

Серия
«Высшее образование»

РАДИОЭКОЛОГИЯ

Учебник для вузов

Допущено Министерством образования и науки РФ в качестве
учебного пособия для студентов высших учебных заведений,
обучающихся по естественно-научным специальностям

Ростов-на-Дону
«Феникс»
2013

УДК 504(075.8)
ББК 28.080.1я73
КТК 170
Р15

Рецензенты:

Цветянский А. Л., профессор кафедры общей физики Южного федерального университета, доктор физико-математических наук;

Хоконов М. Х., заведующий кафедрой теоретической физики Кабардино-Балкарского государственного университета им. Х. М. Бербекова, доктор физико-математических наук

Авторский коллектив:

Давыдов М. Г., Бураева Е. А., Зорина Л. В., Мальшевский В. С., Стасов В. В.

Р15 Радиоэкология: учебник для вузов / М. Г. Давыдов [и др.]. — Ростов н/Д : Феникс, 2013. — 635 с.: ил. — (Высшее образование).

ISBN 978-5-222-20288-3

В книге изложены основные разделы современной радиоэкологии. Объем, содержание и характер изложения материала соответствуют уровню общетеоретической вузовской подготовки на естественных факультетах. Особый акцент сделан на достаточно подробное изложение разделов, посвященных ядерно-физическим основам этой дисциплины. В отличие от широко распространенных книг, учебников и справочников по радиационной безопасности и радиационной гигиене, в центре внимания которых исключительно человек, в настоящем курсе особое внимание уделено свойствам и поведению радионуклидов в литосфере, атмосфере, гидросфере и биосфере.

Учебник предназначен для студентов высших учебных заведений физического, биологического, географического, геологического и сельскохозяйственного профилей.

ISBN 978-5-222-20288-3

УДК 504(075.8)
ББК 28.080.1я73

© Коллектив авторов, 2013
© Оформление: ООО «Феникс», 2013

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие	6
Введение	8
Глава 1. Свойства ядер и ионизирующих излучений	13
Введение	13
1.1. Масса и энергия ядра. Единицы измерения	14
1.2. Энергия связи ядра. Устойчивость ядра	15
1.3. Радиоактивность. Общие сведения	17
1.4. α -распад	26
1.5. β -распад	40
1.6. γ -излучение ядер	46
1.7. Ядерная изомерия	52
1.8. Деление ядер	58
Глава 2. Взаимодействие частиц и гамма-излучения с веществом. Основы дозиметрии излучения	82
2.1. Основные характеристики ионизирующих излучений	82
2.2. Взаимодействие заряженных частиц со средой	87
2.3. Взаимодействие нейтронов с веществом	92
2.4. Взаимодействие фотонного излучения с веществом	95
2.5. Поглощенная доза и керма	105
2.6. Относительная биологическая эффективность и коэффициент качества излучения.	113
2.7. Эквивалентная доза.	116
2.8. Коллективная доза	117

Глава 3. Биологическое действие	
ионизирующего излучения.	121
Введение	121
3.1. Прямое и косвенное действие	
ионизирующего излучения.	124
3.2. Реакция клетки на облучение. Клеточная	
радиочувствительность.	130
3.3. Модификация радиочувствительности.	
Кислородный эффект	164
3.4. Относительная биологическая эффективность	
ионизирующего излучения.	176
3.5. Представления о механизме биологического	
действия ионизирующего излучения.	185
3.6. Радиочувствительность тканей,	
органов, организмов	204
3.7. Биологическое действие	
инкорпорированных радионуклидов.	225
3.8. Опосредованные эффекты облучения и их роль	
в исходе поражения организма	231
3.9. Действие малых доз облучения	249
3.10. Нормы радиационной безопасности.	256
Глава 4. Источники ионизирующего излучения	275
Введение	275
4.1. Космическое излучение	276
4.2. Природные радионуклиды	286
4.3. Технологически повышенный фон	
естественных радионуклидов.	297
4.4. Искусственные радионуклиды. Ядерные взрывы. ...	312
4.5. Искусственные радионуклиды. Ядерный	
топливный цикл	327
4.6. Компоненты дозы облучения населения	367
Глава 5. Основные свойства радионуклидов	
и процессы их переноса в биосфере	378
Введение	379
5.1. Свойства и процессы переноса радионуклидов	
космического происхождения	380
5.2. Свойства и процессы переноса радионуклидов	
естественного (земного) происхождения	386
5.3. Свойства и процессы переноса искусственных	
радионуклидов при ядерных взрывах	393
5.4. Свойства и процессы переноса искусственных	
радионуклидов в ядерном топливном цикле	400

5.5. Модели переноса радионуклидов в атмосфере.	413
5.6. Ветровой подъем радиоактивной пыли с подстилающей поверхности.	428
5.7. Моделирование процессов миграции радионуклидов в экосистеме водоема	440
5.8. Продольный перенос радионуклидов речным потоком	457
Глава 6. Радиоактивность литосферы	462
Введение	462
6.1. Радиоактивность горных пород	464
6.2. Радиоактивность почв.	470
6.3. Радиоактивность минерального сырья	479
Глава 7. Радиоактивность атмосферы	492
Введение	492
7.1. Естественные радионуклиды космогенного происхождения	495
7.2. Естественные радионуклиды земного происхождения	502
7.3. Искусственные радионуклиды (ИРН)	506
7.4. Ядерные взрывы	507
7.5. Авария ЧАЭС.	520
7.6. АЭС и предприятия ядерного топливного цикла	527
7.7. Глобальные радионуклиды ^{85}Kr и ^{129}I	533
Глава 8. Радиоактивность гидросферы	546
Введение	546
8.1. Радиоактивность морей и океанов	547
8.2. Радиоактивность поверхностных и подземных вод континентов	553
8.3 Радиоактивность донных отложений	562
Глава 9. Радиоактивность биосферы	575
9.1. Особенности биоассимиляции радионуклидов	575
9.2. Естественные радионуклиды в биологических объектах	583
9.3. Искусственные радионуклиды в биологических объектах	591
9.4. Критерии радиационной безопасности	605
Заключение	613
Терминологический словарь	615
Литература.	626

ПРЕДИСЛОВИЕ

Настоящий учебный курс «Радиоэкология» возник не только из настоящей потребности обучения студентов естественно-научных факультетов, специализирующихся по экологическим дисциплинам, но и необходимости информирования широкого круга лиц, желающих ознакомиться с основными понятиями и представлениями радиоэкологии, ее проблемами. Подобного курса нет в большинстве вузов, нет его и в системе открытого образования.

Между тем понимание всего круга проблем, связанных с источниками ионизирующих излучений и их воздействием на живые организмы и экосистемы, необходимо практически любому культурному человеку. И дело не только в широко распространеннейшей после аварии на Чернобыльской АЭС радиофобии. Большинство населения, в том числе и лица с высшим образованием, имеют лишь самое отдаленное, а часто ошибочное представление об источниках излучения и действительной их опасности для человека и окружающей среды.

На самом деле организмы всегда подвергались, подвергаются сейчас и будут подвергаться в будущем действиям излучения от природных источников. Эта радиационная нагрузка существенно возросла в связи с масштабной производственной деятельностью человечества. В результате этой деятельности были получены и широко распространились в окружающей среде искусственные радионуклиды, существенно вырос так называемый технологический фон от природных радионуклидов, извлекаемых из земных недр вместе с огромными объемами минерального сырья.

Поэтому с полным основанием можно считать своевременным и оправданным появление настоящего курса.

Курс возник в результате обобщения литературных материалов и многочисленного опыта конкретных радиоэкологических исследований, выполняемых при участии авторов.

В курсе сделана попытка охватить все основные разделы современной радиоэкологии. Объем, содержание и характер изложения материала в настоящей редакции курса соответствуют уровню общетеоретической вузовской подготовки на естественных факультетах. Предполагается адаптировать курс для широкого круга обучаемых, начальная подготовка которых ограничена программой средней школы.

В настоящем курсе по такой синтетической дисциплине как радиоэкология сделан акцент на достаточно подробное изложение разделов, посвященных ядерно-физическим основам этой дисциплины. В отличие от широко распространенных книг, учебников и справочников по радиационной безопасности и радиационной гигиене, в центре внимания которых — исключительно человек, в настоящем курсе особое внимание уделено разделам собственно радиоэкологии — свойствам и поведению радионуклидов в литосфере, атмосфере, гидросфере и биосфере.

Курс снабжен списком использованной литературы, которая может служить обучающим для углубления их знаний по отдельным вопросам. Ссылки сделаны исключительно на монографии, учебные пособия и справочники. Ссылки на оригинальные работы, из которых взяты конкретные данные, не приводятся.

К курсу приложен общий словарь терминов и определений основных единиц измерения.

Авторы надеются, что настоящим курсом могут воспользоваться и специалисты, непосредственно связанные по роду своей деятельности с решением тех или иных проблем радиоэкологии, в том числе специалисты-экологи и работники служб радиационной безопасности. Широта и разнообразие проблем, которые в совокупности и составляют предмет радиоэкологии, динамическое развитие этой дисциплины существенно затрудняют создание полноценного сбалансированного во всех частях учебного курса.

В предлагаемой редакции курса во многом проявились представления авторов о предмете радиоэкологии, их научные интересы. Поэтому авторы рассчитывают на то, что пользователи курса выскажут свои замечания и предложения по содержанию и характеру изложения курса. Заранее благодарим Вас за это.

Авторы признательны С.А. Веденяпину, В.М. Королёву за высказанные замечания при подготовке курса и искренне благодарны за помощь в подготовке электронной версии курса Г.В. Фомину, Т.Ю. Малаевой, Ю.А. Тимониной, И.Б. Рахманову.

ВВЕДЕНИЕ

Ионизирующее излучение в той или иной степени воздействует практически на все живые организмы, вызывая морфологические и функциональные изменения, в том числе и отрицательные. Это воздействие осуществляется как изнутри организма (благодаря поступлению и концентрированию радионуклидов в органах и тканях), так и извне (благодаря облучению от источников, находящихся вне организма). Это воздействие не является каким-либо новым явлением в истории жизни на Земле. Природные источники ионизирующего излучения существовали на Земле всегда (космическое излучение, естественные радионуклиды) и их воздействие во многом повлияло на формирование и развитие разнообразных форм живого. Действительно, с одной стороны, в природе не существует биологических объектов, не подверженных модифицирующему воздействию ионизирующего излучения, так как энергия этого ионизирующего излучения всегда превосходит энергию внутримолекулярных и межмолекулярных связей. Соответственно исключительно разнообразен круг биологических объектов, являющихся предметом изучения в радиоэкологии, — макромолекулы, фаги, вирусы, простейшие, клеточные, тканевые и органные культуры, многоклеточные растительные и животные организмы, популяции и биоценозы.

В этом, в частности, и состоит отличие радиоэкологии от радиологии и радиационной гигиены, объектом внимания которых является исключительно человек.

С другой стороны, в природе практически нет биологического материала (объекта), не являющегося более или менее интенсивным источником ионизирующего излучения (из-за содержащихся в нем радионуклидов). Поэтому эволюционное развитие жизни на Земле происходило в условиях постоянного воздействия радиации, и это развитие шло по восходящей линии. Можно считать несомненным, что в условиях относительно постоянного

естественного радиационного фона обеспечиваются оптимальные условия для жизнедеятельности растений, животных, человека и всей биосферы. Отклонения от условий этого естественного радиационного фона за счет техногенного воздействия и должны быть предметом детального изучения.

Исторически истоки радиобиологии как одной из основных частей радиоэкологии связаны с открытиями конца XIX в.: рентгеновских лучей (В. Рентген, 1895 г.), радиоактивности (А. Беккерель, 1896 г.) и нескольких естественных радиоактивных элементов (М. Склодовская, П. Кюри, 1898 г.). Практически сразу вслед за этим началось изучение влияния излучения на живые организмы. В 1896 г. на основе опытов на лягушках и насекомых И.Ф. Тарханов установил их реакцию на облучение и высказал предположение о возможности лечебного применения рентгеновского излучения. В этом же году и позднее появились сообщения о лучевых поражениях кожи.

В 1903 г. Г. Альберс-Шонберг выявил дегенеративные изменения во внутренних органах подопытных животных, а Е.С. Лондон и Г. Хейнеке — гибель животных от излучения радия и рентгеновских лучей в результате анемии и лейкопении. Г. Хейнеке подробно описал лучевые изменения клеток костного мозга и лимфатических узлов. В 1905 г. установлены факты развития бесплодия у животных (Л. Хальберштадтер) и людей (П. Броун и Д. Остгоуд) в результате их облучения.

Кроме многочисленных конкретных данных о положительном и отрицательном воздействии излучения на этом раннем этапе развития радиобиологии установлено два основополагающих факта: торможение клеточного деления (М. Корнике, 1905 г.) и различие реакций различных клеток на облучение (И. Бергонье, Л. Трибондо, 1906 г.).

Позднее были установлены количественные связи биологических эффектов с дозой облучения, предложена первая теория, объясняющая радиобиологический эффект элементарными актами ионизации в чувствительном объеме (Ф. Дессауэр, 1922 г.), получившая развитие в виде принципа попадания и теории мишени (Н.В. Тимофеев-Ресовский, К. Циммер, Д. Ли и др.), обнаружено воздействие излучения на генетические структуры (Г.А. Надсон, Г.Ф. Филиппов, 1925 г.).

Наиболее интенсивно радиобиология развивалась в 40–50-е гг. XX в. параллельно с бурным развитием ядерной физики (и после первого применения атомного оружия в Хиросиме и Нагасаки в 1945 г. и осознания возможной угрозы мировой ядерной катастрофы).

Практически во всех крупных ядерных центрах СССР, США и Европы начали действовать исследовательские и клинические подразделения, где специалисты различных дисциплин изучали воздействие излучения на биологические объекты. В тот же период, особенно в связи с масштабными испытаниями ядерного оружия, были развернуты исследования по изучению радиоактивности в объектах экосферы и процессов их переноса.

По существу это означало рождение радиоэкологии как междисциплинарной науки, объединяющей многие направления физики, химии, биологии и науки о Земле.

В последние десятилетия накоплен огромный объем экспериментальных данных о распределении радионуклидов в объектах экосферы, динамике их изменения в пространстве и во времени и действии радиоактивных загрязнений на биоценозы. Наиболее масштабные и многолетние исследования были выполнены в связи с испытаниями ядерного оружия, а также авариями на ядерных объектах со значительными выбросами радиоактивных продуктов в окружающую среду (Кыштым, СССР, 1957 г.; Уиндсгейл, Англия, 1957 г.; Тримайл-Айленд, США, 1979 г.; Чернобыль, СССР, 1986 г.).

Одновременно с накоплением данных шел процесс их систематизации и обобщения. Были выявлены закономерности процессов переноса (миграции) в различных средах, построены модели для количественного описания этих процессов.

Таким образом, как и в радиобиологии, так и собственно в радиоэкологии постепенно формировалась необходимая теоретическая база в виде системы представлений о количественных закономерностях распределения радионуклидов, допускающая их широкую проверку на эксперименте и создающая основу для прогноза изменения радиоактивности объектов окружающей среды. Это и определило рождение радиоэкологии как самостоятельной научной дисциплины.

Нельзя, однако, считать законченным становление радиоэкологии как науки. Действительно, построение единой теоретической базы этой науки не завершено, нет ясности в проблеме критерия радиоэкологической безопасности. До сих пор в основе современного подхода к проблеме радиационной безопасности доминирует не бесспорная и не всеми признаваемая концепция о безусловной генетической опасности любых андрогенных радиационных воздействий, основанная на предположении об отсутствии порога в зависимости доза—эффект (риск). До сих пор в радиоэкологии используют основанные на этой концепции (и поэтому сами по себе не достаточно обоснованные) гигиенические

критерии радиационной безопасности, предназначенные, строго говоря, для человека.

Кроме того, в последние десятилетия стало известно, что не только искусственные радионуклиды (это порождение ядерного века), но и радионуклиды естественного происхождения оказывают существенное влияние на биосферу. Это следствие масштабной производственно-хозяйственной деятельности человека, связанное с огромными и все возрастающими объемами добычи и переработки минерального сырья, вместе с которым из земных недр извлекаются, а затем и распространяются в окружающей среде огромные активности естественных радионуклидов.

Радиоэкология в настоящее время является самостоятельной комплексной экспериментальной научной дисциплиной.

Комплексной она является потому, что объектом ее изучения являются живые организмы (биологические науки), на которые воздействует ионизирующее излучение, в т. ч. радионуклиды (ядерно-физические дисциплины), имеющие разнообразные формы образования и нахождения в различных средах (физические и химические науки) и подверженные различным процессам переноса (миграции) в окружающей среде (физические, биологические науки и науки о Земле).

Сама история развития и формирования радиоэкологии как самостоятельной науки показывает, что она формировалась в процессе развития и последующего объединения ряда теоретических и прикладных областей знаний, в том числе ядерной физики, радиационной химии, радиохимии, радиобиологии, геохимии, ядерной метеорологии и других отраслей знания.

При настоящем уровне развития радиоэкология является преимущественно экспериментальной наукой. Это связано со сложностью и разнообразием рассматриваемых в ней явлений (процессов) и необходимостью дальнейшего накопления и обобщения фактических данных. Теоретические представления используются преимущественно для построения моделей, параметры которых можно получить только из эксперимента или из результатов наблюдений. Применимость этих моделей ограничена.

Таковыми моделями, например, являются модели переноса (миграции) радионуклидов в окружающей среде.

Фундаментальной задачей радиоэкологии является определение характеристик источников ионизирующего излучения в окружающей среде, выявление и количественная характеристика процессов распространения радиоактивности в пространстве и изменения ее со временем, определение их влияния на биологические объекты.

Особенность предмета радиоэкологии вытекает из общих свойств всех объектов ее изучения — все они содержат радионуклиды, во всех имеют место изменения этих содержаний, как в результате естественного радиоактивного распада, так и в результате переноса их в другие объекты, все биологические объекты в той или иной мере подвержены действию ионизирующего излучения, а одними из важнейших методов исследования являются ядерно-физические методы. Именно поэтому ядерная физика является одной из основ радиоэкологии.

Приоритетными задачами радиоэкологии являются:

- *определение* реальных масштабов технического радиоактивного загрязнения природных сред (естественными и искусственными радионуклидами) и его изменения в пространстве и во времени;
- *выявление* количественных закономерностей, управляющих процессами переноса (миграции) радионуклидов в природных средах, их формализация в виде математических моделей для обеспечения прогноза изменения радиационной обстановки;
- *оценка* безопасных уровней воздействия радиоактивных загрязнений на отдельные биологические объекты и биосцены;
- *создание* условий для стабилизации и последующего улучшения радиационной обстановки, обеспечения безопасности биосферы и условий для эффективной производственно-хозяйственной деятельности.

Практическая значимость радиоэкологии состоит в количественной оценке настоящего и прогнозе будущего воздействия различных источников ионизирующего излучения на живые организмы и биосцены, по результатам которой могут быть разработаны и применены мероприятия по уменьшению или исключению отрицательного воздействия излучения.

Нет сомнения в том, что значимость радиоэкологии будет возрастать с ростом масштабов производственно-хозяйственной деятельности человечества, с накоплением все более детальной информации об источниках ионизирующего излучения, о процессах переноса радионуклидов в окружающей среде и углублением понимания механизмов воздействия их на живые организмы.

Глава 1

СВОЙСТВА ЯДЕР И ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ

Введение

Атом состоит из положительно заряженного ядра и отрицательно заряженных электронов, образующих электронную оболочку вокруг ядра. В целом атом электрически нейтрален. Размер атома порядка 10^{-8} см, а размер ядра порядка 10^{-13} см.

Все атомные ядра можно разделить на стабильные и нестабильные. Стабильные ядра остаются неизменными неограниченно долго, нестабильные испытывают самопроизвольные превращения.

Основными характеристиками ядра являются *массовое число A , электрический заряд Z , масса M (и энергия связи ΔW), радиус R .*

Радиоактивные ядра дополнительно характеризуются типом радиоактивного превращения (α - или β -распад, спонтанное деление и др.), периодом полураспада $T_{1/2}$, энергией испускаемых частиц и т. п.

Атомное ядро может находиться в различных энергетических состояниях. Состояние с наименьшей энергией называется *основным*, остальные — *возбужденными*. Основное состояние стабильного ядра стационарно. Возбужденные состояния любого ядра (в том числе стабильного) нестационарны (испытывают γ -переход и др.).

Массовое число, выраженное в атомных единицах массы (а.е.м.), дает приблизительное (с погрешностью около 0,1–1%) значение массы атомного ядра (см. 1.2).

Заряд атомного ядра Z определяется количеством протонов в ядре (и, следовательно, количеством электронов в атомных оболочках), которое совпадает с порядковым номером элемента в таблице Менделеева. Заряд определяет химические свойства всех изотопов данного элемента. Наиболее точно заряд ядер был измерен в 1913 г. Мозли, который нашел простую связь между частотой характеристического рентгеновского излучения ν и зарядом Z :

$$\sqrt{\nu} = aZ - b. \quad (1.1)$$

Мозли установил, что для данной серии излучения постоянные a и b не зависят от элемента. Это позволило разместить по порядку элементы сначала от ${}_{20}\text{Ca}$ до ${}_{30}\text{Zn}$, а затем и другие.

Число $N = A - Z$ определяет количество содержащихся в ядре нейтронов.

Ядра с одинаковым массовым числом A называются *изобарами*, с одинаковым зарядом Z — *изотопами*, а с одинаковым числом $N = A - Z$ — *изотонами*. Конкретное ядро (атом) с данными A и Z иногда называют *нуклидом*.

1.1. Масса и энергия ядра. Единицы измерения

Одной из самых важных характеристик атомного ядра является его масса M . В ядерной физике масса ядра (и атома) измеряется в атомных единицах массы. За одну атомную единицу массы (а. е. м.) принимается $1/12$ часть массы нейтрального атома углерода ${}^{12}\text{C}$. Значение атомной единицы массы легко выразить в граммах, для этого надо взять обратную величину от числа Авогадро (N_A):

$$1 \text{ а.е.м.} = (1/12)(12 / N_A) = 1 / 6,025 \cdot 10^{23} = 1,66 \cdot 10^{-24} \text{ г.}$$

Согласно соотношению Эйнштейна, каждому значению массы M в граммах соответствует энергия Mc^2 в эргах, где $c = 3 \cdot 10^{10} \text{ см/с}$ — скорость света в вакууме. Например, массе в 1 г соответствует энергия $9 \cdot 10^{20}$ эрг.

Если первоначально покоившуюся частицу с массой M_0 и, следовательно, энергией M_0c^2 (называемой *энергией покоя*) привести в движение со скоростью v , то полная энергия E движущейся

частицы будет больше ее энергии покоя на величину кинетической энергии T :

$$E = M_0 c^2 + T, \quad (1.2)$$

или

$$E = M_0 c^2 / \sqrt{1 - \beta^2}, \quad (1.3)$$

где $\beta = v/c$.

Часто в ядерной физике используется более удобная единица энергии, называемая *электрон-вольт* (эВ). Один электрон-вольт соответствует энергии, приобретаемой или теряемой частицей с единичным электрическим зарядом (например, электроном или протоном) при прохождении ею разности потенциалов в 1 В. Очевидно, что в системе СГСЭ $1 \text{ эВ} = 4,8 \cdot 10^{-10} / 300 = 1,6 \cdot 10^{-12}$ эрг.

Более крупными единицами энергии являются килоэлектрон-вольт (кэВ) и мегаэлектрон-вольт (МэВ). $1 \text{ кэВ} = 10^3 \text{ эВ} = 1,6 \cdot 10^{-9}$ эрг; $1 \text{ МэВ} = 10^6 \text{ эВ} = 1,6 \cdot 10^{-6}$ эрг.

Необходимо запомнить, что одной атомной единице массы соответствует энергия 931,5 МэВ, а одной массе электрона — 0,511 МэВ. При измерении энергии в мегаэлектрон-вольтах импульс измеряется в единицах МэВ/с, а масса — в МэВ/с². Однако очень часто массу частиц выражают непосредственно в единицах энергии МэВ.

1.2. Энергия связи ядра. Устойчивость ядра

Знание точных значений масс протона и нейтрона позволяет сравнить массу атомного ядра M с суммой масс всех нуклонов, из которых состоит ядро. При этом оказывается, что всегда масса ядра меньше суммы масс всех протонов и нейтронов. Этот результат совершенно естествен, так как ядро — это прочно связанная система нуклонов, отвечающая минимуму энергии.

Величина

$$\Delta W = [Zm_p + (A - Z)m_n - M(A, Z)]c^2 \quad (1.4)$$

называется *энергией связи ядра* относительно всех составляющих его нуклонов. Энергия связи представляет собой меру энергии, которую надо затратить, чтобы разделить данное ядро на все составляющие нуклоны. Легко видеть, что энергию связи можно выразить через массы нейтральных атомов. Это очевидно из того,

что масса атома отличается от массы ядра на Z электронных масс (с точностью до энергии связи электронов):

$$\Delta W = [ZM_{am}({}^1_1H) + (A - Z)m_n - M_{am}(A, Z)]c^2. \quad (1.5)$$

Энергия связи, отнесенная к массовому числу A , называется *удельной энергией связи нуклона в ядре*, или энергией связи, рассчитанной на нуклон:

$$\varepsilon = \Delta W / A. \quad (1.6)$$

Если значения ε вычислить для всех известных ядер и построить их как функцию A и Z в пространстве ε, A, Z , то через полученную совокупность точек $\varepsilon(A, Z)$ можно провести некоторую «достаточно хорошую» поверхность. Назовем ее *энергетической поверхностью*. В очень грубом приближении энергетическая поверхность имеет вид изогнутого хребта (рис. 1.1), гребень которого проходит над дорожкой наиболее прочно связанных, т. е. β -стабильных ядер, а склоны — над областью β^- и β^+ -радиоактивных ядер. Расположение дорожки β -стабильных ядер на плоскости (A, Z) определяется формулой

$$Z = A / (1,98 + 0,015A^{2/3}). \quad (1.7)$$

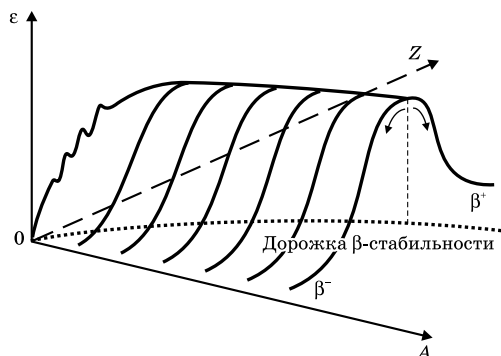


Рис. 1.1. Дорожка β -стабильных ядер

На рисунке 1.2 показан общий вид плоскости Z, N , заполненной всеми известными нуклоностабильными ядрами. Здесь узкой заштрихованной полосой показана дорожка β -стабильных ядер, а ломаными сплошными линиями — границы известных и β^- - и β^+ -радиоактивных ядер.

Из рисунка 1.2 видно, что ширина области нуклоностабильных ядер с ростом Z и N изменяется неравномерно. Особенно много ядер (около 25) находится на сечениях, соответствующих магическим числам (например, $Z = 50, Z = 82$), и в районах, которые по каким-либо причинам изучались особенно детально (тяжелые радиоактивные элементы, осколки деления). В настоящее время известно около 2 000 нуклоностабильных ядер.

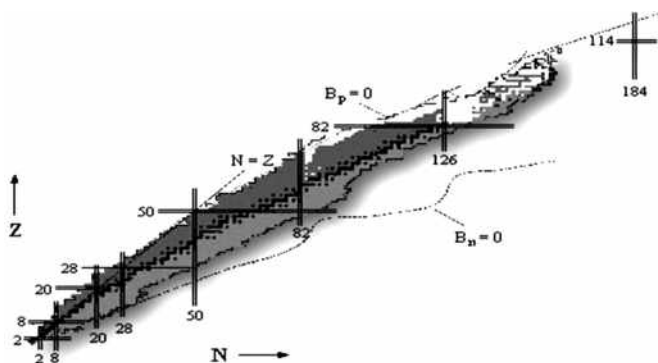


Рис. 1.2

1.3. Радиоактивность. Общие сведения

Радиоактивностью называют *самопроизвольное превращение одного химического элемента в изотоп другого элемента, сопровождающееся испусканием элементарных частиц или излучения*. К числу основных типов превращений относятся: 1) α -распад, 2) β^- -распад, 3) β^+ -распад, или электронный захват (ЭЗ), 4) изомерный переход (ИП), при котором ядра переходят из возбужденного состояния с большим временем жизни (изомерные состояния) в менее возбужденное или в основное состояние и 5) спонтанное деление тяжелых ядер. При этих типах

превращений материнского нуклида с массовым числом A и атомным номером Z в дочерний нуклид изменяются массовое число и/или атомный номер:

α -распад	Z^{-2}	A^{-4}
β^{-} -распад	Z^{+1}	A
β^{+} -распад	Z^{-1}	A
изомерный переход (ИП)	Z	A

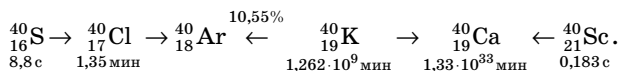
Радиоактивность, наблюдающаяся у изотопов, существующих в природных условиях, называется *естественной*. Радиоактивность изотопов, полученных посредством ядерных реакций, называется *искусственной*.

Ядра, подверженные радиоактивным превращениям, называются *радиоактивными*, а не подверженные — *стабильными*. Такое деление условно, так как в сущности все ядра могут самопроизвольно распадаться, но этот процесс в разных ядрах идет с различной скоростью.

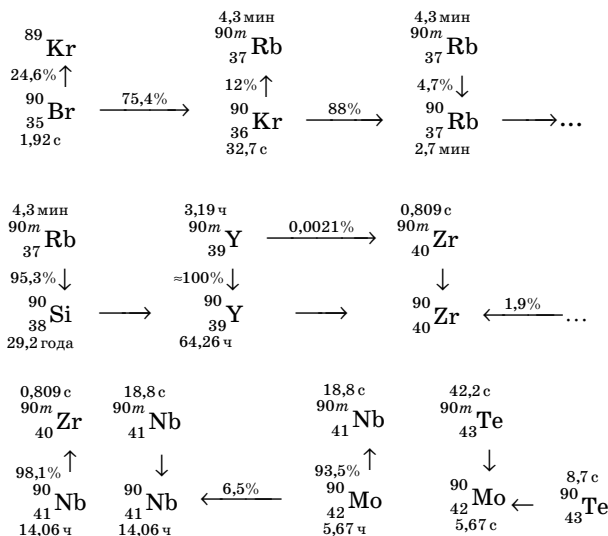
Во многих случаях самопроизвольные превращения радионуклидов приводят к образованию новых радиоизотопов, образующих так называемые *радиоактивные цепочки*. В конечном счете, радиоактивные превращения заканчиваются стабильным нуклидом. Радиоактивные цепочки могут быть *простыми* (линейными) и *сложными* (с ветвлениями). Доля превращения материнского радионуклида в дочерний характеризуется коэффициентом ветвления и выражается в процентах по отношению ко всем видам превращения данного ядра.

Все известные радиоактивные нуклиды объединены в изобарные цепочки, каждая из которых показывает все радиоактивные превращения ядер с данным массовым числом A .

Пример простой линейной цепочки для $A = 40$, включающей природный (естественный) радионуклид ^{40}K :

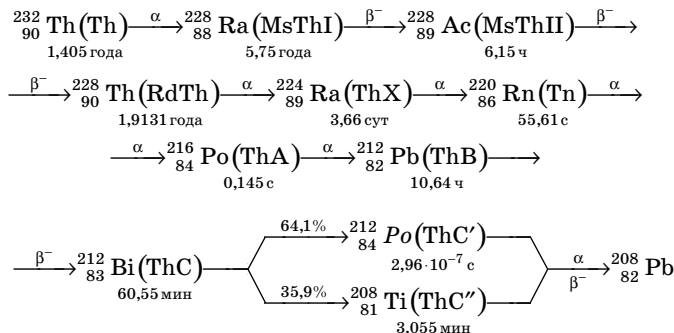


Пример сложной цепочки с ветвлением для $A = 90$, включающей искусственный радионуклид ^{90}Sr :

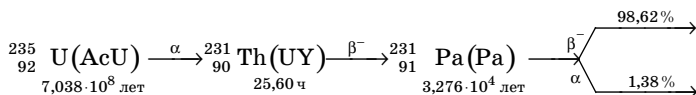


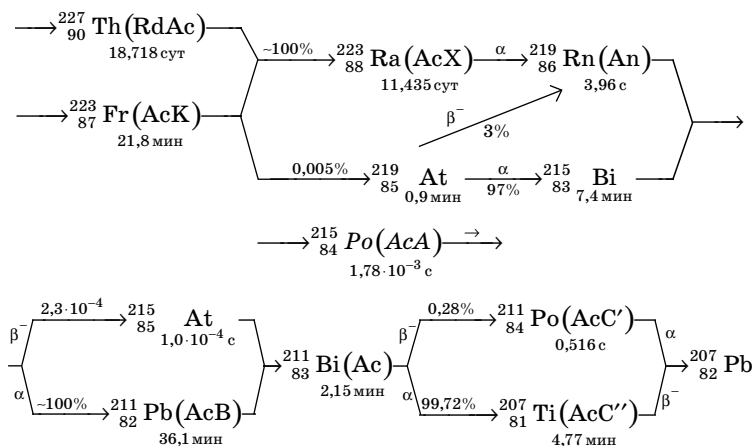
Примеры цепочек радиоактивных превращений трех радиоактивных природных семейств (тория, актиния и урана):

Семейство тория

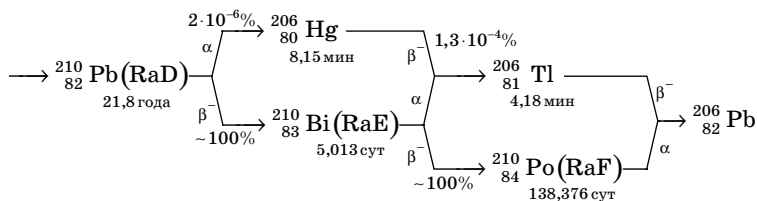
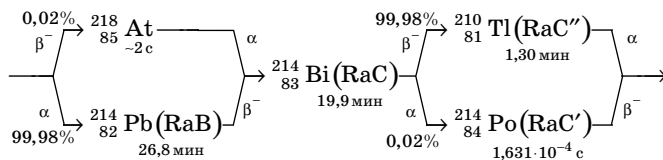
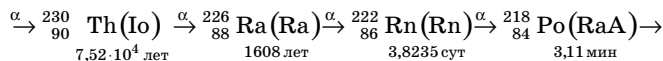
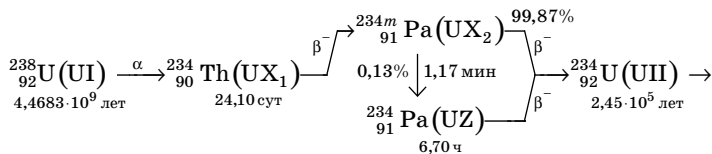


Семейство актиния





Семейство урана



Более подробное описание радиоактивных семейств (рядов) радиоактивных природных элементов приведено ниже.

Радиоактивные вещества испускают три вида излучения:

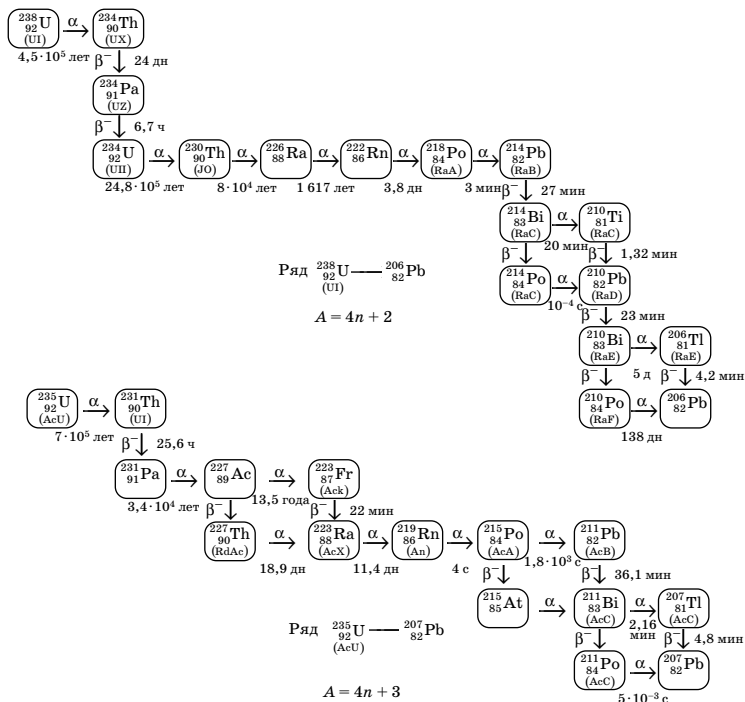
- **α -излучение** — тяжелые положительно заряженные частицы, движущиеся со скоростью около 10^9 см/с и поглощаемые слоем алюминия в несколько микрон. Впоследствии методом спектрального анализа было показано, что этими частицами являются ядра гелия ${}^4_2\text{He}$;
- **β -излучение** — легкие, отрицательно заряженные частицы — электроны, движущиеся со скоростью, близкой к скорости света, и поглощаемые слоем алюминия толщиной в среднем 1 мм;
- **γ -излучение** — сильно проникающее излучение, не отклоняющееся ни в электрическом, ни в магнитном поле. Природа γ -излучения — жесткое электромагнитное излучение, имеющее еще более короткую длину волны, чем рентгеновское.

Первое семейство называется *семейством урана*. Оно начинается с α -активного изотопа урана ${}^{238}_{92}\text{U}$, который с периодом полураспада $4,5 \cdot 10^9$ лет превращается в ${}^{234}_{90}\text{Th}$. В свою очередь, ${}^{234}_{90}\text{Th}$ является β -радиоактивным изотопом с периодом полураспада 24 дня, который превращается в β -радиоактивный протактиний ${}^{234}_{91}\text{Pa}$ и т. д. Среди других ядер семейства урана содержит радий ${}^{226}_{88}\text{Ra}$ и радиоактивный газ — радон (изотоп ${}^{222}_{86}\text{Rn}$) и заканчивается стабильным изотопом свинца ${}^{206}_{82}\text{Pb}$.

Второе семейство — *семейство актиноурана* — начинается с другого α -активного изотопа урана ${}^{235}_{92}\text{U}$ с периодом полураспада примерно $7 \cdot 10^8$ лет, который превращается в ${}^{231}_{90}\text{Th}$, испускающий β -частицы и превращающийся в ${}^{231}_{91}\text{Pa}$. Этот изотоп в отличие от ${}^{234}_{91}\text{Pa}$ является α -радиоактивным и превращается в актиний ${}^{227}_{89}\text{Ac}$ и т. д. Семейство актиноурана, как и семейство урана, содержит радиоактивный газ — радон (изотоп ${}^{219}_{86}\text{Rn}$) и заканчивается вторым стабильным изотопом свинца ${}^{207}_{82}\text{Pb}$.

Наконец, третье семейство — *семейство тория* — начинается с α -радиоактивного изотопа тория ${}^{232}_{90}\text{Th}$, имеющего период полураспада $1,4 \cdot 10^{10}$ лет и превращающегося в β -радиоактивный изотоп радия ${}^{228}_{88}\text{Ra}$ и т. д. Это семейство также содержит в своем составе радиоактивный газ — радон (изотоп ${}^{220}_{86}\text{Rn}$) и заканчивается третьим стабильным изотопом свинца ${}^{208}_{82}\text{Pb}$ (что указывает на особую устойчивость ядер свинца, содержащих магическое число протонов — 82).

Из приведенных участков цепочек видно, что массовые числа элементов в пределах каждого радиоактивного семейства или не меняются совсем, или изменяются на четыре единицы. При этом в первом случае заряд следующего элемента повышается на единицу, а во втором — понижается на две единицы.



Между искусственной и естественной радиоактивностью нет принципиального различия. Процесс радиоактивного превращения в обоих случаях подчиняется одинаковым законам.

Закон радиоактивного превращения весьма прост. Для каждого радиоактивного ядра имеется определенная вероятность λ того, что оно испытывает превращение в единицу времени. Следовательно, если радиоактивное вещество содержит N атомов, то количество атомов dN , которое претерпит превращение за время dt , будет равно

$$dN = -\lambda N dt. \quad (1.8)$$

Вероятность распада λ входит в это уравнение в качестве коэффициента, который называется *постоянной распада*. Знак минус соответствует убыванию вещества в процессе распада.

Решив уравнение (1.8), найдем следующий закон изменения числа радиоактивных ядер со временем:

$$N = N_0 \exp(-\lambda t), \quad (1.9)$$

где N_0 — число атомов вещества до начала распада.

Если в полученное уравнение подставить вместо времени t период полураспада $T_{1/2}$, то можно найти связь постоянной распада λ с периодом полураспада $T_{1/2}$. Действительно, так как $N(T_{1/2}) = N_0/2$, то $N_0 \exp(-\lambda T_{1/2}) = N_0/2$ и $\exp(-\lambda T_{1/2}) = 1/2$, откуда

$$\lambda = \ln 2 / T_{1/2} \approx 0,69 / T_{1/2}. \quad (1.10)$$

С учетом равенства (1.10) уравнение (1.8) можно переписать в форме, удобной для экспериментального определения периода полураспада $T_{1/2}$ радиоактивных долгоживущих ядер:

$$\frac{dN}{dt} = -\frac{0,69}{T_{1/2}} N.$$

Старейшей, до сих пор наиболее употребительной единицей радиоактивности является *кюри* (Ки) и ее дольные единицы: *милликюри* ($1 \text{ мКи} = 10^{-3} \text{ Ки}$) и *микрокюри* ($1 \text{ мкКи} = 10^{-6} \text{ Ки}$). По первоначальному определению кюри есть активность одного грамма изотопа радия $^{226}_{88}\text{Ra}$. Однако для удобства измерений это определение в дальнейшем было заменено следующим:

$$1 \text{ Ки} = 3,700 \cdot 10^{10} \text{ Бк}; 1 \text{ Бк} = 0,27 \cdot 10^{-10}.$$

Рассмотрим в общем виде уравнение баланса нуклидов в радиоактивной цепочке из материнского ядра и $i-1$ дочерних радионуклидов (число ядер i -го типа N_i) с постоянными распада соответственно λ_i . Система дифференциальных уравнений для линейной цепочки, характеризующая распад и накопление числа радиоактивных атомов, имеет вид:

$$\begin{cases} dN_1(t) / dt = -\lambda_1 N_1(t); \\ dN_2(t) / dt = -\lambda_2 N_2(t) + \lambda_1 N_1(t); \\ \dots \\ dN_i(t) / dt = -\lambda_i N_i(t) + \lambda_{i-1} N_{i-1}(t) \end{cases} \quad (1.11)$$

Пусть $N_i(0)$ — число ядер материнского радионуклида в начальный момент времени $t = 0$. Тогда для любого времени t решение уравнений (1.11) имеет вид:

$$\begin{aligned}
N_1(t) &= N_1(0) \exp(-\lambda_1 t); \\
N_2(t) &= N_1(0) \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} [\exp(-\lambda_1 t) - \exp(-\lambda_2 t)]; \\
N_3(t) &= N_1(0) \lambda_1 \lambda_2 [\exp(-\lambda_1 t) / (\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1) + \\
&+ \exp(-\lambda_2 t) / (\lambda_1 - \lambda_2)(\lambda_3 - \lambda_2) + \exp(-\lambda_3 t) / (\lambda_1 - \lambda_3)(\lambda_2 - \lambda_3)]; \quad (1.12) \\
&\dots \\
N_i(t) &= N_1(0) \lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_{i-1} [\exp(-\lambda_1 t) / (\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1) \dots \\
&\dots (\lambda_i - \lambda_{i-1}) + \dots + \exp(-\lambda_i t) / (\lambda_1 - \lambda_i)(\lambda_2 - \lambda_i) \dots (\lambda_{i-1} - \lambda_i)].
\end{aligned}$$

Активность источника $\mathbf{A}$ определяется как произведение постоянной распада λ на число радиоактивных ядер в источнике N :

$$\mathbf{A} = \lambda N \quad (1.13)$$

Если N — число ядер в 1 г вещества, т. е. $N = N_0/A$ (ядер/г) (где $N_0 \approx 6 \cdot 10^{23}$ — число Авогадро, A — массовое число), то говорят об удельной активности $\mathbf{A}_m$, Бк/г; если N — число ядер в единице объема, т. е. $N = \rho N_0/A$ (где ρ — плотность в г/см³), то по формуле (1.13) определяется объемная активность $\mathbf{A}_V$, Бк/см³.

Имея в виду соотношение (1.13), получим формулы расчета активности материнского и дочерних продуктов в линейной цепочке в момент времени t :

$$\begin{aligned}
\mathbf{A}_1(t) &= \mathbf{A}_1(0) \exp(-\lambda_1 t); \\
\mathbf{A}_2(t) &= \mathbf{A}_1(0) \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} [\exp(-\lambda_1 t) - \exp(-\lambda_2 t)] \quad (1.14)
\end{aligned}$$

и т. д. в соответствии с формулами (1.12), (1.13).

При $\lambda_1 \ll \lambda_2$ (или $(T_{1/2})_1 \gg (T_{1/2})_2$)

$$\mathbf{A}_2(t) = \mathbf{A}_1(0) \frac{\lambda_1}{\lambda_2} [1 - \exp(-\lambda_2 t)].$$

То есть количество (активного) дочернего радионуклида возрастает со временем по экспоненциальному закону с λ_2 дочернего радионуклида и при $t \gg (T_{1/2})_2$ приближается к своему предельному значению $\mathbf{A}_2 = \mathbf{A}_1(0) \frac{\lambda_1}{\lambda_2}$ (при $t > 10(T_{1/2})_2$).

