекты, на водосборные площади, в недра и на почву».

Сам закон ООС не дает определения отходов производства и потребления, а тем более «радиоактивных отходов». Это определение имеется в законе «Об отходах производства и потребления» («отходы производства и потребления (далее также — отходы) — остатки сырья, материалов, полуфабрикатов, иных изделий или продуктов, которые образовались в процессе производства продукции или ее потребления, не являются конечной целью процесса производства или утратили частично или полностью свои потребительские свойства»), в котором не накладываются ограничения на показатели качества самих отходов.

Термин «радиоактивные отходы» раскрывается в не утверждаемом разделе «Термины и определения» в НРБ-99: «Отходы радиоактивные — не предназначенные для дальнейшего использования вещества в любом агрегатном состоянии, в которых содержание радионуклидов превышает уровни, установленные настоящими Нормами и Правилами». Отнесение вод по содержанию в них радиоактивных веществ к жидким радиоактивным отходам дают ОСПОРБ-99 (п. 5.12.1.) и СПОРО-2002 (п. 3.3.): «К жидким радиоактивным отходам относятся не подлежащие дальнейшему использованию любые радиоактивные жидкости, растворы органических и неорганических веществ, пульпы и др. Жидкие отходы считаются радиоактивными, если в них удельная активность радионуклидов более чем в 10 раз превышает значения уровней вмешательства (УВ), приведенные в приложении П-2 НРБ-99».

Тем самым сброс жидких отходов, содержащих радиоактивные вещества, допускается, но уровень их содержания в отходах должен быть ниже, чем в жидких радиоактивных отходах.

В итоге в том случае, когда реальная удельная активность сбросных вод больше 10 УВ, но меньше, чем допустимая (ДА), определяемая из условия $ДА = ДС/ФР$, возникает коллизия — сбросы перед их поступлением в поверхностный водный объект необходимо целенаправленно

разбавлять³ до доведения содержания радиоактивных веществ в них до уровня, не превышающего 10 УВ. Таким образом, последовательно применяя требования федеральных законов и санитарно-гигиенических нормативов, мы получили абсурдный вывод, т. е. какие-то из этих документов содержат несовместимые требования и критерии. Естественно, что менять придется (это и легче, и легитимнее) требования не законов, а нормативов. Следовательно, необходимо изменять формулировки НРБ, ОСПОРБ, СПОРО. Например, критерий 10 УВ рассматривать в качестве контрольного уровня, используемого для предварительной оценки, т. е. если содержание радиоактивных веществ в сбросных водах меньше 10 УВ, то эти воды могут сбрасываться в поверхностные водоемы при условии, что $УАС \cdot ФР \leq ДС$. Если $10 УВ \leq УАС \leq ДА$, сброс может происходить по специальному разрешению местных органов, осуществляющих функции органов охраны окружающей среды и санитарного надзора.

Однако также следует учитывать, что НРБ, ОСПОРБ, СПОРО — ключевые документы, регламентирующие процедуры обеспечения радиационной безопасности. Это документы с историей, прошедшие апробацию временем, в настоящее время они являются настольной книгой всех специалистов в области радиационной безопасности, относящихся к ним с должным пиететом как к незыблемым опорам режима обеспечения радиационной безопасности. Поэтому вносить коррективы в эти документы требуется очень взвешенно и осторожно.

По-видимому, в случаях возникновения таких коллизий целесообразно искать выход в каждом конкретном случае.

8.2.3. ТКВ в контексте Водного кодекса

В новом Водном кодексе (ВК) Российской Федерации, вступившем в силу с 1 января 2007 г., к водным объектам отнесены «природные или искусственные водоемы, водотоки либо иные объекты, постоянное или временное сосредоточение вод в которых имеет характерные формы и признаки водного режима» (ст. 1). Не углубляясь в обсуждение вопроса целесообразности и обоснованности введения термина, имеющего такую широкую (если не сказать всеобъемлющую) трактовку, отметим, что формально водоемы ТКВ полностью подходят под определение «поверхностные водные объекты». В соответствии со ст. 11 ВК водный объект, находящийся в федеральной

³ «Разбавлять» означает не обязательно простое разбавление ЖРО чистой водой, но в том числе и создание специально ориентированных технологий, позволяющих добиваться содержания радионуклидов ниже 10 УВ в жидких отходах. Тем самым требование содержания радионуклидов в сбросных водах ниже 10 УВ в ряде случаев вынуждает маскировать сбросы за счет увеличения объемов сточных вод, что, естественно, нельзя признать эффективной процедурой.

собственности, собственности субъектов Российской Федерации, собственности муниципальных образований, может быть предоставлен в пользование на основании договора водопользования для обеспечения обороны страны и безопасности государства. Собственником ТКВ является государство. В ст. 21 ВК отмечено, что «предоставление водного объекта, находящегося в федеральной собственности, в пользование для обеспечения обороны страны и безопасности государства осуществляется на основании решения Правительства Российской Федерации». Специфика эксплуатации водоемов ТКВ вполне может регламентироваться ст. 38 ВК и отвечать условиям «обособленного водопользования» («обособленное водопользование может осуществляться на водных объектах или их частях, находящихся в собственности физических лиц, юридических лиц, водных объектах или их частях, находящихся в государственной или муниципальной собственности и *предоставленных для обеспечения обороны страны и безопасности государства* (курсив наш. — Авт.), иных государственных или муниципальных нужд, обеспечение которых исключает использование водных объектов или их частей другими физическими лицами, юридическими лицами, а также для осуществления рыбоводства»). Таким образом, новый ВК не только обеспечивает возможность классификации водоемов ТКВ более или менее естественным образом, не прибегая к вспомогательным (возможно, и удобным, но в значительной степени искусственным) конструкциям типа «специальный промышленный водоем», но и указывает возможность их легитимного существования в новом законодательном поле, а следовательно, и правового оформления их использования.

ТКВ — уникальный объект, и уникальность его обуславливается главным образом тем, что цель его эксплуатации не в том, чтобы получить какую бы то ни было пользу или извлечь выгоду (можно считать, что этот «ресурс» уже практически полностью исчерпан, так как сброс НАО в ТКВ хотя и важен для ПО «Маяк», но не делает погоды в отношении долговременного обращения с ТКВ), а в том, чтобы поддерживать безопасное состояние самих водоемов ТКВ. Своеобразная «вещь в себе» государственного значения. В этой связи необходимо дополнительно проанализировать устанавливаемые ВК условия приостановления и ограничения водопользования, а также охраны водных объектов.

Согласно ст. 41 «водопользование может быть приостановлено или ограничено в случае:

- 1) угрозы причинения вреда жизни или здоровью человека;
- 2) возникновения радиационной аварии или иных чрезвычайных ситуаций природного или техногенного характера;
- 3) причинения вреда окружающей среде;
- 4) в иных предусмотренных федеральными законами случаях».

Начнем с того, что если в ситуации с ТКВ смысл эксплуатации заключается в поддержании его в безопасном состоянии, то приостановление или ограничение водопользования бессмысленно, поскольку, образно говоря, мы таким образом предоставляем событиям возможность развиваться естественным путем — от плохого к худшему. По-видимому, целесообразно штрафовать эксплуатирующую организацию за нарушение установленных требований безопасности, но не ограничивать и тем более не приостанавливать водопользование. Ключевой вопрос в этой ситуации — установление таких критериев безопасности ТКВ, которые:

- были бы реально достижимы с учетом груза накопленных ПО «Маяк» проблем;
- на самом деле адекватно отражали бы приемлемый уровень безопасности работников, населения и окружающей среды, по которому в настоящий момент у общества имеется хотя бы подобие согласия (поскольку было бы крайне опрометчиво ожидать немедленного консенсуса по вопросам критериев безопасности заведомо «категорически опасного» объекта).

Таким образом, разумная (хотя, возможно, и не унифицированная, а скорее уникальная в смысле применения ее к конкретным условиям конкретного объекта) формулировка понятий «угроза причинения вреда жизни или здоровью человека», «вред окружающей среде», «возникновение радиационной аварии» поможет избежать как формальных, так и принципиальных противоречий с положениями ст. 41.

Статья 56 ВК запрещает «сброс в водные объекты и захоронение в них отходов производства и потребления, в том числе выведенных из эксплуатации судов и иных плавучих средств (их частей и механизмов)». Кроме того, запрещается «захоронение в водных объектах ядерных материалов, радиоактивных веществ». На первый взгляд, как раз здесь можно было бы остановить попытки представить ТКВ водным объектом, хотя именно водным объектом он по всем признакам и является. Однако здравый смысл подсказывает, что едва ли логично отрицать факт принадлежности объекта к какой-либо категории не на основе несовпадения формальных признаков этой принадлежности, а исходя из того, что не выполняются требования безопасности, предъявляемые к объектам этой категории.