При $\lambda_1 \gg \lambda_2$ (или $(T_{1/2})_1 \ll (T_{1/2})_2$)

$$\mathbf{A}_2(t) = \mathbf{A}_1(0) \exp(-\lambda_1 t),$$

т. е. активность дочернего радионуклида падает со временем по экспоненциальному закону с λ_1 материнского радионуклида.

Соотношение активности A_1 материнского и A_2 дочернего радионуклидов $(T_{1/2})_1 \gg (T_{1/2})_2$ и при $t > 10(T_{1/2})_2$ записывается обычно в виде

$$\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2,$$

где N_1 и N_2 — число ядер материнского и дочернего радионуклидов.

Это так называемое *вековое* (или *секулярное*) *равновесие*. Оно означает, что число распадов дочерних радионуклидов $\lambda_2 N_2$ равно числу распадов $\lambda_1 N_1$ материнского радионуклида (т. е. числу образующихся при этом ядер дочернего радионуклида $\lambda_1 N_1$).

Активность N (Бк, Ки) радионуклидов связана с массой m (г) радиоактивного изотопа следующими соотношениями:

$$\begin{aligned} m &= a_1 A T_{1/2} N; & m &= a_2 A T_{1/2} N; \\ N &= b_1 m / A T_{1/2}; & N &= b_2 m / A T_{1/2}, \end{aligned}$$

где A — атомная масса;

$T_{1/2}$ — период полураспада;

a_1, b_1, a_2, b_2 — константы, зависящие от единиц, в которых выражаются $T_{1/2}$ и N ; a_1, b_1 используются, если N выражается в Бк, а a_2, b_2 — в Ки.

Таблица 1.2

Константы	с	мин	ч	сут	гг.
1	2	3	4	5	6
a_1	$2,40 \cdot 10^{-24}$	$1,44 \cdot 10^{-22}$	$8,62 \cdot 10^{-21}$	$2,07 \cdot 10^{-19}$	$7,56 \cdot 10^{-17}$
a_2	$8,86 \cdot 10^{-14}$	$5,32 \cdot 10^{-12}$	$3,19 \cdot 10^{-10}$	$7,66 \cdot 10^{-9}$	$2,80 \cdot 10^{-6}$
b_1	$4,17 \cdot 10^{23}$	$6,94 \cdot 10^{22}$	$1,16 \cdot 10^{20}$	$4,83 \cdot 10^{18}$	$7,32 \cdot 10^{16}$
b_2	$1,13 \cdot 10^{13}$	$1,88 \cdot 10^{11}$	$3,13 \cdot 10^9$	$3,57 \cdot 10^5$	$1,30 \cdot 10^8$

1.4. α -распад

Главными характеристиками α -радиоактивных ядер и испускаемых ими α -частиц являются период полураспада $T_{1/2}$, кинетическая энергия T_α и пробег R_α .

В эксперименте выявлены следующие основные закономерности и особенности α -распада.

В 1911 г. Гейгер и Нетолл установили, что для всех α -радиоактивных элементов трех радиоактивных семейств постоянная распада λ α -радиоактивного ядра и пробег R_α испускаемой им α -частицы связаны соотношением

$$\lg \lambda = A \lg R_\alpha + B, \quad (1.15)$$

где постоянная A одинакова для всех трех семейств, а постоянные B отличаются одна от другой примерно на 5%. Эти постоянные являются эмпирическими, т. е. определяются из эксперимента.

Выявлена сравнительная узость границ возможных значений энергии α -частиц радиоактивных ядер и очень большой разброс в значениях их периодов полураспада. За очень небольшими исключениями энергия α -частиц T_α и периоды полураспада $T_{1/2}$ для всех известных в настоящее время α -радиоактивных ядер заключены в пределах:

$$\begin{aligned} 4 \text{ МэВ} &\leq T_\alpha \leq 9 \text{ МэВ}; \\ 10^{10} \text{ лет} &\geq T_{1/2} \geq 10^{-7} \text{ с}. \end{aligned} \quad (1.16)$$

Как правило, α -радиоактивностью обладают ядра с зарядом $Z > 82$ (тяжелее свинца), причем энергия α -частиц растет с ростом Z ядра. Исключениями являются несколько ядер редкоземельных элементов (например, $^{146}_{62}\text{Sm}$, $^{190}_{78}\text{Pt}$ и др.), а также некоторые искусственно полученные ядра с большим недостатком нейтронов.

Для редкоземельных элементов энергия α -частиц значительно меньше, а период полураспада больше, чем для тяжелых (например, $^{144}_{60}\text{Nd}$ имеет $T_\alpha = 1,8 \text{ МэВ}$ и $T_{1/2} = 5 \cdot 10^{15} \text{ лет}$).

При сравнении энергии α -распада (E_α) различных изотопов одного и того же элемента наблюдается закономерное уменьшение энергии с ростом массового числа. Особенно четкая картина получается для четно-четных ядер. Детальный анализ этой закономерности показывает, что она справедлива при $A > 215$ и $A < 209$ и нарушается при промежуточных значениях массового числа. Эта закономерность помогает предсказать энергию α -частиц для неизвестных изотопов данного элемента.

Открыта так называемая *тонкая структура α -спектров*. Оказалось, что обычно ядра испускают α -частицы не с одним, а с несколькими близкими значениями кинетической энергии.

Примером может служить ядро ThC ($^{212}_{83}\text{Bi}$), имеющее следующий состав спектра испускаемых α -частиц (табл. 1.3). Было

замечено, что наибольшее число линий тонкой структуры встречается у α -спектров таких ядер, дочерние ядра которых обладают ярко выраженной несферичностью, и что при прочих равных условиях α -частицы с меньшей энергией испускаются с меньшей интенсивностью.

Таблица 1.3

Группы α -частиц	T_α , МэВ	Процентное содержание	Группы α -частиц	T_α , МэВ	Процентное содержание
α_0	6,086	27,2	α_3	5,622	~0,15
α_1	6,047	69,9	α_4	5,603	1,1
$\alpha_2 \alpha_0$	5,765	1,7	α_5	5,481	~0,016

Существуют два случая α -распада, интересные тем, что соответствующие ядра (ThC' и RaC') наряду с основной группой α -частиц испускают очень небольшое количество так называемых *длиннопробежных* α -частиц с большей энергией.

Перейдем к рассмотрению механизма α -распада.

Как было показано выше, мерой прочности (устойчивости) ядра относительно разделения его на какие-либо составные части является величина энергии связи ядра относительно этих частей. Чем больше энергия связи, тем труднее произвести разделение. Если энергия связи отрицательна, ядро может разделиться самопроизвольно, причем этот процесс будет сопровождаться выделением энергии, равной модулю энергии связи. В соответствии с этим условие энергетической возможности α -распада записывается следующим образом:

$$\varepsilon_\alpha = [M(A-4, Z-2) + M({}_2^4\text{He}) - M(A, Z)]c^2 < 0, \quad (1.17)$$

или

$$M(A, Z) > M(A-4, Z-2) + M({}_2^4\text{He}).$$

Здесь c — скорость света в вакууме.

Масса (энергия) исходного ядра должна быть больше суммы масс (энергий) ядра-продукта и α -частицы. Избыток энергии исходного ядра выделяется при α -распаде ядра в виде кинетической энергии:

$$\begin{aligned} \Delta E_\alpha = |\varepsilon_\alpha| &= [M(A, Z) - M(A-4, Z-2) - \\ &- M({}_2^4\text{He})]c^2 = T_\alpha + T_\alpha, \end{aligned} \quad (1.18)$$

которая распределяется между α -частицей и ядром-продуктом таким образом, чтобы выполнялся закон сохранения импульса:

$$\mathbf{P}_\alpha + \mathbf{P}_\text{я} = \mathbf{P}(A, Z).$$

Считая, что распадающееся ядро покоится, получим $\mathbf{P}_\alpha = \mathbf{P}_\text{я}$, откуда $T_\text{я} = T_\alpha M_\alpha / M_\text{я}$, или

$$|\varepsilon_\alpha| = T_\alpha + T_\text{я} = T_\alpha \left(1 + \frac{M_\alpha}{M_\text{я}} \right) \text{ и } T_\alpha = |\varepsilon_\alpha| \frac{M_\alpha}{M_\text{я} + M_\alpha}. \quad (1.19)$$

Таким образом, подавляющую часть кинетической энергии, выделяющейся при α -распаде, уносит α -частица, и лишь незначительная ее доля (~2% для тяжелых α -радиоактивных ядер) приходится на ядро-продукт. Так, в приведенном выше случае α -распада ядра ThC ($^{212}_{83}\text{Bi}$) энергия α -частиц равна 6,086 МэВ. Это означает, что ядро-продукт уносит $T_\text{я} = 6,086 \frac{4}{208} = 0,117$ МэВ, а полная кинетическая энергия ΔE_α , выделяемая при α -распаде, равна $\Delta E_\alpha = 6,086 + 0,117 = 6,203$ МэВ.

Очень удобны для рассмотрения α -распада энергетические диаграммы. Энергетическое состояние системы отмечается горизонтальной линией, высота расположения которой характеризует значение энергии в мегаэлектрон-вольтах. Поскольку полная энергия ядра очень велика (порядка 931А МэВ, где А — массовое число), а в процессе α -распада освобождается лишь ничтожная ее часть (порядка 10 МэВ), то для удобства за нуль энергии принимается сумма энергий покоя ядра-продукта и α -частицы:

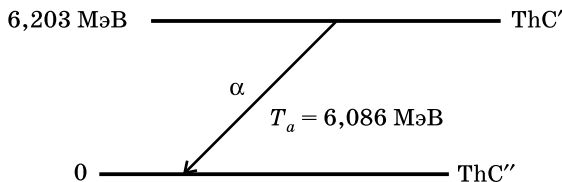


Рис. 1.3

Верхний уровень равен $\Delta E_\alpha = |\varepsilon_\alpha| = 6,203$ МэВ и соответствует энергетическому состоянию ядра ThC ($^{212}_{83}\text{Bi}$) до α -распада. Нижний уровень энергии равен нулю и соответствует энергетическому

состоянию системы, состоящей из дочернего ядра и α -частицы (с нулевыми кинетическими энергиями). При этом около нулевого уровня проставляется только индекс дочернего ядра ThC" ($^{208}_{81}\text{Tl}$), а принадлежность к нему α -частицы отмечается стрелкой, идущей с верхнего уровня налево вниз. На стрелке обычно указывается энергия испускаемой α -частицы (хотя она может быть вычислена по разности энергий уровней при помощи формулы 1.19).

Изображенная на рис. 1.3 схема соответствует простейшему случаю α -распада, когда испускающиеся α -частицы имеют только одну строго определенную энергию. Однако это не единственно возможная схема. Выше было замечено, что в составе α -спектров часто наблюдаются группы α -частиц с меньшими (тонкая структура α -спектров), а иногда и с большими (длиннопробежные α -частицы) энергиями, чем у основной группы α -частиц. Остановимся на энергетическом истолковании этих особенностей α -распада.

Энергетическое состояние атомного ядра, соответствующее минимальному значению его массы покоя, называют *основным состоянием*. Все остальные энергетические состояния ядра называются *возбужденными*, которые отличаются от основного не только значением энергии ядра, но и другими параметрами (спином, магнитным моментом и др.). Поэтому полная характеристика какого-либо энергетического состояния (уровня) ядра, кроме значения энергии, включает в себя также и значения момента количества движения I (спина для основного состояния), четности и др.

Испускание основной группы α -частиц с одной определенной энергией (см. рис. 1.3) соответствует энергетическим переходам между основными состояниями исходного и конечного ядер. Однако если переход осуществляется в одно из возбужденных состояний конечного ядра или, наоборот, из возбужденного состояния исходного ядра, то энергия α -частиц будет соответственно меньше или больше нормальной. Первый случай отвечает возникновению тонкой структуры α -спектра, второй — появлению длиннопробежных α -частиц.

На рисунке 1.4 приведена энергетическая схема, иллюстрирующая возникновение тонкой структуры α -спектра ядра ThC. Здесь наряду с основным энергетическим состоянием конечного ядра, имеющим (с учетом энергии покоя α -частицы) нулевое значение энергии, изображены пять возбужденных состояний с энергиями, равными соответственно 0,040; 0,327; 0,423; 0,492 и 0,617 МэВ. Если, например, α -распад сопровождается образо-

ванием конечного ядра в четвертом возбужденном состоянии, то выделяющаяся при этом кинетическая энергия равна

$$\Delta E_{\alpha_4} = 6,203 - 0,492 = 5,711 \text{ МэВ.}$$

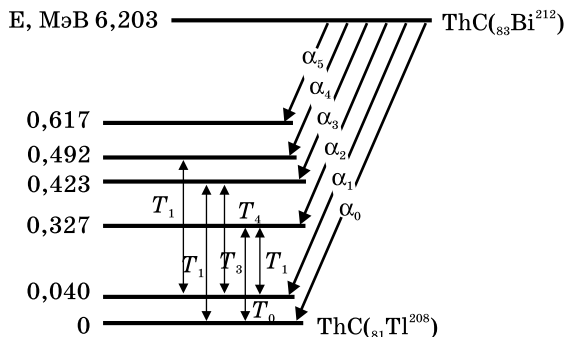


Рис. 1.4

При этом в соответствии с формулой (1.19) на долю α-частицы приходится

$$T_{\alpha_4} = \Delta E_{\alpha} \frac{M_{\text{я}}}{M_{\text{я}} + M_{\alpha}} = 5,711 \frac{208}{212} = 5,603 \text{ МэВ.} \quad (1.20)$$

Аналогично рассчитываются энергии и других α-частиц из спектра тонкой структуры.

Правильность рассмотренной схемы возникновения тонкой структуры α-спектров подтверждается опытами по регистрации γ-излучения, сопровождающего α-распад (см. рис. 1.4). Оказалось, что энергия этих γ-лучей в точности совпадает с разностью энергетических состояний конечного ядра. Например, для γ-лучей, сопровождающих α-распад ThC, были зарегистрированы следующие значения энергии: 0,040; 0,287; 0,327; 0,433; 0,452 и 0,473 МэВ. Легко видеть, что все они могут быть получены в результате вычитания энергии одного уровня конечного ядра из другого. Это означает, что γ-лучи, сопровождающие α-распад, испускаются в результате перехода конечного ядра из какого-нибудь возбужденного состояния в основное или менее возбужденное.

Энергетическое рассмотрение α -распада позволило объяснить целый ряд экспериментальных закономерностей этого процесса. Непонятной осталась только природа закона Гейгера—Неттола, который никак не следует из энергетической схемы α -распада.

Согласно энергетической схеме, α -распад становится возможным в том случае, когда $\epsilon_\alpha < 0$, т. е. когда энергия исходного ядра больше суммы энергий ядра-продукта и α -частицы. Но если это так, то почему α -распад не происходит мгновенно (т. е. за время $\tau = R/v$, где R — радиус ядра, а v — скорость α -частицы)? Ответ на этот вопрос был получен после опыта Резерфорда по рассеянию α -частиц ThC' на тяжелых α -радиоактивных ядрах.

В 1927 г. Резерфорд установил, что α -частицы ThC' , имеющие энергию $T_\alpha = 8,8$ МэВ, рассеиваются тяжелыми α -радиоактивными ядрами (испускающими α -частицы с меньшей энергией) в соответствии с законом Кулона.

Результаты опыта Резерфорда схематически изображены на рис. 1.5. На рисунке 1.5а представлена схема α -распада: по оси абсцисс отложено расстояние r между дочерним ядром и α -частицей, так что состоянию системы до α -распада соответствует $r < R$, а после распада $r \gg R$ (R — радиус ядра); по оси ординат отложена энергия системы. Как обычно, за нуль энергии выбрана сумма масс покоя дочернего ядра и α -частицы. Уровень E соответствует энергии исходного α -радиоактивного ядра, причем $E < 8,8$ МэВ (например, для урана $E \approx 4$ МэВ).

Альфа-распад соответствует росту r и переходу системы из энергетического состояния E в нулевое состояние. Энергия E выделяется в виде кинетической энергии α -частицы и дочернего ядра.

Кривая потенциальной энергии при $r = R$ имеет максимум, который называется *кулоновским потенциальным барьером*. Поэтому нет ничего удивительного в том, что α -распад происходит не мгновенно. Скорее надо удивляться тому, что он вообще происходит. В самом деле, преодоление α -частицей с кинетической энергией 4 МэВ кулоновского барьера высотой $E' > 8,8$ МэВ можно сравнить со спуском безмоторной тележки или санок с горы высотой 4 м с последующим подъемом по инерции на гору высотой более 8,8 м. Невозможность такого движения тележки очевидна. Однако объяснение опыта Резерфорда, как показали в 1928–1929 гг. Гамов, Генри и Кондон, заключается именно в этом неправдоподобном с точки зрения классической физики эффекте преодоления потенциального барьера. Оказывается, что в мире микрочастиц (электронов, нуклонов, α -частиц), движение которых описывается не классической, а квантовой механикой, возможен процесс так называемого *туннельного*

перехода, или прохождения частицы через потенциальный барьер.

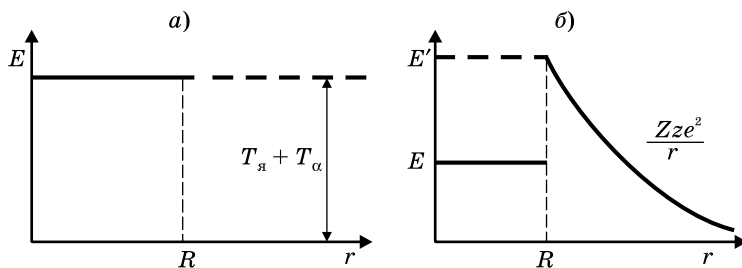
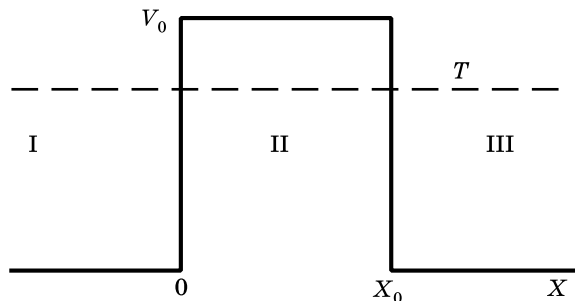


Рис. 1.5

На рисунке 1.5б изображена схема рассеяния α -частиц ThC' ($T_\alpha = 8,8$ МэВ). Первый этап рассеяния (сближение α -частицы с ядром) соответствует уменьшению r и росту энергии системы по закону Кулона от нулевого значения до значения E' , которое при $r = R$ должно быть, согласно опыту Резерфорда, больше 8,8 МэВ. Таким образом, энергия системы при $r = R$ оказывается больше как начального (E), так и конечного (0) ее значений.

Соответствующая задача формулируется и решается в квантовой механике. Решение получим в виде выражения для коэффициента прозрачности барьера D :

$$D = e^{-\frac{2}{\hbar} \sqrt{2m(V-E)}x_0}. \quad (1.21)$$



Полученный результат легко обобщается на барьер произвольной формы (рис. 1.7), который может быть разбит на ряд прямоугольных барьеров. Суммируя действие этих элементарных барьеров, получим

$$D = e^{-\frac{2}{\hbar} \int_{x_1}^{x_2} \sqrt{2m(V-E)} dx} \quad (1.22)$$

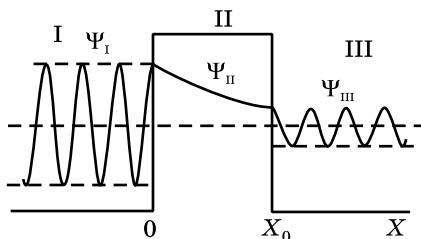


Рис. 1.6

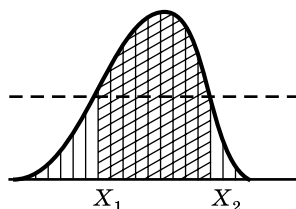


Рис. 1.7

Для трехмерного случая коэффициент прозрачности равен

$$D = e^{-\frac{2}{\hbar} \int_{r_1}^{r_2} \sqrt{2m(V-E)} dr} \quad (1.23)$$

Рассмотрим в качестве примера простейший случай кулоновского потенциала $V_k = Zze^2/r$, действующего между двумя заряженными частицами с зарядами Z и z , например между α -частицей и ядром при α -распаде ($z = 2$). В этом случае выражение (1.23) примет вид

$$D = e^{-\frac{2}{\hbar} \int_R^{r_T} \sqrt{2m(\frac{Zze^2}{r} - E)} dr},$$

где $E = T$ — кинетическая энергия α -частицы;

R — радиус ядра;

$r_T = \frac{Zze^2}{T}$ — точка поворота, которую можно найти из условия $V_k(r_T) = T$;

m — масса α -частицы (рис. 1.8). (Строго говоря, под знаком корня должна стоять приведенная масса $\mu = \frac{mM}{m+M}$, где M — масса ядра; но так как $m \ll M$, то $\mu \approx m$.)

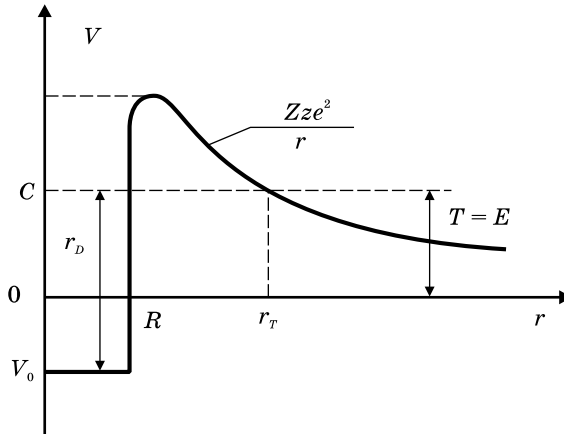


Рис. 1.8

Следует отметить, что кривая потенциальной энергии на рис. 1.8 в области $r < R$ идет ниже, а в области $R < r < r_T$ — выше уровня полной энергии E . Так что кинетическая энергия α -частицы внутри ядра больше, чем вне его: $T'_\alpha > T = E$. Этот результат следует из квантово-механического рассмотрения ядерного взаимодействия.

Проинтегрировав формулу (1.23), получим для коэффициента прозрачности формулу:

$$D = e^{-2g\gamma}, \quad (1.24)$$

где $g = \frac{R}{\lambda_B}$; $\gamma = \sqrt{\frac{B}{T}} \arccos \sqrt{\frac{T}{B}} - \sqrt{1 - \frac{T}{B}}$;

$$B = V_k(R) = \frac{Zze^2}{R} \text{ — высота кулоновского барьера;}$$

$$\lambda_B = \frac{\hbar}{P_B} = \frac{\hbar}{\sqrt{2mB}} \approx \frac{4,5 \cdot 10^{-13}}{\sqrt{T \text{ (МэВ)}}} \text{ см;} \quad (1.25)$$

λ_B — волна де Бройля, соответствующая кинетической энергии частицы, равной высоте барьера ($T = B$).

Величину кулоновского барьера B можно легко оценить по формуле

$$B = \frac{Zze^2}{R} = \frac{Zz(4,8 \cdot 10^{-10})^2}{1,4 \cdot 10^{-13} A^{1/3} \cdot 1,6 \cdot 10^{-6}} \approx \frac{Zz}{A^{1/3}} \text{ МэВ.} \quad (1.26)$$

В таблице 1.4 приведены приближенные значения B для разных ядер и частиц.

Таблица 1.4

Ядро	B_p , МэВ	B_α , МэВ
${}^4_2\text{He}$	2,5	5
${}^{16}_8\text{O}$	3,5	7
${}^{119}_{50}\text{Sn}$	10	20
${}^{238}_{92}\text{U}$	15	30

Выше был рассмотрен простейший случай потенциального барьера — взаимодействие заряженных частиц с орбитальным моментом $l = 0$. В общем случае α -частица может вылетать из ядра с $l \neq 0$.

Это следует из того, что параметр удара ρ для вылетающих из ядра α -частиц должен быть не больше радиуса ядра $\rho \leq R$ (рис. 1.9):

$$\rho = \frac{\hbar}{p} \sqrt{l(l+1)} = \lambda \sqrt{l(l+1)}. \quad (1.27)$$

Отсюда $\lambda \sqrt{l(l+1)} \leq R$ или $l \leq \frac{R}{\lambda}$.

Используя формулу $R = 1,4 \cdot 10^{-13} A^{1/3}$ см для тяжелого ядра, получим $R \approx 10^{-12}$ см. Для вычисления λ воспользуемся формулой (1.24), которая применительно к α -частице принимает вид

$$\lambda = \frac{2,25 \cdot 10^{-13}}{\sqrt{T \text{ (МэВ)}}} \text{ см.}$$

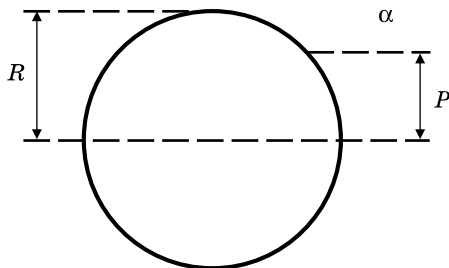


Рис. 1.9

Если кинетическая энергия α -частицы равна ее среднему значению для радиоактивных ядер $\bar{T}_\alpha = 6 \text{ МэВ}$, то $\lambda \approx 10^{-13} \text{ см}$. Отсюда $l \leq 10$.

Возможные значения l определяются правилами отбора по моменту количества движения и четности, которые вытекают из соответствующих законов сохранения.

Согласно правилу отбора по моменту количества движения, орбитальный момент l , уносимый α -частицей, должен быть связан следующим соотношением с моментом количества движения начального I и конечного I' состояний:

$$|I - I'| \leq l \leq |I + I'|. \quad (1.28)$$

При этом в соответствии с правилом отбора по четности значения l должны быть четными при одинаковых четностях начального и конечного состояний и нечетными при различных. Количество и конкретные значения l определяются величиной I и I' и четностью соответствующих состояний.

Легко убедиться в справедливости следующих частных случаев правил отбора (1.28):

- 1) при $I = I' = 0$ $l = 0$;
- 2) при $I = I' \neq 0$ $l = 0, 1, \dots, (I + I')$;
- 3) при $I = 0$ (или $I' = 0$) $l = I'$ (или $l = I$).

Очевидно, что, когда l имеет единственное значение, α -переход может не удовлетворять правилам отбора, если четность l не согласуется с характером изменения четности ядра при α -распаде.

Если правила отбора допускают $l \neq 0$, то кроме кулоновского потенциала должен быть учтен также центробежный потенциал:

$$V_{\text{ц}} = \frac{\hbar^2 l(l+1)}{2mr^2}. \quad (1.29)$$

Квантово-механическая формула (1.28) для центробежного потенциала может быть записана по аналогии с соответствующими классическими понятиями. Центробежная сила в классической механике равна

$$-\frac{\partial V_{\text{ц}}}{\partial r} = \frac{mv^2}{r} = \frac{m^2 v^2 r^2}{mr^3} = \frac{|l|^2}{mr^3},$$

где m — масса частицы;

v — ее скорость;

r — радиус движения (он же параметр удара);

$|l|^2$ — модуль момента количества движения.

Но момент количества движения в квантовой механике есть величина, квантующаяся и принимающая значения $|l| = \hbar\sqrt{l(l+1)}$.

$$\text{Поэтому } -\frac{\partial V_{\text{ц}}}{\partial r} = \frac{\hbar^2 l(l+1)}{mr^3}.$$

$$\text{Откуда } V_{\text{ц}} = \frac{\hbar^2 l(l+1)}{2mr^2}.$$

Значение $V_{\text{ц}}$ при $r = R$ называется *высотой центробежного барьера* $B_{\text{ц}} = \frac{\hbar^2 l(l+1)}{2mR^2}$. Легко видеть, что условие $\rho \leq R$ (из которого получается набор возможных значений $l: l \leq R/\lambda$) эквивалентно условию $T \geq B_{\text{ц}}$. Другими словами, центробежный барьер не препятствует вылету α -частиц с $l \leq R/\lambda$ (надбарьерный эффект). Наоборот, случаю $\rho > R$ ($l > R/\lambda$) соответствует условие $T < B_{\text{ц}}$, когда центробежный барьер затрудняет вылет α -частиц с $l > R/\lambda$ (подбарьерный эффект).

Важно отметить, что существование центробежного барьера связано не с зарядом, а с характером движения частицы, с наличием у нее отличного от нуля орбитального момента. Поэтому центробежный барьер надо учитывать также и при взаимодействии нейтральных частиц (например, нейтронов) с ядрами.

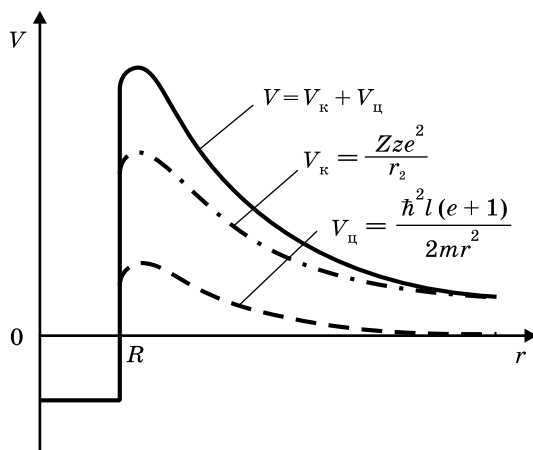


Рис. 1.10

Таким образом, в общем случае α -распада, когда $l \neq 0$, потенциал взаимодействия α -частицы с ядром равен

$$V = V_{\kappa} + V_{\text{ц}} = \frac{Zze^2}{r} + \frac{\hbar^2 l(l+1)}{2mr^2} \quad (1.30)$$

(рис. 1.10) и в формулу для D в качестве V входит сумма $V_{\kappa} + V_{\text{ц}}$:

$$D = e^{-\frac{2}{\hbar} \int_R^{r_T} \sqrt{2m(V_{\kappa} + V_{\text{ц}} - E)} dr} \quad (1.31)$$

Это приводит к возрастанию интеграла и уменьшению коэффициента прозрачности D : $D_{l \neq 0} < D_{l=0}$.

Однако эффект центробежного барьера не может быть большим. Во-первых, как было показано, орбитальный момент l α -частиц, испускаемых ядром, сравнительно невелик: $l \leq R/\lambda \approx 10$.

Во-вторых, значение центробежного барьера, который в наивысшей его точке (при $r = R$) может быть оценен по формуле

$$\begin{aligned} B_{\text{ц}} &= \frac{\hbar^2 l(l+1)}{2m_{\alpha} R^2} = \frac{10^{-54} l(l+1)}{8 \cdot 1,66 \cdot 10^{-24} \cdot 10^{-24} \cdot 1,6 \cdot 10^{-6}} \approx \\ &\approx \frac{l(l+1)}{20} \text{ МэВ}, \end{aligned} \quad (1.32)$$

даже при максимальном значении $l = 10$ получается не более 5 МэВ. Если учесть к тому же, что центробежный потенциал гораздо быстрее убывает с расстоянием r , чем кулоновский, то становится ясно, что отличие $D_{l \neq 0}$ от $D_{l=0}$ не может быть слишком большим (сохраняется порядок величины) и потому не приводит к существенным различиям между величинами вероятностей испускания α -частиц с $l = 0$ и с $l \neq 0$.

Это заключение подтверждается экспериментальным наблюдением в α -спектрах со сравнимой интенсивностью α -частиц, соответствующих разным l (имеющих различное угловое распределение).

Верно и обратное утверждение. Взаимодействие α -частиц (и других заряженных частиц) с ядрами протекает со сравнимыми вероятностями как при $l = 0$, так и при $l \neq 0$ вплоть до некоторого значения $l_{\text{крит}}$. В этом смысле роль центробежного барьера при взаимодействии нейтральных частиц с ядрами сказывается гораздо сильнее. Медленные нейтроны из-за центробежного барьера могут взаимодействовать с ядрами практически только при $l = 0$.

Полученная выше величина коэффициента прозрачности потенциального барьера D имеет физический смысл вероятности для α -частицы пройти через потенциальный барьер. Для того чтобы связать эту величину с экспериментально определяемым значением постоянной распада λ , надо учесть вероятность образования α -частицы внутри ядра (в зависимости от его свойств) и скорость ее движения. Это приводит к соотношению:

$$\lambda = kD, \quad (1.33)$$

в котором k называется *предэкспоненциальным множителем*.

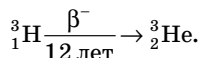
В настоящее время пока ещё нет теории, которая позволяла бы надёжно вычислять k . В наиболее простом толковании предэкспоненциальный множитель k даёт число соударений о границы ядра (барьера), испытываемых α -частицей за 1 с. Если скорость α -частицы равна v , то время τ , затрачиваемое α -частицей на пересечение ядра, равно $2R/v$. Обратная величина $1/\tau$ равна числу соударений в единицу времени: $k = 1/\tau \approx v/2R$.

1.5. β -распад

β -распадом называется процесс самопроизвольного превращения нестабильного ядра в ядро-изобар с зарядом, отличным на $\Delta Z = \pm 1$, в результате испускания электрона (позитрона) или захвата электрона. Период полураспада β -радиоактивных ядер меняется от $\sim 10^{-2}$ с до $\sim 2 \cdot 10^{15}$ лет. Энергия β -распада заключена в пределах от 18 кэВ (для ${}^1_1\text{He}^3$) до 16,6 МэВ (для ${}^7_{12}\text{N}^{12}$).

Известны три вида β -распада: β^- -распад, β^+ -распад и e -захват (K -захват).

Простейшим примером электронного β -распада является (если не считать β -распад нейтрона) β -распад трития:



Этот процесс схематически изображён на рис. 1.11. В конечном итоге β -распад трития сводится к превращению одного нейтрона в протон.

Энергетическое условие возможности β -распада ядра с массовым числом A и зарядом Z записывается так:

$$M(A, Z) > M(A, Z+1) + m_e. \quad (1.34)$$

Масса исходного (β -радиоактивного) ядра должна быть больше суммы масс конечного ядра и электрона. Это условие можно вы-

разить через массы атомов, если к левой и правой частям неравенства (1.34) прибавить по Zm_e :

$$M_{\text{ат}}(A, Z) > M_{\text{ат}}(A, Z+1). \quad (1.35)$$

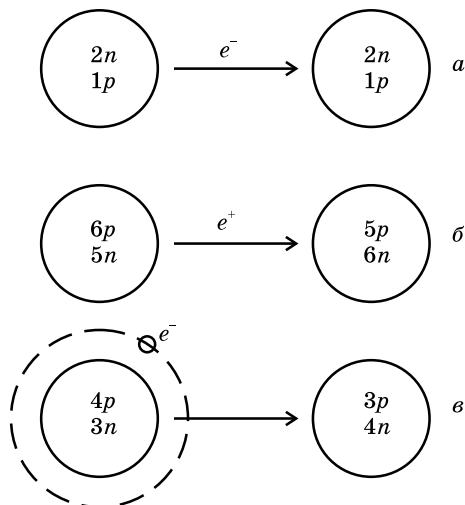


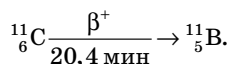
Рис. 1.11

Энергия, выделяющаяся при β^- -распаде:

$$E_{\beta^-} = [M_{\text{ат}}(A, Z) - M_{\text{ат}}(A, Z+1)]c^2. \quad (1.36)$$

Для рассмотренного примера $E_{\beta^-} = 0,018$ МэВ.

Примером позитронного β -распада является β^+ -распад ядра ${}^{11}_{6}\text{C}$, сопровождающийся испусканием положительного электрона — *позитрона*:



В этом случае β^+ -распад ядра ${}^{11}_{6}\text{C}$ сводится как бы к превращению одного протона в нейтрон. Разумеется, это превращение надо понимать условно, так как масса протона меньше массы нейтрона, вследствие чего позитронный распад свободного протона

невозможен. Однако для протона, связанного в ядре, подобное превращение возможно, так как недостающая энергия восполняется ядром.

Энергетическое условие β^+ -распада записывается по аналогии с условием β^- -распада:

$$M(A, Z+1) > M(A, Z) + m_e. \quad (1.37)$$

Если, прибавив к обеим частям неравенства по $(Z+1)m_e$, перейти от масс ядер к массам атомов, то неравенство приобретает следующий вид:

$$M_{\text{ат}}(A, Z+1) > M_{\text{ат}}(A, Z) + 2m_e. \quad (1.38)$$

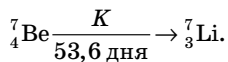
Энергия, выделяющаяся при β^+ -распаде:

$$E_{\beta^+} = [M_{\text{ат}}(A, Z) - M_{\text{ат}}(A, Z-1) - 2m_e]c^2. \quad (1.39)$$

Для β^+ -распада ядра ${}^{11}_{\text{C}}$ она составляет $E_{\beta^+} \approx 1 \text{ МэВ}$.

Третий вид β -радиоактивности — электронный захват (e -захват) — заключается в захвате ядром электрона из электронной оболочки собственного атома. Природа e -захвата была раскрыта при изучении сопровождающего его рентгеновского излучения. Оказалось, что оно соответствует переходу электронов на освободившееся место в электронной оболочке образующегося после e -захвата атома $(A, Z-1)$. e -захват имеет существенное значение для тяжелых ядер, у которых K -оболочка расположена близко к ядру. Наряду с захватом электрона из K -оболочки (K -захват) наблюдается также захват электрона из L -оболочки (L -захват), из M -оболочки (M -захват) и т. д.

Примером легкого K -радиоактивного ядра является ядро ${}^7_4\text{Be}$, захватывающее K -электрон и превращающееся в ядро ${}^7_3\text{Li}$:



Энергетическое условие возможности K -захвата можно записать, как

$$M(A, Z) + m_e > M(A, Z-1) \quad (1.40)$$

а после прибавления к левой и правой частям по Z масс электронов имеет вид

$$M_{\text{ат}}(A, Z+1) > M_{\text{ат}}(A, Z-1). \quad (1.41)$$

Энергия, выделяющаяся при K -захвате:

$$E_{\beta^+} = [M_{\text{ат}}(A, Z) - M_{\text{ат}}(A, Z-1) - 2m_e]c^2. \quad (1.42)$$

Сопоставляя между собой неравенства (1.35), (1.38) и (1.41), можно прийти к следующим выводам.

Так как в случае $M_{\text{ат}}(A, Z+1) > M_{\text{ат}}(A, Z) + 2m_e$ ядро (A, Z) является β^- -радиоактивным, а в случае $M_{\text{ат}}(A, Z+1) > M_{\text{ат}}(A, Z) + 2m_e$ K -радиоактивным, то, вообще говоря, не должно существовать двух соседних по заряду стабильных изобар. Исключения возможны только тогда, когда соответствующие переходы запрещены из-за большого различия в моментах обоих ядер.

При выполнении неравенства (1.38) автоматически выполняется и неравенство (1.41), поэтому переходы между соответствующими ядрами возможны как посредством β^+ -распада, так и с помощью K -захвата. Примером может служить ядро ${}^{52}_{25}\text{Mn}$, которое переходит в ядро ${}^{52}_{24}\text{Cr}$ в 35% случаев за счет β^+ -распада и в 65% случаев за счет K -захвата.

Для некоторых ядер (A, Z) может одновременно выполняться как условие (1.38) по отношению к изобару $(A, Z-1)$, так и условие (1.35) по отношению к изобару $(A, Z+1)$. В этом случае ядро (A, Z) будет одновременно испытывать все три вида β -превращений. Примером является ядро ${}^{64}_{29}\text{Cu}$, которое в 40% случаев испускает электрон, в 40% случаев испытывает электронный захват и в 20% случаев испускает позитрон (рис. 1.12).

При указанном в предыдущем случае соотношении масс изобар $(A, Z-1)$, (A, Z) и $(A, Z+1)$, когда энергетически запрещен последовательный β -переход вида $(A, Z-1) \xrightarrow{\beta} (A, Z) \xrightarrow{\beta} (A, Z+1)$ следует иметь в виду принципиальную возможность процесса двойного β -распада [если $M_{\text{ат}}(A, Z+1) > M_{\text{ат}}(A, Z) + 2m_e$], при котором ядро $(A, Z-1)$ превращается непосредственно в ядро $(A, Z+1)$ за счет одновременного испускания двух электронов. Эта возможность будет обсуждена ниже.

При β^- , β^+ -распаде ядра с большим избытком (недостатком) нейтронов конечное ядро может образоваться в возбужденном состоянии с энергией возбуждения, превышающей энергию отделения нейтрона (протона). В таком случае конечное ядро будет испускать запаздывающий (на время β -распада) нейтрон (протон).

Измерения β -спектров показали, что в процессе β -распада испускаются электроны всех энергий — от нуля до энергии $(T_e)_{\text{макс}}$, приблизительно равной (в случае β^- -распада) разности энергетических состояний исходного и конечного атомов:

$$E_{\beta^+} = [M_{\text{ат}}(A, Z) - M_{\text{ат}}(A, Z-1) - 2m_e]c^2. \quad (1.43)$$

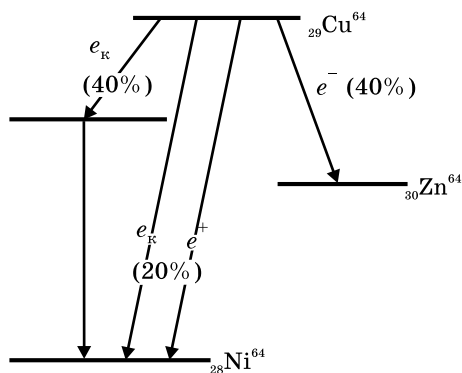


Рис. 1.12

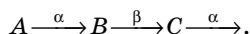
Средняя энергия электронов, испускаемых тяжелыми ядрами, обычно составляет около $1/3$ максимальной энергии $M_{\text{ат}}(A, Z+1) > M_{\text{ат}}(A, Z) + 2m_e$ и для естественных радиоактивных элементов заключена в пределах $\bar{T}_e = (0,25 - 0,45) \text{ МэВ}$. β -Спектры легких ядер более симметричны. Для них $\bar{T}_e \approx \frac{1}{2}(T_e)_{\text{макс}}$.

Типичный β -спектр изображен на рис. 1.13.

Интерпретация непрерывного характера энергетического спектра электронов β -распада в свое время вызвала очень большие трудности. Казалось, что подобно α -распаду, при котором испускающиеся α -частицы имеют вполне определенную энергию, β -распад также должен приводить к испусканию монохроматических электронов, энергия которых будет определяться энергетическими состояниями исходного и конечного ядер:

$$T_e = \Delta E_{\beta^-} = E_1 - E_2 - m_e c^2. \quad (1.44)$$

Такое предположение выглядит особенно естественно в тех случаях, когда исходное ядро B получается в результате α -распада другого ядра A , а конечное ядро C является α -радиоактивным:



В этом случае из монохроматичности α -частиц следует, что ядра B и C имеют вполне определенные энергетические со-

стояния, β -переходы между которыми, казалось бы, должны сопровождаться испусканием моноэнергетических электронов.

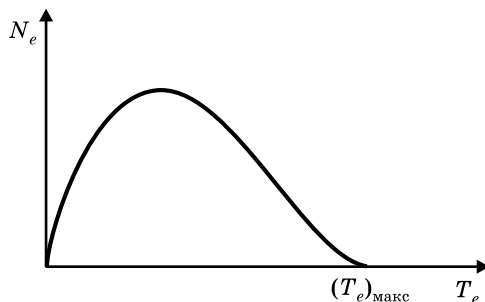


Рис. 1.13

Очень убедительный аргумент в пользу такого взгляда давала также так называемая *ториевая вилка*. Известно, что ядро ThC (${}_{83}\text{Bi}^{212}$) испытывает одновременно α - и β -распады (рис. 1.14), причем продукты распада путем β - и α -распадов превращаются в одно и то же конечное ядро ThD (${}_{82}\text{Pb}^{208}$). Очевидно, что суммарное энергосодержание по обоим ветвям перехода должно быть одинаковым. Это условие может быть выполнено, если предположить, что в β -распаде испускаются монохроматические электроны с энергией, равной максимальной энергии β -спектра $(T_e)_{\text{макс}} = \Delta E_\beta$. Однако подобное предположение не согласуется с непрерывным характером экспериментального спектра электронов β -распада.

Для объяснения несовпадения энергии электронов с энергией, освобождающейся при β -распаде, были выдвинуты несколько гипотез.

В процессе β -распада наряду с электроном с энергией T_e испускается еще одна частица — *нейтрино*, которая уносит энергию $\Delta E_\beta - T_e$, так, что суммарная энергия электрона и нейтрино равна энергии β -распада ΔE_β . Эта гипотеза, высказанная впервые в 1931 г. Паули, в настоящее время общепринята и экспериментально доказана.

Легко предсказать свойства нейтрино. В соответствии с законом сохранения электрического заряда и с тем, что нейтрино не ионизует атомов среды, через которую оно пролетает, заряд нейтрино должен быть равен нулю. Масса нейтрино тоже должна быть равна нулю (или, во всяком случае, много меньше массы электрона). Это связано с тем, что нейтрино уносит большую часть энергии β -распада. Из-за отсутствия ионизации следует

также равенство нулю или чрезвычайная малость магнитного момента нейтрино (по наиболее точным оценкам $\mu_\nu < 10^{-7} \mu_B$). Спин нейтрино должен быть полуцелым. Это связано с тем, что характер спина (целый или полуцелый) атомного ядра определяется массовым числом A . В процессе β -распада A не меняется и, следовательно, характер спина ядра должен сохраняться. Вместе с тем вылетающий в результате β -распада электрон уносит с собой спин $\hbar/2$, что должно привести к изменению характера спина ядра. Противоречие устраняется, если приписать нейтрино полуцелый спин. Теоретический расчет формы β -спектра, сделанный в разных предположениях относительно значения спина нейтрино, показал, что его спин должен быть равен $\hbar/2$. Проведенное рассуждение одинаково справедливо как для β^- -распада, так и для β^+ -распада.