Итак, называя ТКВ поверхностным водным объектом обособленного водопользования, мы автоматически подразумеваем тем самым, что ТКВ используется и будет использоваться исключительно для хранения радиоактивных веществ, но не для захоронения (иначе будем противоречить ст. 56 ВК). Федеральный закон «Об отходах производства и потребления» от 24 июня 1998 г. № 89-ФЗ следующим образом определяет понятия «хранение» и «захоронение» в отношении отходов:

- «хранение отходов — содержание отходов в объектах размещения отходов в целях их последующего захоронения, обезвреживания или использования;
- захоронение отходов — изоляция отходов, не подлежащих дальнейшему использованию, в специальных хранилищах в целях предотвращения попадания вредных веществ в окружающую природную среду».

Таким образом, вырисовывается довольно четкая логическая линия: присваивая ТКВ статус водного объекта (хотя он независимо от этого является водным объектом по определению), мы автоматически (следуя ст. 56 ВК) в этом случае относим его к хранилищам РАО и декларируем необходимость решения проблемы хранения-захоронения находящихся там радиоактивных отходов, поскольку по ВК захоранивать радиоактивные вещества в водных объектах нельзя. В соответствии с этим по истечении срока хранения радиоактивных веществ в ТКВ должна быть реализована одна из следующих стратегий:

- реабилитация водоемов ТКВ до состояния, допускающего их использование для целей хозяйственно-бытового водоснабжения (ТКВ становится незагрязненным водным объектом);
- перевод водоемов ТКВ в разряд загрязненных земельных участков территорий с их последующей реабилитацией;
- перевод ТКВ в разряд неводных объектов — в пункт приповерхностного захоронения радиоактивных отходов.

Помимо этого решается также важный вопрос имущественной принадлежности ТКВ. В настоящее время ТКВ передан в управление ПО «Маяк», однако нельзя исключать возможность частичного использования ТКВ другой организацией (например, в случае строительства в этом регионе Южно-Уральской АЭС). Возникающие в этом случае отношения едва ли смогут быть установлены однозначно и своевременно, если они не будут регулироваться Водным кодексом.

8.3. Требования по безопасности при разработке технического регламента «О безопасности Теченского каскада водоемов»

При разработке требований по безопасности ТКВ необходимо понимать, что речь идет об уникальном объекте и неординарной радиационной ситуации, которую сложно (если вообще возможно) привести в соответствие с требованиями законодательства. В связи с этим выделим принципы, следование которым позволит достигнуть приемлемого уровня безопасности

ТКВ и избежать неоправданных затрат и неэффективного расходования материальных, технических и людских ресурсов:

- максимальное следование требованиям законодательных актов; допустимо в минимально необходимой степени отступать от требований федеральных норм и правил в области технического регулирования безопасности и санитарно-гигиенического благополучия;
- установление требований безопасности с целью ограничения воздействия ТКВ на человека, имущество и окружающую среду, жертвуя при этом функциональностью ТКВ как объекта окружающей среды, т. е. требования безопасности к биоте ТКВ не устанавливаются;
- создание условий безопасного функционирования ТКВ с гарантированным неухудшением и поступательным улучшением достигнутого уровня безопасности для персонала, населения и окружающей среды.

8.3.1. Статус Теченского каскада водоемов

Вопрос статуса Теченского каскада водоемов (ст. 5 технического регламента) — один из ключевых моментов при позиционировании ТКВ в нормативном правовом поле. Основная проблема заключается в том, что, фактически являясь водными объектами, водоемы ТКВ длительное время используются для приема и хранения радиоактивных отходов и ВХВ. В соответствии с тезисом о крайней нежелательности выхода за рамки правового поля, определяющегося законодательством, определение «Теченский каскад водоемов» должно содержать понятие «водоем». Этот термин будет свидетельствовать о том, что на ТКВ распространяется действие Водного кодекса, согласно которому водоемами считаются озера, пруды, обводненные карьеры, водохранилища (см. п. 3 части 2 ст. 5), относимые частью второй ст. 5 ВК к поверхностным водным объектам. Более того (это в явном виде не декларируется, но де-факто имеет место), эксплуатация ТКВ удовлетворяет условиям и требованиям обособленного водопользования (ч. 2, ст. 38 ВК), т. е. водопользования исключительно для государственных нужд без допуска к нему иных водопользователей, тем более частных лиц.

Часть первая ст. 8 ВК определяет право собственности Российской Федерации на водные объекты, за исключением случаев, установленных частью 2 той же статьи.

Согласно части 2 ст. 11 ВК водные объекты, находящиеся в федеральной собственности, предоставляются в пользование для обеспечения обороны страны и безопасности государства на основании решений о предоставлении водных объектов в пользование, если не предусмотрено иное.

Фактически ТКВ уже передан в обособленное водопользование ПО «Маяк», являющемуся правопреемником предприятий, которым ТКВ был передан для использования для производственных нужд решениями властных органов СССР в 1950-х годах.

Однако с учетом того, что документы СССР носили закрытый характер, было бы целесообразно обновить их по сути содержания в рамках новой нормативной правовой базы Российской Федерации — в первую очередь в отношении того, что ТКВ передан в обособленное водопользование на основании решения Правительства РФ.

Определение пунктов хранения радиоактивных веществ дано в ст. 3 федерального закона «Об использовании атомной энергии»: «...Пункты хранения ядерных материалов и радиоактивных веществ, хранилища радиоактивных отходов — не относящиеся к ядерным установкам и радиационным источникам стационарные объекты и сооружения, предназначенные для хранения ядерных материалов и радиоактивных веществ, хранения или захоронения радиоактивных отходов».

Отметим некоторый важный момент: в п. 2 ст. 5 технического регламента (ТР) «О безопасности Теченского каскада водоемов» речь идет именно о радиоактивных веществах (в соответствии с формулировкой закона «Об использовании атомной энергии»), а не о радиоактивных отходах. В настоящий момент жидкие радиоактивные отходы определяются СПORO-2002 как «не подлежащие дальнейшему использованию любые радиоактивные жидкости, растворы органических и неорганических веществ, пульпы и др.; жидкие отходы считаются радиоактивными, если в них удельная активность радионуклидов более чем в 10 раз превышает значения уровней вмешательства (УВ), приведенные в приложении П-2 НРБ-99». Во-первых, до 2010 г. должен произойти полный переход от действующей ныне системы технического регулирования (ГОСТов, СанПиНов и т. д.) к принципиально новой (двухуровневой системе нормативных документов: технических регламентов и добровольных стандартов), поэтому ссылаться на НРБ-99 и СПORO-2002 в настоящем ТР нежелательно. Во-вторых, употребление термина «радиоактивные вещества», а не «радиоактивные отходы» создает гораздо более широкие возможности и вариации по использованию положений и требований законодательства и подзаконных нормативных правовых актов без потери сути содержания положений и требований законодательства.

8.3.2. Условия безопасности ТКВ и процесса его эксплуатации

В соответствии со ст. 6 федерального закона «О техническом регулировании» технический регламент «О безопасности Теченского каскада водоемов» разрабатывается в целях установления обязательных для применения и исполнения требований по защите жизни и здоровья граждан, защите имущества физических или юридических лиц, государственного или муниципального имущества, а также по охране окружающей среды, жизни и здоровья животных и растений от воздействия неблагоприятных факторов, возникающих за счет наличия опасного природно-техногенного объекта — Теченского каскада водоемов и в процессе его эксплуатации.

В ст. 7 технического регламента приводятся условия безопасности ТКВ и процесса его эксплуатации (рис. 8.1). Разрабатываемый технический регламент не устанавливает требования по *обеспечению* безопасности, т. е. того, как и каким образом будет достигнуто выполнение требований безопасности, он фиксирует требования, при выполнении которых эта безопасность будет гарантированно соблюдаться.

8.3.3. Требования по безопасности промводоемов Теченского каскада водоемов

Основной объем исследований, необходимых для установления требований безопасности промводоемов ТКВ, выполнен специалистами центральной заводской лаборатории ПО «Маяк» под руководством доктора технических наук Ю. Г. Мокрова. Выполненный ими комплекс работ позволяет обосновать и определить нормативы по сбросу радиоактивных веществ в водоемы ТКВ, вошедшие в состав проекта ТР по безопасности ТКВ.

Сброс в ТКВ β - и γ -излучателей

При разработке и обосновании проекта поступления в водоемы ТКВ бета- и гамма-излучающих радионуклидов использовался подход, предполагающий, что поступление радионуклидов в водоемы не должно превышать их убыль за счет процесса естественного радиоактивного распада. Таким образом обеспечивается неувеличение во времени общего запаса бета- и гамма-излучающих радионуклидов в каждом водоеме, что согласуется с общей концепцией ТР, в соответствии с которой достигнутый уровень безопасности (в том числе радиационной) при эксплуатации ТКВ не должен уменьшаться.

В настоящее время в водоемах ТКВ суммарно накоплено 320 тыс. Ки активности, обусловленной содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs (табл. 8.1). С учетом этого устанавливается, что годовой допустимый сброс в ТКВ бета- и гамма-излучающих радионуклидов не должен превышать 220 Тбк (ст. 8, часть 1, п. 1 ТР ТКВ).

Таблица 8.1. Основные параметры водоемов ТКВ

Параметр	В-3	В-4	В-10	В-11	Всего
Год начала эксплуатации	1951	1949	1957	1964	
Площадь, км ²	0,75	1,3	18,4	45,3	65,75
Объем, млн м ³	0,75	4,0	78,9	240,7	324,3 5
Содержание активности в водоеме, тыс. Ки	15	5,0	260	40	320
Распределение активности, %:					
вода	1	10	10	25	
донные отложения	99	90	90	75	

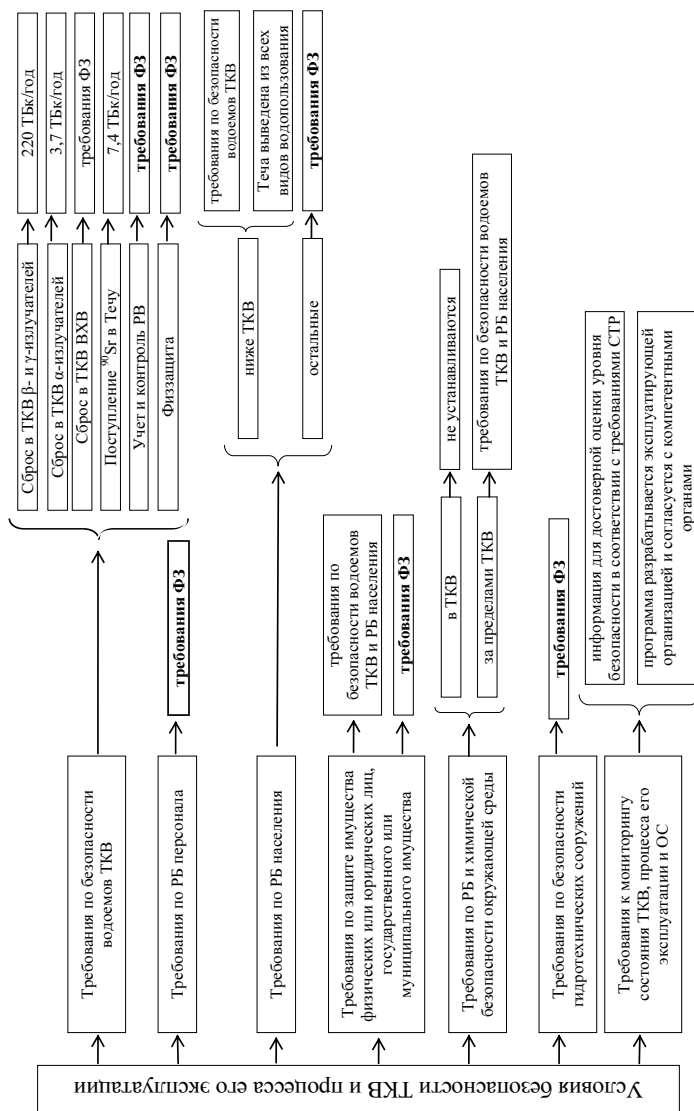


Рис. 8.1. Условия безопасности ТКВ и процесса его эксплуатации

Сброс в ТКВ α -излучателей

Основным критерием нормирования сбросов ЖРО, содержащих альфа-излучающие нуклиды, является неувеличение во времени среднегодовой концентрации всех рассматриваемых альфа-излучающих нуклидов (урана и техногенных радионуклидов — плутония, америция, кюрия; альфа-излучающие радионуклиды природного происхождения — радий, торий, ^{210}Po и др. — не рассматриваются) в воде каждого промводоема.

Чтобы обеспечить неувеличение удельной активности долгоживущих альфа-излучающих нуклидов в воде водоемов (в условиях продолжающихся сбросов в водоемы ТКВ радиоактивных веществ), необходимо создать условия, при которых вся поступающая в водоем «свежая» активность будет сорбироваться на «чистых» донных отложениях, образующихся в период производства сбросов.

Выбранный подход к нормированию сбросов радиоактивных веществ в водоемы ТКВ гарантирует неувеличение во времени удельной активности в воде и донных отложениях всех присутствующих в водоеме альфа-излучающих нуклидов. Соблюдение этих нормативов автоматически обеспечивает неухудшение условий ядерной безопасности при эксплуатации водоемов ТКВ, поскольку отсутствуют процессы, которые могли бы привести к локальному увеличению удельного содержания делящихся нуклидов до опасных значений.

Коэффициент распределения K_j^p равен отношению концентрации j -го радионуклида в твердой фазе (донные отложения) C_t к концентрации в жидкой фазе (вода водоема) $C_{\text{ж}}$ [8.5]:

$$K_j^p = \frac{C_t}{C_{\text{ж}}}. \quad (8.1)$$

Чтобы обеспечить неувеличение концентрации j -го радионуклида в воде водоема (в условиях продолжающихся сбросов в него ЖРО), необходимо создать условия, при которых вся поступающая в водоем активность будет сорбироваться на «свежих» донных отложениях, образующихся в период производства сбросов. Если допустить, что сброс ЖРО не приводит к существенному увеличению объема воды в водоеме и не сопровождается уменьшением значения коэффициента распределения, для соблюдения этого условия необходимо обеспечить выполнение соотношения

$$D_{ij} = C_{ij}^x V_i \leq C_{ij}^0 S_i h_i \rho_i K_j^p \quad (8.2)$$

или

$$C_{ij}^x \leq C_{ij}^0 S_i h_i \rho_i K_i^p / V_i. \quad (8.3)$$

Таким образом, чтобы оценить общее допустимое поступление j -го радионуклида в i -й водоем D_{ij} (Ки/год) или допустимой концентрации C_{ij}^x (Ки/м³), необходимо помимо общих морфологических и радиационных характеристик определить значения следующих параметров водоема:

- коэффициента распределения K_j^p ;
- скорости образования удельной плотности «свежих» донных отложений.

Выбор значений коэффициента распределения

К сожалению, данные о величинах коэффициента распределения для водных объектов, расположенных на территории России, практически не публиковались. Основной объем экспериментальных исследований по распределению плутония и других актиноидов между водой и донными отложениями был выполнен за рубежом, в основном в США [8.6].

Анализируя эти данные, а также принимая во внимания результаты работы [8.7] и учитывая значения коэффициентов распределения некоторых альфа-излучающих радионуклидов, полученных в 1997 г. в результате отбора и анализа проб воды и донных отложений на водоеме В-6 ПО «Маяк», можно сделать следующие выводы о минимальных (консервативная оценка) значениях коэффициентов распределения для промводоемов:

- для всех изотопов плутония и ^{241}Am — $1,0 \cdot 10^5$ л/кг;
- для всех изотопов урана — $5 \cdot 10^3$ л/кг;
- для $^{242}, ^{244}\text{Cm}$ — $5 \cdot 10^4$ л/кг.

Скорость образования донных отложений

Процесс образования осадков в водоемах-приемниках сточных вод — предмет чрезвычайно сложных научных и инженерно-технических исследований. На ПО «Маяк» подобные работы эпизодически проводились в ходе научных экспедиций, организованных силами Института минералогии Уральского отделения РАН (г. Миасс) [8.8] и Опытной научно-исследовательской станции ПО «Маяк» [8.9].

По имеющимся данным, толщина донных отложений в водоемах В-10 и В-11 составляет более 20 см. Учитывая срок образования этих водоемов, получаем среднее значение скорости образования донных отложений до 1 см/год. Эта величина примерно в два-три раза выше той, которая характерна для природных водоемов (0,3—0,5 см/год). Столь существенное отличие в скорости осадкообразования обусловлено, по-видимому, перемывом затопленных почв после заполнения водохранилищ и проведением работ по отсыпке земляных плотин (П-10 и П-11).

Перераспределение осадков и частиц, характерных для кор выветривания, связано с мощными течениями на дне водоемов, вызванными перемещением водных масс под напором ветра и противотечением по рельефу дна.

Весь материал донных осадков можно разделить на терригенный (наносный) и аутигенный (вновь образованный). Минеральная составляющая осадков в В-10 и В-11 большей частью является терригенной и представлена материалом разрушения местных метаморфических пород и кор выветривания, это кварц, полевые шпаты, хлорит, амфиболы, слюды, гранит, магнетит и др. Глинистая часть ила представлена иллитом, частично дикиитом и смешанно-слоистым монтмориллонитом. Вариации минерального состава терригенных осадков укладываются в вариации свойств породообразующих минералов на рассматриваемой территории.

Грубая фракция донных отложений характеризует наличие довольно мощных течений на дне водоема, а также движение ранее окатанного в водотоках материала (галечки) и неокатанного материала (остроугольные обломки пород и жильного кварца), попавшего в воду во время отсыпки и реконструкции плотин.

Аутигенная составляющая донных отложений косвенно характеризует состояние водной среды и физико-химические процессы, происходящие в промышленных водоемах. Аутигенный материал обильно представлен сапропелевыми отложениями и гумминовыми кислотами. В водоеме В-11 органической составляющей относительно больше, чем в В-10, где биологическая активность была много лет подавлена кислотными сбросами из В-4.

В водоеме В-11 наблюдается обогащение верхних слоев отложений по карбонату кальция. В нижних слоях отложений кальцит имеет форму спайного ромбоэдра, а в приповерхностных — скаленоидра. В поверхностном слое отложений зарегистрирована гаж — существенно карбонатный осадок. Кальцит облепляет кусочки гумминовой кислоты, терригенные частицы, стебли травы. Это свидетельствует о мощных процессах образования хемогенного кальцита в В-11 в течение всего срока его существования.