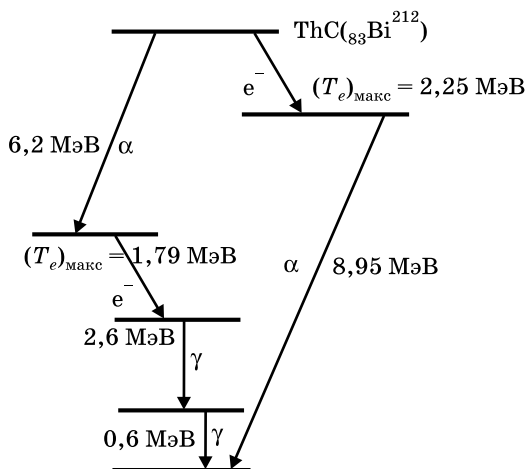


Рис. 1.14

1.6. γ -излучение ядер

Гамма-кванты испускаются ядрами, образующимися после α - или β -распада в возбужденном состоянии. После α -распада обычно испускаются γ -лучи невысокой энергии ($E_\gamma < 0,5 \text{ МэВ}$), так как α -распад, сопровождающийся образованием дочернего ядра в сильно возбужденном состоянии ($W > 0,5 \text{ МэВ}$), затруд-

нен малой прозрачностью барьера для α -частиц с пониженной энергией. Энергия γ -лучей, испускаемых дочерним ядром после β -распада, может быть больше и достигает 2–2,5 МэВ. Это связано с тем, что вероятность β -распада определяется более слабой функцией энергии, чем вероятность α -распада.

В обоих рассмотренных примерах ядро, испускающее γ -лучи, имеет сравнительно небольшую энергию возбуждения, недостаточную для испускания нуклона.

Испускание γ -лучей ядрами, возбужденными значительно выше энергии отделения частицы, бывает связано с запретом по четности и моменту количества движения для вылета нуклонов (или других частиц), который делает процесс испускания γ -лучей относительно более вероятным. Примером такого рода является испускание γ -лучей с энергией 17 МэВ в результате реакции ${}^7_3\text{Li} + p \rightarrow {}^8_4\text{Be} + \gamma$, идущей под действием s -протонов.

В процессе испускания γ -кванта ядро переходит из возбужденного состояния в состояние с меньшей энергией (радиационный переход). Радиационный переход может быть *однократным*, когда ядро, испустив один квант, сразу переходит в основное состояние (рис. 1.15), или *каскадным*, когда снятие возбуждения происходит в результате последовательного испускания нескольких γ -квантов (см. рис. 1.15б).

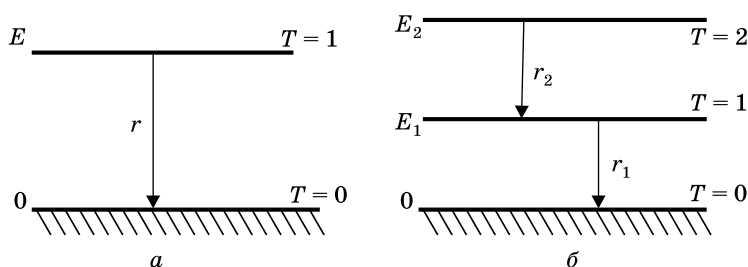


Рис. 1.15

По своей физической природе γ -излучение представляет собой коротковолновое электромагнитное излучение ядерного происхождения. Обычно энергия ядерных квантов бывает заключена в пределах примерно от 10 кэВ до 5 МэВ. Это соответствует интервалу длин волн $10^{-8} \text{ см} \geq \lambda_\gamma \geq 10^{-11} \text{ см}$.

Величина энергии γ -кванта E_γ определяется разностью энергий уровней ядра E , между которыми происходит радиационный

переход. В соответствии с законами сохранения энергии и импульса

$$E = E_\gamma + T_{\text{яд}}; \quad \mathbf{p} = \mathbf{p}_\gamma + \mathbf{p}_{\text{яд}}, \quad (1.45)$$

где $T_{\text{яд}}$ и $\mathbf{p}_{\text{яд}}$ — кинетическая энергия и импульс ядра отдачи соответственно. Отсюда легко получить оценку $T_{\text{яд}}$:

$$T_{\text{яд}} = \frac{E_\gamma^2}{2M_{\text{яд}}c^2} \approx \frac{E^2}{2M_{\text{яд}}c^2}. \quad (1.46)$$

γ -лучи, испускающиеся ядром при переходе в низшее энергетическое состояние, могут уносить различный момент количества движения l . Излучение, уносящее момент количества движения $l = 1$, называется *дипольным*, $l = 2$ — *квадрупольным*, $l = 3$ — *октупольным* и т. д. (излучения с $l = 0$ не существует из-за поперечности электромагнитных волн). Каждое из них характеризуется определенным характером углового распределения. γ -кванты различной мультипольности возникают в результате различных «колебаний» ядерной жидкости — электрических (дипольные, квадрупольные и т. д.) и магнитных (дипольные, квадрупольные и т. д.).

Процессы первого типа обусловлены перераспределением электрических зарядов в ядре, процессы второго типа — перераспределением спиновых и орбитальных магнитных моментов.

Правила отбора при γ -излучении связаны с выполнением законов сохранения момента количества движения и четности.

В соответствии с законом сохранения момента количества движения должно существовать следующее соотношение между моментами $I_{\text{н}}$ и $I_{\text{к}}$ начального и конечного ядер и моментом l , уносимым γ -квантом:

$$|I_{\text{н}} - I_{\text{к}}| \leq l \leq |I_{\text{н}} + I_{\text{к}}|. \quad (1.47)$$

Соотношение (1.47) является правилом отбора по моменту количества движения. Согласно этому соотношению дипольные γ -кванты ($l = 1$) могут быть испущены при переходах между состояниями с $\Delta I = 0, \pm 1$, кроме (0–0)-переходов; квадрупольные ($l = 2$) — при переходах между состоянием с $\Delta I = 0, \pm 1, \pm 2$, кроме (0–0)-, (0–1)- и (1–0)-переходов и т. д.

Периоды полураспада для излучения различной мультипольности сильно отличаются друг от друга, в особенности для переходов между состояниями, близкими по энергии.

Из теории следует, что увеличение порядка мультипольности на единицу приводит к уменьшению вероятности перехода

в λ/R^2 раз, где R — радиус ядра, а λ — длина волны излучения. Так, например, при $A = 100$ и $E_\gamma = 0,5$ МэВ $\lambda/R^2 = 10^5$. В связи с этим период полураспада для дипольного перехода обычно заключен в пределах 10^{-17} – 10^{-13} с, а для квадрупольного не бывает меньше 10^{-13} с. Если же энергия γ -квантов невелика (~ 100 кэВ), то период полураспада для квадрупольного излучения достигает 10^{-10} – 10^{-3} с, для октупольного — нескольких часов, а при $l = 4$ — нескольких лет. Быстрое убывание вероятности γ -излучения с ростом l приводит к тому, что из различных l , удовлетворяющих правилу отбора (1.47), следует рассматривать только наименьшее $l = |\Delta I|$.

Второе правило отбора связано с выполнением закона сохранения четности волновой функции. Теория показывает, что испускание дипольных электрических γ -квантов разрешено по четности, если четность после γ -излучения изменяется на обратную, а дипольных магнитных γ -квантов, если четность сохраняется. Вообще разрешенное изменение четности ядра, испускающего электрическое γ -излучение мультипольности, описывается формулой

$$P_{\text{н}}/P_{\text{к}} = (-1)^l, \quad (1.48)$$

а для ядра, испускающего магнитное l -мультипольное излучение, — формулой

$$P_{\text{н}}/P_{\text{к}} = (-1)^{l+1}, \quad (1.48')$$

где $P_{\text{н}}$ и $P_{\text{к}}$ — соответственно четности начального и конечного состояний ядра.

Совместное применение правил отбора по моменту и четности приводит к выводу, что радиационный переход между двумя энергетическими состояниями атомного ядра, как правило, должен происходить путем испускания двух наименьших по l мультиполей, удовлетворяющих отбору четности:

$$l = |\Delta I| \quad (1.49)$$

и

$$l = |\Delta I| + 1. \quad (1.49')$$

Один из них должен быть электрическим, другой — магнитным. В таблице 1.5 приведены практически осуществляющиеся переходы для нескольких невысоких значений $|\Delta I|$ при условии сохранения или изменения четности.

Таблица 1.5

ΔP	$ \Delta I $			
	0	1	2	3
$\Delta P \neq 0$ (четность изменяется)	Э1; М2	Э1; М2	М2; Э3	Э3; М4
$\Delta P = 0$ (четность сохраняется)	М1; Э2	М1; Э2	Э2; М3	М3; Э4

Разумеется, из числа возможных переходов должны быть исключены: (0–0)-переход для $\Delta I = 0$; (0–1)- и (1–0)-переходы (при $l = 2$) для $|\Delta I| = 1$; (0–2)- и (2–0)-переходы (при $l = 3$) для $|\Delta I| = 2$ и т. д. Кроме того, необходимо учитывать, что отношение вероятностей магнитного и электрического переходов (при одной и той же мультипольности) равно квадрату отношения магнитного момента ядра $\left(\approx \frac{e\hbar}{m_N c} \right)$ к электрическому ($\sim eR$):

$$\left(\frac{e\hbar}{m_N c} / eR \right)^2 = \left(\frac{\hbar}{m_N c R} \right)^2. \quad (1.50)$$

что при $A = 100$ составляет 10^{-3} . Эта величина существенно больше значения $(R/\lambda)^2$ (которое, как указывалось выше, при $A = 100$ и $\Delta E = 0,5$ МэВ равно 10^{-5}). В связи с этим почти во всех случаях (кроме $|\Delta I| = 1$; $\Delta P = 0$) из двух переходов, разрешенных правилами отбора, преобладающим является только один — с наименьшим l (в табл. 1.5 преобладающие переходы подчеркнуты). Поэтому, изучая γ -излучение экспериментально, можно по типу γ -перехода определить четность и изменение спина ядра.

Кроме испускания γ -лучей существует еще один механизм потери энергии возбужденным ядром — испускание электронов внутренней конверсии. В этом процессе, как показывает теория, энергия возбуждения ядра непосредственно (без предварительного испускания γ -кванта) передается орбитальному электрону. Очевидно, что в таком механизме будут освобождаться моноэнергетические электроны, энергия которых определяется энергией ядерного перехода и типом электронной орбиты. С наибольшей вероятностью процесс внутренней конверсии идет на K -электронах.

Однако если энергия E , освобождаемая при ядерном переходе, меньше энергии связи K -электрона, то конверсия на K -электронах становится энергетически невозможной и наблюдается конверсия на L -электронах и т. д. Из самого характера явления следует, что конверсионное излучение должно всегда со-

проводятся испусканием характеристических рентгеновских лучей и электронов Оже. (Электроны Оже испускаются в процессе *непосредственной* передачи энергии возбуждения атома одному из его внешних электронов, без предварительного испускания фотона.)

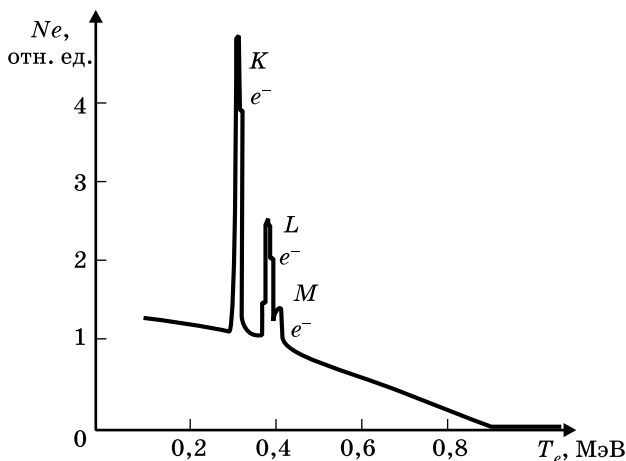


Рис. 1.16

На рисунке 1.16 представлен типичный β -спектр с острыми максимумами, соответствующими испусканию конверсионных электронов. Обычно максимумы конверсионного происхождения отмечаются на кривой β -спектра значками e^- . На энергетических диаграммах такими же значками отмечаются переходы, сопровождающиеся испусканием электронов внутренней конверсии.

Конверсионное излучение может наблюдаться как вместе с γ -излучением, так и без него. Отношение числа испущенных конверсионных электронов к числу испускаемых γ -квантов называется *коэффициентом внутренней конверсии*:

$$\alpha = \frac{N_{e^-}}{N_\gamma} = \alpha_K + \alpha_L + \alpha_M + \dots \quad (1.51)$$

Иногда коэффициентом внутренней конверсии называют отношение числа испущенных конверсионных электронов к суммарному числу γ -квантов и конверсионных электронов:

$$\alpha = N_{e^-} / (N_\gamma + N_{e^-}).$$

Здесь $\alpha_K = (N_e)_K / N_\gamma$ — парциальный коэффициент внутренней конверсии для электронов K -оболочки; α_L — для электронов L -оболочки и т. д.

Как показывает теория, коэффициент конверсии сильно зависит от энергии перехода (уменьшается с ростом E), атомного номера ядра (растет с ростом Z), оболочки, из которой выбивается электрон (уменьшается с ростом радиуса оболочки), характера (электрического или магнитного) и мультипольности конкурирующего γ -излучения (коэффициент конверсии растет с ростом мультипольности γ -излучения).

Изучение внутренней конверсии имеет большое значение для определения различных характеристик ядерных уровней (энергии — по энергии конверсионных электронов, момента количества движения — по величине коэффициента конверсии и др.).

Кроме процессов испускания γ -лучей и явления внутренней конверсии переходы возбужденного ядра в низшее состояние могут происходить также за счет испускания электронно-позитронной пары (если энергия перехода $\Delta E > 1,02$ МэВ). Однако вероятность этого механизма не превышает 10^{-3} от вероятности γ -излучения.

1.7. Ядерная изомерия

Некоторые радиоактивные ядра обладают двумя периодами полураспада для испускаемого ими β -излучения. О таких ядрах говорят, что они могут существовать в двух изомерных состояниях.

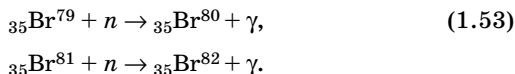
Первая пара изомерных ядер была открыта в 1921 г. Ганом. Он обнаружил радиоактивное вещество UZ_1 , являющееся как изобаром, так и изотопом UX_2 , но отличающееся от последнего своими радиоактивными свойствами. Оба вещества получаются в результате β -распада одного и того же элемента UX_1 (${}_{90}\text{Th}^{234}$)



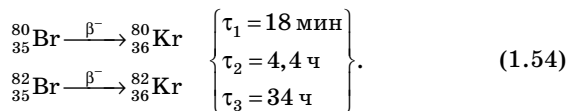
и состоят из одинаковых ядер ${}_{91}\text{Pa}^{234}$, но имеют различные периоды полураспада (6,7 ч и 1,22 мин соответственно).

Разобраться в природе этого явления помогли опыты советских физиков И.В. Курчатова, Б.В. Курчатова, Л.В. Мысовского и Л.И. Русинова, открывших в 1935 г. существование изомерии у искусственных радиоактивных ядер. В этих опытах облучали нейтронами бром, состоящий из естественной смеси изотопов

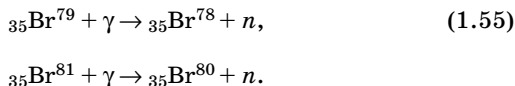
${}_{35}\text{Br}^{79}$ и ${}_{35}\text{Br}^{81}$. Были получены два радиоактивных изотопа ${}_{35}\text{Br}^{80}$ и ${}_{35}\text{Br}^{82}$:



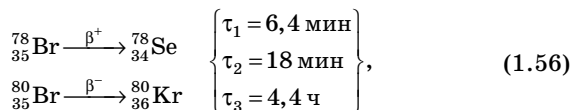
Удивительным результатом опытов оказалось существование ${}_{35}\text{Br}^{80}$ и ${}_{35}\text{Br}^{82}$ не двух, а трех различных периодов полураспада для испускаемых ими β -частиц:



Таким образом, одному из двух радиоактивных изотопов брома следует приписать два периода полураспада. Чтобы установить, к какому именно изотопу и какие периоды относятся, и поставлены опыты по облучению брома γ -лучами. Соответствующие реакции протекают с образованием радиоактивных изотопов брома ${}_{35}\text{Br}^{78}$ и ${}_{35}\text{Br}^{80}$ и сопровождаются вылетом нейтронов:



Оба образующихся изотопа брома являются β -радиоактивными и распадаются по следующим схемам:



причем и в этом случае наблюдаются не два, а три различных периода полураспада.

Сопоставление опытов показывает, что в обоих случаях встречаются одинаковые периоды (18 мин и 4,4 ч) и один и тот же изотоп брома (${}_{35}\text{Br}^{80}$), которому, следовательно, и надо их приписать.

Существование у одного ядра двух периодов полураспада можно понять, если предположить, что ядро ${}_{35}\text{Br}^{80}$ может возникать в двух различных изомерных состояниях — основном и возбужденном долгоживущем (метастабильном) (объяснение природы изомерии существованием у ядер метастабильных состояний было дано в 1936 г. Вейцзеккером).

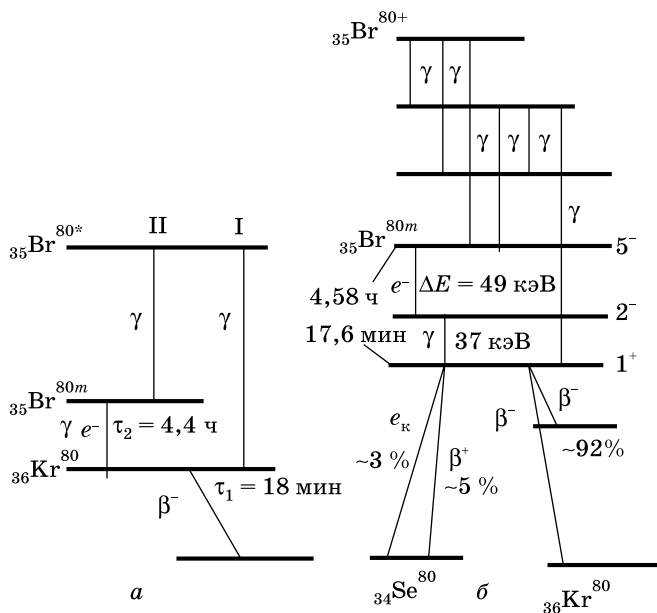


Рис. 1.17

Изобразим процессы, происходящие с ядром $^{80}\text{Br}_{35}$ с момента образования до момента испускания электрона, схематически (рис. 1.17а). Ядро $^{80}\text{Br}_{35}$, образующееся из ядра $^{79}\text{Br}_{35}$ в результате захвата нейтрона, в первый момент своего существования находится в сильно возбужденном состоянии (на рисунке отмечено звездочкой). Снятие возбуждения производится за счет последовательных переходов ядра во все более низкие энергетические состояния с одновременным испусканием γ -квантов или электронов внутренней конверсии, уносящих избыток энергии.

При наличии метастабильного состояния переходы могут происходить двумя различными путями, отмеченными на рисунке цифрами I и II. В результате переходов, проходящих по 1-му способу, ядро быстро (около 10^{-13} с) приходит в основное состояние, из которого испускает β -частицы с периодом полураспада $\tau_1 = 18$ мин. При 2-м способе ядро быстро приходит в долгоживущее (метастабильное) состояние $^{80m}\text{Br}_{35}$, из которого медленно с периодом $\tau_2 = 4,4$ ч переходит в основное состояние

с последующим испусканием β -частицы. Таким образом, во 2-м способе β -распад становится возможным только после заключительного перехода ядра из метастабильного состояния в основное, который происходит с периодом 4,4 ч. Поэтому соответствующий ему β -распад будет также характеризоваться периодом 4,4 ч. При этом, поскольку в обоих способах β -частицы испускаются с одного и того же энергетического уровня, их энергетические спектры будут одинаковы.

В настоящее время явление ядерной изомерии хорошо изучено. Условием ее возникновения является существование вблизи основного состояния ядра энергетического уровня, сильно отличающегося от основного по величине момента количества движения ($\Delta I \geq 4$). Ранее было замечено, что γ -переходы между такими уровнями должны быть очень затруднены, так что соответствующие времена жизни могут достигать нескольких дней или даже лет. Эти уровни и играют роль метастабильных состояний ядер-изомеров.

Снятие возбуждения с метастабильного состояния ядра может происходить двумя путями. Первый путь был проиллюстрирован на примере ${}_{35}\text{Br}^{80\text{m}}$. Детальная схема распада ядра ${}_{35}\text{Br}^{80\text{m}}$ с более точными значениями периодов полураспада представлена на рис. 176. Ядро переходит из метастабильного состояния в основное, испуская γ -лучи или электроны внутренней конверсии. Затем из основного состояния испускаются β -частицы с тем же энергетическим спектром, что и у β -частиц, образующихся в обычных процессах. Однако из-за того, что время жизни метастабильного состояния больше периода полураспада β -излучения, будет наблюдаться второй (большой) период β -распада.

Второй путь осуществляется в том случае, когда β -частица может быть испущена непосредственно из метастабильного состояния. Это оказывается возможным, если вероятность радиационного перехода сравнима с вероятностью испускания β -частицы. Энергетические спектры β -частиц обоих типов должны быть различны. Это связано с тем, что β -переходы в обоих случаях происходят между различными энергетическими состояниями. При этом различны не только начальные состояния (в одном основное, а в другом — метастабильное), но и конечные. Последнее очевидно из того, что начальные состояния сильно отличаются по величине момента, благодаря чему β -переходы из них не могут осуществляться в одно и то же энергетическое состояние дочернего ядра.

Примером изомерного ядра описанного типа является ядро ${}_{27}\text{Co}^{60}$, разрядка метастабильного состояния которого в 10% случаев происходит за счет непосредственного β -перехода

с метастабильного состояния, а в 90% случаев — за счет выбивания γ -кванта.

В некоторых случаях ядра могут иметь по два метастабильных уровня и, следовательно, обнаруживать три периода полураспада.

Примером является ядро ${}_{51}\text{Sb}^{124}$, испускающее электроны с периодами 60 дней, 21 мин и 1,3 мин. Схема соответствующих переходов для этого ядра изображена на рис. 1.18.

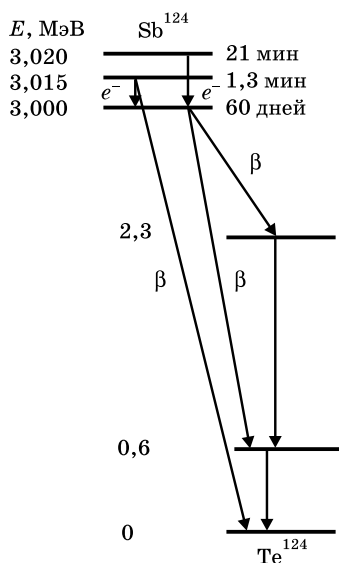


Рис. 1.18

Метастабильные состояния могут наблюдаться и у стабильных ядер. В этом случае разрядка метастабильного состояния происходит путем испускания γ -квантов и конверсионных электронов. Примером стабильного изомера является ${}_{40}\text{In}^{115}$ с метастабильным уровнем 0,338 МэВ и временем жизни 4,5 ч. Таким образом, сущность изомерии заключается в высвечивании возбужденного состояния ядра с измеримым временем жизни. Из-за сравнительно большого времени жизни и обнаруживаются все перечисленные виды изомерии.

Ядерная изомерия отнюдь не редкое явление. Известно около сотни ядер-изомеров. Статистический анализ их распределения

по числу содержащихся в них нуклонов приводит к следующим интересным закономерностям. Наибольшее число β -изомеров имеют нечетное массовое число A , они достаточно часто встречаются среди нечетно-нечетных ядер и очень редко у четно-четных. Если распределить все ядра-изомеры для нечетных A по числу содержащихся в них протонов или нейтронов, обнаруживается чрезвычайно резкая зависимость (острова изомерии), представленная на рис. 1.19 и в табл. 1.6.

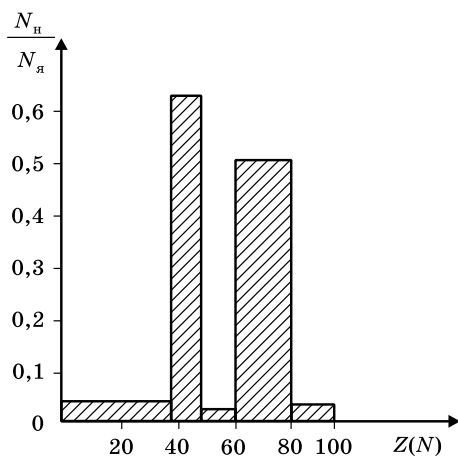


Рис. 1.19

Таблица 1.6

Число ядер и изомеров	Число нейтронов или протонов (в ядре с нечетным A)				
	1–37	39–49	51–61	63–81	83–97
Число ядер $N_{\text{я}}$	106	58	65	69	56
Число изомеров $N_{\text{и}}$	3	36	1	34	2
$N_{\text{и}}/N_{\text{я}}$	0,28	0,62	0,015	0,49	0,036

Эти закономерности могут быть объяснены в модели ядерных оболочек.

Выше было отмечено, что в зависимости от мультипольности γ -перехода время жизни возбужденного состояния ядра

может меняться в очень широких пределах. Поэтому в принципе должны существовать изомерные состояния с самыми разнообразными периодами (от весьма малых долей секунды до многих тысяч лет). Можно ожидать, что с развитием методики эксперимента будут обнаруживаться новые ядра — изомеры со все более короткими и все более длинными периодами. В настоящее время наибольший период полураспада зарегистрирован у изомера нептуния ($T_{1/2} = 5\,500$ лет), а наименьший — у изомера цезия ($T_{1/2} = 2,8 \cdot 10^{-10}$ с).

1.8. Деление ядер

В 1938 г. Ган и Штрассман точным радиохимическим анализом доказали, что при облучении урана нейтронами образуется элемент из середины периодической системы ${}_{56}\text{Ba}$ — химический аналог ${}_{88}\text{Ra}$.

Объяснили этот удивительный результат Фриш и Мейтнер, которые высказали гипотезу о неустойчивости тяжелых ядер по отношению к изменению их формы, вследствие чего возбужденное при захвате нейтрона тяжелое ядро урана может разделиться на две примерно равные части (осколки деления), между которыми распределяются нуклоны исходного ядра:

$$Z_1 + Z_2 = Z_U; \quad A_1 + A_2 = A_U + 1 \approx A_U. \quad (1.57)$$

При делении тяжелого ядра должна освобождаться большая энергия Q . Это заключение следует из сравнения масс исходного делящегося ядра (M_U) и образующихся ядер-осколков (M_1 и M_2):

$$Q = M_U - (M_1 + M_2) \quad (1.58)$$

Масса любого ядра равна

$$M = Zm_p + (A - Z)m_n - \varepsilon A. \quad (1.59)$$

Подставив это выражение в (1.58) и учитывая соотношение (1.57) получим

$$Q = \varepsilon_1 A_1 + \varepsilon_2 A_2 - \varepsilon A = A(\bar{\varepsilon} - \varepsilon), \quad (1.60)$$

где $\bar{\varepsilon} = \frac{\varepsilon_1 A_1 + \varepsilon_2 A_2}{A}$ — средняя энергия связи осколков, рассчитанная на один нуклон. Так как ε для ядер из середины периодической системы примерно на 0,8 МэВ больше ε для урана, получим

$$Q = A(\bar{\varepsilon} - \varepsilon) \approx 238 \cdot 0,8 \approx 200 \text{ МэВ.}$$

Подавляющая часть энергии деления должна освобождаться в форме кинетической энергии осколков деления Q_f . Этот вывод следует из того, что осколки, образовавшиеся в результате разделения ядра на две части, неизбежно должны разлететься под действием больших кулоновских сил отталкивания своих зарядов. Величина кулоновской энергии двух осколков, находящихся на расстоянии δ , равна

$$V_{\text{л}} = \frac{Z_1 Z_2 e^2}{\delta}, \quad (1.61)$$

где Z_1 и Z_2 — заряды осколков;

$$\delta = R_1 + R_2;$$

R_1 и R_2 — радиусы осколков, которые могут быть вычислены по формуле

$$R = r_0 A^{1/3} = 1,4 \cdot 10^{-13} A^{1/3}. \quad (1.62)$$

Считая, что $Z_1 = Z_2 = 92/2 = 46$ и $R_1 = R_2$ ($A_1 = A_2 = 238/2 = 119$), получим

$$V_{\text{л}} = \frac{46^2 (4,8 \cdot 10^{-10})^2}{2 \cdot 1,4 \cdot 10^{-13} \cdot \sqrt[3]{119} \cdot 1,6 \cdot 10^{-6}} = 200 \text{ МэВ,}$$

т. е. величину такого же порядка, как и Q .

Образующиеся при делении осколки должны быть β -радиоактивными и могут испускать нейтроны. Этот результат очевиден из рассмотрения соотношения между числом нейтронов в стабильных различных ядрах периодической системы:

Ядро	${}_8\text{O}^{16}$	${}_8\text{O}^{16}$	${}_8\text{O}^{16}$	${}_8\text{O}^{16}$
N/Z	1,0	1,2	1,45	1,6

Из приведенной таблицы видно, что осколки деления в момент их образования должны быть перегружены нейтронами, так как они образуются из урана, имеющего $N/Z = 1,6$. Как известно, такие ядра должны проявлять β -активность, причем ввиду очень большого избытка нейтронов продукты радиоактивного распада будут также β -радиоактивными, так что осколки деления должны давать начало достаточно длинным цепочкам из радиоактивных ядер (которые и обнаруживались в опытах Ферми).

Таким образом, часть энергии деления освобождается в виде энергии β -распада Q .

Кроме того, можно предположить, что часть избыточных нейтронов будет непосредственно испускаться из осколков в виде *нейтронов деления*, или *вторичных нейтронов*, которые также уносят некоторую часть энергии деления Q_n .

Все перечисленные свойства деления были обнаружены в первых же опытах, поставленных в 1939 г. в различных лабораториях.

Теория деления была создана в 1939 г. Н. Бором, Дж. Уиллером и советским физиком Я.И. Френкелем, которые проанализировали гипотезу Фриша и Мейтнер о неустойчивости тяжелых ядер к изменению их формы при помощи капельной модели ядра. Далее приведем упрощенное изложение теории деления.

Как уже было замечено, энергия Q , освобождающаяся при делении, в основном выделяется в двух формах: в виде кинетической энергии осколков Q_f и энергии радиоактивных превращений осколков Q_β (величина Q_n невелика и не будет учитываться):

$$Q \approx Q_f + Q_\beta. \quad (1.63)$$

Значения Q_f и Q_β могут быть подсчитаны.

Для вычисления Q_f учтем, что в процессе деления сохраняются массовое число A и заряд Z :

$$A_d + A_t = A + 1 \approx A; \quad Z_d + Z_t = Z. \quad (1.64)$$

Это предположение эквивалентно ограничению рассмотрения процесса деления только первой его стадией — образованием высокоэнергичных осколков деления. В процессах радиоактивных превращений осколков (β -распад, испускание нейтронов) условие (1.64) не выполняется, так как β -распад сопровождается повышением заряда, а испускание нейтрона — уменьшением массового числа осколков:

$$Z_d + Z_t > Z; \quad A_d + A_t < A. \quad (1.65)$$

Если условие (1.64) выполнено, то величина Q_f будет совпадать с энергией реакции Q , которая по определению равна разности масс исходного (делящегося) ядра и ядер продуктов (осколков деления), т. е.

$$Q_f = M_{\text{я}} - (M_d + M_t), \quad (1.66)$$

или, что то же самое,

$$Q_f = \Delta W_{\text{я}} + \Delta W_{\text{т}} - \Delta W_{\text{я}}, \quad (1.67)$$

где $\Delta W_{\text{я}}$ — полная энергия связи ядра относительно всех составляющих его нуклонов. Согласно полумэмпирической формуле, она равна

$$\Delta W_{\text{я}} = \alpha A - \beta A^{2/3} - \gamma \frac{Z^2}{A^{1/3}} - \varepsilon \frac{\left(\frac{A}{2} - Z\right)^2}{A} + \delta, \quad (1.68)$$

где $\alpha = 15,4$ МэВ; $\beta = 17$ МэВ; $\gamma = 0,69$ МэВ; $\varepsilon = 96$ МэВ; $|\delta| = 34A^{-3/4}$ МэВ (здесь использованы современные значения коэффициентов).

Опираясь на экспериментально установленный факт асимметрии деления, допустим далее, что $\frac{A_{\text{т}}}{A_{\text{л}}} = \frac{Z_{\text{т}}}{Z_{\text{л}}} = \frac{3}{2}$, т. е.

$$\begin{aligned} A_{\text{т}} &= \frac{3}{5} A; & A_{\text{л}} &= \frac{2}{5} A; \\ Z_{\text{т}} &= \frac{3}{5} Z; & Z_{\text{л}} &= \frac{2}{5} Z; \end{aligned} \quad (1.69)$$

Тогда нетрудно увидеть, что при подстановке в формулу (1.67) выражений для $\Delta W_{\text{я}}$, $\Delta W_{\text{л}}$ и $\Delta W_{\text{п}}$, вычисленных с использованием формулы (1.68) (без последнего члена, которым можно пренебречь ввиду его малости) и условия (1.64), произойдет взаимное сокращение первого и четвертого членов в выражении $\Delta W_{\text{я}}$ с соответствующими членами в выражениях для $\Delta W_{\text{л}}$ и $\Delta W_{\text{т}}$. Таким образом, выражение (1.67) принимает следующий вид:

$$Q_f = W_{\text{п}} + W_{\text{к}} - W_{\text{ко}} - W_{\text{по}},$$

где $W_{\text{п}} = \beta A^{2/3}$ — энергия поверхностного натяжения ядра;

$W_{\text{к}} = \gamma Z^2 / A^{1/3}$ — кулоновская энергия ядра;

$W_{\text{по}}$ и $W_{\text{ко}}$ — соответствующие выражения для осколков деления.

Причем

$$W_{\text{по}} = \beta \left(\frac{3}{5} A\right)^{2/3} + \beta \left(\frac{2}{5} A\right)^{2/3} = 1,25 W_{\text{п}} \quad (1.70)$$

(поверхностная энергия при делении растет),

$$W_{\text{ко}} = \gamma \frac{\left(\frac{3}{5} Z\right)^2}{\left(\frac{3}{5} A\right)^{1/3}} + \gamma \frac{\left(\frac{2}{5} Z\right)^2}{\left(\frac{2}{5} A\right)^{1/3}} = 0,64 W_{\text{к}} \quad (1.71)$$

(кулоновская энергия при делении уменьшается).

В результате получим

$$Q_f = 0,36W_K - 0,25W_\Pi. \quad (1.72)$$

Мерой энергии, выделяющейся при делении в виде кинетической энергии осколков, является изменение поверхностной и кулоновской энергий ядра.

Если рассмотреть в качестве примера деление ядра урана ${}_{92}\text{U}^{238}$, то подсчет W_Π и W_K с учетом коэффициентов (1.68) дает (рис. 1.20):

$$W_\Pi = 650 \text{ МэВ}; W_{\Pi 0} = 1,25W_\Pi = 813 \text{ МэВ}; \Delta W_\Pi = -163 \text{ МэВ}$$

$$W_K = 950 \text{ МэВ}; W_{K0} = 0,64W_K = 607 \text{ МэВ}; \Delta W_K = 343 \text{ МэВ} \quad (1.73)$$

$$\Delta W = W_\Pi + W_K - W_{\Pi 0} - W_{K0} = \Delta W_K + \Delta W_\Pi,$$

$$Q_f = \Delta W = 343 - 163 = 180 \text{ МэВ}.$$

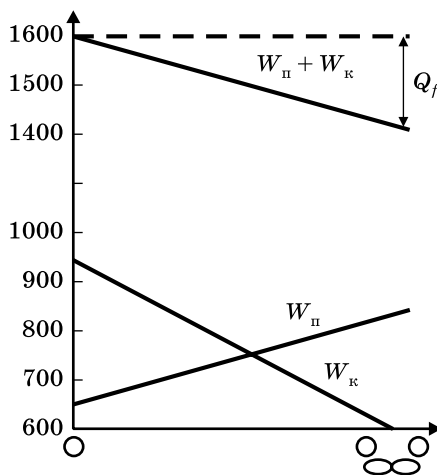


Рис. 1.20

Таким образом, освобождение энергии при делении ${}_{92}\text{U}^{238}$ объясняется тем, что уменьшение W_K на 180 МэВ превышает увеличение W_Π . Энергия Q_β , выделяющаяся в процессе радиоактивного превращения осколков, может быть также подсчитана с помощью полуэмпирической формулы, если на изменение A и Z осколков

наложить условие (1.65). Такой подсчет дает $Q_\beta \approx 20$ МэВ. Из них по 5 МэВ уносят электроны и γ -кванты и 10 МэВ — антинейтрино:

$$Q_\beta = E_e + E_\gamma + E_\nu = 5 + 5 + 10 = 20 \text{ МэВ.}$$

Общая энергия Q , выделяемая при делении:

$$Q = Q_f + Q_\beta = 180 + 20 = 200 \text{ МэВ.}$$

Из выражения (1.71) следует, что $Q_f > 0$ при

$$\frac{W_K}{W_\Pi} = \frac{\gamma \frac{Z^2}{A^{1/3}}}{\beta A^{2/3}} = \frac{\gamma}{\beta} \frac{Z^2}{A} > \frac{0,25}{0,36} = 0,7, \quad (1.74)$$

или с учетом значений β и γ при $Z^2/A > 17$, причем Q растет с ростом Z^2/A (параметр деления).

Это условие выполняется для всех достаточно тяжелых ядер, начиная с серебра:

$$\frac{Z^2}{A} ({}^{108}_{47}\text{Ag}) = \frac{47^2}{108} = 20 > 17.$$

Таким образом, процесс деления является энергетически выгодным для всех ядер второй половины Периодической системы элементов Д.И. Менделеева.

Полученный результат является естественным следствием характера изменения средней энергии связи ϵ ядра, рассчитанной на один нуклон, с ростом массового числа A . Однако опыт не подтверждает этого результата, так как экспериментально было обнаружено деление только трех самых тяжелых элементов периодической системы: ${}_{90}\text{Th}$, ${}_{91}\text{Pa}$ и ${}_{92}\text{U}$. Для остальных ядер процесс деления оказывается невозможным, несмотря на его энергетическую выгодность.

Обращаем внимание на то, что в этом отличии энергетической выгодности и энергетической возможности процесса ничего удивительного нет. Так, например, α -распад тяжелых ядер периодической системы всегда энергетически выгоден, однако из-за кулоновского барьера он оказывается энергетически невозможным в классической физике. Существование α -распада удастся объяснить только при помощи квантово-механического эффекта прохождения α -частиц через потенциальный барьер. При этом из-за малой прозрачности потенциального барьера время жизни ядра относительно α -распада оказывается очень большим.

Нетрудно убедиться в том, что характер изменения энергии делящегося ядра такой же, как и при α -распаде. Для этого рассмотрим процесс, обратный делению. Будем считать энергию осколков, разлетевшихся после деления на большое расстояние, равной нулю. Тогда энергия ядра до деления равна Q_f (рис. 1.21). Попытаемся прийти из конечного состояния в начальное, сближая осколки.

Как было показано выше, мерой энергии ядра в процессе деления является сумма поверхностной и кулоновской энергий: $W_{\pi} + W_{\kappa}$. Пока осколки находятся на большом расстоянии друг от друга ($r = \infty$), $W_{\pi} + W_{\kappa} = 0$, причем

$$W_{\kappa} = Z_{\text{т}} Z_{\text{п}} e^2 / r \text{ и } W_{\pi} = 0.$$

При сближении осколков до соприкосновения поверхностная энергия W_{π} остается неизменной, а кулоновская энергия W_{κ} растет от нуля до значения

$$W_{\kappa} = Z_{\text{т}} Z_{\text{п}} e^2 / (R_{\text{т}} + R_{\text{п}}), \quad (1.75)$$

где $Z_{\text{т}} = 3/5 Z_{\text{У}} = 55$; $Z_{\text{п}} = 2/5 Z_{\text{У}} = 37$;

$$R_{\text{т}} = 1,4 \cdot 10^{-13} \cdot \sqrt[3]{3/5 A_{\text{У}}} = 7,3 \cdot 10^{-13} \text{ см};$$

$$R_{\text{п}} = 1,4 \cdot 10^{-13} \cdot \sqrt[3]{2/5 A_{\text{У}}} = 6,35 \cdot 10^{-13} \text{ см};$$

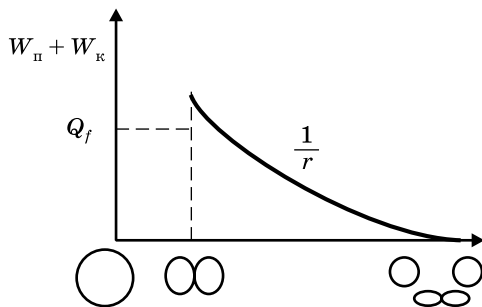


Рис. 1.21

Подсчет дает для W_{κ} и, следовательно, для $(W_{\pi} + W_{\kappa})$ значение

$$W_R(R_{\text{т}} + R_{\text{п}}) = \frac{55 \cdot 37 (4,8 \cdot 10^{-10})^2}{13,65 \cdot 10^{-13} \cdot 1,6 \cdot 10^{-6}} \approx 214 \text{ МэВ},$$

т. е. величину, превосходящую начальную энергию ядра, $Q_f \approx 180$ МэВ.

Проведенное рассуждение очень грубо и полученным числам нельзя придавать серьезного значения, но оно, во всяком случае, показывает, что возрастание энергии в начальной стадии деления не исключено.

Предположим, что ядро в результате возбуждения, полученного им при захвате нейтрона, приходит в колебательное движение. Тогда в зависимости от величины энергии возбуждения возможны два случая. При малых энергиях возбуждения ядро будет совершать колебания, в процессе которых форма ядра будет изменяться от сферической к эллипсоидальной и обратно. При этом роль упругих сил, возвращающих эллипсоид к первоначальной сферической форме, будут выполнять силы поверхностного натяжения ядра.

Если же энергия возбуждения достаточно велика, то в процессе колебаний ядро может перейти через критическую точку упругой предельной деформации, после чего восстановление первоначальной формы ядра становится невозможным. В этом случае в результате действия больших кулоновских сил отталкивания между образовавшимися полюсами вытянутого ядра оно начинает вытягиваться все больше и больше, последовательно проходя через следующие стадии деформации: шар, эллипсоид, гантель, два грушевидных осколка, два шара (рис. 1.22). При этом действие кулоновских сил оказывается настолько интенсивным, что оно уже не может быть скомпенсировано противодействием сил поверхностного натяжения, а на втором этапе (начиная с гантелеобразной формы) поверхностные силы даже способствуют разделению, «помогая» обоим половинкам гантели принять сферическую форму.

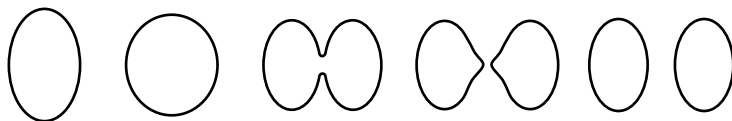


Рис. 1.22

Если предположить, что образующийся на первой стадии деформации ядра эллипсоид является эллипсоидом вращения, то изменение кулоновской и поверхностной энергий ядра можно легко подсчитать.

Пусть эллипсоид вращения характеризуется большой осью $a = R(1 + \varepsilon)$ и малой осью $b = R/(\sqrt{1 + \varepsilon})$, где ε — малый параметр. Такой выбор осей удовлетворяет условию несжимаемости жидкости, так как объем ядра в процессе его эллипсоидальной деформации не меняется:

$$V_{\text{эл}} = 4\pi ab^2/3 = 4\pi R^3/3. \quad (1.76)$$

Площадь поверхности эллипсоида вращения с осями a и b равна

$$S_{\text{эл}} = 2\pi ab \left(\sqrt{1 - \gamma^2} + \frac{\arcsin \gamma}{\gamma} \right), \quad (1.77)$$

где $\gamma = \frac{\sqrt{a^2 - b^2}}{a}$.

Подставляя в выражение (1.76) значения a и b и разлагая в ряд по ε , получим

$$S_{\text{эл}} = 4\pi R^2(1 + 2\varepsilon^2/5 + \dots). \quad (1.78)$$

Так как поверхностная энергия ядра $W'_{\text{п}}$ пропорциональна его поверхности, то

$$W'_{\text{п}} = W_{\text{п}}(1 + 2\varepsilon^2/5 + \dots), \quad (1.79)$$

где $W_{\text{п}}$ — поверхностная энергия шара, которая растет с ε .

Значение кулоновской энергии ядра, имеющего форму эллипсоида, может быть найдено решением уравнения Пуассона для равномерно заряженного по объему эллипсоида вращения:

$$W'_{\text{к}} = W_{\text{к}}(1 - \varepsilon^2/5), \quad (1.80)$$

где $W_{\text{к}}$ — кулоновская энергия шара, которая убывает с ростом ε .

Сравнение выражений (1.79) и (1.80) показывает, что при малых ε рост $W'_{\text{п}}$ происходит быстрее (коэффициент $2/5$), чем убывание $W'_{\text{к}}$ (коэффициент $1/5$). Сумма поверхностной и кулоновской энергий $W'_{\text{п}} + W'_{\text{к}}$, являющаяся мерой энергии делящегося ядра, меняется при изменении ε следующим образом:

$$W'_{\text{к}} + W'_{\text{п}} = W_{\text{к}} + W_{\text{п}} + \varepsilon^2(2W_{\text{п}} - W_{\text{к}})/5. \quad (1.81)$$

Характер изменения $W'_{\text{п}} + W'_{\text{к}}$ зависит от знака выражения $(2W_{\text{п}} - W_{\text{к}})$. Для ядра урана, согласно выражению (1.73), $(2W_{\text{п}} - W_{\text{к}}) > 0$ и при малых значениях ε возрастает, а кривая измене-

ния энергии ядра при делении принимает вид, изображенный на рис. 1.23.