Иная картина наблюдается в В-10. Здесь в осадках кальцит практически не фиксируется. Галечки из верхних слоев донных отложений испещрены порами и кавернами, т. е. кальцит растворен. Некоторое количество CaCO_3 отмечено лишь в нижних слоях донных отложений, относящихся к ранним срокам эксплуатации В-10.

Такой характер распределения кальцита по толщине донных отложений полностью соответствует гидрохимической предыстории В-10. В период с 1981 по 1992 г. этот водоем имел слабокислую реакцию воды с рН от 4,0 до 6,0. В настоящее время рН воды в В-10 восстановлен ($\text{pH} > 7,0$), и можно ожидать начала процесса осаждения карбонатных пород на дне водоема.

На основании изложенного нами были приняты следующие консервативные (минимальные) оценки среднесуточной скорости образования донных отложений:

- в В-10 — 5 мм/год;

- в В-11 — 8 мм/год;
- в В-3 и В-4 — 5 мм/год.

Плотность донных отложений для всех промводоемов ПО «Маяк» принята равной 2,0 т/м³.

Оценка нуклидного состава загрязнения воды промводоемов

Ранее на ПО «Маяк» в силу ряда объективных обстоятельств (отсутствия необходимой чувствительной аппаратуры, методических трудностей альфа-спектрометрических измерений, недостаточного развития радиохимических методов выделения актиноидов в радиометрически чистом состоянии и т. п.) процедуры определения альфа-излучающих нуклидов в объектах окружающей среды, в частности в воде и донных отложениях, были затруднены и сводились к измерениям только суммарной альфа-активности. В связи с этим почти все ретроспективные данные по уровню загрязнения альфа-излучающими радионуклидами воды и донных отложений промводоемов представлены только суммарной альфа-активностью, и лишь с 1990-х годов, когда на ПО «Маяк» появились высокочувствительные альфа-спектрометры, стали выполняться анализы радионуклидного состава альфа-излучателей в воде и донных отложениях.

Тем не менее имеющиеся многолетние статистические данные об изменении содержания суммарной альфа-активности имеют высокую степень достоверности, что неоднократно подтверждались независимыми результатами измерений, выполняемыми различными российскими и зарубежными организациями. Эти данные характеризуются большой вариабельностью и немногочисленностью.

В табл. 8.2 приведены усредненные данные об относительном содержании различных техногенных альфа-излучающих нуклидов в воде промводоемов. Данные о содержании естественных радионуклидов (²³²Th, ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb и др.) в табл. 8.2 не вошли.

Таблица 8.2. Усредненные данные о содержании техногенных альфа-излучающих нуклидов в воде промводоемов, % суммарной альфа-активности

Водоем	²⁴⁴ Cm	²⁴¹ Am+ ²³⁸ Pu	²³⁹ Pu+ ²⁴⁰ Pu	²³⁴ U+ ²²⁶ Ra+ ²³⁷ Np	²³⁵ U	²³⁸ U
В-3	7,0	27	14	10	20	7,0
В-4	6,0	12	25	18	10	10
В-10	2,0	25	30	12	18	8,0
В-11	0,5	0,5	2,0	40	18	35

Расчет нормативов

Расчетные значения предельных норм сброса техногенных альфа-излучающих радионуклидов в промышленные водоемы ПО «Маяк» приведены

в табл. 8.3. Как уже отмечалось, соблюдение указанных норм гарантирует неувеличение концентрации каждого из рассмотренных радионуклидов в воде и донных отложениях.

Таблица 8.3. Данные для расчета предельно допустимого сброса альфа-излучающих радионуклидов в водоемы, Ки/год

Водоем	Концентрация суммарной альфа-активности в воде, Бк/л	Площадь дна водоема, км ²	Скорость образования донных отложений, мм/год	Предельно допустимый сброс, Ки/год						Суммарная альфа-активность, Ки
				²⁴⁴ Cm (КД = 5·10 ⁴)	²⁴¹ Am+ ²³⁸ Pu (КД = 1·10 ⁵)	^{239, 240} Pu (КД = 1·10 ⁵)	²³⁴ U+ ²²⁶ Ra+ ²³⁷ Np (КД = 5·10 ³)	²³⁵ U (КД = 5·10 ³)	²³⁸ U (КД = 5·10 ³)	
В-3	20	0,8	5	16,2	125	65	2,33	4,66	1,63	215
В-4	37	1,3	5	38,7	155	323	11,6	6,5	6,5	540
В-10	0,81	18	5	3,96	100	120	2,38	3,56	1,58	230
В-11	0,04	44	8	0,035	0,070	0,28	1,41	0,63	1,23	3,7

Поступление ⁹⁰Sr в реку Теча

В настоящее время существуют научно обоснованные методики расчета допустимых сбросов радиоактивных веществ в водные объекты при их различном хозяйственном использовании. Критерием установления ограничений на поступление радионуклидов в водный объект является доза облучения, полученная критической группой населения при использовании этого водного объекта. В зависимости от квоты предела дозы, выделяемой на различные виды водопользования (отметим, что НРБ-99 регламентируют радиационное качество воды лишь для случая питьевого водопользования), рассчитывается соответствующий предел поступления радиоактивных веществ в воду водного объекта.

Очевидно, подобная методика (от дозы к концентрации) неприменима для определения допустимого поступления радионуклидов в воду реки Теча, поскольку постановлением Совета Министров РСФСР № 857-96 от 26 июля 1958 г. она на всем своем протяжении выведена из всех видов водопользования. При всей четкости формулировки, не допускающей двоякого толкования, решение проблемы на формальном уровне оставило некоторые важные практические вопросы без ответа. Например, как быть с тем фактом, что Теча не является обособленной экосистемой, а функционирует как часть открытой гидрографической сети «Теча — Исеть — Тобол — Иртыш — Обь — Карское море»? Есть ли гарантия радиационной безопасности населения, пользующегося водными ресурсами реки Исеть и далее по этой цепочке? Более того, не все ясно и с самой Течей. На ее берегу находится не-

сколько населенных пунктов, самым проблематичным из которых является село Муслюмово. Формальный запрет на любые виды водопользования здесь часто нарушается, а культура населения в области обеспечения собственной (о прочей мы сейчас не говорим, хотя это тоже весьма существенный момент) радиационной безопасности остается на очень низком уровне.

В связи с этим необходимо разработать критерии оценки возможности поступления радиоактивных веществ в Течу и обосновать их.

Как уже отмечалось, Теча выведена из всех видов водопользования на всем протяжении, поэтому первый населенный пункт, жители которого используют водные ресурсы гидрографической сети, куда входит Теча (а следовательно, эти люди могут подвергаться опасности воздействия ионизирующего излучения за счет различных видов водопользования), находится на реке Исеть. Таким образом, первым формальным критерием, на который необходимо ориентироваться при установлении предела допустимых сбросов радиоактивных веществ в Течу, является ограничение на содержание ^{90}Sr (именно с этим нуклидом связаны основные радиозоологические проблемы, поскольку он практически не сорбируется взвесями и донными отложениями и в водной среде может мигрировать на значительные расстояния) в Исети. Логичной представляется ситуация, при которой воды Течи разбавлялись бы водами Исети в таком соотношении, чтобы содержание ^{90}Sr в Исети не превышало, например, значения 1 УВ. Это в большой степени условная величина, поскольку сама Исеть ниже впадения Течи выведена из хозяйственно-питьевого водопользования по причине загрязнения вредными химическими веществами и используется исключительно для технических целей и орошения (Исеть является приемником сточных вод промышленных предприятий Екатеринбург, Каменск-Уральского, Миасса и Челябинска), а радиоактивное загрязнение на этом фоне едва ли будет критическим с точки зрения воздействия на здоровье человека загрязняющих веществ различной природы. Однако, учитывая градус общественной напряженности во всем, что касается Течи, будем исходить все же из формальной величины 1 УВ.

При хроническом поступлении радионуклидов в речную воду верна оценка

$$A = CQ, \quad (8.4)$$

где A — интенсивность поступления радионуклидов в речную воду, Бк/год; C — концентрация радионуклида в речной воде, Бк/м³; Q — дебит реки, м³/год.

Средний годовой расход воды в Исеть $Q_{\text{Исеть}} = 2,2 \cdot 10^9$ м³/год, а уровень вмешательства для ^{90}Sr в соответствии с НРБ-99 составляет $5 \cdot 10^3$ Бк/м³. Консервативно полагая, что при поступлении радиоактивных веществ в воду Течи и Исети не происходит их сорбции донными отложениями, получаем следующую оценку на предел годового поступления радионуклидов в воду Течи:

$$A = 2,2 \cdot 10^9 \cdot 5 \cdot 10^3 = 1,1 \cdot 10^{13} \text{ Бк/год} \approx 300 \text{ Ки/год.}$$

Еще раз отметим, что при такой интенсивности сбросов доза на население, живущее на берегу Исети, *от питьевого водопользования* не превысит 0,1 мЗв/год. Это при том, что, как уже отмечалось, Исеть потеряла хозяйственно-питьевое значение из-за загрязнения вредными химическими веществами. Поскольку в настоящее время поступление активности (по ^{90}Sr) в Тече за счет сбросов ПО «Маяк» находится на уровне ниже 50—70 Ки/год, то о радиационном загрязнении Исети (в соответствии с критериями НРБ-99) вообще говорить не приходится.