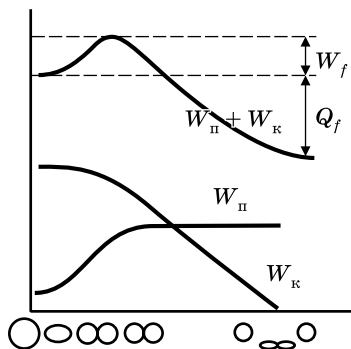


Рис. 1.23

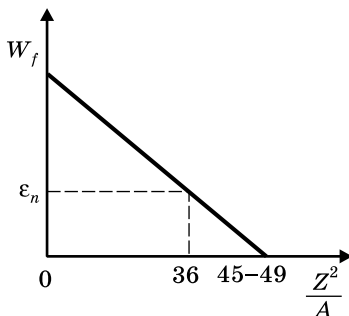


Рис. 1.24

Таким образом, в процессе малых эллипсоидальных деформаций энергия ядра первоначально возрастает, так что образуется энергетический барьер W_f , подобный рассмотренному выше при описании α -распада. Этот барьер деления делает процесс деления энергетически невозможным (в классической физике), а точнее — маловероятным (в квантовой механике) даже при его большой энергетической выгодности ($Q_f > 0$).

Высота барьера W_f тем меньше, чем меньше выражение в скобках $(2W_{\Pi} - W_{\text{К}})$, т. е. чем меньше отношение

$$\frac{2W_{\Pi}}{W_{\text{К}}} = \frac{2\beta A^{2/3}}{\gamma \frac{Z^2}{A^{1/3}}} = 2\beta \frac{A}{\gamma Z^2},$$

или чем больше параметр деления Z^2/A (рис. 1.24).

При $Z^2/A = 49$ выражение в скобках $(2W_{\Pi} - W_{\text{К}})$ обращается в нуль и $W_f = 0$. Деление такого ядра ($Z \approx 120$) должно происходить самопроизвольно и мгновенно (за ядерное время). (Разумеется, значение $Z^2/A = 49$ сугубо ориентировочно. В разных способах подсчета оно получается несколько различным: 45–49).

При $Z^2/A < 49$ $W_f \neq 0$ и самопроизвольное деление может происходить только за счет квантово-механического эффекта

просачивания через барьер подобно тому, как происходит α -распад. Это явление называется *спонтанным делением*. Вероятность спонтанного деления определяется величиной Z^2/A . Чем меньше Z^2/A , тем меньше вероятность спонтанного деления. Спонтанное деление урана ($Z^2/A = 36$) происходит с очень малой вероятностью, т. е. очень медленно.

Для того чтобы ядро с параметром деления $Z^2/A < 49$ разделилось быстро, в ядро должна быть предварительно внесена энергия возбуждения W , превосходящая барьер деления:

$$W > W_f. \quad (1.82)$$

Эту энергию можно внести в ядро, облучая его, например, γ -лучами. Деление становится возможным при энергии γ -лучей выше барьера деления:

$$E_\gamma > W_f, \quad (1.83)$$

что дает экспериментальный метод определения W_f .

Если деление ядра вызывается нейтроном, то условие (1.82) переписывается в форме

$$W = \varepsilon_n + T'_n > W_f, \quad (1.84)$$

где ε_n — энергия связи нейтрона в ядре;

T'_n — относительная кинетическая энергия нейтрона и ядра.

При этом могут быть два случая: 1) $\varepsilon_n > W_f$. Деление может проходить под действием тепловых нейтронов; 2) $\varepsilon_n < W_f$.

Для деления необходимо, чтобы нейтроны имели кинетическую энергию T'_n , удовлетворяющую условию

$$\frac{A}{A+1} T_n = T'_n > W_f - \varepsilon_n.$$

Из опыта известно, что ${}_{92}\text{U}^{238}$ и встречающиеся в природе изотопы ${}_{91}\text{Pa}$ и ${}_{90}\text{Th}$ делятся нейтронами с энергией $T_n \approx 1$ МэВ, а изотоп урана ${}_{92}\text{U}^{235}$ — тепловыми нейтронами. Отсюда следует, что барьер деления для ${}_{92}\text{U}^{238}$, ${}_{91}\text{Pa}$ и ${}_{90}\text{Th}$ равен

$$W_f = \varepsilon_n + T_{\text{пор}} \approx (\varepsilon_n + 1) \text{ МэВ},$$

а для изотопа ${}_{92}\text{U}^{235}$ — $W_f < \varepsilon_n$.

Отличие в характере протекания процесса деления у двух изотопов (${}_{92}\text{U}^{238}$ и ${}_{92}\text{U}^{235}$) одного и того же элемента объясняется двумя причинами. Во-первых, ядро ${}_{92}\text{U}^{235}$ имеет меньшую высоту барьера деления, так как для него параметр деления W_f больше,

чем для ядра ${}_{92}\text{U}^{238}$. Во-вторых, энергия присоединения (связи) нейтрона к ядру ${}_{92}\text{U}^{235}$ больше, чем к ядру ${}_{92}\text{U}^{238}$. Это объясняется тем, что при присоединении нейтрона к ядру ${}_{92}\text{U}^{235}$ образуется четно-четное ядро ${}_{92}\text{U}^{236}$, а при присоединении нейтрона к ядру ${}_{92}\text{U}^{238}$ — четно-нечетное ядро ${}_{92}\text{U}^{239}$.

Таким образом, при переходе от изотопа ${}_{92}\text{U}^{238}$ к изотопу ${}_{92}\text{U}^{235}$ барьер деления W_f уменьшается, а энергия связи нейтрона ϵ_n возрастает и может превзойти барьер деления. Расчет и опыт показывают, что барьер деления для ${}_{92}\text{U}^{236}$ равен 6,0 МэВ, а для ${}_{92}\text{U}^{239}$ — 7 МэВ. Соответственно энергия присоединения нейтрона к ядру ${}_{92}\text{U}^{235}$ равна 6,5 МэВ, т. е. превышает барьер деления, а к ядру ${}_{92}\text{U}^{238}$ примерно 6 МэВ, т. е. меньше барьера деления.

Оценка величины барьера деления для урана позволяет нанести на кривую зависимости W_f от Z^2/A , кроме точки $W_f = 0$ при $Z^2/A = 49$, еще одну точку $W_f \approx \epsilon_n$ при $Z^2/A = 36$ (см. рис. 1.24).

Для более легких ядер ($Z^2/A < 36$) барьер деления W_f становится значительно больше энергии связи нейтрона. Поэтому деление ядер с $Z^2/A < 36$ может происходить только под действием достаточно быстрых частиц.

На рисунке 1.25 показано, как изменяются барьер и энергия деления ядер при уменьшении параметра деления. Далее развитые здесь соображения о делении ядер с $Z < 90$ будут подтверждены экспериментально.

Мы видим, что теория деления даже в упрощенном рассмотрении правильно описывает общую картину деления наиболее тяжелых ядер (${}_{92}\text{U}$, ${}_{91}\text{Pa}$, ${}_{90}\text{Th}$) и позволяет объяснить целый ряд наблюдаемых ранее закономерностей, а также предсказать новые явления, например спонтанное деление, особенности деления быстрыми частицами не слишком тяжелых ядер.

Вместе с тем теория имеет существенные недостатки. Так, например, она не в состоянии объяснить одну из главных особенностей деления — резкую асимметрию осколков по массам. Более того, согласно изложенной теории, деление на две равные части должно происходить с большей вероятностью, чем на неравные (подробнее об асимметрии деления см. далее).

Основными свойствами деления являются большая кинетическая энергия, β -радиоактивность и способность испускать мгновенные и запаздывающие нейтроны.

Остановимся подробнее на некоторых из этих свойств.

Деление ядра может происходить разными путями. Всего при делении образуется около 80 радиоактивных различных ядер-осколков, которые в процессе β -распада преобразуются в другие ядра — продукты деления.

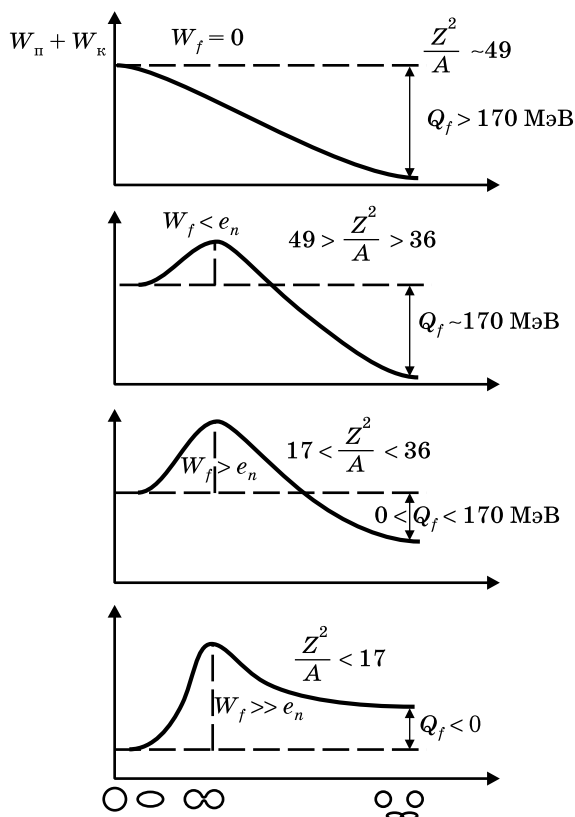
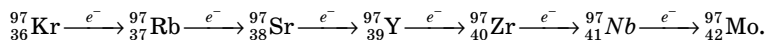
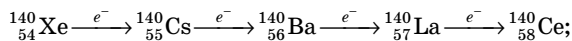
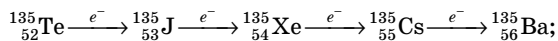


Рис. 1.25

В настоящее время хорошо изучено примерно 60 цепочек, в составе которых обнаружено около 200 продуктов деления. Таким образом, средняя длина цепочки составляет 3–4 звена. Ниже приведены три примера длинных цепочек радиоактивных превращений осколков деления:



Из этих примеров видно, что в процессе последовательных β -переходов заряд первичного осколка может изменяться на 4–6 единиц (возможно, и больше, так как трудно регистрировать начальные участки цепочек из-за очень малых периодов жизни).

Учитывая, что в разных случаях цепочки превращений имеют различную длину и что при делении образуется два осколка, можно оценить среднее число электронов и антинейтрино, испускающихся на один акт деления. Оно равно примерно шести. Кроме того, в процессе β -переходов осколков и продуктов деления должны испускаться γ -кванты, сопровождающие β -распад.

Периоды полураспада у различных продуктов деления очень сильно отличаются. Поэтому интегральная активность продуктов деления убывает со временем по очень сложному закону, который, однако, можно передать сравнительно простой эмпирической формулой

$$E_{\beta, \gamma} \approx 2,7 \cdot 10^{-6} t^{-1,2} \text{ МэВ / с}, \quad (1.85)$$

где t — время сут.

При этом средняя энергия γ -квантов равна 0,7 МэВ, средняя энергия β -частиц — 0,4 МэВ, а полная энергия (β - и γ -частиц), выделяемая на один акт деления, — около 10 МэВ (по 5 МэВ на электроны и γ -кванты). Примерно 10 МэВ уносят антинейтрино, которые испускаются в процессе β -распада осколков. Суммарная энергия β -распада — 20 МэВ. Согласно формуле (1.85), большая часть этой энергии выделяется вскоре после окончания деления (за первую секунду около 0,3% всей энергии β - и γ -излучения).

Как известно, значительная часть энергии деления освобождается в форме кинетической энергии осколков. Подсчет этой величины, сделанный выше, дает $Q_f = 180$ МэВ. Экспериментальное значение кинетической энергии осколков деления несколько меньше — около 170 МэВ.

Кинетическая энергия осколков расходуется на ионизацию атомов среды. Ионизационный пробег и удельная ионизация осколков на разных участках их пути в воздухе были определены экспериментально при помощи тонкой ионизационной камеры (ИК), помещенной в сосуд с воздухом, давление которого можно было изменять (рис. 1.26).

Если на некотором расстоянии l от камеры расположен источник осколков деления (например, урановая мишень U), то в зависимости от величины давления воздуха пробег осколков R будет либо больше, либо меньше l . Определив давление, при котором

$R = l$, и пересчитав на нормальное давление, можно найти пробег осколков R_0 в воздухе при нормальном давлении. В результате для пробега легкого осколка было получено значение 25 мм, для тяжелого — 19 мм.

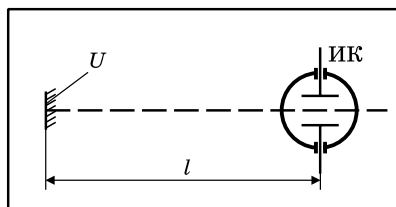


Рис. 1.26



Рис. 1.27

Мгновенные γ -лучи деления

Кроме γ -лучей, сопровождающих β -распад осколков, и других продуктов деления и, следовательно, испускающихся в течение длительного времени, при изучении деления были обнаружены мгновенные γ -лучи, испускаемые возбужденными первичными осколками в процессе их перехода в основное состояние после вылета мгновенных нейтронов деления.

В первых опытах для регистрации мгновенных γ -лучей деления были использованы счетчик Гейгера—Мюллера с толстым катодом и ионизационная камера, включенная в схему совпадений. Эффективность толстостенного счетчика приблизительно пропорциональна энергии регистрируемых γ -квантов. Поэтому отношение числа совпадений к числу осколков должно быть пропорционально энергии γ -излучения, выделяемой на один акт деления.

После калибровки счетчика по γ -лучам ThC'' и ^{60}Co было найдено, что за один акт деления в форме мгновенных γ -лучей освобождается около 5 МэВ энергии.

В последующих опытах это значение было уточнено (7 МэВ), а также было показано, что в среднем за один акт деления испускается около 8 квантов со средней энергией порядка 1 МэВ.

Спектр испускаемых γ -лучей имеет непрерывный характер и убывает с ростом энергии. Максимальная энергия γ -лучей равна около 7 МэВ.

Оценка времени испускания мгновенных γ -лучей показала, что для основной части γ -квантов оно не превышает нескольких миллимикросекунд.

Ранее было показано, что путем туннельного перехода может происходить самопроизвольное деление ядра без предварительного возбуждения. Этот процесс, называемый *спонтанным делением*, подобен процессу α -распада. Осколки деления «просачиваются» через потенциальный барьер, образующийся при первоначальной деформации делящегося ядра (см. рис. 1.23).

Вероятность спонтанного деления определяется прозрачностью потенциального барьера для осколков, которая может быть оценена по формуле, аналогичной той, которая используется для рассмотрения α -распада:

$$D \approx e^{-\frac{2}{\hbar} \sqrt{2MW_f d}},$$

где M — приведенная масса осколков;

W_f — высота барьера деления;

d — ширина барьера деления (радиус осколков).

В результате экспериментальных исследований установлено существование спонтанного деления урана и оценен период полураспада урана относительно спонтанного деления (S, f) $0,8 \cdot 10^{16}$ лет. Характеристики процесса (S, f) очень близки к характеристикам вынужденного деления при малых энергиях возбуждения. Оба вида деления имеют характерную двугорбую кривую выхода осколков от их массы; в обоих случаях испускаются нейтроны и γ -лучи со сходными энергетическими спектрами.

Поэтому эти характеристики далее рассматриваются без различия видов деления (спонтанного или вынужденного).

В соответствии с капельной моделью деление ядра становится возможным, когда энергия возбужденного ядра превышает барьер деления ($W > W_f$). Барьер деления должен быть равен нулю при $Z^2/A \approx 49$, т. е. в области далеких трансуранов элементов (сравним с энергией связи нейтрона при $Z^2/A \approx 35-36$, т. е. в области $Z = 90-92$), и должен быстро расти при дальнейшем уменьшении Z^2/A , т. е. при продвижении в область более легких ядер.

Экспериментально высота барьера деления может быть найдена, если изучить деление ядер быстрыми частицами или γ -квантами с большой энергией. Напомним, что при делении частицами, например нейтронами, условие вынужденного деления записывается в виде

$$W = \varepsilon_n + \frac{A}{A+1} T_n > W_f, \quad (1.86)$$

где ε_n — энергия связи нейтрона в ядре;

A — массовое число;

T_n — кинетическая энергия нейтрона.

Подставляя в формулу (1.86) в качестве T_n значение пороговой энергии W_f , получим

$$W_f = \varepsilon_n + \frac{A}{A+1}(T).$$

Для γ -квантов условие вынужденного деления упрощается, так как практически вся энергия γ -кванта идет на возбуждение делящегося ядра:

$$W \approx \varepsilon_n + \frac{A}{A+1}(T_n)_{\min}.$$

Таким образом, при делении γ -лучами барьер деления совпадает с пороговой энергией реакции деления:

$$W_f \approx (E_\gamma)_{\min}.$$

Измерения дали следующие значения барьеров деления (в МэВ):

$${}_{92}\text{U} \approx (6-7); \quad {}_{83}\text{Bi} \approx 25; \quad {}_{82}\text{Pb} \approx 35; \quad {}_{79}\text{Au} \approx 55.$$

Очень интересные результаты были получены при сравнении формы кривой распределения осколков по массам для разных энергий возбуждения делящегося ядра.

Как было показано ранее, при делении урана тепловыми нейтронами выход осколков деления резко асимметричен по массе. Средняя величина отношения масс легких и тяжелых осколков составляет 2:3. Детальное изучение деления U^{235} показало, что асимметричное деление идет с вероятностью, превышающей в 600 раз вероятность симметричного деления (рис. 1.28а). Аналогичные результаты были получены и для других ядер, делящихся тепловыми нейтронами (${}_{92}\text{U}^{233}$, ${}_{94}\text{Pu}^{239}$).

Кроме того, асимметричное деление наблюдается при вынужденном делении всех элементов, начиная с Th, если оно производится частицами не очень высокой энергии, а также при спонтанном делении тяжелых ядер. Таким образом, во всех случаях деления ядер при невысоких энергиях возбуждения массовая кривая осколков оказывается двугорбой.

С ростом энергии возбуждения ядра деление симметризуется. Так, например, при делении ядра урана протонами с энергией 32 МэВ вероятность симметричного деления возрастает приблизительно в 300 раз (см. рис. 1.28б), а при энергии возбужде-

ния порядка 150 МэВ массовая кривая становится одногорбой (см. рис. 1.28в).

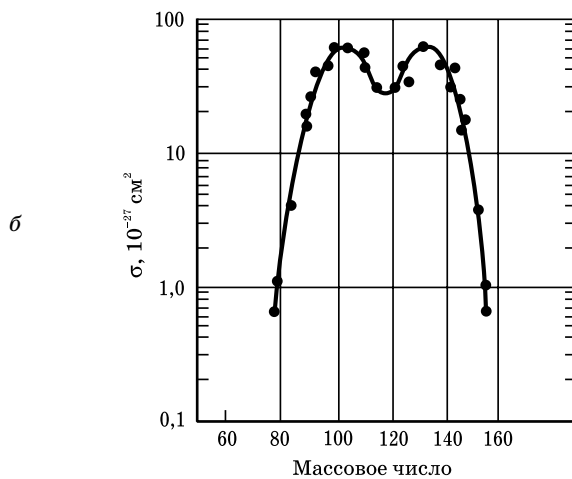
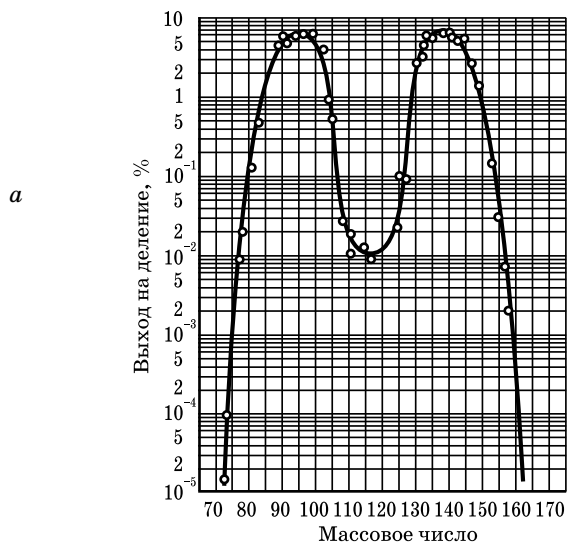


Рис. 1.28

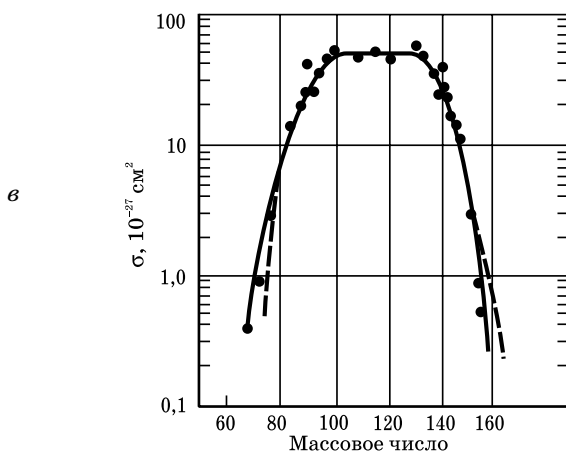


Рис. 1.28 (продолжение)

Вопрос об асимметрии деления является одним из самых трудных вопросов физики деления. В настоящее время асимметрию деления связывают с проявлением оболочечных эффектов при формировании осколков, образующихся в процессе деления.

Модель ядерных оболочек позволяет также объяснить обнаруженное экспериментально превышение кинетической энергии осколков для асимметричного деления по сравнению с симметричным. При асимметричном делении, когда сказываются оболочечные эффекты, осколки имеют форму, близкую к сферической, при которой энергия кулоновского отталкивания особенно велика (из-за малой длины шейки в деформированном ядре непосредственно перед делением).

Наконец, отмеченная симметризация деления с ростом энергии возбуждения делящегося ядра также говорит в пользу оболочечного механизма возникновения асимметрии, так как известно, что оболочечные эффекты проявляются только при малых энергиях возбуждения. Высота пиков тонкой структуры также уменьшается с ростом энергии возбуждения.

Ранее были описаны первые опыты по определению числа вторичных нейтронов, испускаемых в процессе вынужденного и спонтанного деления. В этих опытах, выполненных в 1940–1941 гг., было получено приближенное значение этого числа ν , равное $2,2 \pm 0,3$ (для обоих случаев).

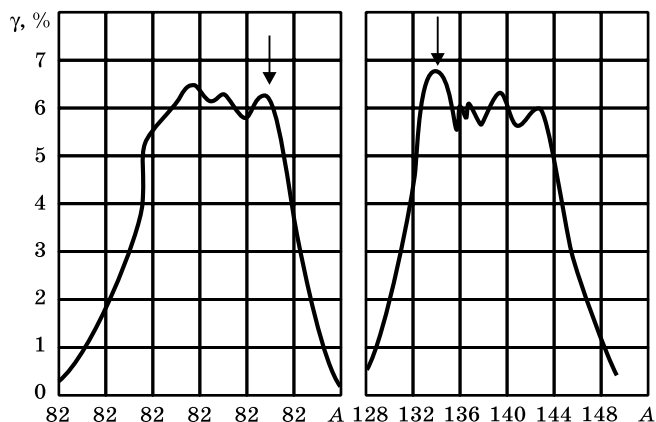


Рис. 1.29

Современные методы определения ν основаны на непосредственном подсчете числа вторичных нейтронов, испускаемых в одном акте деления, и усреднении полученных значений по большому числу случаев деления.

В результате измерений были получены кривые, характеризующие распределение числа случаев по числу испускаемых нейтронов деления, из которых можно было определить среднюю величину ν .

Значения ν , полученные в описанном и некоторых других опытах, приведены в табл. 1.7.

Таблица 1.7

Вынужденное деление	Ядро	^{239}U	^{239}U	^{239}Pu
	ν	$2,58 \pm 0,06$	$2,47 \pm 0,03$	$3,05 \pm 0,08$
Спонтанное деление	Ядро	^{240}Pu	^{244}Cm	^{252}Cf
	ν	$2,26 \pm 0,04$	$2,80 \pm 0,06$	$3,87 \pm 0,08$

Из таблицы видно, что при делении урана вторичные нейтроны уносят в среднем $\nu \bar{T}_n = 2,5 \cdot 2 = 5$ МэВ энергии.

Сравнение значений ν для вынужденного деления Pu^{239} и спонтанного деления Pu^{240} (в обоих случаях делится одно и то же

ядро Pu^{240}) показывает, что $\bar{\nu}$ растет с энергией возбуждения ядра. Этот вывод подтверждается результатами измерений $\bar{\nu}$ при делении ядер нейтронами с энергией 14 МэВ. В этом случае $\bar{\nu}$ для ядра Pu^{239} возрастает до значения $\bar{\nu} \approx 4,5$ (рис. 1.30).

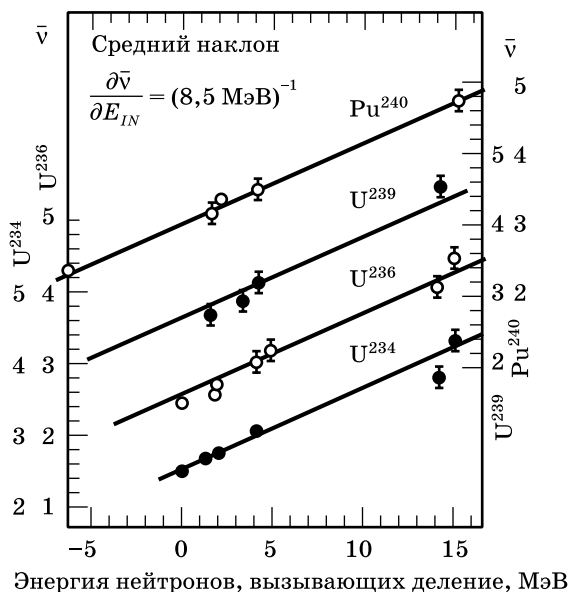


Рис. 1.30

Таким образом, можно утверждать, что энергия возбуждения делящегося ядра в процессе деления в основном переходит в энергию возбуждения осколков, которая растет вместе с ростом энергии возбуждения ядра. Это заключение подтверждается независимостью величины кинетической энергии осколков от энергии возбуждения ядра.

Делением называется реакция расщепления атомного ядра (обычно тяжелого) на две (иногда на три) примерно равные по массе части (осколки деления). Тяжелые ядра ($Z \geq 90$) делятся как после слабого предварительного возбуждения атомного ядра, например в результате облучения его нейтронами с энергией

$T_n \approx 1$ МэВ, а для некоторых ядер даже тепловыми нейтронами (вынужденное деление), так и без предварительного возбуждения, т. е. самопроизвольно (спонтанное деление).

Вынужденное деление было открыто Ганом и Штрассманом в 1938 г., спонтанное деление — К.А. Петржаком и Г.Н. Флёр-вым в 1940 г.

Ядра с $Z < 90$ делятся только вынужденным способом (точнее говоря, они имеют ненаблюдаемый большой период полураспада спонтанного деления), причем энергия возбуждения, необходимая для деления, растёт с уменьшением параметра деления Z^2/A . Вынужденное деление происходит практически мгновенно ($\tau \approx 10^{-14}$ с). Период полураспада для спонтанного деления меняется для разных ядер в очень широких пределах (от 10^{18} лет для ${}_{93}\text{Np}^{237}$ до нескольких десятых долей секунды для далеких транс-урановых элементов). Период полураспада уменьшается с ростом параметра Z^2/A .

В процессе деления ядра освобождается энергия $Q \approx 200$ МэВ, значительную часть которой (~ 170 МэВ) уносят осколки в форме кинетической энергии. Осколки, образующиеся при делении, сильно перегружены нейтронами, вследствие чего они дают начало β^- -радиоактивным цепочкам из продуктов деления, а также испускают мгновенные (2–3 на один акт деления ${}_{92}\text{U}$) и запаздывающие ($\sim 1\%$ мгновенных) нейтроны. В процессе β^- -распада осколков освобождается ~ 20 МэВ энергии, нейтроны деления уносят ~ 5 МэВ (средняя энергия нейтронов деления 2 МэВ), ~ 5 МэВ энергии уносят мгновенные γ -кванты, испусканием которых сопровождается деление.

Мгновенные нейтроны испускаются движущимися осколками, *запаздывающие* — остановившимися продуктами деления после предварительного β^- -распада. Спектр мгновенных нейтронов деления передается полуэмпирической формулой $f(T) \approx e^{-T} sh\sqrt{2T}$, запаздывающие нейтроны образуют несколько моноэнергетических групп. Описанные свойства в равной мере относятся к вынужденному и к спонтанному делению.

Вынужденное деление слабо возбужденных ядер и спонтанное деление происходят несимметрично: отношение масс легкого и тяжелого осколков примерно равно $2/3$ (двугорбая массовая кривая). При повышении энергии возбуждения деление постепенно симметризуется, и кривая распределения осколков по массам становится одногорбой.

Основные свойства процесса деления могут быть объяснены при помощи элементарной теории, развитой Н. Бором, Дж. Уиллером и Я.И. Френкелем на основе капельной модели ядра.

Теория позволяет вычислить Q , понять роль параметра деления Z^2/A , объяснить природу спонтанного деления.

Величина Q вычисляется как разность масс (энергий) исходного ядра и осколков, выраженных с помощью полуэмпирической формулы Вейцеккера. Вычисление показывает, что деление энергетически выгодно ($Q > 0$) при $Z^2/A > 17$ (т. е. при $Z > 47$), причем Q растет с ростом Z^2/A . Из более подробного анализа следует, что в процессе деформации, предшествующей делению, энергия ядра должна первоначально возрасти и только после этого убывать (энергетический барьер деления). Высота барьера деления убывает с ростом Z^2/A и при $Z^2/A = 45-49$ становится равной нулю ($Z \approx 120$). Вынужденное деление возможно только при предварительном возбуждении ядра на энергию, превышающую высоту барьера деления. Спонтанное деление происходит в механизме туннельного перехода. При $Z \approx 120$ спонтанное деление должно происходить мгновенно (за ядерное время).

Большое энерговыделение, испускание нескольких нейтронов и энергетическая возможность деления при относительно невысоких энергиях возбуждения ядра позволили решить проблему освобождения внутриядерной (так называемой *атомной*) энергии для мирных и военных целей в цепной реакции деления.

Идея цепной реакции деления заключается в использовании вылетевших в процессе деления нейтронов для деления новых ядер с образованием новых нейтронов деления и т. д. Если в таком последовательном процессе образование нейтронов будет превышать их потери, то должно наблюдаться размножение нейтронов, т. е. нарастание цепного процесса.

Теория цепной реакции деления была создана Я.Б. Зельдовичем и Ю.Б. Харитоном в 1939 г. Согласно этой теории, цепная реакция деления возможна, если коэффициент размножения нейтронов k , т. е. отношение числа нейтронов в двух последовательных поколениях цепного процесса, больше единицы. Величина коэффициента размножения определяется числом нейтронов деления, испускаемых на один акт деления, сечениями взаимодействия нейтронов с ураном и другими ядрами (конструкционные материалы, примеси урана и др.), конструкцией установки и ее размерами (которые должны быть больше критических).

Первый ядерный реактор был построен из урана и графита Ферми с сотрудниками в конце 1942 г. в США. Первый советский ядерный реактор построили И.В. Курчатов с сотрудниками несколько позже. В настоящее время энергия деления широко используется в науке, промышленности, сельском хозяйстве,

медицине и других областях. Наиболее перспективными направлениями использования атомной энергии является создание мощных атомных электростанций (в комбинации с опреснительными установками и регенераторами ядерного горючего) и транспортных средств с атомными двигателями.

Контрольные вопросы и задания

1. Выразите энергию связи ядра через его массу.
2. Каков порядок величины удельной энергии связи ядра?
3. Постройте зависимость удельной энергии связи ядра от массового числа A .
4. Какую кинетическую энергию уносит α -частица при α -распаде? Выразите энергию α -распада через массы ядер.
5. Почему при делении ^{238}U выделяется энергия?
6. Почему при синтезе ядра гелия в реакции $^2\text{H} + ^3\text{H} \rightarrow ^4\text{He} + n$ выделяется энергия?
7. Нарисуйте спектр электронов и нейтрино при β^+ , β^- -распаде.
8. Нарисуйте спектр нейтрино при e -захвате.
9. Почему e -захват сопровождается рентгеновским излучением?
10. При β^+ -распаде ядра происходит распад протона $p \rightarrow n + e + \nu$. Возможен ли такой процесс для свободного протона?
11. Чему равен радиус действия ядерных сил?
12. Как зависит радиус ядра от массового числа A ?
13. Напишите закон радиоактивного распада.
14. Как связаны между собой активность препарата и период полураспада?
15. Что такое ядра-изотопы? Приведите примеры.
16. Что такое ядра-изобары? Приведите примеры.
17. Что такое изомерные состояния атомных ядер?

Глава 2

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ЧАСТИЦ И ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ С ВЕЩЕСТВОМ. ОСНОВЫ ДОЗИМЕТРИИ ИЗЛУЧЕНИЯ

2.1. Основные характеристики ионизирующих излучений

Любое излучение, взаимодействие которого со средой приводит к образованию электрических зарядов разных знаков, называется *ионизирующим излучением*. При этом различают корпускулярное и фотонное ионизирующие излучения.

Корпускулярное ионизирующее излучение представляет собой поток элементарных частиц с массой покоя, отличной от нуля, образующихся при радиоактивном распаде, ядерных превращениях либо генерируемых на ускорителях. К нему относятся α - и β -частицы, нейтроны, электроны, позитроны, мезоны и другие. Корпускулярное излучение, состоящее из потока заряженных частиц (α - и β -частиц, протонов, электронов), кинетическая энергия которых достаточна для ионизации атомов при столкновении, относится к классу непосредственно ионизирующего излучения.

Нейтроны и другие нейтральные элементарные частицы непосредственно не производят ионизацию. Однако в процессе взаимодействия со средой они высвобождают заряженные частицы

(электроны, протоны и т. д.), способные ионизовать атомы и молекулы среды, через которую они проходят. Соответственно корпускулярное излучение, состоящее из потока незаряженных частиц, называют *косвенно ионизирующим излучением*.

Фотонное излучение является также косвенно ионизирующим излучением. К нему относятся γ -излучение, тормозное и рентгеновское излучения. Следует отметить, что видимый свет и ультрафиолетовое излучение не относятся к категории ионизирующих излучений.

Известно, что тормозное, характеристическое и γ -излучение, как и радиоволны, инфракрасный и видимый свет, ультрафиолетовое излучение, имеют одну и ту же природу и представляют собой поток электромагнитных колебаний, которые распространяются в вакууме с постоянной скоростью, равной 300 000 км/с ($3 \cdot 10^{10}$ см/с). Обладая одной и той же природой, разные виды электромагнитных излучений различаются условиями их образования, а также свойствами (длиной волны и энергией).

Так, при различных переходах молекул и атомов (когда идет перестройка внешних электронных оболочек) из возбужденного состояния в невозбужденное происходит испускание видимого света, инфракрасного или ультрафиолетового излучения. Фотонное излучение, испускаемое при перестройке внутренних электронных оболочек атомов, называется *характеристическим*.

Гамма-излучение — это излучение, испускаемое в процессе радиоактивного распада или ядерных реакций, т. е. при изменении энергетического состояния атомных ядер. Фотонное излучение, образующееся при аннигиляции частиц, также называется γ -излучением. При взаимодействии заряженных частиц с электрическим полем ядра возникает фотонное излучение, которое называется *тормозным*. Как известно, тормозное излучение было впервые открыто К. Рентгеном при изучении свойств быстролетающих электронов. Поэтому в силу исторически сложившейся традиции фотонное излучение, генерируемое при торможении электронов в рентгеновских трубках, называют *рентгеновским излучением*.

Энергетический спектр тормозного излучения является непрерывным. Это обусловлено тем, что взаимодействие заряженной частицы с электрическим полем ядра может произойти не только тогда, когда заряженная частица обладает первоначальной кинетической энергией, но и после потери части ее энергии на другие процессы взаимодействия со средой (ионизацию и возбуждение). Следовательно, в зависимости от того, какая доля энергии заряженной частицы превратится в излучение, образующиеся

фотоны тормозного излучения обладают различной энергией — от нуля до некоторой максимальной, равной первоначальной кинетической энергии заряженной частицы.

Что касается характеристического и γ -излучений, то они обладают дискретным спектром, поскольку электроны в атоме и атомное ядро могут находиться во вполне определенных энергетических состояниях. Следовательно, переход электрона или ядра из одного энергетического состояния в другое происходит скачкообразно, испускаемые при этом фотоны характеристического или γ -излучения будут обладать набором дискретных значений энергии. Во всех случаях, когда система находится во вполне определенных энергетических состояниях, излучение, испускаемое системой при переходе из одного энергетического состояния в другое, обладает дискретным спектром.

Согласно современным представлениям, фотонное излучение есть одна из форм существования материи. В процессе взаимодействия с веществом фотонное излучение проявляет как волновые, так и корпускулярные свойства. Таким образом, фотонное излучение можно характеризовать определенной длиной волны или рассматривать как поток незаряженных частиц — *фотонов*, которые обладают определенной массой и энергией. Энергия фотона

$$E = h\nu, \quad (2.1)$$

где $h = 6,625 \cdot 10^{-27}$ эрг $\cdot$ с ($6,625 \cdot 10^{-34}$ Дж $\cdot$ с) — квант действия, или постоянная Планка;

ν — частота излучения. Известно, что

$$\nu = c/\lambda, \quad (2.2)$$

где λ — длина волны фотонного излучения;

$c = 3 \cdot 10^{10}$ см/с ($3 \cdot 10^8$ м/с) — скорость распространения фотонного излучения в вакууме.

В процессе взаимодействия ионизирующего излучения с веществом изменяются его энергетическое и пространственно-временное распределение в рассматриваемой среде. Для установления закономерностей распространения и поглощения ионизирующего излучения в среде необходимо знать, сколько частиц или фотонов, с какой энергией и в каком направлении приходят в каждую точку пространства, т. е. необходимо иметь представление о поле излучения. Для характеристики поля ионизирующего излучения введены понятия: поток частиц и поток энергии, плотность потока частиц и энергии, флюенс (*перенос*) частиц и энергии.

Поток ионизирующих частиц F есть отношение числа ионизирующих частиц dN , проходящих через данную поверхность за интервал времени dt , к этому интервалу:

$$F = dN/dt. \quad (2.3)$$

Соответственно поток энергии ионизирующего излучения

$$Fw = dw/dt, \quad (2.4)$$

где dw — суммарная энергия (исключая энергию покоя) всех ионизирующих частиц, проходящих через данную поверхность за интервал времени dt . Таким образом, поток частиц или энергии характеризует число частиц или их энергию, проходящую через данную поверхность за единицу времени.

Единицей потока частиц F является секунда в минус первой степени (с^{-1}), она равна потоку ионизирующих частиц, при котором через данную поверхность за 1 с проходит одна частица. В качестве единицы потока энергии ионизирующего излучения используют единицу СИ — джоуль в секунду (Дж/с) или ватт (Вт), а также внесистемную единицу электрон-вольт (эВ). Ватт равен потоку энергии ионизирующего излучения, при котором через данную поверхность за 1 с проходит излучение с энергией 1 Дж.

Флюенс (перенос) ионизирующих частиц Φ — это отношение числа ионизирующих частиц dN , проникающих в элементарную сферу, к площади центрального сечения dS этой сферы:

$$\Phi = dN/dS. \quad (2.5)$$

Аналогично флюенс (перенос) энергии ионизирующего излучения

$$\Phi_w = dw/dS, \quad (2.6)$$

где dw — суммарная энергия (исключая энергию покоя) ионизирующего излучения, проникающего в элементарную сферу с площадью центрального сечения dS .

Единицей флюенса частиц является метр в минус второй степени (м^{-2}). Он равен флюенсу ионизирующих частиц, при котором в сферу с площадью центрального сечения 1 м^2 проникает одна частица.

В качестве единицы флюенса энергии ионизирующих частиц используется джоуль на квадратный метр (Дж/м²) или электрон-вольт на квадратный метр (эВ/м²).

Плотность потока ионизирующих частиц ϕ — это отношение потока ионизирующих частиц dF , проникающих в элементарную сферу, к площади центрального сечения dS этой сферы:

$$\phi = dF/dS. \quad (2.7)$$

Плотность потока энергии ионизирующего излучения ϕ_w есть отношение потока энергии ионизирующего излучения dF_w , проникающего в элементарную сферу, к площади центрального сечения dS этой сферы:

$$\phi_w = dF_w/dS. \quad (2.8)$$

Следовательно, плотность потока частиц и энергии характеризует число ионизирующих частиц или энергию, проходящую через единицу поверхности в единицу времени, а флюенс (перенос) — число частиц или энергию, проходящую через единицу поверхности. Число частиц или энергия, проходящая в единицу времени через единицу поверхности, есть плотность потока ионизирующих частиц или излучения и является характеристикой интенсивности излучения.

Единицей плотности потока ионизирующих частиц является секунда в минус первой степени на метр в минус второй степени (с⁻¹ м⁻²). Она равна плотности потока ионизирующих частиц, при которой в сферу с площадью центрального сечения 1 м² проникает одна частица.

Единица плотности потока энергии ϕ_w ионизирующего излучения в СИ является джоуль в секунду на квадратный метр [Дж/(с · м²)] или ватт на квадратный метр (Вт/м²). Допускается, как указывалось выше, использование внесистемной единицы электрон-вольт в секунду на квадратный метр [эВ/(с · м²)].

Рассмотрим теперь, как меняются энергетические и пространственно-временные характеристики ионизирующего излучения в процессе его взаимодействия со средой. Различают упругое и неупругое взаимодействия. При *упругом* взаимодействии природа частиц не изменяется и их суммарная энергия остается постоянной до и после взаимодействия, происходит только перераспределение энергии между взаимодействующими частицами. Возможен и такой случай упругого взаимодействия, когда не изменяется энергия каждой из взаимодействующих частиц, а происходит только

изменение направления их движения. Например, рассеяние α -частиц или протонов на ядрах, рассеяние электронов на электронах и ядрах и т. д. При *неупругом* взаимодействии также не изменяется природа частиц, но их суммарная энергия после взаимодействия оказывается меньше. Часть энергии затрачивается на производство какой-либо работы (например, нагревание системы, возбуждения атомов или молекул, излучение и т. д.). В процессе взаимодействия может происходить и изменение природы частиц в результате протекания тех или иных ядерных реакций, рождения и аннигиляции частиц и т. д.

2.2. Взаимодействие заряженных частиц со средой

Непосредственно ионизирующее излучение, как уже отмечалось, представляет собой поток заряженных частиц. В процессе прохождения через вещество они теряют свою энергию в результате электрического взаимодействия как с электронами атомов среды, так и с электрическим полем ядра. В процессе взаимодействия с электронами атома кинетическая энергия заряженных частиц растрачивается на ионизацию и возбуждение атомов среды (ионизационные потери). Взаимодействуя с электрическим полем ядра, заряженная частица тормозится и меняет направление своего движения. В результате такого взаимодействия происходит испускание тормозного излучения. Уменьшение кинетической энергии заряженных частиц в процессе взаимодействия с электрическим полем ядра называют *радиационными потерями*. Ионизационные и радиационные потери относятся к типу неупругих взаимодействий.

В области малых и средних энергий электронов (до нескольких мегаэлектрон-вольт, а для α -частиц и протонов — до энергий порядка нескольких десятков мегаэлектронвольт) основные потери энергии связаны с ионизацией и возбуждением атомов среды. В процессе ионизации образуются две заряженные частицы: *положительный ион* (или атом, потерявший электрон с внешней оболочки) и *свободный электрон*. При каждом акте взаимодействия могут быть оторваны один или несколько электронов.

Энергия, затрачиваемая на образование одной пары ионов в газе, практически не зависит от энергии заряженных частиц в широкой области энергий. Энергия W , затрачиваемая на образование одной пары ионов в воздухе, равна в среднем 35 эВ для α -частиц и 34 эВ — для электронов, а в веществе биосубстрата — примерно 33 эВ. Однако эта величина не равна истинной работе ионизации атома, составляющей 10–17 эВ, т. е. энергии, которая требуется

для отрыва электрона от атома. Среднюю энергию, идущую на образование одной пары ионов, определяют как отношение энергии первичной частицы к среднему числу пар ионов, образованных одной частицей на всем ее пути. Поскольку заряженные частицы при взаимодействии со средой растрачивают свою энергию не только на ионизацию (отрыв электрона от атома), но и на возбуждение атомов (т. е. перевод электрона с более близкой на более удаленную от ядра оболочку), то в величину W входят все виды энергетических потерь, отнесенные к образованию одной пары ионов. Возбуждение атомов требует меньше энергии, чем ионизация, и летящая заряженная частица способна возбуждать атомы, расположенные на большем удалении от ее траектории, чем при ионизации. Поэтому на каждый акт ионизации приходится примерно два-три акта возбуждения. В качестве примера в табл. 2.1 приведены данные о соотношении потерь энергии электронами в результате различных процессов взаимодействия.

Таблица 2.1

Относительная доля энергии, теряемая электронами в веществе в результате процесса взаимодействия, %

Энергия, эВ	Упругое взаимодействие	Возбуждение атомов среды	Ионизация
10^3	8,7	64,8	36,5
10^6	4,1	63,4	32,4
10^9	1,8	68,0	30,2

Таким образом, по мере прохождения через вещество заряженные частицы теряют свою энергию малыми порциями; эта энергия расходуется в основном на ионизацию и возбуждение атомов среды, т. е. потеря энергии происходит в результате взаимодействия с электронами атомов. Минимальная толщина поглотителя, необходимая для полного поглощения энергии заряженной частицы, называется *линейным пробегом* R . По определению, среднее значение модуля вектора между началом и концом пробега заряженной ионизирующей частицы в данном веществе называется *средним линейным пробегом*. Очевидно, что с увеличением энергии частицы ее пробег будет возрастать (рис. 2.1).

Пробег заряженной частицы заданной энергии в различных веществах обратно пропорционален концентрации электронов в поглощающей среде:

$$R \sim 1/NZ, \quad (2.9)$$

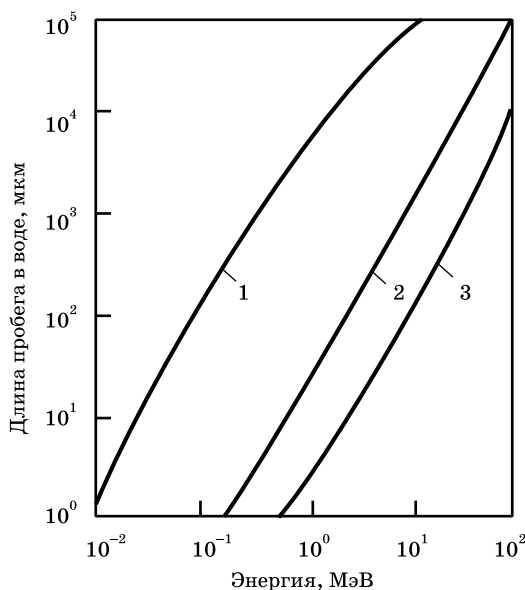


Рис. 2.1. Зависимость длины пробега заряженных частиц в воде от энергии: 1 — электроны; 2 — протоны; 3 — α -частицы

где N — число атомов в единице объема вещества;

Z — их атомный номер.

Известно, что

$$N = L\rho/A, \quad (2.10)$$

где L — число Авогадро, т. е. число атомов и молекул, содержащихся в 1 грамм-атоме (грамм-молекуле) вещества;

A — массовое число атомов, входящих в состав данного вещества;

ρ — его плотность.

Из формулы (2.9) следует

$$R\rho \approx 1/L - 1/(Z/A). \quad (2.11)$$

Таким образом, если пробег $R_m = R\rho$ выражать в массе вещества, приходящегося на единицу площади (в г/см или мг/см), то он будет зависеть только от отношений Z/A . Величину R_m

называют *средним массовым пробегом заряженной ионизирующей частицы*.

Для большинства элементов начала и середины Периодической системы Д.И. Менделеева, за исключением водорода, $Z/A \approx 0,5$; для тяжелых элементов, расположенных в конце периодической системы, $Z/A \sim 0,4-0,35$. Поэтому средний массовый пробег заряженных частиц практически одинаков во всех веществах и будет возрастать в таких тяжелых веществах как свинец, уран. Очевидно, что если известен средний массовый пробег заряженных частиц R_m , выраженный в единицах массы, приходящейся на 1 см^2 , то средний линейный пробег, выраженный в единицах длины (см), в любом веществе $R = R_m / \rho$, где ρ — плотность данного поглотителя.

Число пар ионов, образованных заряженной частицей на всем ее пути в веществе, называется *полной ионизацией* ($I_{\text{полн}} = E/W$, где E — энергия частицы; W — средняя энергия, затрачиваемая на образование одной пары ионов в данном веществе).

При исследовании закономерностей взаимодействия заряженных частиц со средой и возникающих при этом радиобиологических эффектов важным параметром является линейная тормозная способность S , или линейная передача энергии (ЛПЭ), т. е. энергия, теряемая частицей на единице длины пути вдоль ее траектории. Она равна

$$S = dE/dl, \quad (2.12)$$

где dE — энергия, теряемая заряженной частицей при прохождении элементарного пути dl в среде.

Очевидно, что чем больше тормозная способность S заряженной частицы, тем меньше ее пробег. Следовательно, $S \sim 1/R \sim NZ$.

Рассмотрим теперь, как зависят S и ЛПЭ от энергии ионизирующих частиц и их заряда. Естественно, что частица, обладающая большим зарядом, способна ионизовать и возбуждать атомы среды, расположенные на большем удалении от траектории, т. е. с увеличением заряда частиц возрастает вероятность взаимодействия ее со средой.

По мере прохождения через вещество энергия заряженной частицы уменьшается, следовательно, уменьшается ее скорость. В результате возрастает вероятность взаимодействия частиц с электронами атомов. Поэтому вдоль трека заряженной частицы значения S и ЛПЭ возрастают; возрастает и ионизация, достигая максимума в конце пробега (рис. 2.2). Такова общая картина взаимодействия заряженных частиц со средой. Далее рассмотрим некоторые количественные характеристики этого процесса для α - и β -частиц.

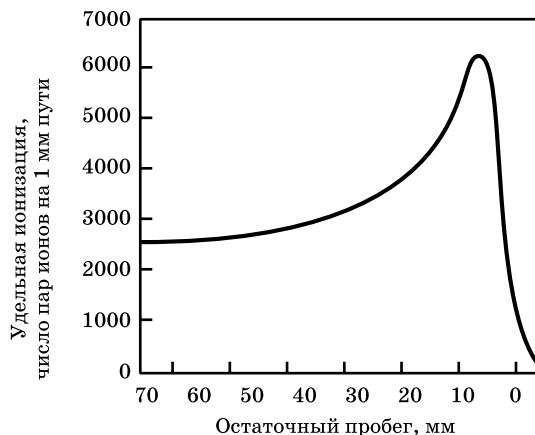


Рис. 2.2. Типичная кривая изменения удельной ионизации в воздухе вдоль трека α -частицы

Альфа-частицы — поток ядер гелия, состоящих из двух нейтронов и двух протонов. Таким образом, α -частица обладает двумя единицами положительного заряда (за единицу заряда e в атомной физике принята абсолютная величина заряда электрона, равная $1,6 \cdot 10^{-19}$ Кл), а ее атомная масса равна 4. Источником α -частиц являются ядра радиоактивных элементов, в основном тяжелых, расположенных в конце Периодической системы элементов Д.И. Менделеева. Кроме того, α -частицы образуются при некоторых ядерных реакциях.

Энергия α -частиц, испускаемых известными в настоящее время радионуклидами, лежит в пределах 4–9 МэВ, их скорость составляет примерно 20 000 км/с. При этом все ядра данного радионуклида, как правило, испускают α -частицы, обладающие одной и той же энергией. Пробег α -частиц, испускаемых известными в настоящее время радионуклидами, достигает 8–9 см в воздухе, а в мягкой биологической ткани — нескольких десятков микрон.

Полная ионизация, создаваемая α -частицами на всем пути в среде, составляет примерно 120–260 тыс. пар ионов. Удельная ионизация изменяется от 25 до 60 тыс. пар ионов на 1 см пути в воздухе.

Рассмотрим α -частицу и электрон одинаковой энергии. Поскольку масса электрона в несколько тысяч раз меньше массы

α -частицы, скорость электрона будет значительно больше. Кроме того, заряд электрона по абсолютной величине в 2 раза меньше заряда α -частицы. Следовательно, в результате того, что электрон обладает значительно большей скоростью и меньшим зарядом, вероятность его взаимодействия с атомами среды будет меньше, чем у α -частиц. Поэтому в каждой единице пути электрон образует меньшее число пар ионов, т. е. ЛПЭ у него будет меньше. Таким образом, длина пробега электрона в веществе, обладающего такой же энергией, как и α -частица, будет значительно больше. Из рисунка 2.1 видно, что пробег электронов примерно в 10^3 раза больше пробега α -частиц.

В отличие от α -частиц, траектория которых в среде прямолинейна, у электронов при их взаимодействии с веществом существенную роль играет эффект рассеяния. Траектория электрона представляет собой ломаную линию, и истинная длина пути пробега может превосходить в 1,5–4 раза его пробег.

В процессе β -распада ядра данного радионуклида испускают β -частицы различной энергии. Это обусловлено тем, что при β -распаде избыточная энергия у различных ядер данного радионуклида по-разному распределяется между β -частицами и нейтрино, которые испускаются при радиоактивном превращении. В результате энергетический спектр β -частиц является непрерывным. В то же время для данного радионуклида характерна определенная максимальная энергия β -частиц, соответствующая энергии возбуждения ядра. Максимальная энергия β -спектра у известных в настоящее время радионуклидов лежит в пределах от нескольких десятков килоэлектрон-вольт до 3,0–3,5 МэВ. Пробег β -частиц в воздухе составляет 22 см для ^{14}C ($E_{\text{макс}} = 0,155$ МэВ) и 1 400 см для ^{42}K ($E_{\text{макс}} = 3,58$ МэВ), пробег в мягкой биологической ткани — 0,02 и 1,9 см соответственно.

2.3. Взаимодействие нейтронов с веществом

Нейтроны, представляющие собой поток незаряженных частиц, при прохождении через вещество взаимодействуют только с ядрами атомов. Характер взаимодействия может быть упругим и неупругим. Упругое взаимодействие нейтрона с ядрами аналогично столкновению бильярдных шаров. Если бильярдный шар, движущийся с большой скоростью, столкнется с неподвижным шаром, он передает ему большую или меньшую часть энергии в зависимости от параметра удара, а сам изменит направление движения. Суммарная энергия обоих шаров до и после

взаимодействия не изменится. Из закона механики известно, что чем больше масса неподвижного шара по сравнению с массой движущегося, тем меньшая доля энергии будет ему передана при столкновении. Если массы сталкивающихся шаров равны, то при каждом столкновении движущийся шар будет терять в среднем половину своей энергии.

Аналогичным образом нейтроны, обладающие определенным запасом энергии, взаимодействуя с ядрами атомов, передают им часть энергии, а сами изменяют направление своего движения. Этот процесс называется *упругим рассеянием*. Ядра атомов, получившие в результате столкновения определенный запас кинетической энергии — ядра отдачи, — «выскакивают» из электронной оболочки и, проходя через вещество, производят ионизацию (поскольку они обладают зарядом). Чем меньше масса ядер среды, через которые проходят нейтроны, тем большую долю энергии они теряют в процессе упругого рассеяния. При каждом акте рассеяния на ядрах водорода нейтрон теряет в среднем половину энергии, при рассеянии на ядрах углерода — примерно 14–17%, а при рассеянии на ядрах аргона — не более 8–9%. Поэтому в качестве замедлителей нейтронов лучше всего использовать водородосодержащие или легкие вещества — обычную или тяжелую воду, парафин, бериллий, углерод.

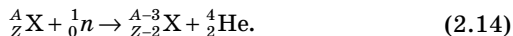
В процессе упругого рассеяния энергия нейтрона постепенно уменьшается и приближается к энергии теплового движения атомов и молекул среды, равной примерно 0,025 эВ. Такие нейтроны называются *тепловыми*. Чтобы нейтрон с первоначальной энергией 1 МэВ стал тепловым, число столкновений с ядрами водорода должно быть $n = 25$. В углероде энергия этого нейтрона достигает 0,025 эВ после 100 столкновений, а при взаимодействии с ядрами урана — после 2 100 столкновений. Этот процесс завершается примерно через 10 секунд.

Тепловой нейтрон блуждает в веществе до тех пор, пока не будет захвачен одним из ядер атомов среды. В результате произойдет реакция

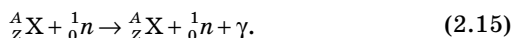


т. е. образуется изотоп исходного элемента, а избыточная энергия, полученная ядром вследствие такой перестройки, испускается в виде γ -кванта. Этот тип взаимодействия называется *радиационным захватом*. В ядерных реакторах, где создаются мощные потоки тепловых нейтронов, ядерная реакция указанного типа используется для получения искусственных радионуклидов.

Не только тепловые, но и быстрые нейтроны могут быть захвачены ядрами атомов. В результате произойдет ядерная реакция с вылетом α -частицы, протона и т. д. и образуется ядро другого элемента:



При захвате нейтрона ядром может произойти ядерная реакция, в процессе которой образуется ядро исходного нуклида, но при этом энергия испущенного нейтрона меньше энергии захваченного:



В этом случае произойдет процесс *неупругого рассеяния*, поскольку суммарная энергия системы (нейтрон + ядро) до взаимодействия не равна энергии системы после взаимодействия. Процесс неупругого рассеяния имеет сравнительно большую вероятность для атомных ядер середины и конца периодической системы элементов.

Таким образом, при прохождении нейтронов через вещество происходят следующие взаимодействия с ядрами: упругое и неупругое рассеяния, радиационный захват и различного типа ядерные реакции. Вероятность различного типа взаимодействий зависит от энергии нейтронов. Поэтому по характеру взаимодействия нейтроны условно разделены на четыре группы:

- тепловые нейтроны — 0–0,5 эВ;
- промежуточные нейтроны — 0,5–200 кэВ;
- быстрые нейтроны — 200 кэВ–20 МэВ;
- релятивистские нейтроны — выше 20 МэВ.

Для быстрых нейтронов доминирующим процессом взаимодействия является упругое рассеяние, хотя, как и для всех других групп, возможны со значительно меньшей степенью вероятности и другие процессы взаимодействия (неупругое рассеяние, ядерные реакции, радиационный захват). Для релятивистских нейтронов возрастает роль неупругого рассеяния по сравнению с упругим, существенный вклад дают ядерные реакции.

Для промежуточных нейтронов наиболее характерным процессом взаимодействия является неупругое рассеяние, а также радиационный захват.

Для тепловых нейтронов наиболее вероятный процесс взаимодействия — *радиационный захват*. Вероятность этого процесса пропорциональна $1/v$, или $1/E_{1/2}$, т. е. возрастает с уменьшением энергии (скорости) нейтронов.

Таким образом, при всех процессах взаимодействия нейтронов с веществом образуются либо заряженные частицы — ядра отдачи (в процессе ядерных реакций под воздействием нейтронов образуются также и другие заряженные частицы, например протоны, дейтроны и т. д.), непосредственно производящие ионизацию, либо γ -излучение, которое, как будет показано далее, тоже производит ионизацию в результате вторичных процессов.

2.4. Взаимодействие фотонного излучения с веществом

В процессе прохождения через вещество фотоны, так же как и заряженные частицы, взаимодействуют с электронами атомов среды, электрическим полем ядра, а также с нейтронами и протонами, входящими в состав ядра. В результате этих взаимодействий происходит ослабление плотности потока излучения вследствие рассеяния фотонов и передачи энергии атомам среды.

Из общих соображений следует, что изменение плотности потока энергии фотонного излучения $d\phi_w$ после прохождения слоя вещества толщиной dx имеет вид

$$-d\phi_w = \mu\phi_w dx, \quad (2.16)$$

где μ является функцией энергии фотонного излучения и рода вещества и называется *линейным коэффициентом ослабления* (см^{-1}). Он характеризует относительное изменение плотности потока энергии фотонного излучения $d\phi_w/\phi_w$ при прохождении слоя вещества $dx = 1$.

$M_m = \mu/\rho$ — массовый коэффициент ослабления ($\text{см}^2/\text{г}$). Здесь ρ — плотность поглотителя.

В интегральной форме закон ослабления потока фотонного излучения имеет вид

$$\phi_w = \phi_{w0} \exp(-\mu d), \quad (2.17)$$

где ϕ_{w0} и ϕ_w — потоки энергии в точке K в отсутствие поглотителя и после прохождения поглотителя толщиной d .

Ослабление фотонного излучения в веществе происходит по экспоненциальному закону. Графически эта зависимость представлена на рис. 2.3.

Особенность экспоненциальных кривых состоит в том, что они не пересекаются с осью абсцисс. Это значит, что какой бы ни была взята толщина слоя вещества, нельзя полностью поглотить

поток фотонного излучения, а можно только ослабить его интенсивность в любое заданное число раз. В этом существенное отличие характера ослабления фотонного излучения от ослабления заряженных частиц, для которых существует понятие пробега, т. е. наличие слоя вещества, где происходит полное поглощение потока заряженных частиц.

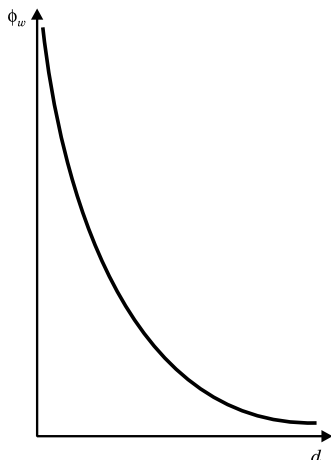


Рис. 2.3. Ослабление плотности потока энергии Φ_w фотонного излучения в зависимости от толщины поглотителя d

Посмотрим, в результате каких процессов взаимодействия с атомами среды происходит ослабление потока фотонного излучения, основные закономерности которого были только что рассмотрены. Начнем с рассмотрения взаимодействия фотонов с электронами атомов. В этом случае ослабление потока излучения происходит в основном вследствие фотоэлектрического поглощения и некогерентного (комптоновского) рассеяния (рис. 2.5).

Фотоэлектрическое поглощение. Фотоны в процессе взаимодействия с электронами атомов среды передают им всю свою энергию. В результате фотон исчезает, а его энергия расходуется на отрыв электрона от атома и сообщение ему кинетической энергии. В результате этого атом, лишившись одного отрицательного заряда, превращается из электрически нейтрального в положительно заряженный. Простейший пример такого процесса

схематически изображен на рис. 2.4а для случая атома водорода: до получения кванта дополнительной энергии одиночный электрон компенсирует положительный заряд протона; после поглощения кванта электрон отрывается от атома и на месте нейтрального атома остается положительно заряженный протон. В более тяжелых атомах с большим количеством протонов и электронов картина не столь проста, как в случае водорода, но главная черта процесса неизменна: электрон выбрасывается из атома, вследствие чего в «остатке» атома один из положительных зарядов ядра оказывается некомпенсированным соответствующим отрицательным электрическим зарядом. Такой положительно заряженный «остаток» атома, почти не изменивший своей первоначальной массы, называют *положительным ионом*, а вылетевший из атома быстро движущийся электрон получил по аналогии название *отрицательного иона*. Возможна не только одноэлектронная, но и двух-, трех- и более кратная и даже полная ионизация атома. Таков, в частности, случай двукратной ионизации атома гелия ($Z = 2$), в результате которой возникают 2 свободных электрона и 1 дважды положительно заряженный тяжелый ион He^{++} , т. е. полностью ионизированное ядро гелия, потерявшее свою электронную оболочку (рис. 2.4б).

Очевидно, что чем больше энергия связи электрона в атоме, тем более вероятен процесс передачи фотоном всей своей энергии электрону. При фотоэлектрическом поглощении фотон преимущественно передает энергию электронам, расположенным на ближайшей к ядру K -оболочке и, следовательно, обладающим наибольшей энергией связи.

По этой же причине с увеличением Z поглотителя, т. е. с увеличением энергии связи электронов в атоме, вероятность процесса фотоэлектрического поглощения сильно возрастает примерно пропорционально Z^4 .

Величина, характеризующая относительное изменение плотности потока энергии фотонного излучения, обусловленное процессом фотоэлектрического поглощения, называется *линейным τ* (или *массовым $\tau_m = \tau/\rho$*) *коэффициентом фотоэлектрического поглощения* и измеряется соответственно в сантиметрах минус единица или в квадратных сантиметрах на грамм (см^{-1} или $\text{см}^2/\text{г}$).

С увеличением энергии фотонного излучения вероятность процесса фотоэлектрического поглощения быстро уменьшается.

Некогерентное, комптоновское, рассеяние. Суть этого процесса состоит в том, что фотон, взаимодействуя с электроном, передает ему часть своей энергии, а сам изменяет направление своего движения. В отличие от процесса фотоэлектрического

поглощения, когда фотон взаимодействует преимущественно с электронами K -оболочки, при некогерентном рассеянии фотоны взаимодействуют с внешними (валентными) электронами, энергия связи которых минимальна.

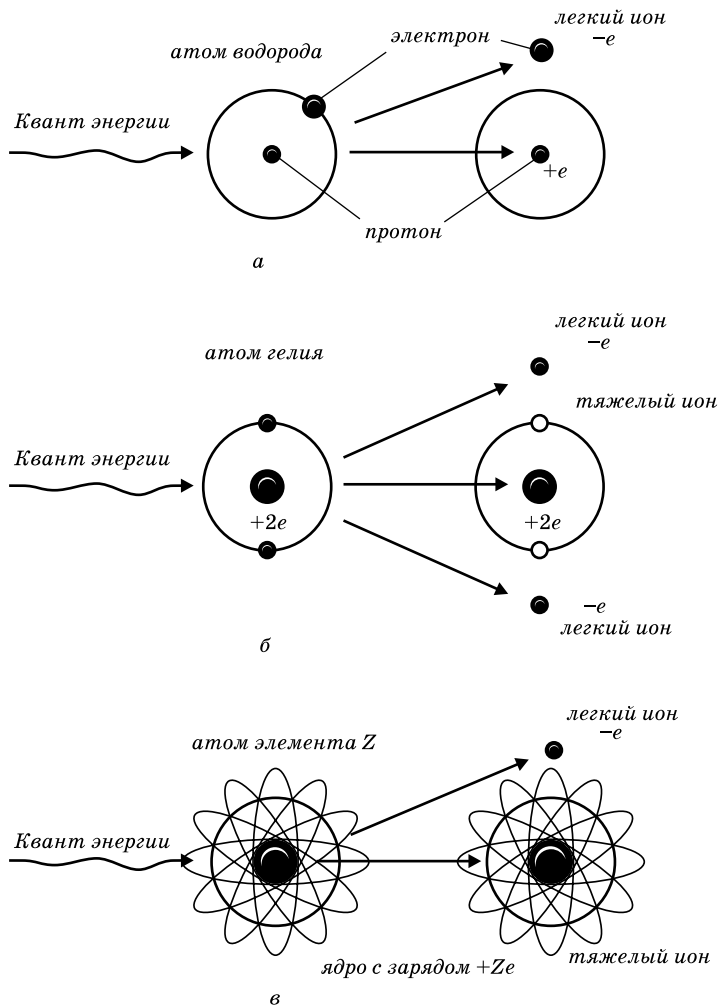


Рис. 2.4. Схемы актов ионизации атома водорода (а), гелия (б) и элемента Z (в)

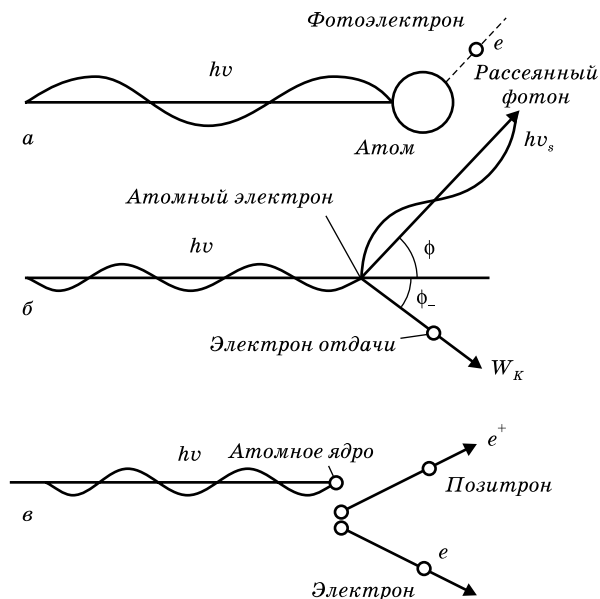


Рис. 2.5. Схема элементарных актов взаимодействия фотонного излучения с веществом: а — фотоэлектрическое поглощение; б — некогерентное рассеяние; в — образование пар

Величина, характеризующая относительное ослабление плотности потока энергии фотонного излучения в результате некогерентного рассеяния, называется *линейным σ (или массовым $\sigma_m = \sigma/\rho$) коэффициентом некогерентного рассеяния*.

Ослабление потока излучения при некогерентном рассеянии происходит вследствие того, что фотон передает часть энергии электрону, а сам рассеивается под некоторым углом. Поэтому можно записать

$$\sigma = \sigma_a + \sigma_s, \quad (2.18)$$

где σ_a — характеризует преобразование энергии первичного фотонного излучения в энергию вторичного корпускулярного излучения (электроны);

σ_s — преобразование энергии первичного фотонного излучения в энергию вторичного (рассеянного) фотонного излучения.

Величина σ_a называется *коэффициентом истинного поглощения* при некогерентном рассеянии, а σ_s — *коэффициентом рассеяния*.

С увеличением энергии фотонного излучения вероятность процесса некогерентного рассеяния уменьшается, а следовательно, и σ уменьшается, однако значительно медленнее, чем τ . В отличие от σ_s коэффициент σ_a мало изменяется и остается примерно постоянным в широком интервале энергии фотонов. Это значит, что доля энергии, передаваемой электронам, при некогерентном рассеянии слабо зависит от энергии излучения.

Вероятность процесса некогерентного рассеяния возрастает пропорционально концентрации электронов в единице объема вещества, т. е. $\sigma \sim NZ$, где N — число атомов в единице объема вещества. Ранее было показано, что $NZ = L \cdot \rho Z/A$ и, поскольку Z/A примерно постоянно и равно 0,5, $\sigma \sim \rho$ и $\sigma/\rho = \text{const}$ для всех веществ, за исключением водорода, у которого $Z/A = 1$.

Образование пар. Наряду с электронами фотонное излучение может взаимодействовать с электрическим полем атомных ядер поглотителя. В процессе такого взаимодействия образуются две частицы: электрон и позитрон, а фотон исчезает или, как говорят, аннигилирует.

Образование пар может произойти только в том случае, если энергия фотона больше суммы энергий, взаимосвязанных с массой покоя электрона и позитрона. Как известно, массы покоя электрона и позитрона одинаковы и равны 0,511 МэВ. Таким образом, процесс образования пар может происходить лишь в том случае, если энергия фотонов больше 1,02 МэВ. Вероятность этого процесса, а следовательно, коэффициент, характеризующий ослабление потока фотонного излучения вследствие образования пар, растет с увеличением энергии и пропорционален Z^2 .

Таким образом, при всех процессах взаимодействия фотонного излучения со средой часть энергии преобразуется в кинетическую энергию электронов, которые, проходя через вещество, производят ионизацию. Поскольку ослабление плотности потока энергии фотонного излучения происходит в основном в результате трех процессов: фотоэлектрического поглощения, некогерентного рассеяния и образования пар, линейный коэффициент ослабления можно представить в виде

$$\mu = \tau + \sigma + \kappa. \quad (2.19)$$

Кривая на рис. 2.5 иллюстрирует изменение μ , τ , σ и κ для свинца в зависимости от энергии фотонного излучения. Видно,

что с увеличением энергии фотонов коэффициент ослабления μ для свинца (см. рис. 2.5) проходит через пологий минимум при энергии, равной примерно 3–4 МэВ, а затем постепенно начинает возрастать в области энергий, где процесс образования пар начинает играть существенную роль. Поскольку $\kappa \sim Z^2$, возрастание μ у легких элементов начинается при значительно больших энергиях. Так, в частности, для воды, алюминия и биологической ткани μ достигает минимального значения при энергии 20–30 МэВ; учитывать вклад κ в значение μ для легких элементов следует с 10–15 МэВ.

У большинства известных в настоящее время естественных и искусственных радионуклидов энергия испускаемого γ -излучения лежит в интервале 0,25–2,6 МэВ, поэтому наиболее существенными процессами взаимодействия являются фотоэлектрическое поглощение и некогерентное рассеяние, т. е. $\mu = \tau + \sigma = \tau + \sigma_a + \sigma_s$. Часть коэффициента ослабления $\mu_s = \sigma_s$ характеризует ослабление излучения в результате рассеяния фотонов в процессе взаимодействия, а $\mu_a = \tau + \sigma_a$ — доля кинетической энергии фотонов, которая преобразуется в кинетическую энергию электронов в слое $dx = 1$, т. е. характеризует ослабление потока излучения вследствие передачи энергии электронам атомов среды.

Из рисунка 2.6 следует: в свинце фотоэлектрическое поглощение существенно для фотонов с энергией вплоть до 1,5–2,0 МэВ. Для вещества со средним атомным номером (железо, медь) роль фотоэлектрического поглощения становится незначительной при энергии фотонов больше 0,5 МэВ. Что касается легких веществ (воды, воздуха, биологической ткани, алюминия), то ослабление потока излучения в результате фотоэлектрического поглощения составляет 50% при энергии фотонов 60 кэВ. При энергии 120 кэВ вклад τ в значение μ составляет всего 10%, а при энергии 150–200 кэВ процессом фотоэлектрического поглощения можно пренебречь. Таким образом, для легких веществ, в том числе и для биологической ткани, в широкой области энергий (примерно от 150–200 кэВ до 10–15 МэВ) основным процессом, который обуславливает ослабление фотонного излучения в веществе, является некогерентное рассеяние, т. е. $\mu = \sigma$. Это обстоятельство следует учитывать при выборе материала для создания биологической защиты.

Приведенные выше значения ослабления фотонного излучения в веществе даны для моноэнергетического излучения. В этом случае указанные коэффициенты зависят только от энергии фотонов, атомного номера и плотности поглотителя.

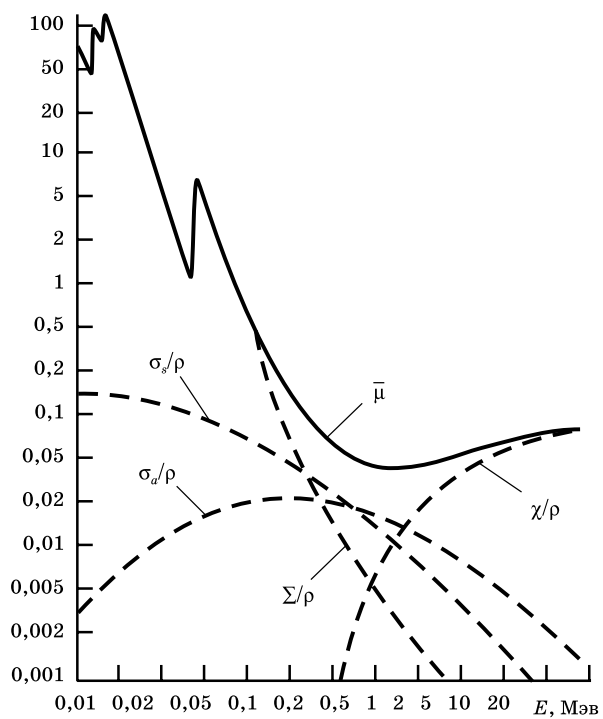


Рис. 2.6. Массовый коэффициент ослабления γ -излучения для свинца и вклад различных процессов: τ — фотоэффект; σ — комpton-эффект; κ — эффект образования пар

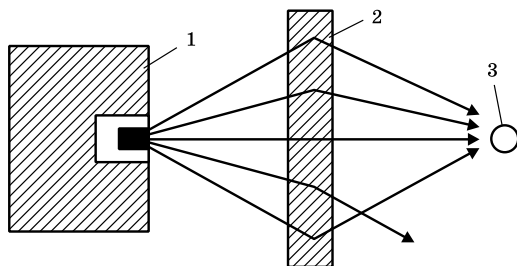


Рис. 2.7. Схема геометрии широкого пучка: 1 — источник излучения; 2 — поглотитель; 3 — детектор

Рассмотренные выше процессы и закономерности ослабления фотонного излучения в среде применимы к условиям геометрии узкого пучка, которую можно создать путем специального диафрагмирования излучения. На практике обычно между детектором излучения и поглотителем нет специальных диафрагм. При таких условиях рассеянные фотоны попадают в детектор излучения (рис. 2.7). В этом случае говорят, что осуществляется геометрия широкого пучка. Очевидно, что при одной и той же толщине поглотителя в условиях широкого пучка будет наблюдаться меньшее ослабление излучения. Закон ослабления плотности потока энергии фотонного излучения в условиях широкого пучка записывается следующим образом:

$$\phi_w = \phi_{w0} \exp(-\mu d) B(h\nu, \mu d, Z), \quad (2.20)$$

где $B(h\nu, \mu d, Z)$ — энергетический фактор накопления, учитывающий изменение плотности потока энергии и обусловленный рассеянным излучением.

Для различных регистрирующих эффектов различают следующие факторы накопления: *числовые* — для плотности потока фотонов; *энергетические* — для плотности потока энергии фотонов и дозовые для поглощенной в среде энергии. Фактор накопления показывает, во сколько раз та или иная характеристика уровня излучения (плотность потока энергии или частиц, доза излучения) в условиях широкого пучка больше, чем в условиях узкого пучка. Фактор накопления в первую очередь зависит от энергии излучения, порядкового номера Z материала поглотителя и его толщины d , а также геометрии источника и защиты и их взаимного расположения. Значение фактора накопления всегда больше 1 и растет с увеличением толщины поглотителя. Различие между характером ослабления широкого и узкого пучка излучения, т. е. фактор накопления, будет тем больше, чем больший вклад в μ вносит μ_s — часть коэффициента ослабления, характеризующая рассеяние излучения.

При решении практических задач защиты от ионизирующего излучения наиболее удобно использовать дозовые факторы накопления $B_D(h\nu, \mu d, Z)$, поскольку именно доза определяет степень воздействия излучения на человека. Дозовый фактор накопления учитывает вклад рассеянного излучения в значение дозы после прохождения излучения через поглотитель в геометрии широкого пучка. Для иллюстрации на рис. 2.8 приведены кривые изменения дозового фактора накопления в воде в зависимости от энергии излучения.

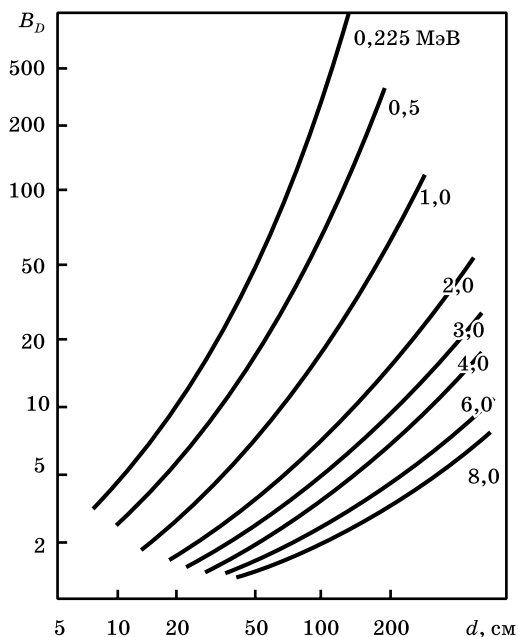


Рис. 2.8. Зависимость дозового фактора накопления B_D от толщины слоя воды d для широкого пучка фотонного излучения различных энергий

Завершая рассмотрение процессов взаимодействия ионизирующего излучения с веществом, необходимо обратить внимание на следующее. Элементарным событием во взаимодействии излучения со средой является акт передачи энергии некоторой массе вещества. Причем эта передача энергии происходит конечными порциями. Заряженные частицы при каждом акте взаимодействия передают небольшую, вполне определенную для данной среды долю своей энергии, которая расходуется на ионизацию и возбуждение атомов среды. Таким образом, для заряженных частиц (непосредственно ионизирующего излучения) акт передачи и поглощения энергии как бы совмещены во времени и пространстве, т. е. передача и поглощение энергии происходят в одном и том же элементарном объеме.

Несколько иначе обстоит дело при взаимодействии косвенно ионизирующего излучения (нейтронов, фотонов) с веществом.

Здесь при единичном акте взаимодействия доля переданной энергии может быть различной и зависит от угла рассеяния фотонов при комптоновском эффекте или нейтронов — при упругом взаимодействии; в случае фотоэлектрического поглощения или образования пар происходит передача всей энергии фотона в единичном акте взаимодействия. Образованные в процессе взаимодействия заряженные частицы (протоны отдачи, вторичные электроны) могут произвести ионизацию не только в том элементарном объеме, где они образовались (когда произошел акт передачи энергии), но и вне этого объема. Следовательно, для косвенно ионизирующего излучения, в отличие от непосредственно ионизирующего излучения, передача энергии веществу в элементарном акте взаимодействия происходит в одном элементарном объеме, а поглощение энергии — не только в данном объеме. Это означает, что для косвенно ионизирующего излучения энергия, переданная веществу в данном элементарном объеме в процессе взаимодействия, не всегда равна поглощенной энергии в этом же элементарном объеме.

2.5. Поглощенная доза и керма

Ионизация и возбуждение атомов среды — это те первичные процессы, которые происходят в веществе под действием ионизирующего излучения. Именно указанные эффекты определяют величину воздействия излучения на биологические объекты. Одной из важнейших задач радиационной безопасности является установление количественной связи между уровнем воздействия и возникающими эффектами в среде, обусловленными ионизирующим излучением. Таким образом, необходимо установить систему величин, характеризующих не только действие ионизирующего излучения на среду, но и связанных с характеристиками поля излучения (поток, плотность потока частиц или энергии) через физические константы взаимодействия излучения с веществом. Только в этом случае можно установить однозначную связь между параметрами поля излучения и параметрами воздействия излучения на среду.

Поскольку ионизация и возбуждение связаны с поглощенной энергией излучения в веществе, именно они выбраны для характеристики меры воздействия ионизирующего излучения на среду. В этих целях введено понятие «поглощенная доза», иногда используют термин «доза ионизирующего излучения».

Поглощенная доза ионизирующего излучения D — это отношение приращения средней энергии dw , переданной

ионизирующим излучением веществу в элементарном объеме, к массе dm вещества в этом объеме:

$$D = dw/dm. \quad (2.21)$$

Таким образом, **поглощенная доза** есть средняя энергия, поглощенная в единице массы любого вещества независимо от вида и энергии ионизирующего излучения. В качестве единицы поглощенной дозы в системе СИ принят грей (Гр); 1 Гр соответствует поглощению в среднем 1 Дж (10^7 эрг) энергии ионизирующего излучения в массе вещества, равной 1 кг: 1 Гр = 1 Дж/кг. На практике пока еще используется специальная внесистемная единица поглощенной дозы — рад; 1 рад = 100 эрг/г = 10^{-2} Дж/кг = 10^{-2} Гр. Поглощенная доза ионизирующего излучения является основной физической величиной, определяющей степень радиационного воздействия, т. е. мерой ожидаемых последствий облучения объектов живой и неживой природы.

Изменение дозы излучения в единицу времени называется *мощностью дозы*. **Мощность поглощенной дозы ионизирующего излучения** — отношение приращения поглощенной дозы излучения dD за интервал времени dt к этому интервалу времени:

$$\dot{D} = dD / dt. \quad (2.22)$$

В системе СИ единица мощности поглощенной дозы 1 Гр/с = 1 Дж/(с·кг) = 1 Вт/кг. Внесистемная единица мощности поглощенной дозы 1 рад/с.

Следует отметить, что поглощенная доза характеризует не само излучение, а его воздействие на среду. В принципе один и тот же поток излучения может создать различную поглощенную дозу. Это обусловлено тем, что такие процессы взаимодействия фотонного излучения с веществом, как фотоэлектрическое поглощение, образование пар, радиационные потери для заряженных частиц нелинейно зависят от Z . В этом случае ослабление излучения, а следовательно, и поглощенная энергия, отнесенная к единице массы, существенно различаются в веществах с различным атомным номером Z ; причем возрастают с увеличением Z . Например, один и тот же поток фотонного излучения с энергией 200 кэВ создает различную поглощенную дозу в алюминии ($Z = 13$) и меди ($Z = 29$), потому что вклад фотоэлектрического поглощения в общий процесс ослабления излучения существенно различается для этих элементов, а следовательно, и значительно различаются массовые коэффициенты ослабления μ/ρ .

Поэтому, когда говорят о поглощенной дозе, необходимо указывать, к какой среде это относится — к воздуху, воде или другим веществам. Когда говорят «тканевая доза», имеют в виду поглощенную дозу мягкой биологической тканью (мышцами) условного человека, весовой состав которого принимается следующим (%): водород — 10,1; углерод — 11,1; азот — 2,6; кислород — 76,2.

Зависимость поглощенной дозы от рода вещества для одного и того же вида и энергии излучения называется *энергетической зависимостью чувствительности детектора*.

Для излучений, у которых поглощение энергии происходит в результате процессов взаимодействия, линейно зависящих от Z , не наблюдается энергетической зависимости чувствительности детектора. К таким процессам относятся ионизация и возбуждение (для заряженных частиц), когерентное рассеяние (фотонное излучение).

Измерить поглощенную дозу можно по тем эффектам, которые возникают в веществе в процессе взаимодействия с ионизирующим излучением. Для этого необходимо установить однозначную связь между изменением физических или химических свойств детектора излучения (ионизация, изменения интенсивности люминесценции, проводимости, изменение выхода тех или иных химических реакций и т. д.) и поглощенной энергии излучения.

Для заряженных частиц довольно легко измерить поглощенную дозу по ионизации или другим радиационным эффектам, возникающим в веществе. Это обусловлено тем, что передача и поглощение энергии происходят в одном и том же элементарном объеме. Более того, если известны плотность потока частиц ϕ [част./($\text{м}^2 \cdot \text{с}$)], проникающих в облучаемый объем, и их энергия E , то средняя мощность поглощенной дозы, создаваемая в этом объеме, равна

$$\bar{D} = (\phi \cdot E \cdot 1,6 \cdot 10^{-13}) / R_p, \quad (2.23)$$

где $1,6 \cdot 10^{-13}$ — коэффициент перехода от мегаэлектрон-вольт к джоулям ($1 \text{ МэВ} = 1,6 \cdot 10^{-13} \text{ Дж}$);

R и p — пробег заряженной частицы в облучаемом веществе (м) и плотность ($\text{кг}/\text{м}^3$) соответственно в системе СИ.

Эта формула справедлива только в том случае, если пробег частиц не больше облучаемого объема. Следует отметить, что здесь речь идет именно о средней поглощенной дозе. В различных точках облучаемого объема (вернее, в элементарных объемах)

поглощенная доза будет различной, так как плотность ионизации вдоль трека заряженной частицы неодинакова.

Таким образом, для заряженных частиц (α , β , протонов) больших энергий, когда основными процессами взаимодействия являются ионизация и возбуждение, между параметрами, характеризующими само излучение (поток, плотность потока и т. д.), и параметром, характеризующим воздействие излучения на среду (поглощенная доза), существует достаточно очевидная прямая связь. Аналогичным образом можно связать характеристику поля быстрых нейтронов с поглощенной дозой, так как пробег протонов отдачи (если речь идет о биологической ткани), а также ядер отдачи невелик, и в этом случае передача и поглощение энергии также происходят в одном и том же элементарном объеме.

Если обратиться к рассмотрению формирования поглощенной дозы у фотонного излучения, то увидим, что один и тот же поток излучения создает разную поглощенную дозу не только в разных средах, но и в различных точках данного облучаемого объекта. Выделим в облучаемом объекте два объема, один из которых расположен вблизи поверхности, а другой — внутри облучаемого объекта на некоторой глубине, равной или больше пробега вторичных электронов в данной среде (рис. 2.9). Фотон, который испытывает акт взаимодействия в объеме А, передает энергию одному из электронов атомов среды. Пробег этого электрона может быть таким, что он выйдет за пределы этого объема. В то же время в этом объеме могут произвести ионизацию и, следовательно, внести вклад в формирование дозы электроны, образованные в результате поглощения фотонов вне объема А, например, в воздухе или в соседних участках облучаемого объекта. Таким образом, поглощенная доза, измеренная в объеме А, не равна энергии, которую передали фотоны среде в объеме А. Следовательно, в этом случае поглощенная доза не может служить характеристикой ионизирующего излучения по его воздействию на среду.

Рассмотрим теперь объем В. Поскольку он расположен на расстоянии от поверхности, равном или большем, чем пробег вторичных электронов, ни один электрон, образованный фотонным излучением вне облучаемого объекта, не попадает в этот объем. Наряду с этим ионизация, создаваемая вне объема В вторичными электронами, образованными вследствие поглощения фотонов в объеме В, будет точно компенсироваться той ионизацией, которую создадут вторичные электроны, образуемые фотонным излучением в облученном объекте, окружающем объем В.

Таким образом, измерив ионизацию в объеме Б, можно судить об энергии, переданной фотонным излучением вторичным электронам в этом же объеме. Следовательно, энергия поглощения в объеме Б будет равна энергии, переданной фотонами вторичным электронам, только в том случае, когда поглощенная доза измеряется в объеме, расположенном на глубине облучаемого объекта, равном или большем пробегу вторичных электронов, т. е. в условиях энергетического равновесия между первичным и вторичным излучением. Только в этом случае между параметрами поля излучения (поток, плотностью потока и т. д.) и параметрами его воздействия на среду (поглощенной дозой) существует однозначная связь.

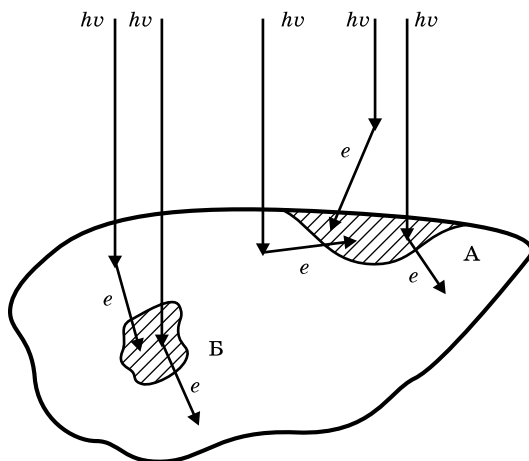


Рис. 2.9. *Схема, иллюстрирующая связь поглощенной дозы фотонного излучения с параметрами поля излучения*

На практике, измеряя величину эффекта (ионизацию, люминесценцию и т. д.), обусловленного воздействием ионизирующего излучения на среду, определяют поглощенную дозу, усредненную по массе детектора излучения. Но эта величина не может нас полностью удовлетворить как характеристика действия косвенно ионизирующего излучения на среду в силу тех неопределенностей, о которых говорилось выше. А для решения ряда вопросов радиационной безопасности в первую очередь в области

измерения ионизирующих излучений важно иметь такую характеристику излучения по его воздействию на среду, которая была бы однозначно связана с параметрами поля излучения, в частности с таким, как плотность потока энергии. Для этих целей введена специальная величина — **керма** K , которая является мерой энергии, переданной косвенно ионизирующим излучением заряженным частицам в пределах рассматриваемого объема.