При сбросе в Течу активности на уровне 300 Ки/год ($1,1 \cdot 10^{13}$ Бк/год) концентрация ^{90}Sr в створе реки в районе села Муслюмово составит

$$C_{\text{Мусл}} = \frac{1,1 \cdot 10^{13} \text{ Бк/год}}{170 \cdot 10^6 \text{ м}^3/\text{год}} = 6,5 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^3 = 13 \text{ УВ.}$$

Здесь учтено, что средний (с 1989 по 2005 гг.) объем годового стока Течи в селе Муслюмово составляет 170 млн м^3 .

Концентрация ^{90}Sr в Тече на уровне 13 УВ является неприемлемой (более того, незаконной), поскольку в соответствии с положением СПОР-2002 «жидкие отходы считаются радиоактивными, если в них удельная активность радионуклидов более чем в 10 раз превышает значения уровней вмешательства (УВ), приведенные в приложении П-2 НРБ-99», а по закону «Об охране окружающей среды» (ст. 51) «запрещается сброс отходов производства и потребления, в том числе радиоактивных отходов, в поверхностные и подземные водные объекты, на водосборные площади, в недра и на почву».

По-видимому, целесообразно (опять же с учетом того, что Теча выведена из всех видов водопользования) ограничить содержание ^{90}Sr в створе реки в районе села Муслюмово на уровне 10 УВ.

(Здесь необходимо сделать существенную оговорку. На самом деле вопрос о принятии или непринятии решения о возможности контролируемых сбросов радиоактивных веществ в Течу напрямую не имеет отношения к негативным последствиям для здоровья населения села Муслюмово. Исследования специалистов ПО «Маяк» и местных органов Минздрава России — Уральского научно-практического центра радиационной медицины, Южно-Уральского института биофизики, Челябинского областного и Озерского центров санэпиднадзора (ЦГСМ-71) — показали, что доза для жителей села Муслюмово на 90% и более формируется не за счет ^{90}Sr , поступающего из ТКВ, а за счет пребывания на пойменных участках реки, загрязненных ^{137}Cs . Однако, учитывая напряженную социальную обстановку в этом регионе, видится разумным в качестве «реперной точки» не превышения нормативов выбрать именно село Муслюмово.)

Итак, вторым критерием установления предела годового поступления радиоактивных веществ в Течу будет условие непревышения концентрации ^{90}Sr в воде Течи в районе села Муслюмово 10 УВ (по НРБ-99):

$$A = 170 \cdot 10^6 \cdot 5 \cdot 10^4 = 8,5 \cdot 10^{12} \text{ Бк/год} \approx 230 \text{ Ки/год.}$$

Таким образом, интенсивность поступления радиоактивных веществ в Течу на уровне 200 Ки/год обеспечивает (на фоне среднегодового за последние 15 лет расхода воды в Тече) непопадание в окружающую среду веществ, категорируемых как «радиоактивные отходы», а также заведомо обеспечивает радиационную безопасность населения, использующего реку Исеть как источник питьевого снабжения.

Важно отметить, что по сравнению с требованиями действующих федеральных норм и правил в ст. 8 ТР сформулированы требования только по ограничению годового поступления ^{90}Sr из ТКВ. Требования по установлению ограничений на содержание (концентрацию, удельную активность) в поступающих водах не устанавливаются.

Несмотря на то что поступление — это попадание за счет неуправляемых природных процессов радиоактивных и вредных химических веществ в водные объекты открытой гидрографической сети или ТКВ (см. ст. 3 ТР), в отношении ^{90}Sr вводится ограничение именно на поступление и, как следствие, необходимость контроля за поступлением и принятие мер по ограничению поступления ^{90}Sr в открытую гидросеть.

Важно также отметить, что вводится ограничение на поступление только по ^{90}Sr как критическому радионуклиду, определяющему радиационную ситуацию в водных объектах открытой гидрографической сети за счет его поступления и миграции в этой сети. При этом на основе имеющихся фактических данных предполагается, что соблюдение требований по ограничению поступления ^{90}Sr гарантирует благоприятную радиационную обстановку по иным радионуклидам, поступающим из ТКВ в открытую гидросеть.

Радиационная безопасность окружающей среды

До настоящего времени зафиксированное законом «Об охране окружающей среды» требование о необходимости установления критериев качества окружающей среды (в данном контексте — радиационного) не получило документального развития в соответствующих нормах и правилах, регламентирующих деятельность в области использования атомной энергии. Мировой опыт в этом отношении базируется на антропоцентрическом постулате МКРЗ («Публикация 60»): «Комиссия считает, что нормы контроля окружающей среды, необходимые для защиты человека в той мере, которая в данное время признается желательной, обеспечат безопасность и других биологических видов, хотя случайно их отдельным особям может быть причинен вред, но не до такой степени, которая представляла бы опасность для

всего вида или нарушала бы баланс между видами». Это принципиальная формулировка, эквивалентная часто употребляемому выражению «защищен человек — защищена биота». В связи с этим дополнительных требований по радиационной безопасности биоты за пределами ТКВ (кроме требований радиационной безопасности человека) не устанавливается. Покажем, что при выполнении ограничений на поступление ^{90}Sr в Течу безопасность объектов окружающей среды за пределами ТКВ будет гарантирована.

Доза на входящие в пищевые цепи живые компоненты водной среды, формируемая за счет присутствия в воде водного объекта радиоактивных веществ, определяется выражением

$$D_p = \sum_i C_i \omega_i, \quad (8.5)$$

где C_i — удельная активность i -го радионуклида в воде, Бк/кг; ω_i — дозовый коэффициент в условиях лучевого равновесия, дающего максимальные значения дозы, Гр·кг/Бк.

При содержании ^{90}Sr в воде Течи на уровне 10 УВ (50 Бк/кг) доза на водный биообъект (например, на рыбу) в условиях стронций-иттриевого равновесия составит 17 мГр/год.

В работах [8.10; 8.11] антропоцентрический постулат радиационной безопасности модифицируется. Возьмем виртуальную экосистему, в которой реализуются наихудшие варианты рассеяния и накопления радиоактивных веществ, и докажем радиационную безопасность наиболее уязвимых ее компонентов.

Рассмотрим некоторую гомоподобную популяцию, стоящую на вершине пищевой пирамиды. Ею может быть популяция определенного вида семейства ластоногих. Естественно, что эти водные млекопитающие могут присутствовать и в реальных экосистемах. В качестве конкретного вида — байкальская нерпа (*Pusa sibirica* Gmel.), относящаяся к семейству настоящих тюленей (*Phocidae*), роду *Pusa* (см. подраздел 4.4). Доза на нерпу будет определяться выражением

$$P = \varepsilon m_p K_H C, \quad (8.6)$$

где ε — дозовый коэффициент при внутреннем поступлении радионуклида, Зв/Бк (для ^{90}Sr — $8 \cdot 10^{-8}$); m_p — годовое потребление рыбы (3,5 кг/год), K_H — коэффициент накопления радионуклида в рыбе, м³/кг (для ^{90}Sr — 60).

При таких условиях доза на нерпу составит 220 мЗв/год. Учитывая, что обоснованный уровень допустимого радиационного воздействия на все виды биоты по крайней мере не ниже 400 мГр/год, условие радиационной безопасности биообъектов за пределами ТКВ при выполнении требований радиационной безопасности человека соблюдается.

Отсутствие в проекте технического регламента норматива качества абиотических и биотических компонентов самого ТКВ обусловлено тем, что:

- цель ТР — не защита ТКВ и обитающей в нем биоты, а защита населения и окружающей среды от воздействия ТКВ;
- ТКВ изначально не создавался как природный объект и не имел устойчивых свойств природного объекта (видового растительного и животного состава, химизма воды и т. д.).

В связи с этим попытки его реабилитации как объекта окружающей среды неоправданны с точки зрения экономических факторов, более того — нереальны.

8.4. Проект технического регламента «О безопасности Теченского каскада водоемов»

Глава 1. Общие положения

Статья 1. Цель технического регламента

Целью настоящего технического регламента является установление обязательных для применения и исполнения требований по защите жизни и здоровья граждан, защите имущества физических или юридических лиц, государственного или муниципального имущества, а также по охране окружающей среды, жизни и здоровья животных и растений от воздействия неблагоприятных факторов, возникающих за счет наличия опасного природно-техногенного объекта — Теченского каскада водоемов и в процессе его эксплуатации.

Статья 2. Область применения технического регламента

1. Объектами технического регулирования настоящего технического регламента являются Теченский каскад водоемов и процесс его эксплуатации.
2. Настоящий технический регламент устанавливает требования безопасности, предъявляемые к Теченскому каскаду водоемов и процессу его эксплуатации.