Керма — это отношение суммы начальных кинетических энергий dE_{κ} всех заряженных ионизирующих частиц, образовавшихся под действием косвенно ионизирующего излучения в элементарном объеме вещества, к массе dm вещества в этом объеме:

$$K = dE_{\kappa} / dm. \quad (2.24)$$

Соответственно мощность кермы есть отношение приращенной кермы dK за интервал времени dt к этому интервалу времени:

$$\dot{K} = dK / dt. \quad (2.25)$$

Керму измеряют в тех же единицах, что и поглощенную дозу (Гр и рад).

Для фотонного излучения энергия заряженных частиц E_{κ} , освобождаемых косвенно ионизирующим излучением в элементарном объеме с массой dm , пропорциональна потоку излучения ϕ_w и той части линейного коэффициента ослабления, который соответствует истинному поглощению фотонного излучения, т. е. учитывают ту часть энергии, которая передана фотонами электронам. Таким образом,

$$dE_{\kappa} \sim \mu_a \phi_w dm / \rho, \quad (2.26)$$

где $\mu_a = \tau + \sigma_a + \kappa_a$;

κ_a — это та доля коэффициента образования пар, которая преобразуется в энергию электрона и позитрона, $\kappa_a = \kappa(1 - 2mc^2/E)$. Следовательно, керма

$$K \sim \mu_a \phi_w / \rho. \quad (2.27)$$

Керма, однозначно связанная с плотностью потока энергии косвенно ионизирующего излучения через физические константы взаимодействия излучения со средой, может быть рассчитана, и по ней же можно судить о действии излучения на среду.

Поглощенная доза косвенно ионизирующего излучения, измеренная в условиях энергетического равновесия между первичным

и вторичным излучениями (что определяется, как указывалось выше, пробегом вторичных заряженных частиц), дает значение кермы. При измерении кермы в биологической ткани уместно говорить о тканевой керме, в воздухе — о воздушной керме и т. д.

До последнего времени в качестве характеристики поля фотонного излучения по его воздействию на среду использовали экспозиционную дозу, которая определяет ионизационную способность рентгеновского и γ -излучений в воздухе. **Экспозиционная доза X фотонного излучения** — это отношение суммарного заряда dQ всех ионов одного знака в воздухе при полном торможении электронов, которые были образованы фотонами в элементарном объеме воздуха с массой dm , к массе воздуха в указанном объеме:

$$X = dQ/dm. \quad (2.28)$$

Соответственно **мощность экспозиционной дозы $\dot{X}$** — отношение приращения экспозиционной дозы dX за интервал времени dt к этому интервалу:

$$\dot{X} = dX / dt. \quad (2.29)$$

Единицей экспозиционной дозы в системе СИ является кулон на 1 кг воздуха (Кл/кг).

Внесистемной единицей экспозиционной дозы является рентген, при котором суммарный заряд dQ равен одной электростатической единице количества электричества в 0,001293 г воздуха (0,001293 — это масса 1 см³ атмосферного воздуха при 0 °С и давлении 760 мм рт. ст.); 1 Р = 2,58 · 10⁻⁴ Кл/кг.

Неудобство использования единицы экспозиционной дозы очевидно при переходе к системе СИ. Это усугубляется еще сложностью перехода от внесистемной единицы рентген к единице кулон на килограмм, что крайне затрудняет процесс перестройки шкал приборов радиационного контроля, которые в настоящее время отградуированы в большинстве случаев в рентгенах. Неудобен также переход от единицы экспозиционной дозы в системе СИ к основной дозиметрической величине — поглощенной дозе.

В силу изложенного в процессе перехода к СИ экспозиционная доза подлежит изъятию из арсенала дозиметрических величин с 1990 г. Во время переходного периода значение экспозиционной дозы рекомендовано использовать во внесистемных единицах, т. е. в рентгенах или в соответствующих дольных и кратных единицах.

Чтобы обеспечить преемственность перехода от внесистемных единиц к СИ при использовании литературных источников, представляется целесообразным рассмотреть соотношение между рентгеном и поглощенной дозой.

Известно, что заряд электрона равен $4,8 \cdot 10^{-10}$ электростатических единиц заряда. Следовательно, при экспозиционной дозе 1 Р будет образовано $2,08 \cdot 10^9$ пар ионов в 0,001293 г атмосферного воздуха. На образование одной пары ионов в воздухе расходуется в среднем 34 эВ энергии. Таким образом, при экспозиционной дозе 1 Р вторичными электронами на ионизацию расходуется 87 эрг в 1 г воздуха. Это и есть энергетический эквивалент рентгена для воздуха. $Z_{эф}$ воды и биологической ткани не точно равен $Z_{эф}$ воздуха, поэтому энергетический эквивалент рентгена для воды и биологической ткани равен 93 эрг/г, т. е. всего на 7% отличается от единицы рад. Для костной ткани, $Z_{эф}$ которой больше $Z_{эф}$ воздуха, а следовательно, для которой более существенно фотоэлектрическое поглощение в области малых энергий (10–200 кэВ), энергетический эквивалент рентгена изменяется от 474 до 88 эрг/г. Начиная с 200 кэВ, энергетический эквивалент рентгена для костной ткани остается примерно постоянным и равным 88 эрг/г.

По существу экспозиционная доза является мерой энергии, которая передана фотонами единице массы воздуха в процессе взаимодействия, т. е. однозначно связана с кермой фотонного излучения в воздухе K .

Действительно, при экспозиционной дозе X энергия, затраченная на ионизацию, отнесенная к единице массы воздуха, равна $W(X/e)$, где e — заряд электрона, а W — средний расход энергии на образование одной пары ионов. Но энергия, расходуемая вторичными электронами на всем своем пути, численно равна той энергии, которая им передана фотонами в процессе взаимодействия и отнесена к единице массы воздуха, а эт. е. не что иное, как керма фотонного излучения в воздухе. Следовательно,

$$K = X(W/e). \quad (2.30)$$

Таким образом, воздушная керма представляет собой энергетический эквивалент экспозиционной дозы. Поэтому представляется вполне резонным отказ от традиционной экспозиционной дозы и использование взамен воздушной, или экспозиционной (как ее иногда называют), кермы, что, безусловно, упрощает переход к СИ в области радиационной безопасности.

2.6. Относительная биологическая эффективность и коэффициент качества излучения

Экспериментально установлено, что при одной и той же поглощенной дозе биологический эффект различен для разных видов ионизирующего излучения. При этом оказалось, что плотность ионизации, создаваемая данным видом излучения, является наиболее характерным параметром, различающим ионизирующие излучения по выраженности радиобиологического эффекта. Например, катаракта (помутнение хрусталика) возникает при значительно меньшей поглощенной дозе быстрых нейтронов, чем γ -излучения, поскольку у образованных нейтронами протонов отдачи линейная плотность ионизации больше, чем у электронов.

Так как поглощенная доза не может быть таким параметром, который однозначно определял бы степень воздействия ионизирующего излучения на живой организм, для сравнения различных видов излучения по их биологическому действию введено понятие относительной биологической эффективности (ОБЭ).

Относительная биологическая эффективность ионизирующего излучения — это отношение поглощенной дозы образцового излучения D_0 , вызывающего определенный биологический эффект, к поглощенной дозе данного излучения D_x , вызывающего тот же биологический эффект.

Наибольшее количество данных по биологическому действию различных видов излучения было первоначально получено при облучении животных рентгеновским излучением с граничной энергией фотонов 180–200 кэВ. Поэтому в определении ОБЭ в качестве образцового принято рентгеновское излучение указанной энергии. Линейная плотность ионизации, создаваемая вторичными электронами, является минимальной по сравнению с другими видами излучения и составляет примерно 100 пар ионов на 1 мкм в воде.

ОБЭ зависит не только от вида излучения, но и от таких параметров, как наблюдаемая биологическая реакция, ритм облучения, индивидуальная чувствительность организма, распределение поглощенной энергии по облучаемому объему и пр. Так, в частности, имеются экспериментальные данные, указывающие на то, что при хроническом облучении ОБЭ больше, чем при кратковременном. ОБЭ различна для тех или иных систем организма и зависит от распределения поглощенной дозы по облучаемому объему. При локальном облучении ОБЭ зависит от того, какой орган или группа органов подверглись лучевому воздействию. Нет возможности обсудить здесь различные аспекты, связанные с проблемой ОБЭ, и проанализировать многочисленный

экспериментальный материал, накопленный к настоящему времени, поскольку это не является задачей данной книги. Очевидно, что более глубокое обоснование предельно допустимых уровней облучения и корректность оценки лучевых воздействий и их последствий во многом зависят от того, насколько обоснованно установлены значения ОБЭ для различных видов ионизирующих излучений и их энергий.

Мы видим, что уровень воздействия ионизирующего излучения на организм, выраженность эффекта η , есть сложная функция, зависящая от многих параметров; $\eta = f(D, \text{ЛПЭ}, m_1, \dots, m_n)$.

Поскольку ОБЭ зависит не только от параметров, характеризующих само излучение (поглощенной дозы D и ЛПЭ), но и от ряда радиобиологических параметров ($m_1, \dots, m_n$), определяющих условия облучения, подчас трудно учитываемых, эта величина не может являться физической характеристикой излучения и ею нельзя пользоваться для сравнения различных видов ионизирующих излучений по ожидаемому биологическому эффекту. Поэтому рекомендуется ОБЭ использовать только в радиобиологии.

Согласно рекомендациям Международной комиссии по радиобиологической защите (МКРЗ), для оценки эффективности излучения, создающего различную линейную плотность ионизации, введено понятие *коэффициента качества* k . Коэффициент качества предназначен для учета влияния ЛПЭ, т. е. микрораспределений поглощенной энергии, на биологический эффект. **Коэффициент качества k** — число, показывающее, во сколько раз ожидаемый биологический эффект больше, чем для излучения с ЛПЭ, равной 3,5 кЭВ на 1 мкм пути в воде. Это соответствует энергии электронов, плотность ионизации которых составляет 100 пар ионов на 1 мкм в воде. Из определения следует, что различные виды излучения обладают одним и тем же качеством если при одинаковой поглощенной дозе и полностью идентичных условиях облучения, радиобиологический эффект один и тот же. Связь между ЛПЭ и коэффициентом качества k приведена на рис. 2.10 и в табл. 2.2.

Когда ЛПЭ во всех точках облучаемого объема неизвестно, допустимо использовать усредненные значения k применительно к различным видам первичного излучения (табл. 2.3).

Приведенные значения k и $\bar{k}$ рекомендуется использовать только применительно к целям радиационной безопасности, когда реализуются малые уровни облучения. При больших дозах облучения зависимость эффекта от ЛПЭ может быть различной для разных органов и клеток.

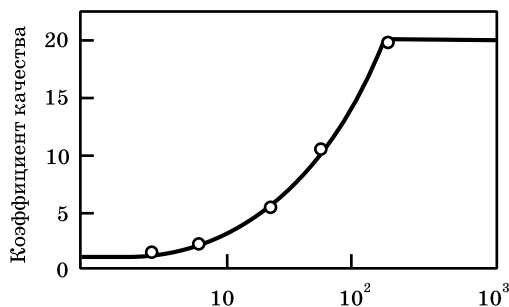


Рис. 2.10. Зависимость коэффициента качества от полной линейной передачи энергии в воде

Таблица 2.2

Регламентированная зависимость коэффициента качества k от ЛПЭ

ЛПЭ, кэВ/мкм в воде	≤ 3,5	7,0	23	53	≥ 175
k	1	2	5	10	20

Таблица 2.3

Коэффициент качества для излучений с неизвестным спектральным составом

Вид излучения	$\bar{k}$
Рентгеновское и γ -излучения	1
Электроны и позитроны, β -излучение	1
Протоны с энергией меньше 10 МэВ	10
Нейтроны с энергией меньше 20 кэВ	3
Нейтроны с энергией 0,1–10 МэВ	10
α -Излучение с энергией меньше 10 МэВ	20
Тяжелые ядра отдачи	20

При хроническом облучении всего тела в небольших дозах, когда биологический эффект практически не зависит от условий

облучения, значение ОБЭ не превышает значения коэффициента качества k и может быть приравнено к нему.

2.7. Эквивалентная доза

Уже отмечалось, что при малых дозах ионизирующего излучения на ожидаемый биологический эффект практически не будут оказывать влияние радиобиологические факторы (мощность дозы, микрораспределение поглощенной энергии по облучаемому объему, условия и ритм облучения). В этом случае выраженность биологического эффекта зависит только от двух параметров: суммарной поглощенной энергии излучения и качества излучения $\eta = f(D, k)$.

Указанное обстоятельство позволило для целей радиационной безопасности, где реализуются условия облучения в малых дозах, ввести новую величину — эквивалентную дозу, которая хорошо коррелирует с неблагоприятными радиационными последствиями при низких уровнях облучения.

Эквивалентная доза H есть мера выраженности эффекта облучения; она введена для оценки радиационной опасности хронического облучения излучением произвольного состава и определяется как произведение поглощенной дозы D данного вида излучения на средний коэффициент качества ионизирующего излучения $\bar{k}$ в данном элементе объема биологической ткани стандартного человека:

$$H = D\bar{k}. \quad (2.31)$$

Эквивалентная доза ионизирующего излучения является основной величиной, определяющей уровень радиационной опасности при хроническом облучении человека в малых дозах.

Для смешанного излучения эквивалентная доза определяется как произведение поглощенных доз отдельных видов излучений D на соответствующие значения коэффициента качества $\bar{k}$:

$$H = \sum_{i=1}^n D_i \bar{k}_i. \quad (2.32)$$

Единицей эквивалентной дозы в СИ является *зиверт* (Зв). Зиверт равен эквивалентной дозе, при которой произведение поглощенной дозы в биологической ткани стандартного состава на средний коэффициент качества равно 1 Дж/кг.

Внесистемной единицей эквивалентной дозы является *бэр*:

$$1 \text{ бэр} = 10^{-2} \text{ Зв} = 100 \text{ эрг/г.}$$

Из формулы (2.31) следует, что для ионизирующего излучения с $k = 1$ эквивалентная доза в 1 Зв реализуется при поглощенной дозе в 1 Гр. Если же $k \neq 1$, то эквивалентная доза в 1 Зв создается при поглощенной дозе, равной $1/k$ Гр. Проиллюстрируем сказанное примером. Определим, при какой поглощенной дозе нейтронного излучения ($k = 10$) эквивалентная доза составит 1 Зв. Поскольку эквивалентная доза есть произведение коэффициента качества на поглощенную дозу, $H = 1$ Зв (1 Дж/кг) будет реализована для нейтронного излучения с $k = 10$ при поглощенной дозе 0,1 Гр, т. е. 1 Гр/10.

Эквивалентную дозу можно использовать только для целей радиационной безопасности до значений, не превышающих 0,25 Зв (25 бэр), при кратковременном воздействии. В этой области выраженность биологического эффекта зависит только от поглощенной дозы излучения D и коэффициента качества k . В то же время допускается суммирование эквивалентных доз для оценки общего уровня хронического облучения за длительный промежуток времени, если только кратковременное облучение в каждом случае не превышало 0,25 Зв (25 бэр).

Для случаев облучения людей в больших дозах ($H > 0,25$ Зв), что может произойти при радиационных авариях, еще не найдены дозиметрические критерии для установления связи между уровнем облучения и биологическим эффектом. В этом плане весьма перспективными представляются работы И.Б. Кеирим-Маркуса и его сотрудников по обобщению понятия эквивалентной дозы на случай острого облучения, т. е. кратковременного воздействия в умеренных и больших дозах. Здесь уже коэффициент качества будет зависеть не только от ЛПЭ, но и от типа клеток, подвергшихся облучению. Соответственно обобщенная эквивалентная доза будет относиться не ко всему телу, а к определенным эффектам в тех или иных системах или клетках организма.

2.8. Коллективная доза

Введенная эквивалентная доза представляет собой меру биологического действия на данного конкретного человека, т. е. она является индивидуальным критерием опасности, обусловленным ионизирующим излучением.

При широком использовании атомной энергии значительные контингенты людей могут подвергнуться воздействию ионизирующих излучений. Прежде всего, это лица, непосредственно обслуживающие атомные установки и приборы. Кроме того, отдельные группы населения подвергаются облучению от

радиоактивных выбросов. (Сразу же отметим, что уровень такого облучения крайне низок, значительно меньше регламентированных дозовых пределов.)

При возможном облучении большого контингента людей предоставляется важным уметь определять общий риск, обусловленный облучением от всех источников, и роль в этом каждого из источников. Для такой оценки полезной величиной является коллективная эквивалентная доза.

Коллективная эквивалентная доза — сумма индивидуальных эквивалентных доз H_i у данного контингента людей за данный промежуток времени:

$$H_s = \sum_{i=1}^n H_i N_i, \quad (2.33)$$

где N_i — число лиц среди данного контингента, получивших эквивалентную дозу H_i .

Единицей измерения коллективной дозы в СИ является чел.-Зв (или чел.-бэр).

Если известен характер распределения индивидуальных доз, то

$$H_s = \int_0^{\infty} H N(H) dH, \quad (2.34)$$

где $N(H)$ — число лиц, получивших дозу в интервале от H до $(H + dH)$.

Очевидно, что коллективную дозу, так же как и эквивалентную, можно использовать только при воздействии малых доз ($H \leq 25$ бэр).

Средняя доза облучения индивидуума в исследуемой группе от данного источника называется *дозой на душу населения* $\bar{H}$:

$$\bar{H} = \int_0^{\infty} H N(H) dH / \int_0^{\infty} N(H) dH. \quad (2.35)$$

Поскольку $\int_0^{\infty} N(H) dH = N$ — общее число людей в исследуемой группе, из (2.35) следует, что $H_s = N \bar{H}$.

Коллективная доза, распространенная на популяцию, называется *популяционной дозой*, а если она распределяется на население определенного региона, то *региональной*. В случае, когда происходит облучение населения всего земного шара от какого-либо источника, то создаваемая коллективная доза называется *глобальной*.

Использование коллективной эквивалентной дозы для определения выхода неблагоприятных исходов, обусловленных облучением от того или иного источника, дает возможность оценить вклад каждого из источников и на этой основе принять наиболее правильное решение по развитию ядерной энергетики, размещению объектов атомной промышленности. Кроме того, анализ изменения коллективной дозы на конкретном производстве при проведении тех или иных работ в радиационноопасных условиях или при внедрении новой технологии позволяет найти оптимальное решение с точки зрения радиационной безопасности. Из общих соображений, очевидно, что из нескольких альтернативных решений более предпочтительным в этом плане следует принимать такое, при котором коллективная доза будет меньше.

Необходимо отметить, что само по себе значение коллективной дозы не является показателем уровня обеспечения радиационной безопасности, а может служить лишь показателем вклада в общую популяционную дозу, обусловленную данным источником излучения. Например, рост коллективной дозы для всего персонала АЭС страны свидетельствует лишь о развитии ядерной энергетики и увеличении числа людей, привлекаемых в эту отрасль производственной деятельности, и возрастании вклада АЭС как источника излучения в популяционную дозу. Судить о тенденции изменения уровня безопасности можно лишь на основе изменения индивидуальной средней дозы в данной отрасли, определяемой по соотношению (2.35). Наблюдаемая тенденция снижения индивидуальной средней дозы для всех АЭС является показателем не ухудшения, а улучшения условий труда.

Рассмотрим другой пример. Предположим, что годовая коллективная доза работников АЭС профессиональной группы 1 составила 0,5 чел.-Зв (50 чел.-бэр), а у группы 2—1,5 чел.-Зв (150 чел.-бэр). Безусловно, только на основании этих данных нельзя сделать вывод, в какой профессиональной группе условия труда лучше. Представим себе, что численность группы 1 составляет 20 человек, а численность группы 2 — 100 человек. В этом случае средняя годовая доза в группе 1 составит 0,025 Зв (2,5 бэр), а в группе 2 — 0,015 Зв (1,5 бэр). Очевидно, несмотря на то, что в группе 1 годовая коллективная доза меньше, условия труда хуже, чем в группе 2.

Таким образом, при использовании коллективной дозы для оптимизации системы радиационной безопасности следует учитывать условия ее формирования и связанную с ней среднюю дозу, определяющую средний индивидуальный риск для данной профессиональной группы или отрасли.

Контрольные вопросы и задания

1. Перечислите основные характеристики ионизирующих излучений.
2. Что такое упругие и неупругие взаимодействия частиц?
3. Объясните физический смысл макроскопического сечения взаимодействия.
4. Как зависят ионизационные потери энергии от энергии частицы. Что такое эффект плотности?
5. Как зависят радиационные потери энергии от энергии частицы.
6. Что такое эффект Комптона? Зависимость сечения от энергии.
7. Что такое фотоэффект? Зависимость сечения от энергии.
8. Что такое эффект образования пар? Зависимость сечения от энергии.
9. Как зависит полное сечение взаимодействия фотонов от энергии.
10. Что такое поглощенная доза?
11. Дайте определения эквивалентной и коллективной дозам.

Глава 3

БИОЛОГИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ

Введение

Биологическое действие ионизирующего излучения можно разделить на четыре фазы.

В *первой фазе* под действием ионизирующего излучения происходит передача энергии в процессах ионизации и возбуждения атомов и молекул. Эффект зависит от величины поглощаемой дозы, ее мощности, вида излучения, радиочувствительности, физиологического состояния организма и других нерадиационных факторов.

Во *второй фазе* образуются химические высокоактивные радикалы и перекиси. Они взаимодействуют с растворенными в организме различными соединениями и образуют вторичные радикалы, время жизни которых значительно больше первичных радикалов.

В *третьей фазе* продукты предшествующих реакций взаимодействуют с органическими молекулами клетки. Особое значение имеют реакции с белками в ядрах клетки и структурной перестройки ДНК (разрывы).

Процессы на этих начальных этапах имеют крайне малую длительность, но определяют развитие лучевого поражения.

В *четвертой фазе* физико-химические и биологические изменения свойств молекул определяют клеточные повреждения.

Длительность этой фазы может затянуться на многие годы и даже на все время жизни организма. Даже небольшие изменения в клетках могут приводить к тяжелым последствиям на уровне всего организма. Наибольшие повреждения клеток связаны с разрывом в ДНК. В отличие от нормальных условий, в которых повреждения восстанавливаются, при дополнительных (радиационных) повреждениях при определенном их уровне они не могут быть репарированы.

Обычно уровень воздействия излучения характеризуют величиной $СД_x$ — смертельной дозой, вызывающей x -процентную смертность. Для растений используется и величина $УД_x$ — снижение урожайности на $x\%$.

Действие излучения на растения (травянистые) при различных уровнях дозы (в процентах от $СД_{100}$) представлено в табл. 3.1.

Таблица 3.1

Доза, % от $СД_{100}$	Реакция
1–10	Нормальный внешний вид
25–35	$УД_{10}$ неспособность к семяобразованию
30–40	$УД_{50}$
35–45	Стерильность пыльцы
40–45	Отсутствие цветения
50–60	Резкое замедление роста
70–75	$СД_{10}$

Действие излучения изучено на животных.

Млекопитающие. За исключением очень высоких доз радиационные поражения или смертность связаны с повреждением клеточных систем (стволовых, дифференцирующихся и функциональных клеток) кроветворной системы и слизистой оболочки желудочно-кишечного тракта (ЖКТ).

Поражение кроветворной системы (исчезновение кровяных клеток) характеризуется $СД_{50}$, составляющей для мелких млекопитающих 5–8 Гр, а для крупных животных — 2–3 Гр. Растягивание полной экспозиционной дозы во времени снижает степень повреждения благодаря репарации на клеточном уровне и замене погибших клеток на новые.

Поражение ЖКТ зависит от длины кишечника на единицу массы тела и наиболее велико для плотоядных (собака — 8 Гр),

средняя для всеядных приматов (человек — 9 Гр) и низкая для травоядных (мышь, крыса — 11–12 Гр).

Последствия облучения делятся на *стохастические* (риск генетических нарушений) и *нестохастические* (биохимические, морфологические и др.). Для последних доза мощностью более 0,1 Гр/сут способна влиять на смертность животных. Дозы, приводящие к снижению рождаемости, могут составлять более 10% доз, непосредственно влияющих на смертность. К значительным эффектам могут привести дозы ≥ 1 Гр.

Среди других животных можно выделить по разной чувствительности птиц, $СД_{50}$ которых совпадает с общим диапазоном значений у млекопитающих (5–12 Гр), пресмыкающихся с несколько меньшей радиочувствительностью (до 15 Гр), беспозвоночных с заметным повышением $СД_{50} \approx 50$ Гр (насекомые), дождевые черви ≈ 690 Гр и водные организмы рыбы ≈ 20 Гр и низшие водные организмы ≈ 200 –1 500 Гр.

Экосистемы характеризуются специфической реакцией на радиацию. На уровне популяции типичными показателями этой реакции являются коэффициент смертности, коэффициент воспроизводства, средняя скорость роста популяций и другие параметры. В целом для измерения изменения в популяциях и сообществах должны произойти достаточно серьезные изменения на клеточном уровне, на уровне отдельного органа, причем такие изменения должны произойти во многих органах. Возможны и качественные изменения в сообществах, в том числе увеличение численности и жизнеспособности за счет более стойких к радиации организмов. Иллюстрацией этого является зависимость реакции растительных сообществ на краткосрочное (1–4 недели) облучение от уровня дозы табл. 3.2.

Таблица 3.2

Сообщество	Доза, Гр		
	Незначит. эффект	Промеж. эффект	Тяжелый эффект
1	2	3	4
Лес хвойный	1–10	10–20	>20
Лес лиственный	1–100	50–350	>100
Кустарник	10–50	50–200	>200
Лес тропический	400–100	100–400	>400
Луговые земли	80–100	100–1 000	>1 000
Мхи, лишайники	100–1 000	500–5 000	>2 000

Для популяций и сообществ животных влияние радиации оценивается по коэффициентам смертности и скорости приращення популяции.

Для наземных экосистем заметные эффекты в сообществах животных являются результатом изменения растительного покрова. При длительных облучениях дозами ~ 1 Гр/год происходит постепенная утрата долгоживущих животных (в том числе хищников).

Для водных экосистем понижение репродуктивности водных животных наблюдается при мощности дозы 20–240 МГр/сут.

Общими характеристиками понижения функционирования под действием радиационного экологического стресса являются:

- слабо выраженный круговорот питательных веществ;
- повышено первичное производство;
- сокращение разнообразия видов;
- регрессия в противоположность природной сукцессии;
- среднее снижение размеров организмов;
- прочие нарушения.

В целом уровни популяции различных видов могут сохраняться, несмотря на избирательную потерю отдельных особей. Защита индивидуумов (человека) от риска облучения часто приводит к защите и других живых организмов. Защитить людей можно эвакуацией из зараженных районов, но защитить таким образом растительность и диких животных невозможно.

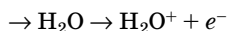
Далее изложены основы биологического действия радиации (механизмы воздействия).

3.1. Прямое и косвенное действия ионизирующего излучения

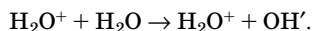
В процессах взаимодействия ионизирующих излучений с веществом энергия излучений передается атомам и молекулам окружающей среды, в том числе клеткам, тканям организмов. На следующем за этим физическим этапом *химическом этапе лучевого поражения клетки* происходят первичные радиационно-химические изменения молекул. Различают два механизма, обозначаемые как прямое и косвенное действия радиации.

Под **прямым** действием понимают такие изменения, которые возникают в результате поглощения энергии излучения самими исследуемыми молекулами («мишенями»). Под **косвенным** действием понимают изменения молекул в растворе, вызванные продуктами радиационного разложения (*радиолиза*) воды или растворенных веществ, а не энергией излучения, поглощенной самими исследуемыми молекулами (рис. 3.1).

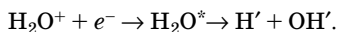
При косвенном действии наиболее существен процесс радиолиза воды, составляющей основную массу (до 90%) вещества в клетках. При радиолизе воды молекула ионизируется заряженной частицей, теряя при этом электрон:



Ионизированная молекула воды реагирует с другой нейтральной молекулой воды, в результате чего образуется высокореактивный радикал гидроксила OH' :



«Вырванный» электрон очень быстро взаимодействует с окружающими молекулами воды; образуется сильно возбужденная молекула H_2O^* , которая, в свою очередь, диссоциирует с образованием двух радикалов: H' и OH'



Эти свободные радикалы содержат неспаренные электроны и потому отличаются чрезвычайно высокой реакционной способностью. Время их жизни в воде не более 10^{-5} с. За этот период они либо рекомбинируют друг с другом, либо реагируют с растворенным субстратом. Следовательно, и второй этап радиационного поражения — *первичные химические изменения* — протекает практически мгновенно.

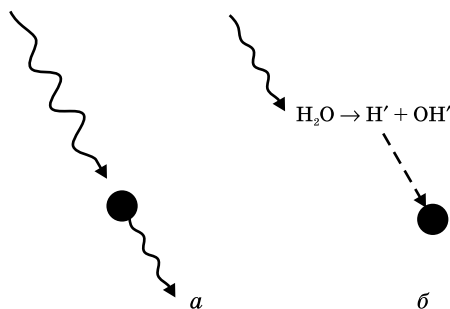


Рис. 3.1. Прямое (а) и косвенное (б) действия ионизирующего излучения на клетку (черным кружком обозначена мишень, волнистой стрелкой — излучение, пунктирной стрелкой — диффузия свободных радикалов к молекуле-мишени)

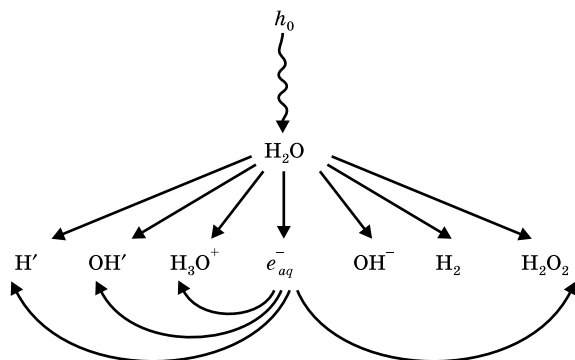
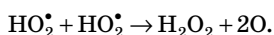
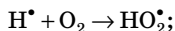


Рис. 3.2. *Продукты радиолитического распада воды (тонкими стрелками показаны возможные реакции гидратированного электрона)*

В присутствии кислорода образуются и другие продукты радиолитического распада, обладающие окислительными свойствами: гидропероксидный радикал $\text{HO}_2^\bullet$, пероксид водорода H_2O_2 и атомарный кислород:



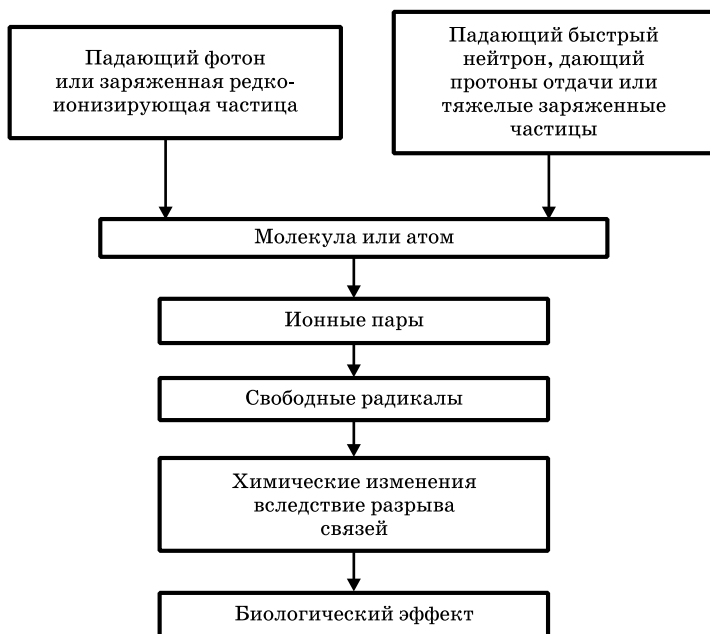
Кроме этих окислительных продуктов в процессе радиолитического распада воды возникает стабилизированная форма электрона — *гидратированные электроны* ($e^- \cdot \text{aq}$). Они также обладают высокой реакционной способностью, но уже в качестве восстановителя, а потому реагируют с продуктами радиолитического распада и другими легко восстанавливаемыми веществами, в частности с дисульфидными группами. Другим восстановителем, образующимся в процессе радиолитического распада воды, является атомарный водород. Процесс радиолитического распада воды схематически представлен на рис. 3.2.

В клетке организма в аналогичной ситуации процесс протекает значительно сложнее, чем при облучении воды, так как поглощающим веществом здесь служат крупные органические молекулы, повреждаемые прямым действием радиации либо продуктами радиолитического распада воды. Возникающие при этом органические радикалы также обладают неспаренными электронами, а следовательно, крайне реакционноспособны. Располагая большим количеством энергии, они легко могут привести к разрыву химических связей в жизненно важных макромолекулах. Именно этот

процесс и происходит чаще всего в промежутке между образованием ионных пар и формированием конечных химических продуктов.

Кроме того, биологический эффект облучения усиливается за счет кислорода, который всегда присутствует в среде и обладает сенсibiliзирующим действием (см. далее).

Упрощенная схема первичных физико-химических процессов, приводящих в финале к конечному биологическому эффекту, выглядит следующим образом:



Следует иметь в виду, что изменения облучаемого субстрата в клетке, возникающие на каждом из этапов, не всегда являются окончательными. Как правило, эти изменения на молекулярном уровне носят промежуточный характер и конечный результат в каждом конкретном случае не может быть предсказан, так как наряду с повреждением может произойти и *репарация* (восстановление) исходного состояния.

Для растворов ферментов установлено, что при заданной дозе облучения абсолютное число инаktivированных молекул не зависит от их концентрации, так как в системе образуется постоянное для данной дозы количество способных прореагировать водных радикалов.

При косвенном действии независимо от разведения раствора абсолютное число поврежденных молекул остается постоянным, а доля их от общего числа изменяется обратно пропорционально их концентрации.

В отличие от косвенного, при прямом действии число инаktivированных молекул при заданной дозе увеличивается пропорционально концентрации раствора, а доля от общего числа молекул остается постоянной (рис. 3.3).

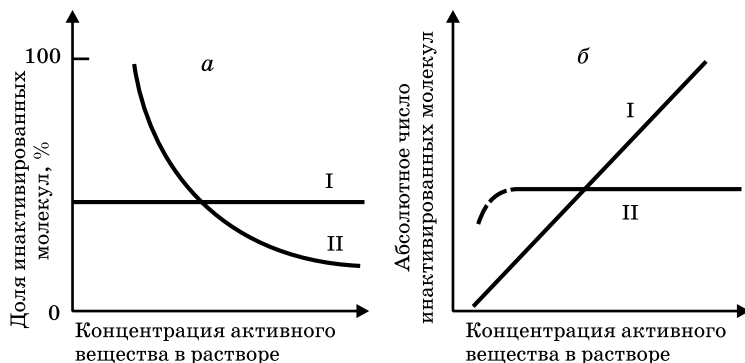


Рис. 3.3. «Эффект разведения» (а, б). Зависимость степени инаktivации фермента или вируса от концентрации его в растворе при прямом (I) и косвенном (II) действии излучения (по З. Баку, П. Александру)

Эффект разведения оказался весьма существенным для различных систем *in vitro*, таких, как растворы макромолекул, вирусов, фагов и т. д. Однако он неприменим при работе с крупными клетками: при разбавлении суспензии величина повреждающей дозы не уменьшается. Из этого не следует, что действие излучения на клетки оказывается прямым, так как разведение не затрагивает содержимого клеток, а сводится лишь к увеличению между ними количества воды, радикалы которой прореагировали между собой, не проникнув в клетку на достаточную глубину.

Между первичным поглощением энергии и конечным химическим изменением облучаемого субстрата существует много стадий, на каждой из которых, как уже упоминалось, возможна *реверсия*.

Следовательно, для клетки пока не известна корректная возможность непосредственно оценить относительную роль прямого и косвенного действия ионизирующих излучений.

Данные некоторых экспериментов на вирусах позволяют предполагать, что при облучении клеток прямое действие играет если не основную, то, во всяком случае, весьма существенную роль. В пользу этого вывода приводят два довода.

Косвенное действие при облучении раствора ДНК проявляется при ее содержании менее 2%, тогда как в ядре клетки ДНК составляет 10% и более.

При облучении *in vivo* появление одного и того же количества повреждений молекул ДНК наблюдается при дозах, на 2-3 порядка превышающих те, которые вызывают повреждение этих молекул при облучении в разбавленных растворах. Снижение эффективности облучения *in vivo* объясняют тем, что большая часть продуктов радиолитического распада поглощается клеточными метаболитами и не доходит до биологически активных макромолекул, иначе говоря, имеет место *защитное действие примесей*. Так, например, трансформирующая способность ДНК пневмококков, экстрагированной после их облучения, не изменялась даже при дозе 1000 Гр. Инактивирующая доза для сухих препаратов этой ДНК оказалась равной 700 Гр, а при облучении ДНК в разбавленном растворе инаktivация трансформирующего фактора наблюдалась уже при дозе 10 Гр.

На основании этих данных можно полагать, что явления, вызываемые косвенным действием ионизирующего излучения, при инаktivации ДНК играют незначительную роль. Однако проведенный в 1986 г. Ю.Н. Корыстовым анализ методов оценки вклада косвенного действия радиации в гибель клеток показал, что ни один из них не свободен от артефактов, искажающих оценку. При сведении этих артефактов к минимуму путем соблюдения оптимальных условий опыта, согласно оценкам автора, полный вклад косвенного действия достигает 90% и является определяющим в инаktivации клетки ионизирующим излучением.

Тем не менее крайние точки зрения относительно преобладания прямого или косвенного действия радиации на ДНК в составе клеток вряд ли можно считать однозначными и общими для всех видов клеток.

3.2. Реакция клетки на облучение. Клеточная радиочувствительность

В результате облучения, повреждающего абсолютно все внутриклеточные структуры, в клетке можно зарегистрировать множество самых разнообразных реакций — задержку деления, угнетение синтеза ДНК, повреждение мембран и другие. Степень выраженности этих реакций зависит от того, на какой стадии жизненного цикла клетки произведено облучение.

Синтез ДНК в клетке происходит в интерфазе, занимая в ней определенный промежуток времени. Это позволило разделить интерфазу на три периода — *период синтеза ДНК* (S -период), *пред-* и *постсинтетические периоды* (соответственно G_1 и G_2) (от англ. *Gap* — интервал). Митоз, четвертый период цикла, обозначается буквой M . Продолжительность жизненного, или митотического, цикла — время между двумя последовательными делениями клетки — складывается из отдельных стадий, длительность которых в разных тканях варьирует относительно друг друга по величине, располагаясь, как правило, следующим образом: $M < G_2 < S < G_1$ (рис. 3.4).

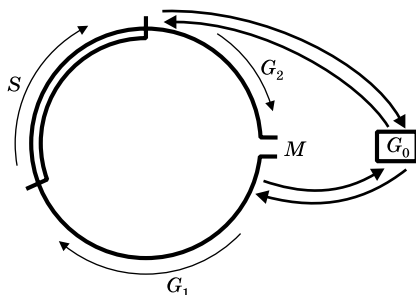


Рис. 3.4. Митотический цикл: M — митоз; G_1 — предсинтетический период; S — период синтеза ДНК; G_2 — постсинтетический период; G_0 — фаза покоя (клетка может переходить в нее либо после завершения синтеза ДНК, либо по окончании митоза; в фазе покоя клетка находится до тех пор, пока некоторый стимул не побудит ее снова вступить соответственно в цикл G_2 -или G_1 -периоды)

В активно обновляющихся тканях (эпителий ворсинок кишечника, костный мозг, кожа и др.), а также в быстрорастущих

опухолях и клеточных культурах продолжительность цикла составляет от 10 до 48 ч. Наиболее продолжительны периоды G_1 и S , а самый кратковременный период — митоз — завершается в большинстве случаев в течение 30–60 мин.

В малообновляющихся тканях большинство клеток находится в G_1 -периоде, длительность которого измеряется неделями, а иногда месяцами и даже годами (например, в ЦНС), что в последнее время обусловило выделение еще одной стадии — G_0 ; клетки, находящиеся на этой стадии, принято считать вне цикла, или *покоящимися*. Такие клетки составляют резерв репопуляции в случае гибели части клеточного пула от различных причин. Таков, например, механизм посттравматической регенерации тканей или возобновления роста опухоли после ее облучения.

Многие из лучевых реакций клетки легко переносятся клеткой, так как являются следствием повреждения множественных структур, утрата которых очень быстро восполняется или просто остается незамеченной. Такие преходящие клеточные реакции называют *физиологическими*, или *кумулятивными*, *эффектами облучения*. К ним относятся различные нарушения метаболизма, в том числе ингибирование нуклеинового обмена или окислительного фосфорилирования, слипание хромосом и другие.

Как правило, подобные реакции проявляются в ближайшие сроки после облучения и с течением времени исчезают. Наиболее универсальная из них — *временная задержка (угнетение) клеточного деления*, часто называемая в литературе *радиационным блокированием митозов*. Снижение числа делящихся клеток после облучения было замечено уже вскоре после открытия рентгеновских лучей, что и послужило одним из оснований к применению этих лучей для подавления опухолевого роста. Эта реакция к настоящему времени наиболее хорошо изучена в количественном отношении на самых разнообразных объектах в экспериментах *in vivo* и *in vitro* для большого числа нормальных клеток и тканей, а также для опухолей человека и животных.

Проведенные эксперименты показали, что длительность задержки деления зависит от дозы ионизирующего облучения и проявляется у всех клеток облученной популяции, независимо от дальнейшей судьбы той или иной клетки — выживет она или погибнет. Однако продолжительность этого эффекта различна у разных объектов, что наглядно представлено на рис. 3.5, где сведены и проанализированы результаты экспериментов ряда исследователей. Во всех случаях после облучения деление клеток дрожжей прекращалось и возобновлялось спустя некоторое время, различное у разных объектов, но всегда растущее с дозой

облучения. У каждого из объектов кривые первого пострадиационного деления имеют почти такую же форму, как и кривые соответствующих контрольных (необлученных) клеток, и лишь сдвинуты по оси абсцисс вправо. Это особенно хорошо видно при представлении данных в координатах «пробит-эффект — логарифм времени».

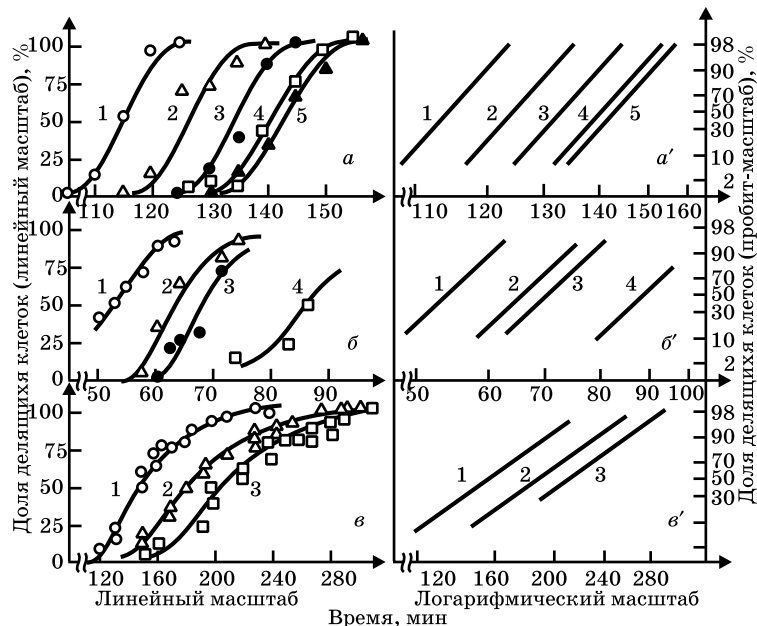


Рис. 3.5. Динамика размножения клеток после облучения в разных дозах: а и а' — икра вьюна; б и б' — яйца морского ежа; в и в' — почкование дрожжей (по В.И. Корогодину, 1964). а, а': 1 — необлученные зиготы, 2, 3, 4, 5 — облученные (300 Гр) сперматозоиды до оплодотворения, зигота тотчас после оплодотворения соответственно; б, б': 1 — необлученные, 2, 3, 4 — сперматозоиды, облученные непосредственно перед оплодотворением (1, 2, 10 Гр соответственно); в, в': 1 — необлученные, 2, 3 — облученные 160 и 180 Гр соответственно

(Термин «пробит» происходит от англ. *probability unit* — вероятностная единица. Пробит-анализ — количественная оценка экспериментальных данных, основанная на изучении зависимости между логарифмами доз и пробитами, соответствующими наблюдавшимся эффектам. В этих координатах S-образные (или, как их называют, *сигмоидные*), кривые выпрямляются.)

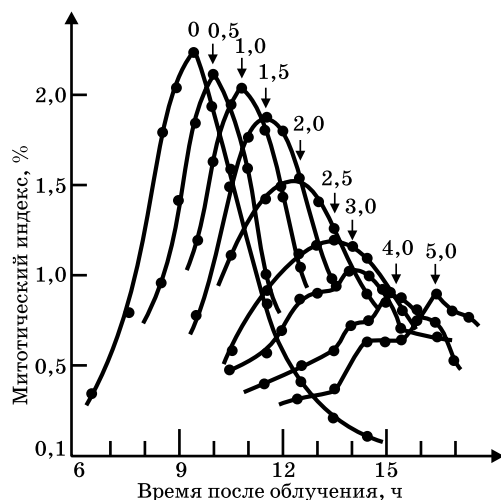


Рис. 3.6. Сдвиг максимума митотической активности клеток почки человека при облучении в *S*-периоде (стрелками показан сдвиг волны деления при соответствующей дозе облучения, Гр)

Многочисленные исследования показали, что для большинства изученных культур клеток задержка деления соответствует примерно 1 ч на каждый 1 Гр, т. е. около 0,6 мин на каждый сГр. Следовательно, эта реакция на облучение идентична у всех особей однородной популяции не только качественно, но и по величине, причем с увеличением дозы возрастает не доля реагирующих особей, а продолжительность задержки деления каждой облученной клетки. В этом состоит принципиальное отличие такого рода клеточных эффектов облучения от летальных поражений, анализ которых будет проведен ниже.

Время задержки деления клеток зависит и от стадии клеточного цикла, в которой находятся клетки при облучении; наиболее длительно оно в тех случаях, когда воздействию подвергаются клетки в стадии синтеза ДНК или в постсинтетической стадии, и самое короткое — при облучении в митозе, когда абсолютное большинство клеток, начав митоз, заканчивает его без задержки.

Из-за различий в длительности задержки деления, наблюдающейся на отдельных стадиях клеточного цикла, восстановление митотической активности при облучении активно пролиферирующих тканей происходит волнообразно, так как эти ткани представляют собой асинхронную клеточную популяцию, т. е. состоящую из клеток, находящихся на разных стадиях жизненного цикла.

Из рисунка 3.7 видно, что через 4 ч после облучения клеточное деление еще сильно подавлено, степень угнетения пропорциональна дозе. Восстановление митотической активности клетки происходит волнообразно, причем картина при всех использованных видах ионизирующих излучений однотипна.

Вскоре после первоначального падения, митотический индекс достаточно резко повышается, иногда даже достигает исходного уровня, а затем вновь снижается. Это начальное повышение еще не является истинным увеличением количества митозов. Объяснением этому служит тот факт, что под влиянием облучения некоторые клетки запаздывают со вступлением в деление, что отражается в снижении митотического индекса сразу после облучения. Вероятно, эти клетки в момент облучения находились на наиболее чувствительной к излучению (по данному критерию) стадии интерфазы. Затем они начинают делиться, причем одновременно с клетками, которые к моменту облучения находились на менее чувствительной стадии, а потому вступили в митоз в обычное время. Так образуется компенсаторная волна увеличения митотического индекса, которая иногда может превышать исходные показатели. С увеличением дозы облучения и компенсаторная волна, и новое значение митотического индекса еще долго оказываются меньшими по сравнению с исходными, что объясняется подавлением способностей клеток к делению.

Многочисленные экспериментальные данные свидетельствуют о роли радиационного повреждения ядра (большей, чем цитоплазмы) в механизме угнетения клеточного деления; в то же время установлено, что оно не связано с повреждением хромосом.

Можно рассматривать задержку деления как проявление неспецифического компонента реакции клеток на облучение (тем

более что она наблюдается в ответ на действие многих внешних факторов), имеющее защитно-приспособительный характер.

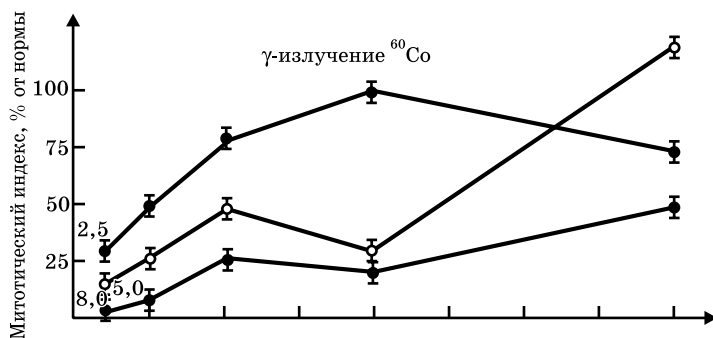


Рис. 3.7. Динамика митотической активности костного мозга мышей после общего облучения (цифрами у начала кривых обозначены дозы облучения)

Суждение о защитном характере задержки митозов основано на том, что продолжительность задержки отражает меру восстановления клеток от вызванных излучением поражений, например путем разрушения гипотетических токсинов или ресинтеза метаболитов, необходимых для деления. В этом случае следовало бы ожидать, что чем больше времени есть у клетки для восстановления, тем вероятнее, что она успешно разделится и даст жизнеспособное потомство. Однако прямые наблюдения показали, что степень задержки митозов одинакова как для гибнущих, так и для сохранивших жизнеспособность клеток. Отсутствие связи между задержкой деления и гибелью клетки подтверждается и данными о разной величине ОБЭ для этих феноменов (И. Скайф, 1969), и разнонаправленным изменением радиочувствительности и задержки деления по стадиям цикла.

До сих пор нет достаточных данных для того, чтобы однозначно отнести задержку деления к проявлениям радиационного повреждения множественных внутриклеточных структур или оценить ее как защитную реакцию клеток на их повреждение.

Все сказанное относится к *временной задержке первого пост-радиационного деления*, наблюдаемой после облучения в определенном, хотя и достаточно большом диапазоне доз (для большинства

клеток млекопитающих в пределах 10 Гр). Еще менее изучен механизм задержки деления при повторных облучениях, а потому и более затруднена интерпретация.

Описываемую реакцию задержки деления следует отличать от *полного подавления митоза*, наступающего после воздействия больших доз, когда клетка значительное время продолжает жизнь, но необратимо утрачивает способность к делению. В результате такой необратимой реакции на облучение часто образуются патологические формы гигантских клеток, иногда даже содержащие несколько наборов хромосом вследствие их редупликации в пределах одной и той же неразделившейся клетки (*эндомитоз*).

Среди многих проявлений действия излучения на жизнедеятельность клетки подавление способности к делению является наиболее важным. В связи с этим под *клеточной гибелью*, или *летальным эффектом облучения*, в радиобиологии понимают утрату клеткой способности к пролиферации. Наоборот, *выжившими клетками* считают те, которые сохранили способность к неограниченному размножению, т. е. к *клонообразованию*. Таким образом, здесь речь идет о *репродуктивной гибели клеток*. Репродуктивная форма лучевой инактивации клеток наиболее распространена в природе, она же и лучше изучена методами количественной радиобиологии в связи с тем, что ее можно наблюдать при культивировании клеток вне организма.

При наблюдении за облученными клетками линии *L* (мышинных фибробластов) было установлено, что их гибель происходит как в процессе 1-го пострadiaционного деления, так и во 2-м, 3-м и 4-м митозах. На рисунке 3.8 схематически показана судьба потомков одной клетки, облученной в дозе 2 Гр. Их гибель (фрагментация) наблюдалась только через 70 и 140 ч после облучения исходной клетки, т. е. соответственно после 2-го и 3-го делений. После облучения в дозе 4 Гр клетки линии *L* более чем в 80% случаев успешно заканчивали 1-е пострadiaционное деление, но зато вероятность деления дочерних клеток (1-я генерация) и «внучек» (2-я генерация) составляла около 30%; остальные 70% клеток, начав деление, погибали.

Другая разновидность репродуктивной гибели потомков облученных клеток — формирование так называемых *гигантских клеток*, возникающих в результате слияния двух соседних, чаще «сестринских» клеток. Такие клетки способны не более чем к 2–3 делениям, после чего они погибают. Гигантские клетки могут образоваться и без слияния при длительной задержке истинного деления (*эндомитоз*) облученных клеток или их потомков. Такие клетки также нежизнеспособны.

Какие же реакции приводят делящиеся и малодифференцированные клетки к гибели? Основной причиной репродуктивной гибели клеток являются *структурные повреждения ДНК*, возникающие под влиянием облучения. Они легко обнаруживаются, в частности, цитологическими методами в виде так называемых *хромосомных перестроек*, или *аббераций хромосом*. При этом разорванные хромосомы могут соединяться неправильно, а очень часто отдельные фрагменты их просто теряются при делении. Возникающие хромосомные перестройки весьма разнообразны. Отметим лишь *основные виды аббераций*: фрагментация хромосом, формирование хромосомных мостов, дицентриков, кольцевых хромосом, появление внутри- и межхромосомных обменов и т. п. Часть аббераций, например мосты, механически препятствуют делению клетки; появление обменов и ацентрических фрагментов приводит к неравномерному разделению хромосом и утрате генетического материала, вызывающей гибель клетки из-за нехватки метаболитов, синтез которых кодировался ДНК утраченной части хромосомы.

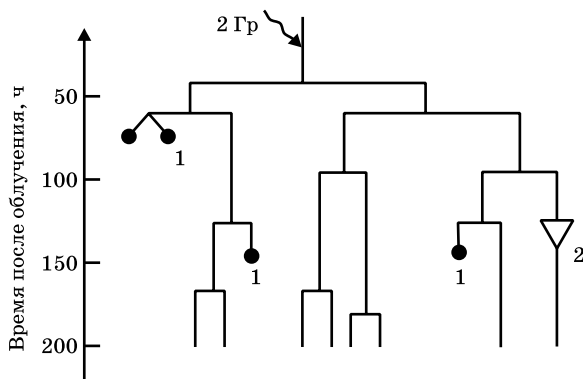


Рис. 3.8. Результаты наблюдения за потомками клетки линии *L*, облученной на 5-й стадии (по К. Тротту, 1969): 1 — гибель клетки; 2 — слияние двух клеток с образованием гигантской клетки

Долю клеток с хромосомными перестройками часто используют в качестве количественного показателя радиочувствительности, так как, с одной стороны, число таких перестроек четко зависит от дозы облучения, а с другой — они, отражая летальное

действие излучений, хорошо коррелируют с выживаемостью клеток.

Итак, рассмотренные виды лучевой инактивации клеток, наступающей после первого пострадиационного митоза и ведущей к прекращению клонирования, называют *репродуктивной*, или *митотической*, формой гибели.

Другая форма радиационной инактивации клеток — *интерфазная гибель* — наступает до вступления клетки в митоз. При очень больших дозах облучения это происходит непосредственно «под лучом» или вскоре после облучения. В диапазоне умеренных доз (до 10 Гр) гибель наступает в первые часы после облучения и может быть зарегистрирована в виде различных дегенеративных изменений клетки; чаще всего под микроскопом через 2–6 ч можно наблюдать клетки с резким пикнозом ядра и фрагментацией хроматина.

Для размножающихся клеток в культуре ткани, а также для большинства клеток соматических тканей взрослых животных и человека интерфазная гибель регистрируется только после облучения при дозах в десятки и сотни грей. При меньших дозах наблюдается репродуктивная форма гибели, причиной которой, как уже упоминалось, в большинстве случаев являются структурные хромосомные повреждения.

Количественный метод определения выживаемости клеток млекопитающих после облучения впервые был разработан в 1956 г. Т. Паком и Р. Маркусом для культуры клеток *HeLa*. Поскольку он и по сей день является основным методом, применяемым в количественной радиобиологии, будет подробно рассмотрен его первоначальный вариант, а также описаны некоторые дальнейшие его усовершенствования.

Клетки снимают со стенок культурального сосуда раствором трипсина или версена (рис. 3.9), пипетируют до получения взвеси из строго одиночных клеток и рассеивают по чашкам Петри так, чтобы в каждую чашку попало заданное количество клеток. На каждую дозу облучения и контроль берут по 5–8 чашек. После посева чашки с клетками облучают при нескольких дозах вплоть до 10–20 Гр и выращивают в термостате 7–14 дней до получения видимых невооруженным глазом колоний, содержащих не менее 50 клеток. Следовательно, облученная, но сохранившая жизнеспособность клетка и ее потомки должны совершить не менее шести последовательных делений. Выживаемость клеток при каждой дозе облучения определяют как отношение числа колоний, выросших в облученных чашках, к числу колоний, выросших в контроле (рис. 3.9).

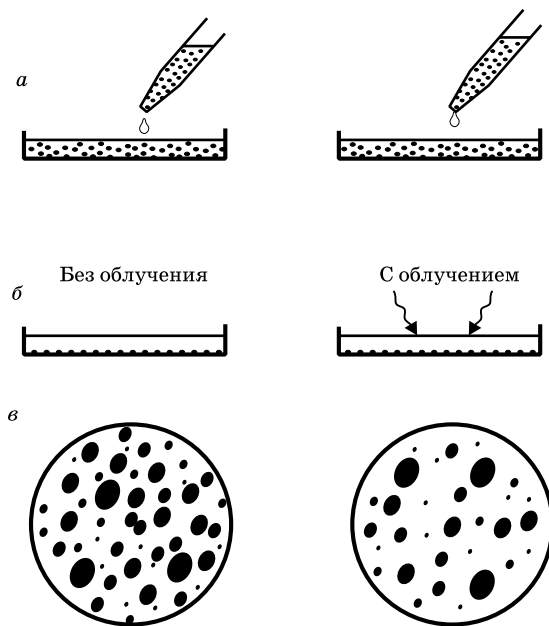


Рис. 3.9. Техника клонирования клеток для определения их выживаемости после облучения (по методу Т. Пака, Р. Маркуса): а — в две серии чашек Петри высевает одинаковое число клеток; б — опытные чашки облучают, контрольные — нет; в — через 10–14 дней выжившие клетки делятся и образуют видимые колонии (клоны)

Полученная по такому методу кривая выживания растущих в культуре клеток опухоли Эрлиха (линии *ELD*) приведена на рис. 3.10.

В настоящее время радиобиологи имеют возможность в эксперименте количественно оценивать радиочувствительность многих тканей и опухолей, сравнивая кривые выживания клеток после облучения (в том числе *in vivo*).

Существуют и другие критерии радиочувствительности, хорошо коррелирующие с выживаемостью, но прежде чем они будут описаны, необходимо остановиться на общем анализе кривых выживания.

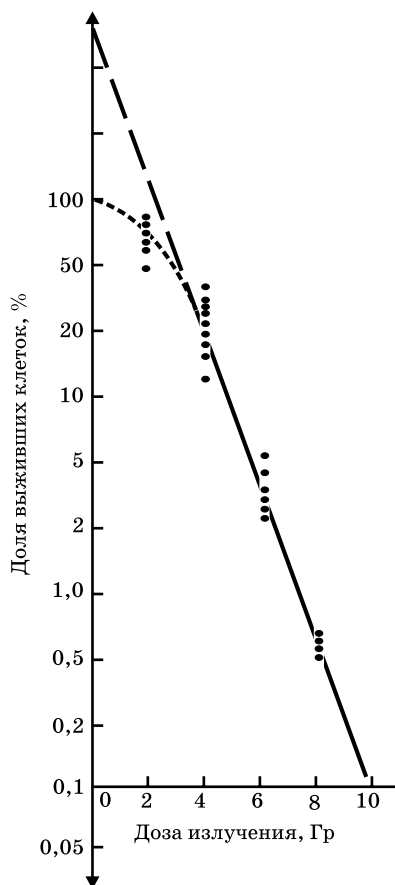


Рис. 3.10. Выживаемость клеток ELD при действии γ -излучения (^{137}Cs) в культуре (точками показаны результаты отдельных экспериментов)

Кривые выживания самых различных клеток при действии рентгеновского, гамма- или любого другого редкоионизирующего излучения имеют форму, аналогичную приведенной на рис. 3.10.

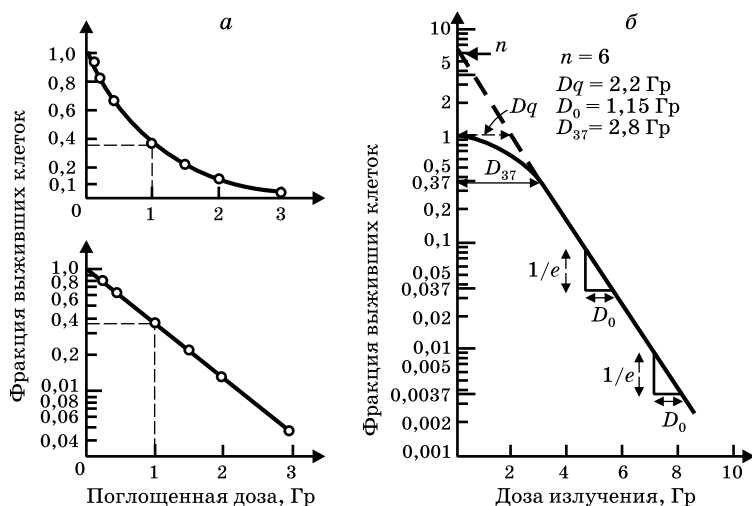


Рис. 3.11. Кривые выживания клеток (кривые доза—эффект) при действии плотноионизирующего излучения: а — линейные координаты; б — полулогарифмические координаты (пунктиром обозначена 37%-ная выживаемость)

В системе полулогарифмических координат (дозу облучения откладывают по шкале абсцисс в нелинейном масштабе, а выживаемость — на оси ординат в логарифмическом) кривая состоит из так называемого плеча и линейного участка, начинающегося обычно после доз 3–5 Гр.

Для упрощения последующих рассуждений необходимо отметить, что при облучении клеток плотноионизирующими частицами кривые их выживания не имеют плеча и в полулогарифмических координатах прямолинейны на всем своем протяжении (рис. 3.11).

Такая зависимость хорошо описывается уравнением вида $N = N_0 e^{-D/D_0}$, где N — число выживших клеток из общего их числа; D — любая доза облучения; D_0 — доза, при которой доля живых клеток уменьшается в сравнении с исходной в e раз: $N/N_0 = e^{-1} = 1/2,71 = 0,367$. Таким образом, при дозе облучения, равной D_0 , выживает ~37%, остальные погибают.

Величина D_0 служит мерой радиочувствительности клеток и определяется по кривой выживания как доза, при которой

выживает ~37% клеток от исходного количества. Поэтому ее иногда называют D_{37} , что в случае экспоненциальных кривых одно и то же, но для кривых, имеющих плечо, величины D_0 и D_{37} , различны (рис. 3.10).

Графическое представление данных (см. рис. 3.8, 3.10) определяет бытующее иногда представление о существовании некоей «критической дозы», при которой якобы погибают все клетки, так как экстраполяция кривой выживания в полулогарифмическом масштабе приводит к пересечению с осью абсцисс. На самом деле при возрастании дозы облучения фракция выживших клеток (или вероятность выживания) лишь асимптотически стремится к нулю.

Представление о критической дозе, однако, не лишено смысла: при облучении ткани, где клетки находятся в близком контакте друг с другом, те из них, которые пережили облучение, могут погибнуть за счет автолиза и выхода ферментов из соседних клеток. Есть основания полагать, что снижение фракции выживших клеток до 10^{-6} – 10^{-7} (при этом в 1 см^3 остается от 100 до 1000 живых клеток) приводит к полной гибели всех клеток под действием других (не связанных с облучением) процессов, и соответствующая доза облучения может рассматриваться как критическая. Для клеток, не контактирующих друг с другом, например находящихся в асцитной жидкости лейкозных клеток, представление о критической дозе неприменимо.

Кривые, имеющие плечо (см. рис. 3.8, 3.10), кроме величины D_0 , определяющей наклон ее линейного участка, характеризуются еще и так называемым *экстраполяционным числом n* . Оно определяется в месте пересечения ординаты экстраполированным прямолинейным участком кривой выживания. Здесь величина D_0 определяется как инкремент (приращение) дозы, снижающей выживаемость в e раз на прямолинейном участке кривой выживания.

Мерой способности клеток к репарации является величина плеча, оцениваемая *квазипороговой дозой D_q* . Она измеряется длиной отрезка прямой, параллельной оси абсцисс, проведенной на уровне 100%-ной выживаемости от оси ординат до точки пересечения с экстраполированным участком кривой выживания (см. рис. 3.10).

Летальные реакции клеток имеют специфическую особенность, отличающую их от рассмотренных выше обратимых поражающих клеточных эффектов.

Эта особенность состоит в том, что с увеличением дозы облучения увеличивается не только (и даже не столько) степень

поражения всех облученных клеток, как это имеет место, например, в отношении задержки деления, сколько доля пораженных, т. е. погибших, клеток. Иными словами, с одной стороны, даже при самых малых дозах может быть зарегистрирован экстремальный эффект — гибель клетки (разумеется, с малой вероятностью), с другой — и при очень больших дозах (опять же с малой вероятностью) могут сохраниться отдельные жизнеспособные клетки.

Одним из часто используемых количественных методов оценки летального поражения пролиферирующих клеток служит подсчет числа клеток с абберациями хромосом.

Согласно данным метафазного анализа (табл. 3.3), существует полный параллелизм в изменении выживаемости клеток и долей безабберантных клеток при облучении клеточной культуры, синхронизированной на отдельных периодах интерфазы, а также в условиях защиты или сенсibilизации. Из таблицы 3.3 видно, что при дозах облучения, различающихся даже в 9 раз, но вызывающих одно и то же подавление жизнеспособности клеток, одинаковой оказывается и доля безабберантных клеток.

Таблица 3.3

**Корреляция между абберациями хромосом
и выживаемостью клеток китайского хомячка
при разных условиях облучения**

Вариант опыта, стадия клеточного цикла в момент облучения	Поглощенная доза облучения, Гр	Выживаемость клеток, %	Нормальные метафазы без аббераций, %
G_1	2,1	30,2	26,6
G_2 , 48-часовая сенсibilизация бромдезоксипуридином	0,7	32,4	24,0
G_1 , защита клеток цистеамином	4,7	29,8	26,0
S , поздняя	3,1	30,3	20,5
S , поздняя защита цистеамином	6,4	31,3	24,0

Из таблицы 3.3 также следует, что доля клеток без хромосомных аббераций несколько меньше доли выживших клеток,

способных к образованию колоний. Это может быть объяснено тем, что некоторые aberrации обуславливают гибель только одного из потомков облученной клетки, вызывая образование неполноценных *абортивных колоний*. Близкое соответствие кривых гибели и снижения числа клеток aberrаций хромосом наблюдается и при учете aberrаций не в метафазе, а в анафазе (см. также рис. 3.12).

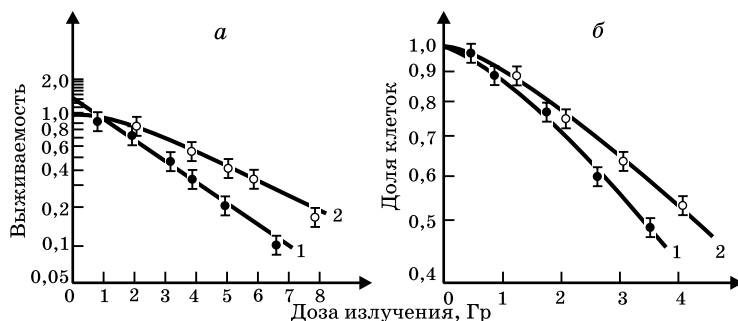


Рис. 3.12. *Выживаемость (а) и доля клеток без aberrаций хромосом (б) при облучении культуры клеток китайского хомячка; 1 — γ -излучение ^{137}Cs ; 2 — протоны 200 МэВ*

На рисунке 3.12 в отличие от данных, представленных в табл. 3.3, число клеток без aberrаций несколько больше числа выживших клеток. Это определяется тем, что анафазный метод выявляет не все aberrации (по некоторым данным, в два раза меньше, чем метафазный), например, потому, что фрагменты увлекаются расходящимися хромосомами в анафазные «шапки», где их нельзя обнаружить. Но и в этом случае существует соответствие характера кривых, а одинаковое снижение эффекта облучения при переходе от γ -излучения к протонам высоких энергий, выявляемое по обоим критериям, также свидетельствует о связи aberrаций хромосом с клеточной гибелью. Отсутствие полного соответствия между выживаемостью клеток и возникновением aberrаций (во многих работах отмечено 20–30%-ное расхождение между уровнем погибших и aberrантных клеток) не умаляет роли aberrаций хромосом в качестве пригодного количественного критерия клеточной радиочувствительности.

При анализе причин летального радиационного поражения клетки следует, прежде всего, рассмотреть вопрос об относительной

радиочувствительности двух основных ее компонентов — ядра и цитоплазмы.

Можно утверждать, что результаты абсолютного большинства многочисленных исследований дали весьма убедительные доказательства о несравненно большей радиочувствительности ядра и решающей роли его поражения в исходе облучения клетки. Поскольку и сейчас приходится встречаться с противниками этой точки зрения, далее будут приведены наиболее убедительные примеры доказательства ее справедливости. Рассмотренная выше корреляция между долей клеток с хромосомными аберрациями и летальным эффектом свидетельствует в пользу определяющей роли ядерного материала в исходе лучевого поражения клетки. Однако этот факт сам по себе еще нельзя однозначно интерпретировать как следствие большей радиочувствительности ядра, ибо можно предположить, что повреждения хромосом могут происходить и в результате опосредованных цитоплазматических влияний.

Прямые доказательства большей радиочувствительности ядра по сравнению с цитоплазмой были получены позже и другими исследователями в опытах с прицельным облучением ядра на объектах, в клетках которых оно строго фиксировано. Оказалось, например, что попадание уже одной α -частицы в ядро оплодотворенного яйца насекомого (наездника) вызывает гибель зародыша, которая в случае облучения цитоплазмы яйца регистрируется лишь после прохождения 15 млн α -частиц.

Особый интерес представляют также эксперименты, в которых с помощью микропучка протонов (90% частиц находилось в поле диаметром 5 мкм) было показано, что структурные повреждения хромосом в клетках наступают уже после непосредственного их облучения 15–20 протонами, в то время как при облучении различных участков цитоплазмы сотнями тысяч частиц его влияния не обнаружено.

Приведенные примеры наглядно демонстрируют значительно большую радиочувствительность ядра по сравнению с цитоплазмой, однако они не отвергают роль последней в радиационном поражении ядерного аппарата. Более того, существует достаточно много экспериментальных данных о зависимости проявления и размера ядерных нарушений от степени облучения цитоплазмы, что является следствием сложных и пока малоизученных ядерно-цитоплазматических отношений. Важно, что для разных объектов удельный вес прямого поражения ядра и опосредованных влияний может сильно различаться, отражая особенности жизнедеятельности целых клеток и функционирования их основных органелл.

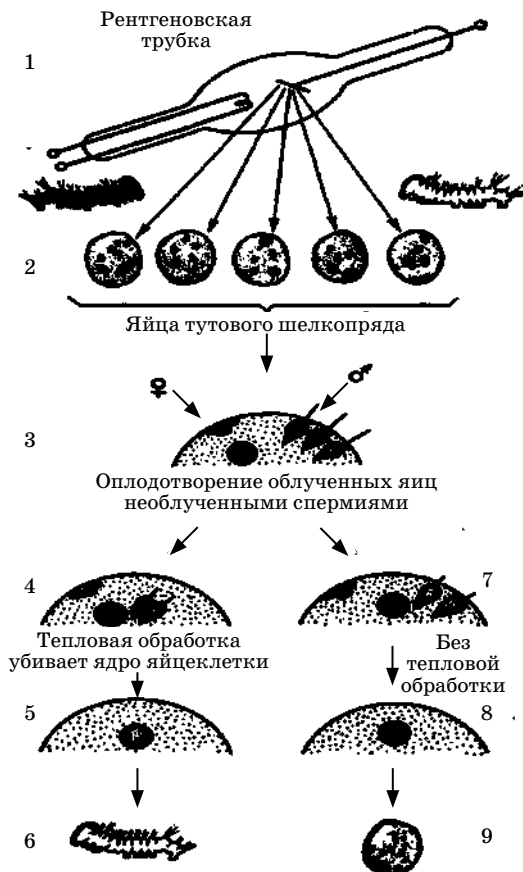


Рис. 3.13. Схема (объяснение см. в тексте) опытов
Б.Л. Астаурова

Итак, подводя итог современному состоянию этого вопроса, следует подтвердить правильность точки зрения о решающей роли поражения ядра как первопричины лучевой гибели клетки и его несравненно большей по сравнению с цитоплазмой радиочувствительности. Однако в реализации летального клеточного эффекта несомненна и роль цитоплазмы, которая выражена неодинаково у разных объектов и зависит от их функционального состояния и внешних условий.

Какие же внутриядерные структуры ответственны за жизнеспособность клетки? Естественно, что при этом важны события и поражения, возникающие и определяемые при дозах до 10 Гр, существенных для гибели млекопитающих, ибо в принципе не существует структур, не поражаемых при облучении: все зависит от использованной дозы.

В клетке содержится несколько десятков молекул ДНК, имеющих очень большую длину. (У млекопитающих на клетку приходится $3 \cdot 10^9$ – $6 \cdot 10^9$ пар нуклеотидов, общая длина молекул ДНК при этом составляет от 1 до 2 м.) ДНК постоянно связана с белками, которые участвуют в поддержании структуры интерфазного хроматина, формировании хромосом и переносе генетической информации.

Облучение вызывает различные повреждения ДНК и ее комплексов. К их числу относят разрывы молекулы ДНК, образование щелочно-лабильных связей, потерю оснований и изменения их состава, изменения нуклеотидных последовательностей, сшивки ДНК—ДНК и ДНК—белок, нарушения комплексов ДНК с другими молекулами.

Различают *одиночные разрывы*, когда связь между отдельными атомными группировками нарушается в одной из нитей двунитчатой молекулы ДНК, и *двойные*, когда разрыв происходит сразу в близких участках двух цепей, что приводит к распаду молекулы. При любом разрыве нарушаются считывание информации с молекулы ДНК и пространственная структура хроматина.

Одиночные разрывы не приводят к поломкам молекулы ДНК, так как разорванная нить прочно удерживается на месте водородными, гидрофобными и другими видами взаимодействий с противоположной нитью ДНК, и, кроме того, структура довольно хорошо восстанавливается мощной системой репарации. Многие авторы поэтому склонны думать, что одиночные разрывы сами по себе (если они не переходят в двойные) не являются причиной гибели клеток.

При дозах до 20 Гр двойные разрывы являются следствием одновременного повреждения обеих нитей ДНК. С увеличением дозы облучения, более того, возрастает вероятность перехода одиночных разрывов в двойные, так как увеличивается возможность того, что независимые разрывы в противоположных цепях возникают друг против друга. При действии излучений с небольшой плотностью ионизации (γ - и рентгеновское излучение, быстрые электроны) 20–100 одиночных разрывов вызывают один двойной.

Плотноионизирующие излучения вызывают значительно большее число двойных разрывов. Такие виды лучевого поражения макромолекул удается регистрировать непосредственно после облучения в виде аберраций хромосом.

Расчеты показывают, что уже при дозе 1 Гр в каждой клетке человека повреждается 5 000 оснований молекул ДНК, возникает 1000 одиночных и 10–100 двойных разрывов, каждый из которых может стать причиной возникновения аберрации.

Исходя из этих представлений, выживаемость клеток во многих случаях может быть описана с помощью так называемой *линейно-квадратичной модели* Чедвика и Линхаутса. Разрабатывая модель, авторы исходили из того, что при облучении клеток летальными являются двойные разрывы ДНК, которые появляются либо в результате односменного разрыва обеих спиралей ДНК одной ионизирующей частицей, либо в результате совпадений двух независимо образовавшихся одиночных разрывов элементарных спиралей, оказавшихся напротив друг друга.

Согласно этой модели, выживаемость клеток S выражается формулой $S = S_0 e^{-(\alpha D + \beta D^2)}$, где D — поглощенная доза, а α - и β -параметры, характеризующие вероятность индукции и репарации разрывов ДНК в облученных клетках. (Данная модель позволяет во многих случаях более точно аппроксимировать экспериментальные данные о выживаемости клеток, чем при использовании формулы с параметрами D_0 и n . Однако наглядность последних и удобство их оценки определяют более широкое использование параметров D_0 и n , чем α и β .)

Кроме образования разрывов в облученной ДНК нарушается структура оснований, прежде всего тимина, что увеличивает число генных мутаций. Отмечается образование сшивок между ДНК и белком нуклеопротеинового комплекса.

Разработанные к настоящему времени методы позволяют в ряде случаев обнаружить радиационные нарушения в структуре интерфазного хроматина уже при облучении клетки дозой в несколько грей. Так, вязкость интерфазного хроматина в клетках тимуса уменьшается после облучения в дозе 1–2 Гр, а при дозе 1 Гр отмечается подавление синтеза РНК, вызванное нарушениями дезоксирибонуклеопротеинового комплекса.

В последние годы интенсивно исследуется *ДНК-мембранный комплекс* — сложное структурное образование в области соединения нитей ДНК с ядерной мембраной, в состав которого помимо ДНК входят белок и липиды (рис. 3.14). Как показывают данные М. Элkinda и соавторов (1972), распад комплекса и деградацию

молекул ДНК можно зафиксировать после облучения клеток китайского хомячка при дозе всего 2 Гр.

Помимо структурных нарушений ДНК в облученной клетке наблюдается нарушение регуляции, прежде всего выдачи в цитоплазму информации от ДНК, а также нарушение функционирования многочисленных внутриклеточных мембран. В этом проявляется роль внеядерных органелл, а также сложных взаимоотношающих влияний ядра и цитоплазмы.

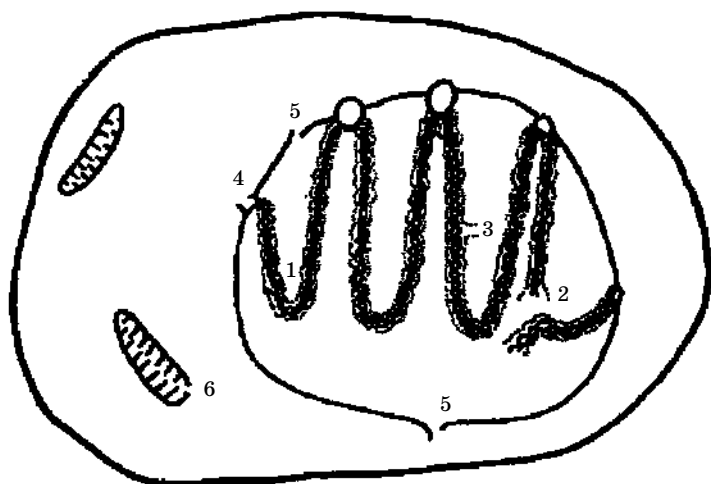


Рис. 3.14. Основные виды структурных радиационных повреждений: 1 — однонитчатые (одиночные) разрывы в молекуле ДНК; 2 — двунитчатые (двойные) разрывы ДНК; 3 — нарушение связи ДНК с белком; 4 — повреждение структуры ДНК мембранного комплекса; 5 — разрушение ядерной мембраны; 6 — повреждение митохондриальной мембраны

Многие сложные процессы клеточного метаболизма протекают именно на мембранах, так как последние позволяют обеспечить нужное пространственное разделение реагирующих молекул. Неудивительно, что радиочувствительными оказываются именно те биохимические процессы, для которых необходима пространственная организация участвующих групп ферментов.

Снижение энергетического обмена клетки, вызванное поражением митохондрий, в отдельных случаях удается наблюдать после облучения в дозах, равных нескольким греям. Кроме того, нарушение целостности мембран может приводить к сдвигу ионного баланса клетки из-за выравнивания концентраций калия и натрия (в норме клетка накачивает внутрь калий и высвобождает в окружающую среду натрий), что также неблагоприятно отражается на ходе метаболических процессов.

Наконец, важным последствием облучения является *изменение эпигеномной (не связанной с ядерным материалом) наследственности клетки*, носителем которой служат различные цитоплазматические органеллы. При этом снижается функциональная активность потомков облученных клеток, в чем может состоять одна из причин отдаленных последствий облучения. Однако *главной причиной репродуктивной формы гибели клеток при облучении является повреждение ее генетического аппарата*.

Многие радиационные повреждения репарируются. Рассмотрим это явление на клеточном уровне.

Феномен пострадиационного восстановления обусловлен тем, что при облучении в клетках среди прочих возникают и такие повреждения, которые обычно приводят клетку к гибели, но при определенных условиях могут быть устранены системами ферментативной репарации. Такие повреждения принято называть *потенциальными*. Их дальнейшая судьба после возникновения двоякая: либо они репарируются, и тогда клетка выживает, либо реализуются, и тогда она гибнет.

Термин «потенциальное повреждение» — чисто формальное, феноменологическое понятие, так как не определяет какое-либо конкретное молекулярное повреждение, а потому может применяться к любому виду радиационных поражений. В отношении репродуктивной гибели клеток наиболее изучены два вида потенциальных повреждений — сублетальные и потенциально летальные, различающиеся по способу их выявления.

Сублетальные повреждения выявляют методом фракционированного облучения, а *потенциально летальные* — по изменению выживаемости клеток под влиянием изменения условий, в которых они находятся в первые часы после облучения. Например, не исключено, что часть двойных разрывов ДНК, образовавшихся при облучении клеток в предсинтетический период, может быть восстановлена за время, оставшееся до репликации ДНК, а те из них, что клетка не успела «залечить» до момента синтеза ДНК, становятся летальными и вызывают ее гибель,

образуя абберрации хромосом. Очевидно, что эффективность репарации, т. е. долю выживших клеток, можно увеличить, если искусственно удлинить период G_1 .

Влияние условий пострadiaционного культивирования на последующую судьбу клеток показано многими авторами на различных объектах и в разные годы. Ф. Шерман и Г. Чейз еще в 1949 г. обнаружили увеличение выживаемости облученных дрожжей в том случае, если помещать их на питательную среду не сразу после облучения, а выдержав некоторое время в буферном растворе.

Только в 1959 г. В.И. Корогодину в четко поставленном эксперименте удалось воспроизвести тот же феномен, а главное, правильно объяснить его, доказав реальность существования *истинного пострadiaционного восстановления*, что было зарегистрировано в качестве открытия.

Соответствующие опыты столь изящны по своей простоте и убедительности, что могут служить примером экспериментального мастерства.

После γ -облучения дрожжей штамма Мегри-139-В в дозе 1,2 кГр суспензию клеток разводили 1 : 10 000 и делили на две части. Из одной производили посев на питательную среду в чашки Петри сразу после облучения и оценивали выживаемость, подсчитывая колонии через 96 ч инкубации при температуре 30 °С. Другую половину суспензии выдерживали после облучения в течение 48 ч в голодной среде при той же температуре, а затем рассеивали по чашкам. Оказалось, что в первом случае выживало лишь около 0,2% облученных клеток, во втором случае выживаемость наблюдалась почти у 40%, причем во всех изученных пробах.

Результаты этих опытов, схема которых приведена на рис. 3.15, можно рассматривать как прямое доказательство реальности пострadiaционного восстановления дрожжевых клеток, способность к которому «внутренне присуща» облученным клеткам и не зависит от наличия в популяции нелетально пораженных особей.

Влияние условий пострadiaционного культивирования клеток млекопитающих на их последующую судьбу продемонстрировано С.Н. Александровым (1959) на клетках рака молочной железы, выращиваемых в разных температурных условиях, а позднее И.М. Пархоменко (1963), которая помещала облученные клетки в фосфатный буфер или ингибировала синтез белка.

Во всех этих примерах речь идет о длительно (в течение нескольких часов) протекающих процессах — *медленное*

восстановление. Наряду с ними в клетке возникает и другой тип потенциально летальных повреждений, которые реализуются в летальные в течение нескольких минут после облучения. Как показали опыты У. Деви (1972), реализация такого типа поражений в клетках китайского хомячка происходит в условиях нормального метаболизма: снижение температуры среды до 20°C во время или сразу после облучения затормаживает процессы реализации, но не влияет на одновременно идущие восстановительные реакции, в результате чего поражение клеток уменьшается.

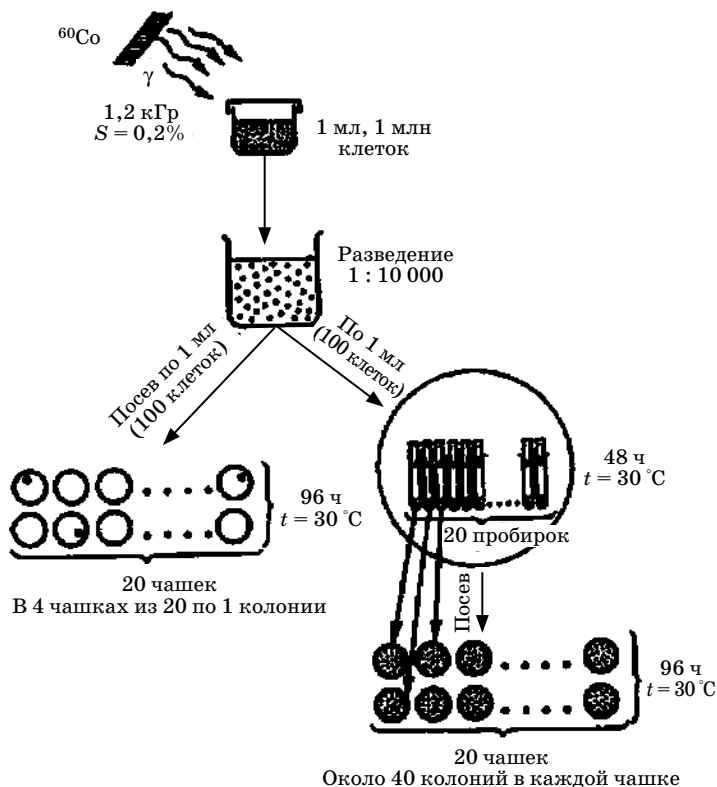


Рис. 3.15. Схема опыта В.И. Корогодина, доказывающая реальность существования пострadiaционного восстановления дрожжевых клеток

В 1981 г. А.В. Глазунов и Ю.Г. Капульцевич обнаружили у дрожжей *быстрое восстановление*. Оказалось, что выживаемость диплоидных дрожжей при высеве их после облучения на питательную среду, содержащую 8- или 10%-ный раствор NaCl, зависит от температуры во время облучения: понижение температуры с 20 до 3–0 °С приводит к существенному снижению выживаемости. Выдерживание клеток, облученных при 0 °С, в воде при 28 °С уже через 30–40 мин приводит к быстрому повышению выживаемости.

Эффект быстрого восстановления жизнеспособности нельзя обнаружить, облучая клетки при комнатной температуре или высевая их на стандартную питательную среду, так как в этих условиях восстановление успевает завершиться. Этот тип пострадиационного восстановления у дрожжей вносит большой вклад в регистрируемую выживаемость этих клеток в стандартных условиях (при высеве облученных клеток на стандартную питательную среду) в отличие от медленного пострадиационного восстановления.

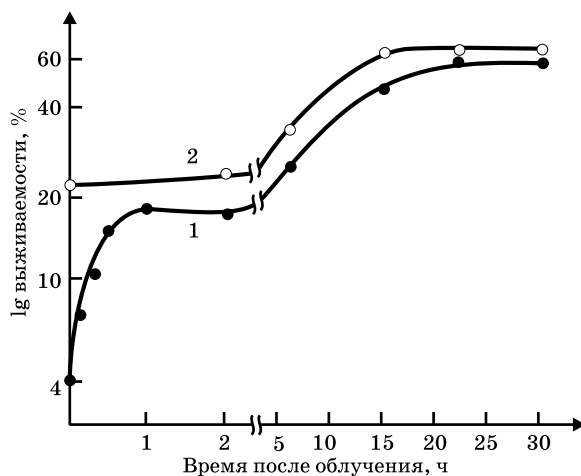


Рис. 3.16. Быстрое (1) и медленное (2) восстановление жизнеспособности диплоидных дрожжей *Saccharomyces cerevisiae* после γ -облучения в дозе 40 Гр

Для примера на рис. 3.16 показана выживаемость дрожжей на солевой (10%-ный раствор NaCl) (кривая 1) и стандартной

(кривая 2) питательных средах в зависимости от времени выдерживания клеток в воде при 28 °С. В первые 30–40 мин происходит быстрое увеличение выживаемости клеток на солевой среде до постоянного значения, которое сохраняется в течение последующих одного-двух часов, что соответствует завершению быстрого пострадиационного восстановления; дальнейший рост выживаемости обусловлен медленным восстановлением, заканчивающимся через 40–50 ч. При высеве облученных клеток на стандартную питательную среду (без NaCl) можно наблюдать лишь медленное восстановление жизнеспособности.

Быстрое восстановление наблюдали как после γ -облучения, так и после облучения α -частицами ^{238}Pu . Рассматриваемый тип восстановления, как и медленное, отсутствует у гаплоидных дрожжей, с чем авторы связывают повышенную радиочувствительность гаплоидных дрожжей по сравнению с диплоидными.

Придавая большое научное и принципиальное значение рассмотренному феномену репарации потенциально летальных повреждений дрожжевых клеток, где он так сильно выражен, следует иметь в виду, что вклад такого типа репарации в повышение выживаемости клеток млекопитающих оказывается несоизмеримо меньшим. В экспериментах *in vitro* показано, что выживаемость многих видов клеток млекопитающих за счет восстановления от потенциально летальных повреждений может быть повышена не более чем в 2–3 раза (в зависимости от дозы).

В настоящее время еще не разработаны методы количественной оценки репарации потенциально летальных повреждений непосредственно *in vivo*, однако в косвенных экспериментах получены убедительные данные о реальности этого процесса и в организме. На многих перевивных опухолях экспериментальных животных показано, что выживаемость опухолевых клеток, оцениваемая *in vitro*, зависит от времени их посева после облучения самих опухолей *in vivo*. Так, например, выживаемость клеток асцитной, или солидной, опухоли Эрлиха при посеве клеток не сразу, а через 2 ч после облучения в дозе 10 Гр возрастает вдвое, а при посеве клеток некоторых фибросарком через 6 ч после облучения последних она увеличивается в 2–5 раз. Наблюдаемое в этих экспериментах возрастание выживаемости происходит благодаря репарации части потенциально летальных повреждений, что свидетельствует о существовании аналогичного процесса и в организме, количественное выражение которого, по-видимому, может различаться у разных тканей.

Восстановление клеток китайского хомячка от сублетальных повреждений полностью проходит за 2–3 ч. У других клеток этот

интервал может быть несколько большим; например, у клеток костного мозга мышей он равен 5–6 ч.