Статья 3. Термины и определения

Для целей настоящего технического регламента используются следующие основные понятия:

безопасность гидротехнических сооружений — свойство гидротехнических сооружений, позволяющее обеспечивать защиту жизни, здоровья и законных интересов людей, окружающей среды и хозяйственных объектов;

водный объект — природный или искусственный водоем, водоток либо иной объект, постоянное или временное сосредоточение вод в котором имеет характерные формы и признаки водного режима;

компоненты природной среды — земля, недра, почвы, поверхностные и подземные воды, атмосферный воздух, растительный, животный мир и иные организмы, а также озоновый слой атмосферы и околоземное космическое пространство, обеспечивающие в совокупности благоприятные условия для существования жизни на Земле;

мониторинг ТКВ — система наблюдения, оценки и прогноза состояния Теченского каскада водоемов;

мониторинг окружающей среды — система наблюдения, оценки и прогноза состояния окружающей среды;

окружающая среда — совокупность компонентов природной среды, природных и природно-антропогенных объектов, а также антропогенных объектов;

подпитка — организованное, управляемое и контролируемое попадание воды в Теченский каскад водоемов с целью обеспечения требуемых уровней воды в водоемах;

поступление — попадание за счет неуправляемых природных процессов (фильтрационные потери воды, поверхностный сток, процессы миграции и др.) радиоактивных и вредных химических веществ в водные объекты открытой гидрографической сети или ТКВ;

предупреждение чрезвычайных ситуаций — комплекс мероприятий, проводимых заблаговременно и направленных на максимально возможное уменьшение риска возникновения чрезвычайных ситуаций, а также на сохранение здоровья людей, снижение размеров ущерба окружающей природной среде и материальных потерь в случае их возникновения;

радиационная безопасность населения — состояние защищенности настоящего и будущего поколений людей от вредного для их здоровья воздействия ионизирующего излучения;

радиоактивные вещества — вещества в любом агрегатном состоянии, содержащие радионуклиды с активностью, на которые распространяются требования федерального законодательства и технических регламентов в области обеспечения радиационной безопасности;

санитарно-защитная зона — территория вокруг источника ионизирующего излучения, на которой уровень облучения людей в условиях нормальной эксплуатации данного источника может превысить установленный предел дозы облучения населения;

сброс — организованное, управляемое и контролируемое попадание радиоактивных и вредных химических веществ в водные объекты открытой гидрографической сети или Теченский каскад водоемов;

чрезвычайная ситуация — обстановка на определенной территории, сложившаяся в результате аварии, опасного природного явления, катастрофы, стихийного или иного бедствия, которые могут повлечь или повлекли за

собой человеческие жертвы, ущерб здоровью людей или окружающей природной среде, значительные материальные потери и нарушение условий жизнедеятельности людей;

эксплуатация Теченского каскада водоемов — деятельность, направленная на прием и безопасное хранение радиоактивных и вредных химических веществ, осуществляемая в соответствии с требованиями настоящего технического регламента.

Описание состава Теченского каскада водоемов приведено в Приложении 1 к настоящему техническому регламенту.

Статья 4. Законодательство Российской Федерации в области действия данного технического регламента

1. К отношениям, связанным с Теченским каскадом водоемов и процессом его эксплуатации, не урегулированным настоящим техническим регламентом, применяются нормы водного и природоохранного законодательства, а также законодательства о безопасности гидротехнических сооружений, о радиационной безопасности населения и об использовании атомной энергии.

2. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии применяются к Теченскому каскаду водоемов и процессу его эксплуатации постольку, поскольку они не противоречат настоящему техническому регламенту.

Глава 2. Требования безопасности Теченского каскада водоемов и его эксплуатации

Статья 5. Статус Теченского каскада водоемов

1. Теченский каскад водоемов находится в федеральной собственности и используется эксплуатирующей организацией, деятельность которой связана с обеспечением обороны страны и безопасности государства и (или) производством электрической энергии.

2. Теченский каскад водоемов является пунктом приема и хранения радиоактивных и вредных химических веществ, промышленных и бытовых сбросов.

Статья 6. Эксплуатация Теченского каскада водоемов

1. Эксплуатация Теченского каскада водоемов включает в себя:

1) прием и хранение в водоемах Теченского каскада водоемов радиоактивных и вредных химических веществ. Решение о прекращении сбросов и о сроках хранения радиоактивных и вредных химических веществ в Теченском каскаде водоемов принимается Правительством Российской Федерации;

2) использование воды Теченского каскада водоемов для технического водоснабжения;

- 3) деятельность по регулированию водного баланса водоемов Теченского каскада водоемов, включая подпитку Теченского каскада водоемов;
 - 4) использование правобережного и левобережного обводных каналов для пропуска вод реки Мишеляк и Иртяшко-Каслинской водной системы, приема поверхностно-склонового и грунтового стока с водосборной территории Теченского каскада водоемов, приема хозяйственно-бытовых и промышленных стоков в соответствии с водным законодательством, приема избыточных вод озера Бердениш, приема воды, извлекаемой для водопонижения подземных горизонтов, а также для нужд технического водоснабжения;
 - 5) деятельность по обеспечению безопасной эксплуатации гидротехнических сооружений;
 - 6) мониторинг состояния Теченского каскада водоемов и объектов окружающей среды в зоне его влияния.
2. На водоемах Теченского каскада водоемов запрещены иные виды деятельности, не связанные с деятельностью, предусмотренной частью 1 настоящей статьи.
3. По истечении срока хранения радиоактивных и вредных химических веществ в установленном порядке осуществляется перевод Теченского каскада водоемов в безопасное для населения и окружающей среды состояние на основе проекта и соответствующего обоснования безопасности.

Статья 7. Условия обеспечения безопасности Теченского каскада водоемов и безопасной эксплуатации Теченского каскада водоемов

Условиями обеспечения безопасности Теченского каскада водоемов и безопасной эксплуатации Теченского каскада водоемов является соблюдение:

- 1) требований по безопасности водоемов Теченского каскада водоемов;
- 2) требований по радиационной безопасности работников, эксплуатирующих Теченский каскад водоемов;
- 3) требований по радиационной безопасности населения;
- 4) требований по радиационной и химической безопасности окружающей среды, жизни и здоровья животных и растений;
- 5) требований по защите имущества физических или юридических лиц, государственного или муниципального имущества;
- 6) требований по безопасности гидротехнических сооружений Теченского каскада водоемов;
- 7) требований по мониторингу состояния Теченского каскада водоемов, процесса его эксплуатации и окружающей среды.

Статья 8. Требования по безопасности водоемов Теченского каскада водоемов

1. В водоемы Теченского каскада водоемов разрешается годовой сброс радиоактивных и вредных химических веществ на уровне:

1) для бета- и гамма-излучающих радионуклидов — не выше значения активности, убывающей в течение года за счет естественного распада накопленных в водоемах Теченского каскада водоемов радионуклидов, — 220 ТБк;

2) для трансурановых альфа-излучающих радионуклидов — не выше значения 3,7 ТБк;

3) для вредных химических веществ — максимальное значение массы сбросов каждого вещества в открытую гидрографическую сеть (в створе ближайших населенных пунктов), обусловленное поступлением этого вещества из Теченского каскада водоемов, не выше значений, установленных действующими нормативными правовыми актами Российской Федерации для водных объектов питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения.

2. Общее годовое поступление стронция-90 из Теченского каскада водоемов в реку Теча ограничивается значением 7,4 ТБк.

3. Учет и контроль радиоактивных веществ, сбрасываемых и накапливаемых в Теченском каскаде водоемов, а также поступающих из Теченского каскада водоемов в открытую гидрографическую сеть, должны отвечать требованиям по учету и контролю радиоактивных веществ на радиационно опасных объектах в соответствии с требованиями федерального законодательства и иных нормативных правовых актов, действующих в данной области.

4. Физическая защита Теченского каскада водоемов должна отвечать требованиям, предъявляемым к физической защите радиационно-опасных объектов в соответствии с требованиями федерального законодательства и иными нормативными правовыми актами, действующими в этой области.

5. По периметру водоемов Теченского каскада водоемов должны быть расставлены знаки радиационной опасности и указания по запрету пребывания на данной территории и лова рыбы.

Статья 9. Требования по радиационной безопасности работников, эксплуатирующих Теченский каскад водоемов

На работников, занятых деятельностью по эксплуатации Теченского каскада водоемов, распространяются требования федерального законодательства и иных нормативных правовых актов Российской Федерации.

Статья 10. Требования по радиационной безопасности населения

1. Река Теча выведена из всех видов водопользования на всем ее протяжении, включая все виды хозяйственного использования ее поймы.

2. Безопасность населения, проживающего в населенных пунктах, расположенных ниже Теченского каскада водоемов, обеспечивается выполнением требований статьи 8.

3. Безопасность населения, проживающего в других населенных пунктах, подверженных потенциальному влиянию Теченского каскада водоемов, обеспечивается в соответствии с требованиями федерального законодательства.

Статья 11. Требования по радиационной и химической безопасности окружающей среды, жизни и здоровья растений и животных

1. Требования по радиационной безопасности объектов окружающей среды Теченского каскада водоемов, а также жизни и здоровья растений и животных, обитающих в Теченском каскаде водоемов, не устанавливаются.

2. Требования по химической безопасности объектов окружающей среды Теченского каскада водоемов, а также жизни и здоровья растений и животных, обитающих в Теченском каскаде водоемов, не устанавливаются.

3. Радиационная и химическая безопасность окружающей среды, а также жизни и здоровья растений и животных за пределами Теченского каскада водоемов обеспечивается выполнением требований статей 8 и 10 настоящего технического регламента.

Статья 12. Требования по защите имущества физических или юридических лиц, государственного и муниципального имущества

Защита имущества физических и юридических лиц, государственного и муниципального имущества от радиационного воздействия обеспечивается выполнением требований настоящего технического регламента в соответствии с положениями статей 8 и 10 настоящего технического регламента, а также выполнением требований иных нормативных правовых актов.

Статья 13. Требования по безопасности гидротехнических сооружений Теченского каскада водоемов

Требования по безопасности гидротехнических сооружений Теченского каскада водоемов определяются нормативными правовыми актами Российской Федерации в области безопасности гидротехнических сооружений.

Статья 14. Требования к мониторингу состояния Теченского каскада водоемов, процесса его эксплуатации и окружающей среды

1. Мониторинг состояния Теченского каскада водоемов, процесса его эксплуатации и окружающей среды должен обеспечивать получение необходимой информации для достоверной оценки соответствия уровня безопасности Теченского каскада водоемов, процесса его эксплуатации и окружающей среды требованиям настоящего технического регламента.

2. Программа мониторинга разрабатывается организацией, эксплуатирующей Теченский каскад водоемов, согласуется с органами государственного контроля и надзора в области использования атомной энергии, государственными органами по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды и утверждается руководителем организации, эксплуатирующей Теченский каскад водоемов.

Глава 3. Требования безопасности в условиях чрезвычайной ситуации

Статья 15. Регламентируемый перечень чрезвычайных ситуаций на Теченском каскаде водоемов

К чрезвычайным ситуациям на Теченском каскаде водоемов относятся:

- 1) разрушение плотины П-11 водоема В-11;
- 2) прохождение смерча через акваторию Теченского каскада водоемов с выносом в окружающую среду воды и загрязненных донных отложений.

Статья 16. Условия обеспечения безопасности работников, населения и окружающей среды при возникновении чрезвычайных ситуаций

Условиями обеспечения безопасности работников, населения и окружающей среды при возникновении чрезвычайных ситуаций является соблюдение:

- 1) требований по предупреждению возникновения чрезвычайных ситуаций;
- 2) требований по готовности к действиям в условиях чрезвычайных ситуаций;
- 3) требований по оповещению о возникновении на Теченском каскаде водоемов чрезвычайной ситуации.

Статья 17. Требования по предупреждению возникновения чрезвычайных ситуаций

1. Предотвращение разрушения плотины П-11 и других гидротехнических сооружений Теченского каскада водоемов обеспечивается соблюдением и выполнением требований по техническому контролю ее состояния и своевременной реализацией соответствующих практических мероприятий по поддержанию гидротехнических сооружений в безопасном состоянии. Требования по техническому контролю безопасности гидротехнических сооружений Теченского каскада водоемов определяются требованиями федерального законодательства и иными нормативными правовыми актами в области безопасности гидротехнических сооружений.

2. В случае повышения уровня воды выше максимального проектного уровня водоема В-11 допускается организация контролируемого сброса загрязненных вод из водоема В-11 через левобережный обводной канал в

реку Теча в пределах ограничений на сброс в соответствии с частью 2 статьи 8 настоящего технического регламента.

3. В случае повышения уровня воды в водоеме В-11 до уровня аварийного сброса — сброс осуществляется самотеком через водовыпуски аварийного сброса. При этом суммарный объем сброса и поступления стронция-90 из Теченского каскада водоемов в реку Теча за текущий и четыре последующих года не должен превышать значения 37 ТБк.

Статья 18. Требования по готовности к действиям в условиях чрезвычайных ситуаций на Теченском каскаде водоемов

Требования по готовности к действиям в условиях чрезвычайных ситуаций на Теченском каскаде водоемов устанавливаются в соответствии с требованиями федерального законодательства и иных нормативных правовых актов, действующих в данной области.

Статья 19. Требования по оповещению администрации субъекта Российской Федерации территории расположения Теченского каскада водоемов и населения при возникновении чрезвычайной ситуации

Требования по оповещению администрации субъекта Российской Федерации территории расположения Теченского каскада водоемов и населения при возникновении чрезвычайной ситуации устанавливаются в соответствии с требованиями федерального законодательства и иных нормативных правовых актов, действующих в области создания локальных и территориальных систем оповещения.

Глава 4. Оценка соответствия

Статья 20. Цели подтверждения соответствия

Подтверждение соответствия осуществляется в целях удостоверения соответствия текущего уровня безопасности Теченского каскада водоемов и процесса его эксплуатации требованиям настоящего технического регламента.

Статья 21. Форма подтверждения соответствия

Оценка соответствия осуществляется в форме государственного санитарно-эпидемиологического контроля и надзора, контроля и надзора за технической безопасностью, контроля и надзора за соблюдением природоохранных и водоохранных требований по безопасности Теченского каскада водоемов и процесса его эксплуатации.

Статья 22. Государственный контроль и надзор за соблюдением требований технического регламента

1. Государственный контроль и надзор за соблюдением требований настоящего технического регламента осуществляется федеральными органами

исполнительной власти, уполномоченными на проведение государственного контроля и надзора в соответствии с законодательством и иными нормативными правовыми актами Российской Федерации.

2. Государственный контроль и надзор за соблюдением требований настоящего технического регламента осуществляется должностными лицами органов государственного контроля в порядке, установленном законодательством и иными нормативными правовыми актами Российской Федерации.

3. При осуществлении мероприятий по государственному контролю и надзору за соблюдением требований настоящего технического регламента используются правила и методы исследований (испытаний) и измерений, установленные в федеральных законах «О техническом регулировании» и «Об обеспечении единства измерений».

Глава 5. Заключительные и переходные положения

Статья 23. Переходные положения

1. С момента введения в действие настоящего технического регламента нормативные правовые акты, действующие на территории Российской Федерации, до приведения их в соответствие с настоящим техническим регламентом подлежат обязательному исполнению только в части, не противоречащей настоящему техническому регламенту.

2. Документы, подтверждающие соответствие и принятые до вступления в силу настоящего технического регламента, считаются действительными до окончания срока, установленного в них.

Статья 24. Приведение нормативных правовых актов в соответствие с настоящим техническим регламентом

1. Со дня вступления в силу настоящего технического регламента признать утратившими силу:

1) Требования к обеспечению санитарно-эпидемиологической безопасности при эксплуатации промышленных водоемов ПО «Маяк» СП 2.6.1.70-04 ДСП (в части, касающейся Теченского каскада водоемов).

2. Со дня вступления в силу настоящего технического регламента и до приведения в соответствие с настоящим техническим регламентом других федеральных законов и иных нормативных правовых актов Российской Федерации, регулирующих отношения в области использования атомной энергии, указанные законы и иные нормативные правовые акты применяются в части, не противоречащей настоящему техническому регламенту.

Статья 25. Вступление в силу настоящего технического регламента

Настоящий технический регламент вступает в силу по истечении шести месяцев со дня его официального опубликования.

Приложение 1

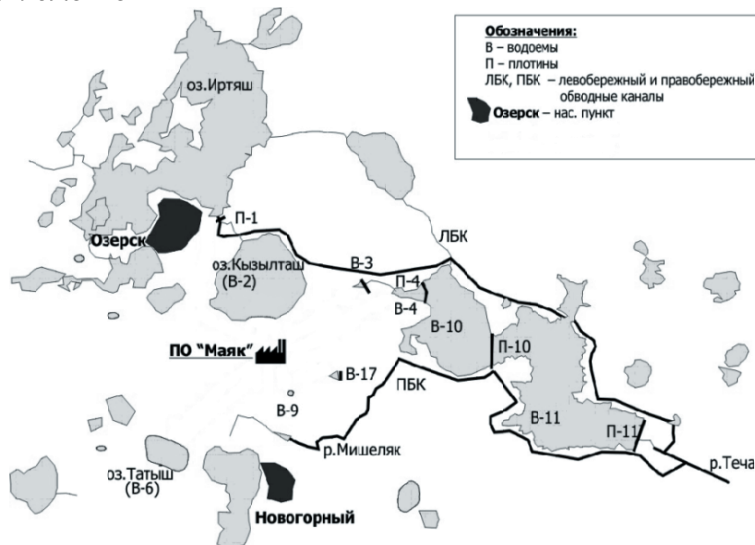


Схема Теченского каскада водоемов

Теченский каскад водоемов — совокупность объектов, включающая в себя водоемы (В-3, В-4, В-10, В-11), их гидротехнические сооружения; правобережный и левобережный обводные каналы, расположенные в границах санитарно-защитной зоны организации, эксплуатирующей Теченский каскад водоемов (схема Теченского каскада водоемов представлена на рисунке);

- гидротехнические сооружения Теченского каскада водоемов — гидроузел № 3 (плотина П-3 из грунтовых материалов и водосброс), гидроузел № 4 (плотина П-4 из грунтовых материалов и водосброс), гидроузел № 10 (плотина П-10 из грунтовых материалов, аварийный и рабочий трубчатый водосбросы), гидроузел № 11 (плотина П-11 из грунтовых материалов, аварийный водосброс, дренажные траншеи в нижнем бьефе и насосная станция);
- левобережный обводной канал — защита водоемов В-3, В-4, В-10, В-11 от стока поверхностных вод, также используется для пропуска паводковых расходов из озера Иртыш и вышележащей водной системы и сбросов хозяйственно-бытовых городских вод;
- правобережный обводной канал — защита водоемов В-3, В-4, В-10, В-11 от стока поверхностных вод, также используется для отвода паводковых вод реки Мишеляк, хозяйственно-бытовых сбросов и сбросов Аргаяшской ТЭЦ.

Литература

- 8.1. Тимофеева-Ресовская Е. А., Агафонов Б. М., Тимофеев-Ресовский Н. В. О почвенно-биологической дезактивации воды // Сборник работ лаборатории биофизики. — Свердловск, 1960. — С. 35—48. — (Труды / Ин-т биологии АН СССР; Т. 3, вып. 13).
- 8.2. Анализ безопасности Теченского каскада водоемов: Отчет ФЭБЭ. — М., 2002.
- 8.3. Вишневский Ю. Г., Ирюшкин В. М., Кислов А. И. и др. О регулировании безопасности при обращении с жидкими радиоактивными отходами, накопленными в водоемах-хранилищах ПО «МАЯК», Сибирского химического комбината и Горно-химического комбината // Вестник Госатомнадзора России. — 2002. — № 3, 4 (22, 23) (<http://www.gan.ru>).
- 8.4. Кислов А., Ирюшкин В., Шарафутдинов Р. и др. Регулирование безопасности в водоемах-хранилищах: Тезисы доклада на 13-й Ежегодной научно-технической конференции Ядерного общества России // Ядер. общество. — 2002. — № 4—5. — С. 22—24 (<http://nuclearwaste.report.ru>).
- 8.5. Марей А. Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. — М.: Атомиздат, 1976.
- 8.6. Wahlgren M. A., Orlandini K. A. Comparison of the Geochemical Behavior of Plutonium, Thorium and Uranium in Selected North American Lakes // Environmental Migration of Long-Lived Radionuclides: Proc. Int. Symp. Mygrat. Terr. Environ. Long-Lived Radionuclides (Knoxville, 27—31 July, 1981). — Vienna: IAEA, 1982. — P. 757—774.
- 8.7. Водно-экологические исследования промышленных водоемов Теченского каскада и верификация биохимической модели: Отчет / Науч.-координац. центр «Каспий» РАН. — Инв. ПО «Маяк» Ц/Л-4813. — М., 1993.
- 8.8. Попов В. А., Смирнов А. Б. и др. Результаты фазово-минералогического анализа донных отложений водоемов № 10 и 11 на р. Теча в районе Челябинска-65: Отчет о НИР / УрО РАН. — Миасс, 1992.
- 8.9. Смагин А. И. Радиоэкология экосистем промышленных водоемов на Южном Урале: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — М., 1994.
- 8.10. Казаков С. В., Линге И. И. О подходах к радиационной защите окружающей среды // Инженер. экология. — 2004. — № 6.
- 8.11. Казаков С. В., Линге И. И. О гигиеническом и экологическом подходах в радиационной защите // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2004. — Т. 44. — № 4.
- 8.12. Аблазов Б. Г., Антитин Е. Б., Баранов И. В. и др. Обоснование и разработка требований безопасности для Теченского каскада водоемов ФГУП «ПО «Маяк»». — М., 2007. — 37 с. — (Препринт / ИБРАЭ; № ИБРАЭ-2007-06).

Заключение

Основной результат представленных в монографии исследований заключается в построении системного подхода к обеспечению радиационной безопасности человека и окружающей среды при использовании этих водных объектов, а также вытекающих из него методов оценки радиационного качества водных объектов.

При решении задач такого уровня масштабности и сложности необходимо выходить за рамки сугубо технического понимания проблемы (методические несовершенства измерительных методик, значительная вариабельность коэффициентов и т. п.) и начинать анализ с обсуждения основополагающих концепций современного естествознания в отношении обеспечения безопасности человека и окружающей среды в целом. Рассматривая антропоцентрический, биоцентрический и экосистемный подходы, анализируя и суммируя их преимущества и недостатки в поиске фундаментального основания решения проблем радиационной безопасности, мы пришли к принципиальному тезису о необходимости перехода к более общему биосферному подходу, позволяющему привести к единому знаменателю принципы, закладываемые в основу каждой из, казалось бы, взаимоисключающих точек зрения по обеспечению радиационной безопасности человека и окружающей среды. Характерно, что речь идет не о смене основной парадигмы радиационной безопасности (это естественным образом повлекло бы за собой необходимость разрешения чрезвычайно сложных научных и организационных проблем), а о новой трактовке и интерпретации с более общих позиций существующей парадигмы. Это, конечно, не отменяет существования новых проблем и необходимости их решения, однако перенаправляет усилия научного сообщества в русло развития фактически существующих представлений и уже действующих методических разработок.

Непосредственно (хотя и не очевидно) вытекающий из этого факт — необходимость учета комплексного водопользования (реального или виртуального) при регламентировании радиационного качества водного объекта. В монографии разработана принципиальная модель оценки радиационного качества водного объекта на основе сложных закономерностей миграции радиоактивных веществ в биотических и абиотических компонентах водоема. Важно, что конечный результат этой оценки — индекс радиоактивного загрязнения воды — абсолютно прозрачен и прост для понимания даже для неспециалистов в области радиозкологии. В этом видится перспективный путь развития экспертных радиозкологических оценок — различные характеристики объектов, являющихся составляю-

щими частями более сложной структуры, должны сворачиваться в минимальный набор конечных показателей, которые не представляют трудностей для интерпретации. Разумеется, «начинка» этой экспертной системы должна максимально детально и адекватно описывать явления внутри системы. Подчеркнем еще раз: речь идет не о перестройке, а об уточнении (пусть и существенном) действующей системы регламентирования в области воздействия ионизирующего излучения.

Таким образом, в логике изложения материала мы попытались следовать естественным стадиям развития общей идеи: стратегическая миссия (замысел) — цель — набор задач — теоретические модели. Разработанные модели миграции радионуклидов в водных объектах, описывающие гидрологический перенос и весь «жизненный цикл» радиоактивных веществ в водной среде, позволяют производить расчет допустимых разовых и годовых поступлений и сбросов радионуклидов в водные объекты. При этом модель применима не только для целей нормирования поступлений и сбросов радиоактивных веществ в водные объекты, но и для организации более гибкого динамического управления поступлениями и сбросами в качестве элемента системы управления радиационной обстановкой в водоемах.

Особое внимание в работе уделяется методам оценки радиационного состояния водных объектов, в силу разных причин не подпадающих под систему как действующих гигиенических, так и разрабатываемых экологических критериев нормирования. Задача регулирования радиационной безопасности водных объектов «ядерного наследия», которые до сих пор являются источниками высокого радиационного риска, едва ли имеет решение в общем виде вследствие уникальных условий формирования радиоэкологических проблем (разных демографических, санитарно-эпидемиологических, геологических, гидрологических условий регионов), а также различного объема имеющихся данных, необходимых для проведения ретроспективных оценок радиационного состояния людей и объектов окружающей среды, находившихся в зоне неблагоприятных условий, и понимания текущего положения дел. В качестве примера, демонстрирующего особенности регулирования радиационной безопасности водных объектов «ядерного наследия», рассмотрено решение задачи об обеспечении безопасности Теченского каскада водоемов, которые были загрязнены в 1949—1956 гг. в результате деятельности первенца отечественной атомной индустрии — комбината «Маяк».

Научное издание

*Казаков Сергей Викторович,
Уткин Сергей Сергеевич*

ПОДХОДЫ И ПРИНЦИПЫ РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Под редакцией доктора технических наук И. И. Линге

*Утверждено к печати Ученым советом
Института проблем безопасного развития атомной энергетики
Российской академии наук*

Редактор А. И. Иоффе

Издательство «Наука»
117997, Москва, Профсоюзная ул., 90

Зав. редакцией Г. И. Чертова

Оригинал-макет подготовлен издательством ООО «Комтехпринт»
Списки литературы и иллюстрации приведены в авторской редакции

Сдано в набор 10 ноября 2008 г. Подписано в печать 8 декабря 2008 г.

Формат 60 x 90 $\frac{1}{16}$. Бумага офсетная 80 г/м².

Печать офсетная. Гарнитура «Оффicina Санс».

Усл. печ. л. 22,5. Уч.-изд. л. 22,5. Тираж 500. Заказ 18381.

Заказное

Отпечатано с готовых диапозитивов типографией ООО «Инфолио-Принт»