**Характер кривых выживаемости клеток
при фракционированном воздействии**

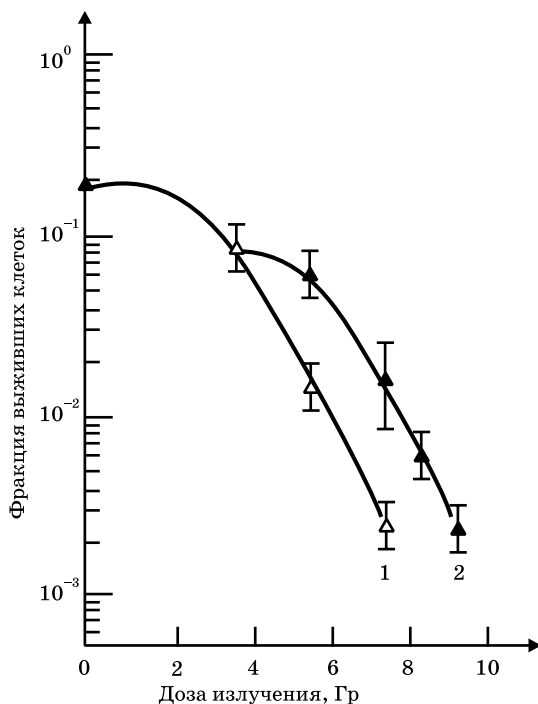


Рис. 3.17. Восстановление плеча на кривой выживания клеток лимфомы мышей при повторном облучении (по Дж.Толмачу, 1970): 1 — однократное облучение; 2 — повторное облучение через 4 ч после первого

На рисунке 3.17 представлены результаты соответствующих экспериментов, свидетельствующие, что при повторном облучении клеток, сохранивших жизнеспособность после первого облучения, форма кривой их выживаемости (2) повторяет соответствующую

кривую при однократном облучении (1). На ней вновь возникает плечо (величина которого при полном восстановлении не отличается от регистрируемого при первом облучении), а наклон (т. е. D_0) не изменяется. Аналогичным образом величины указанных параметров не изменяются и при многократном облучении, что проверено на разнообразных клетках в культуре ткани.

Иными словами, радиочувствительность выживающих после облучения клеток не отличается от контрольных, так как степень их восстановления (по данному критерию) не уменьшается при повторных экспозициях.

Эффективность восстановления (ЭВ) от сублетальных повреждений оценивают по величине так называемого **фактора восстановления** — отношения выживаемости клеток при фракционированном облучении к выживаемости при однократном облучении, или по величине разности доз двукратного (D_2) и однократного (D_1) облучения, требуемых для достижения одинакового эффекта ($\text{ЭВ} = D_2 - D_1$). В случае дробления дозы на N фракций формула имеет вид $\text{ЭВ} = (D_2 - D_1)(N - 1)$. Величина фактора восстановления зависит от собственной интенсивности восстановления и от скорости перехода клеток в более чувствительные фазы цикла, причем эти процессы противоположно влияют на радиочувствительность клеток в момент второго облучения.

Фактор репарации сильно зависит также от дозы облучения, причем как от первой, так и от последующих. Если доза недостаточно велика и не выходит за пределы D_q , репаративные возможности клетки не могут полностью выявиться и фактор репарации невелик.

Способность к восстановлению при фракционированном облучении хорошо коррелирует с величиной плеча, поэтому такие параметры кривой выживания, как n и особенно D_q , позволяют предсказать степень поражения различных тканей при повторных облучениях, что и используют на практике. Отсутствие плеча на кривой выживания, как это имеет место, например, при воздействии плотной ионизирующими излучениями или при использовании некоторых модифицирующих агентов, свидетельствует об ингибировании процессов репарации или образовании нерепарируемых повреждений.

Наиболее изучена репарация структурных повреждений ДНК, которым приписывают большую роль в клеточной гибели. Такие повреждения ДНК, как одно- и двунитевые разрывы, могут быть количественно определены в разное время после облучения специальными методами, например, с помощью седиментации ДНК в градиенте плотности сахарозы после мягкого лизиса клетки.

Основные типы репарации

По времени осуществления различают дорепликативную, пострепликативную и репликативную репарации.

Дорепликативная репарация (до этапа удвоения ДНК) может происходить путем воссоединения разрывов, а также с помощью удаления (*эксцизии*) поврежденных оснований. В воссоединении одиночных разрывов участвует несколько ферментов. В простейшем случае разрывы могут быть воссоединены лигазой. В других ситуациях требуется полная ферментативная система репарации, включающая специфические эндонуклеазы, экзонуклеазы, ДНК-полимеразу, ДНК-лигазу, а также вспомогательные ферменты, обеспечивающие подготовку концов ДНК для заключительного акта репарации — *лигазного воссоединения*.

Исследованиями, проведенными на бактериальной ДНК, выявлены три типа репарации одиночных разрывов — сверхбыстрая, быстрая и медленная. *Сверхбыстрая* завершается в течение 1–2 мин и обеспечивается одной ДНК-лигазой. *Быстрая* репарация, осуществляемая с помощью ДНК-полимеразы 1, воссоединяет 90% разрывов, остающихся после сверхбыстрой репарации. Время воссоединения половины разрывов составляет в зависимости от температуры от 1 до 10 мин. *Медленная* репарация завершается за 40–60 мин, воссоединяя около двух разрывов на каждую цепь ДНК, оставшихся после сверхбыстрой и быстрой репараций.

Феномен репарации двухнитевых разрывов в ДНК впервые был обнаружен у *Micrococcus radiodurens*, а в последние годы показан и на клетках млекопитающих. В клетках *HeLa* полное восстановление молекулярной массы ДНК наступает в течение 2,5 ч пострадиационной инкубации. Механизм этого вида репарации неясен, а сам эффект восстановления двойных разрывов долго вообще не удавалось наблюдать, хотя в последние годы он был показан в ряде лабораторий.

Наряду с разрывами ДНК после облучения возникают множественные повреждения оснований, последние ликвидируются системой *эксцизионной репарации*, проходящей с помощью репаративного синтеза, который представляет собой многоэтапный процесс типа выщепление — замещение. Возникшее повреждение узнается специфической γ -эндонуклеазой, после чего происходит выщепление (*инцизия*) поврежденного участка вблизи измененного основания, затем — экзонуклеотическая деградация поврежденной цепи с захватом смежных неповрежденных нуклеотидов и, наконец, — репаративный синтез в области образовавшегося дефекта при участии ДНК-полимеразы 1

и полинуклеотидлигазы комплементарного участка неповрежденной цепи ДНК в качестве матрицы (шаблона).

Пострепликативная репарация постулируется на основании того факта, что некоторые клетки млекопитающих выживают при большой дозе облучения, несмотря на пониженную способность к удалению пиримидиновых димеров. Механизм этого вида репарации точно не изучен, предполагают разные варианты синтеза ДНК на поврежденной матрице.

Репликативная репарация — восстановление ДНК в процессе ее репликации. Этот тип репарации осуществляется удалением в ходе репликации повреждений в зоне точки роста цепи либо продолжающейся элонгацией в обход повреждений.

К настоящему времени, несмотря на значительный прогресс в изучении проблемы репарации, нерешенными остаются многие вопросы, касающиеся молекулярных механизмов этого процесса и его роли в пострадиационной выживаемости клеток. Результаты соответствующих экспериментов показывают, например, что связь восстановления жизнеспособности клетки с репарацией одиночных разрывов ДНК безусловна. С одной стороны, последняя заканчивается в течение получаса, т. е. быстрее, чем восстанавливается сама клетка, а с другой — полная репарация разрывов наблюдается и при очень больших дозах, составляющих десятки грей, когда выживают лишь одиночные клетки. Еще нет строгих данных о том, что «отремонтированная» ДНК обладает абсолютно теми же свойствами, что и исходная. (В равной степени это относится и к восстановлению клеток, регистрируемому по их выживаемости, ибо при этом неизвестна функциональная активность таких выживших клеток, а тем более судьба их потомков в отдаленные сроки).

Как уже было показано, репарация повреждений ДНК — процесс метаболический. Она осуществляется ферментами, постоянно присутствующими в клетке, участвующими как в ее нормальном метаболизме, так и в реакциях восстановления от различных (не только радиационных) повреждений. Эти мощные репарационные системы, по всей видимости, ликвидируют и большую долю радиационных повреждений ДНК.

Поскольку пострадиационная репарация — процесс ферментативный, ее интенсивность, а следовательно, и судьба облученной клетки зависят от общего уровня клеточного метаболизма.

Для работы ферментов репарации требуется энергия. Если образование АТФ подавить, например, фторидом натрия, то скорость восстановления снижается. При небольшом уменьшении общей скорости метаболизма, например, понижением

температуры до комнатной, эффективность восстановления не меняется. При снижении температуры до 20 °С наблюдается временная задержка в восстановлении некоторых клеток. Интенсивность восстановления значительно снижается при 8 °С, а при 2–5 °С — приостанавливается.

Ферментативная природа репарации определила и применение для ее изучения ингибиторов различных синтетических процессов. Однако при анализе их действия на молекулярном и клеточном уровнях получены весьма противоречивые результаты, что в основном определяется множеством метаболических процессов, обуславливающих репарацию особенно в клетках высших организмов.

Несмотря на многообразие репарационных процессов, весьма вероятно, что природа сублетальных и летальных повреждений одинакова. Согласно точке зрения М. Элкинда, репарация в клетке начинается сразу после облучения, причем если повреждения не слишком тяжелы, то некоторые из них клетка может отрепарировать и, таким образом, сохранить жизнеспособность в смысле неограниченного размножения. Тяжелые же, множественные повреждения полностью отрепарировать клетке не удается. Если второе облучение отстоит во времени от первого, то таких тяжелых повреждений возникает меньше, ибо повреждения от второго облучения образуются в клетках, частично уже восстановившихся после первого облучения. В результате общее число повреждений оказывается меньшим, чем при эквивалентной дозе однократного облучения, и соответственно большим будет число выживших клеток. Следовательно, клетка, которая выживет после однократного облучения за счет репарации от потенциально летальных повреждений, вновь приобретает способность накапливать сублетальные повреждения, т. е. ее радиочувствительность становится такой же, как и у необлученной клетки.

Несмотря на привлекательность такого унитарного подхода и некоторые подтверждающие экспериментальные данные, нет достаточных оснований для его безоговорочного признания. Поэтому принятые термины остаются в силе, хотя может оказаться, что «отличия» сублетальных повреждений от потенциально летальных можно свести к различиям в методах их регистрации.

Ранее было показано, что самые разнообразные лучевые реакции клетки (задержка митоза, индукция хромосомных аберраций, степень угнетения синтеза ДНК и др.) зависят от стадии ее жизненного цикла.

Теперь, завершая главу о клеточной радиочувствительности, следует ясно представлять, что *вероятность летального исхода*

для облученной клетки определяется совокупностью многих факторов и процессов, а реализация последних, в свою очередь, зависит от ряда условий, в которых пребывает клетка в момент облучения, особенно от стадии клеточного цикла.

Выживаемость клеток при облучении их на разных стадиях цикла закономерно меняется, что свидетельствует о различии в радиочувствительности этих стадий. Самыми радиочувствительными клетки оказываются во время митоза. Дальнейшее изменение радиочувствительности несколько различно у разных видов клеток, однако, как правило, она минимальна (а выживаемость максимальна) при облучении в конце *S*-стадии, где радиочувствительность примерно на порядок ниже, чем при митозе (рис. 3.18а).

Такой характер изменения распределения радиочувствительности по циклу не универсален. Детальное изучение последствий облучения клеток китайского хомячка линии V-79, проведенное У. Синклером, обнаружило у них только один максимум радиорезистентности, приходящейся на конец *S*-периода (рис. 3.18б). Выживаемость клеток, облученных в этот момент, в 40 раз выше, чем при облучении в митозе. Особняком находятся данные, полученные при изучении различных линий клеток *L* (фибробластов мыши), у которых период G_1 намного радиорезистентнее, чем периоды *S* и G_2 .

Таким образом, в обычной асинхронной популяции клетки могут быть подразделены на ряд субпопуляций с разной радиочувствительностью. Зная чувствительность клеток на разных фазах цикла и долю клеток в каждой из этих фаз, можно рассчитать радиочувствительность всей популяции. Следовательно, радиочувствительность ткани и клеточной популяции может быть изменена рядом факторов, меняющих распределение клеток по стадиям цикла (такое воздействие называется *синхронизацией*), даже если чувствительность самих клеток при этом не меняется. Следует иметь в виду еще одно обстоятельство, которое не всегда учитывается даже в специальной литературе. Оказывается, что различия в радиочувствительности отдельных фаз цикла выражены в разной степени при разных дозах облучения.

Причина этого явления состоит в изменении формы кривых выживаемости клеток, облученных на разных стадиях цикла. При переходе от митоза к стадии *S* способность к репарации возрастает — увеличиваются плечо и экстраполяционное число n и снижается радиочувствительность — уменьшается наклон кривой выживания и соответственно увеличивается D_0 (рис. 3.20, табл. 3.4).

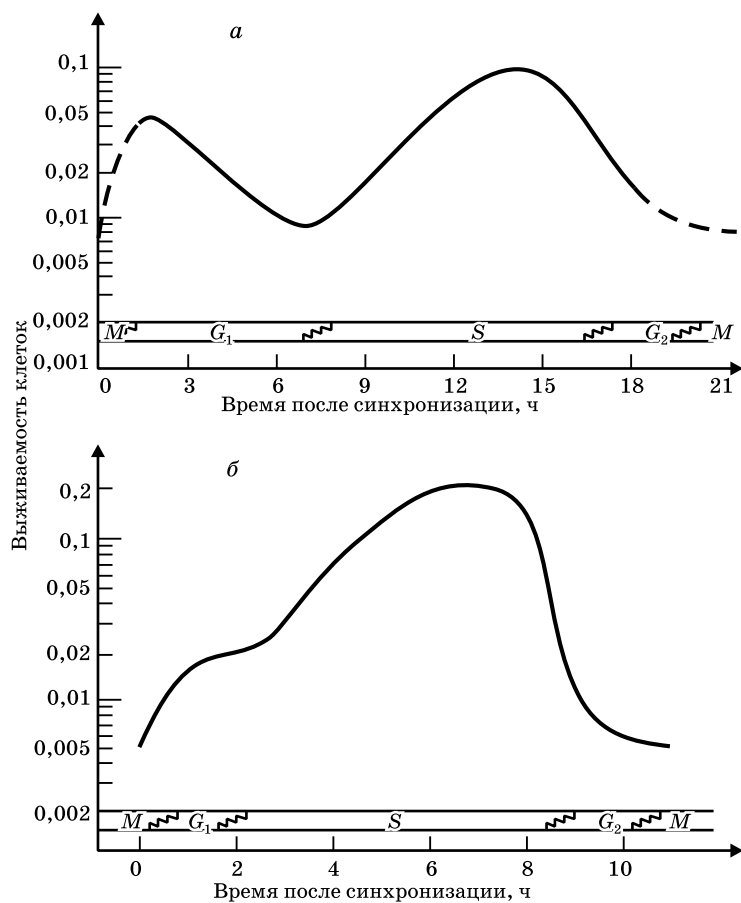


Рис. 3.18. Радиочувствительность клеток на разных стадиях цикла: *a* — клетки HeLa; *б* — китайского хомячка линии V-79 (по У. Синклеру, 1970)

Различия в выживаемости сильно увеличиваются с возрастанием дозы облучения, что и приводит к зависимости, изображенной на рис. 3.19.

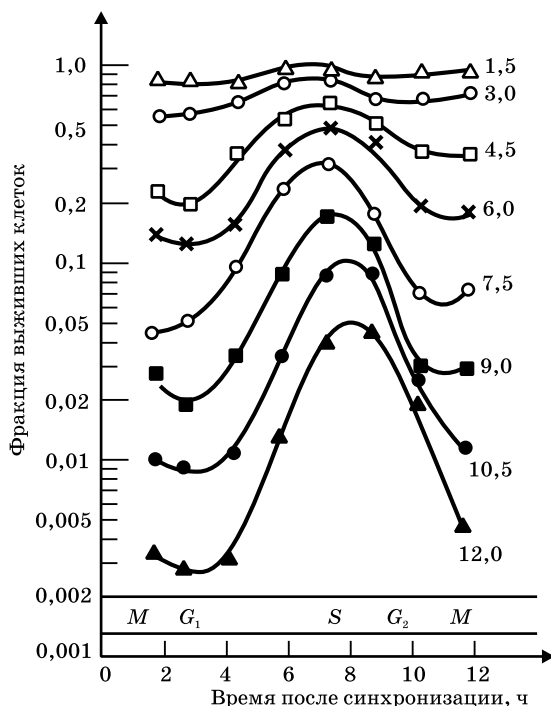


Рис. 3.19. Радиочувствительность отдельных стадий цикла клеток китайского хомячка линии V-79 при разных дозах облучения (по У. Синклеру, 1970) (обозначены цифрами у кривых, Гр)

В настоящее время отсутствуют адекватные методы оценки основных радиобиологических параметров покоящихся клеток *in vivo*. Соответствующие данные об этих свойствах получены в основном путем экстраполяции результатов экспериментов с облучением стационарных культур, используемых в качестве модели покоящихся клеток. Согласно этим данным если и существуют различия в радиобиологических свойствах между клетками, покоящимися и находящимися в цикле, то они невелики. Например, есть сведения о том, что клетки в стационарном состоянии не восстанавливаются от сублетальных повреждений. Однако клетки приобретают эту способность в том случае, если после

первого облучения их поместить в оптимальные условия развития — в свежую полноценную среду с небольшой плотностью клеток. Известны данные и об отсутствии различий в лучевых реакциях покоящихся клеток *in vivo*. Например, установлена одинаковая степень радиочувствительности хромосом покоящихся и делящихся клеток печени. Анализ и оценка этих работ будут проведены в соответствующих главах при рассмотрении вопросов восстановления организма и отдаленных эффектов облучения.

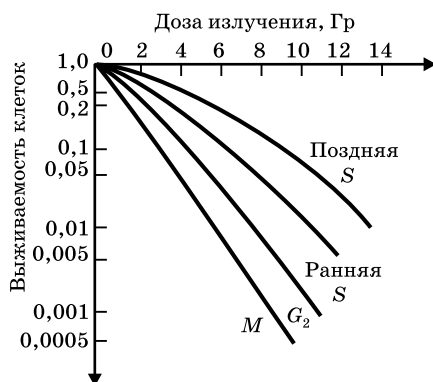


Рис. 3.20. Кривые выживаемости клеток китайского хомячка линии V-79 при облучении на разных стадиях цикла (по У. Синклеру, 1970)

Таблица 3.4

Параметры кривых выживания клеток китайского хомячка при облучении на разных стадиях цикла (по У. Синклеру, 1970)

Стадии цикла	n	D_0 , Гр
M	1	1,3
G_2	>1	1,3
G_1	2	1,6
S (ранняя)	2–3	1,9
S (поздняя)	10	2,0

3.3. Модификация радиочувствительности.

Кислородный эффект

В начале 50-х гг. появились сообщения о реальной возможности ослабления летального эффекта облучения животных путем предварительного (перед облучением) введения в организм некоторых химических соединений. Они получили название *протекторов* (от лат. *protector* — защитник, покровитель), а сам процесс ослабления поражения назвали *химической защитой*. Рассмотрим принципиальную возможность искусственного повышения радиустойчивости клетки и организма.

Не менее активно разрабатывается и альтернативная сторона проблемы, возникшая несколько позднее, — *поиск средств, усиливающих лучевое поражение*. В этом, прежде всего, заинтересована радиационная онкология, так как радиорезистентность многих опухолей не позволяет подвергнуть их облучению в нужной степени из-за опасности необратимого повреждения нормальных тканей. Такие средства, снижающие радиорезистентность, были найдены. Они получили название *сенситизаторов*. Разработка путей сенситизации идет параллельно с получением новых сведений о механизмах лучевого поражения клетки: используют, например, средства, усиливающие первичное поражение ДНК, ингибиторы восстановления, агенты, синхронизирующие клетки на наиболее радиочувствительной стадии клеточного цикла или, напротив, избирательно повреждающие клетки на радиорезистентных стадиях.

Говоря о модификации лучевого поражения, обычно используют два ставших традиционными альтернативных понятия — *защита* и *сенситизация*, имея в виду, что как защитные, так и сенситизирующие агенты применяются, а следовательно, и действуют только перед и во время облучения при обязательном условии, что сами они не влияют на жизнеспособность модифицируемого объекта. Накопленный опыт показал, однако, что (во всяком случае, в интересах прикладной радиобиологии) целесообразно заменить термины «радиосенситизация» и «защита» на более общие понятия — соответственно *усиление* и *ослабление лучевого поражения*, приняв, что и то и другое может быть достигнуто независимо от времени использования (до или после облучения) модифицирующего агента.

В принципе возможны три результата комбинированного воздействия двух (или нескольких) агентов (рис. 3.21):

- *аддитивность*, когда результат совместного действия равен сумме эффектов каждого из агентов, независимо от последовательности их применения;

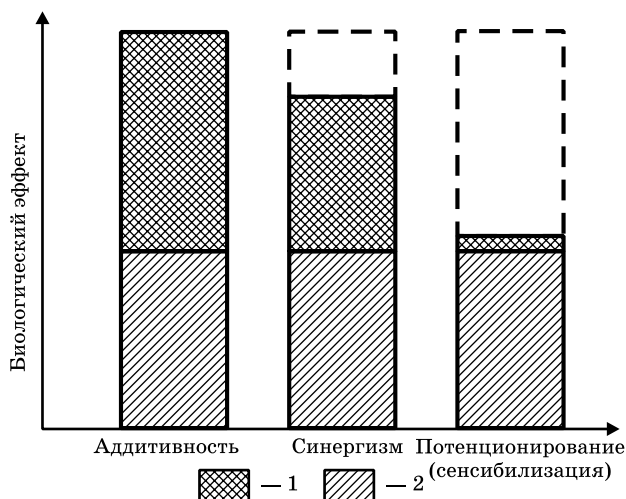


Рис. 3.21. Оценка усиления действия радиации:
1 — агент; 2 — радиация (объяснение см. в тексте)

- *синергизм*, когда результат совместного их применения превосходит эффект, ожидаемый от аддитивного действия;
- *потенцирование*, когда действие одних агентов, как и при синергизме, усиливается другими, которые сами по себе (в отличие от синергизма) наблюдаемого эффекта не вызывают. (Эти определения справедливы только в случае линейной зависимости вызываемых эффектов от дозы каждого из агентов (рис. 3.22). Несколько более сложным является определение понятия синергизма при нелинейности этих зависимостей.)

Таким образом, в классической интерпретации радиосенсибилизация, являясь разновидностью эффекта потенцирования, представляет собой лишь частный случай усиления радиочувствительности.

Все сказанное относится и к проблеме противолучевой защиты. Здесь также, во-первых, уже самой жизнью выделены так называемые *средства ранней терапии*, эффективные при применении непосредственно или в ближайшее время после облучения. К ним относятся, например, препараты ДНК, гемотрансплантаты, полисахаридные комплексы и пр. Во-вторых, сейчас уже ясно, что нельзя сводить механизм противолучевой защиты

протекторами только к ослаблению первичных актов поражения. Учитывая многоэтапный процесс развития последнего, имеется возможность влиять на каждый из его этапов. Более того, в последнее время становится все более популярной точка зрения о том, что действие всех радиозащитных агентов реализуется только через ранние репаративные процессы, и лишь скоротечность последних не позволяет или, точнее, затрудняет регистрацию эффекта при применении защитных агентов в процессе или после облучения (Л.Х. Эйдус, Ю.Н. Корыстов, 1984).

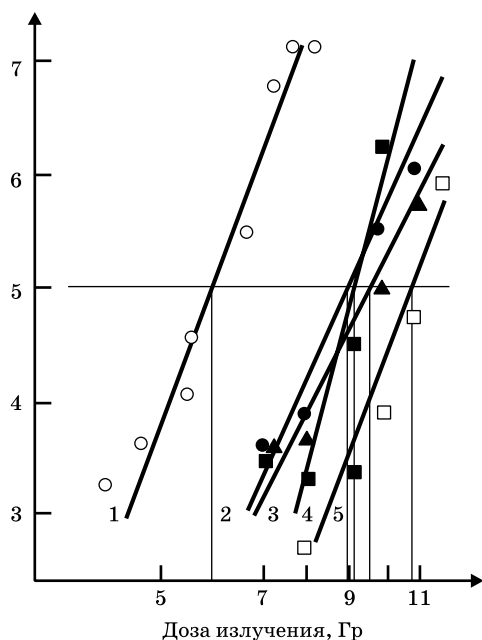


Рис. 3.22. Влияние протекторов на гибель мышей, облученных в дозах 7–12 Гр: 1 — контроль; 2 — цистафос; 3 — АЭТ; 4 — мексаметин; 5 — АЭТ + мексаметин

Для оценки радиомодифицирующего эффекта, вне зависимости от избранного показателя поражения, могут быть использованы три критерия:

- абсолютная величина разности между показателями в опыте (облучение с используемым модифицируемым агентом) и в контроле (само по себе облучение в той же дозе);

- *индекс эффекта* — отношение показателей в опытной и контрольной группах;
- *фактор изменения дозы (ФИД)* — отношение равноэффективных доз в опыте и контроле; как при усилении, так и при ослаблении лучевого эффекта берется отношение большей дозы к меньшей.

ФИД, вычисленный для доз, вызывающих 50%-ную гибель мышей, равен 1,5; 1,55; 1,53 и 1,83 соответственно.

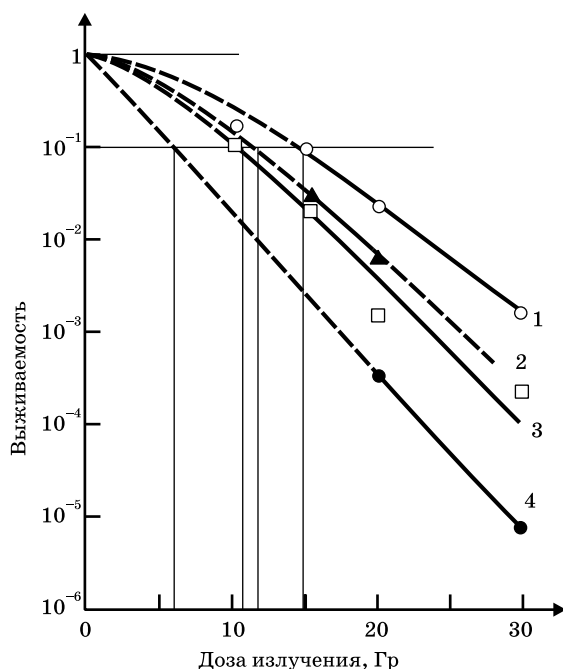


Рис. 3.23. Кривые выживания клеток лейкемии Р-388, облученных в организме мышей через 4 дня после четырех ежедневных внутрибрюшинных инъекций 5-йоддезоксисуридина (по Р. Берри, 1965): 1 — без ИДУР; 2 — 100 (мг/кг); 3 — 300 (мг/кг); 4 — 500 (мг/кг); ФИД, вычисленный по 10%-ной выживаемости (в порядке возрастания концентрации сенсibilизатора), составляет 1,3; 1,4 и 2,2

Кроме химических модифицирующих агентов с давних пор известно о сильном влиянии на исход лучевого поражения *кислорода*.

В 1909 г. Г. Шварцем было замечено, что на гиперемизированной коже облученных больных остается менее пигментированная область, повторяющая форму тубуса рентгеновской трубки. Как потом стало ясно, причиной этого явления было несовершенство аппаратной техники того времени. Вследствие малой мощности трубки облучение производили на минимальном расстоянии от тела и часто пережимали тубусом питающие кожу сосуды, что приводило к временной локальной ишемизации, а следовательно, к снижению концентрации кислорода, от которой, как выяснилось позднее, в значительной степени зависит радиочувствительность.

Под **кислородным эффектом (КЭ)** обычно понимают явление усиления лучевого поражения при повышении концентрации кислорода по сравнению с наблюдаемым в результате облучения в анаэробных условиях.

КЭ — универсальное явление в радиобиологии. Он обнаружен по различным показателям лучевого поражения как в модельных системах, так и в экспериментах на всех уровнях биологической организации. Тем не менее еще по сей день нет полной ясности в том, какие свойства, присущие кислороду, ответственны за его радиомодифицирующее действие.

В макромолекулах при их ионизации возникают скрытые повреждения, которые в отсутствие кислорода сами по себе еще не ведут к потере активности, однако, будучи фиксированы кислородом, переходят в явные повреждения.

Время существования таких кислородозависимых потенциальных повреждений в принципе может быть весьма большим. Так, еще в 50-х гг. Л.Х. Эйдуз показал, что в молекулах белков такие повреждения сохраняются в течение десятков минут и часов. Столь длительное последствие, однако, не обнаруживалось в опытах с нуклеиновыми кислотами. Наличие в живой клетке *SH*-соединений, немедленно взаимодействующих с потенциальными повреждениями, практически исключает возможность определения истинной продолжительности последних.

Количественным выражением изменения эффекта облучения под влиянием кислорода служит **ФИД**, который в этом случае называют **коэффициентом кислородного усиления (ККУ) (*OER* — oxygen enhancement ratio)**.

Для примера на рис. 3.24 приведены данные об изменении эффективности воздействия излучения в 3 раза за счет КЭ.

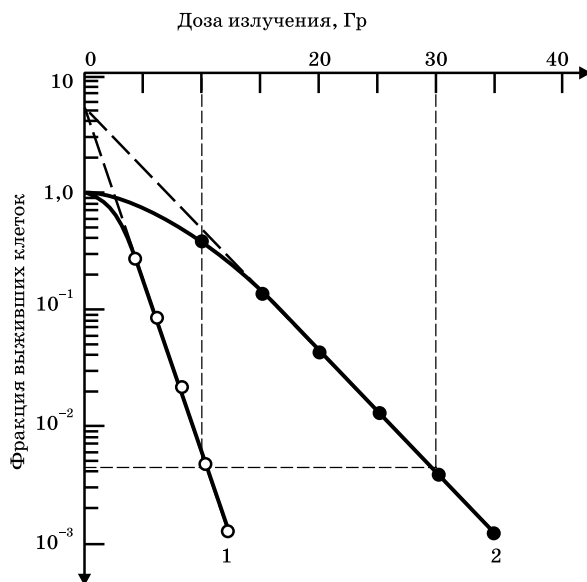


Рис. 3.24. Кривые выживания клеток китайского хомячка, подвергнутых рентгеновскому облучению: 1 — в воздухе; 2 — в азоте (дозы, вызывающие одинаковую выживаемость в азоте и воздухе, составляют 30 и 10 Гр соответственно; ККУ = 3)

Участие кислорода в реализации возникающих под влиянием образования потенциальных повреждений в клетках происходит в момент восстановления. Наиболее четко это продемонстрировано (1958) в изящных экспериментах с использованием метода сверхбыстрого смешивания и импульсного облучения. Предварительно было установлено, что добавление кислорода к бактериям, находящимся в условиях аноксии, за 20 мс до облучения обеспечивало полную оксигенацию и, соответственно, усиливало их поражение. Доставка же кислорода через 5–10 мс после импульсного облучения (длительность импульса 7 мс) уже не модифицировала эффекта, наблюдавшегося в аноксии. Подтверждение этому получено и после усовершенствования методики эксперимента: оказалось, что усиление эффекта становится не существенным даже при добавлении кислорода через 2 мс после облучения.

Аналогичные данные о временных факторах проявления КЭ получены на клетках млекопитающих. В конце 70-х гг. было показано, что при подведении кислорода к фибробластам китайского хомячка всего через 0,3 мс после облучения ККУ уменьшается с 2,6 (в случае присутствия кислорода в момент облучения) до 1,5. Если же кислород подводили спустя 5 мс после облучения, то ККУ снижался до 1,1. Для получения максимальной сенсibilизации в этих экспериментах кислород надо было подавать в камеру за 1–2 мс до начала облучения. По-видимому, это время было необходимо для того, чтобы кислород мог прориффундировать к «критическим» внутриклеточным структурам.

Согласно данным других исследователей, для достижения полной сенсibilизации клеток млекопитающих кислород должен подводиться еще раньше — не позднее чем за 40 мс до облучения. Подача кислорода за 3–5 мс увеличивает радиочувствительность клеток не более чем в 1,7 раза.

Таким образом, практически сенсibilизирующее действие кислорода при облучении животных клеток может проявиться только тогда, когда он присутствует непосредственно в момент облучения.

Несмотря на универсальность феномена КЭ в живых системах и даже при облучении ДНК учет только содержания кислорода оказывается недостаточным. В этих случаях КЭ, тестируемый, например, по инактивации (т. е. утрате биологической активности) ДНК или фагов в растворе, или по гибели клеток, проявляется только в присутствии *SH*-соединений. Последние конкурируют с кислородом за потенциальные повреждения, возникающие в ДНК, разделяя их судьбу: при фиксации кислородом они, как упоминалось выше, реализуются в явные повреждения — инактивацию, а при взаимодействии с *SH*-группой исчезают, и молекула возвращается в исходное состояние.

Весьма важно рассмотреть зависимость КЭ от концентрации кислорода. Так как еще не разработаны надежные методы измерения внутриклеточного содержания кислорода, соответствующий контроль проводят в окружающей среде. Как правило, для этого используют методы электродной полярографии и по значениям pO_2 (измеряется электродом, помещаемым в питательную среду при измерениях в клеточных культурах или в ткани в экспериментах *in vivo*) судят о концентрации кислорода в клетке. Учитывая скорость диффузии кислорода и малые размеры большинства клеток млекопитающих, есть все основания считать получаемую информацию достаточно надежной.

На рисунке 3.24 представлена классическая зависимость КЭ от концентрации кислорода, впервые экспериментально

установленная Л. Греем с сотрудниками в 50-х гг. Отложенная на ординате величина ККУ характеризует относительную радиочувствительность (за единицу принято ее значение в аноксии). В атмосферном воздухе при температуре 37 °С содержится по объему 20,92% O₂, что соответствует ~159 мм рт. ст. На рисунке 3.25 показано, что при этом давлении радиочувствительность уже максимальна, обычно она близка к трем и не увеличивается при повышении концентрации кислорода до 100%. С уменьшением парциального давления кислорода (pO₂) вначале вплоть до 30 мм рт. ст. радиочувствительность уменьшается очень медленно, а затем более резко; в диапазоне 3–4 мм рт. ст. ККУ составляет два и далее снижается до единицы.

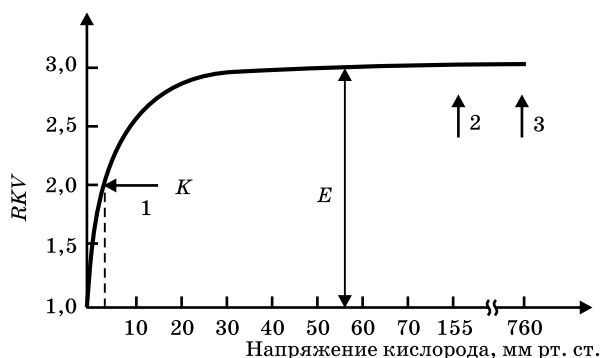


Рис. 3.25. Зависимость радиочувствительности клеток от содержания кислорода (% от атмосферного) и его парциального давления при 37 °С: 1 — 3 мм рт. ст., или 1–2% O₂; 2 — воздух; 3 — 100% O₂ (объяснения см. в тексте)

Связь между концентрацией кислорода во время облучения и радиочувствительностью, представленная графически на рис. 3.25, аналитически выражается уравнением, предложенным Т. Альпером и П. Говард-Фландерсом:

$$\text{ККУ} = \frac{1/D_0[\text{O}]}{1/D_0[\text{A}]} = \frac{m[\text{O}] + K}{[\text{O}] + K},$$

где $1/D_0[\text{O}]$ и $1/D_0[\text{A}]$ — величины, характеризующие радиочувствительность, при изучаемой концентрации кислорода (O) или аноксии (A);

m — максимальная величина ККУ;

K — константа, равная концентрации кислорода, при которой радиочувствительность является промежуточной между максимальной и минимальной. (Когда опыты ставят в ограниченном диапазоне доз, что не позволяет точно определить D_0 , а также в исследованиях *in vivo*, в которых критерием эффекта является поражение всего организма или определенных тканей, а не выживаемость отдельных клеток, ККУ определяют сравнением равноэффективных доз при каких-то определенных уровнях выживаемости.) В примере, приведенном на рис. 3.25, величина K составляет 3 мм рт. ст., или ~0,5% O_2 , а $m = 3$.

Как и действие химических модификаторов поражения, КЭ наиболее выражен при действии редкоионизирующих излучений. С повышением ЛПЭ он быстро уменьшается и при облучении, например, α -частицами исчезает (рис. 3.26).

Общая связь КЭ с ЛПЭ представлена на рис. 3.27. Как показали работы последних лет, величина m для разных видов клеток варьирует в диапазоне 2–4. Различия в величине K также велики. Так, для микроорганизмов K равняется 4–6 мкм кислорода (0,30–0,45% кислорода в газовой фазе), или 2,5–3,0 мм рт. ст., а для зародышей пыльцы традесканции и клеток корешков конских бобов — соответственно около 10 и 4 мкм. Сильно варьируют эти величины и для клеток млекопитающих. Так, по данным разных авторов, обобщенным Б. Каллен и Д. Лансли, колебания m и K составляют соответственно 2,5–4,0 и 2,0–6,0 мм рт. ст. Поэтому не следует переносить количественные зависимости КЭ, полученные *in vitro*, на все многообразие лучевых реакций животных, тем более что на величину КЭ могут влиять состояние репарирующих систем, а также физиологический статус клеток, особенно в составе организма.

На рисунке 3.28 приведена зависимость КЭ от радиочувствительности в азоте для 11 мутантов *E. coli* с дефектами репарации, отражающимися на радиочувствительности. Видно, что m при этом изменяется от 1,5 до 4. Как показали дальнейшие исследования О. Сапоро (1977) на одинарных и двойных бактериальных мутантах по репарации, КЭ составил соответственно 2,1–2,4 и 1,3 по сравнению с 3 для бактерий дикого типа.

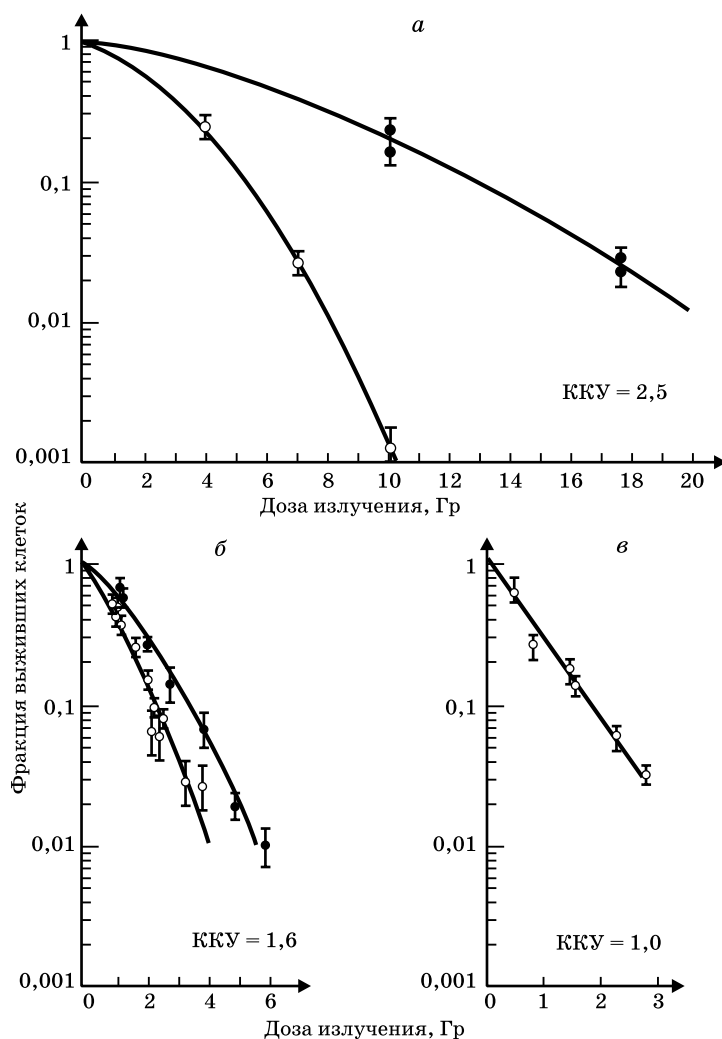


Рис. 3.26. Зависимость кислородного эффекта от вида ионизирующих излучений: а — рентгеновское излучение; б — нейтроны с энергией 15 МэВ; в — α -излучение (по Дж. Барендсену и др., 1966, 1967)

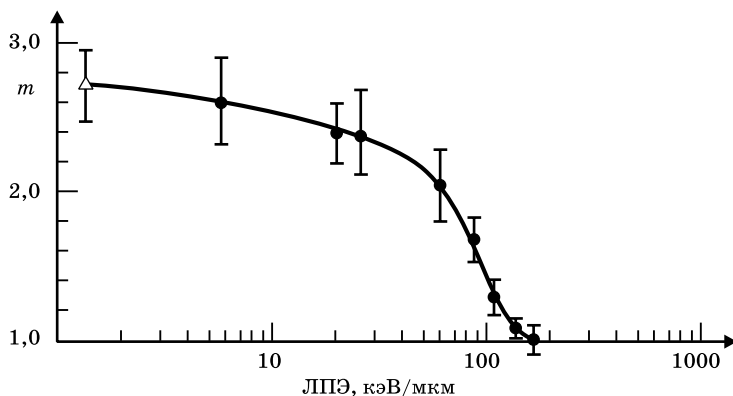


Рис. 3.27. Кислородный эффект как функция ЛПЭ, данные получены на культуре клеток почки человека (по Дж. Барендсену, 1966) (темными кружками обозначены тяжелые моноэнергетические частицы, треугольником — рентгеновское излучение 250 кВ, имеющее среднюю ЛПЭ 1,3 кэВ/мкм)

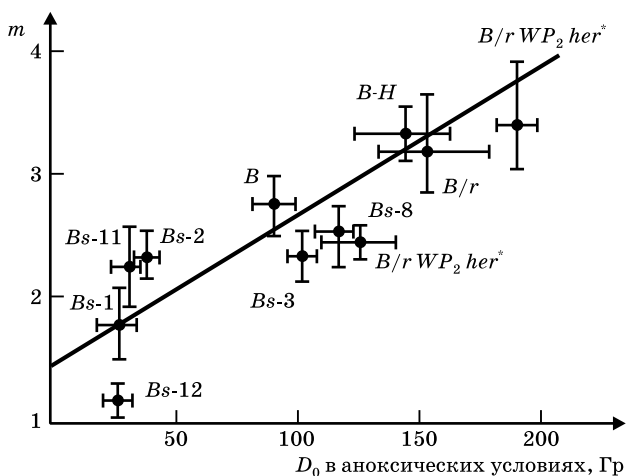


Рис. 3.28. Связь m с D_0 в азоте для 11 мутантов *E. coli*, дефектных по репарации (по Т. Альпер, 1968)

В вышеизложенных данных действие кислорода, присутствующего во время облучения, рассматривали как радиосенсибилизирующее. Однако уже в 60-х гг. выяснили, что присутствие кислорода в среде после облучения, напротив, способствует репарации радиационных повреждений. Причем на историческом примере изучения роли кислорода в восстановлении жизнеспособности облученных клеток можно продемонстрировать важность методических аспектов проведения любых экспериментов.

В ранних работах М. Элкинда была показана способность клеток к восстановлению при замене после облучения воздуха на азот, в котором примесь кислорода составляла всего 16 частей на 1 млн частей азота. Эти данные привели авторов к построению концепции чисто «физико-химического» механизма восстановления, для которого не требуется участия ни энергии, ни кислорода. В последующем, однако, выяснилось, что эти результаты — артефакт, обусловленный применением посуды из полистирола, в котором много растворенного кислорода, диффундирующего к клеткам после замещения воздуха на инертный газ. При замене пластмассы на стекло и использовании хорошо очищенных газов восстановление полностью подавлялось — при содержании 1 части кислорода на 1 млн частей азота на дозовой кривой исчезало плечо. Увеличение количества кислорода в смесях до 10 частей приводило к появлению плеча, что свидетельствовало о способности клеток к восстановлению, которая увеличивалась с повышением содержания кислорода.

На рисунке 3.29 представлена кинетика восстановления сублеталей при разных концентрациях кислорода в промежутках между фракциями облучения. В аноксических условиях при $[O_2] < 25 \text{ млн}^{-1}$ восстановления не происходит. С ростом концентрации кислорода скорость восстановления увеличивается и при содержании кислорода в газовой фазе 1000 млн^{-1} почти достигает максимума.

Таким образом, кислород выступает при лучевом поражении биообъектов в роли двуликого Януса: с одной стороны — усиливает первичное поражение, а с другой — облегчает пострadiaционное восстановление. Относительное значение того и другого аспекта модифицирующего действия кислорода может меняться в зависимости от конкретных условий эксперимента и должно с максимальным вниманием учитываться для правильного истолкования результатов.

Различия в величине КЭ, связанные с функциональным состоянием, в частности с интенсивностью дыхания и видом энергообмена, показаны в последнее время на разных клетках млекопитающих.

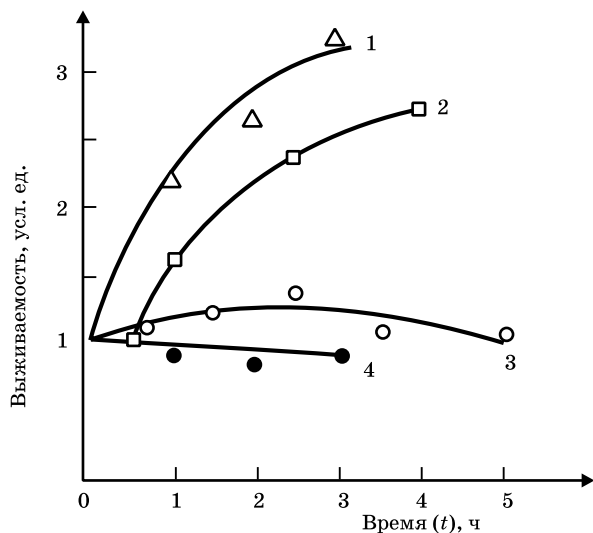


Рис. 3.29. Восстановление сублетальных повреждений за время t между фракциями в зависимости от концентрации кислорода в среде (асинхронная популяция клеток китайского хомячка (CHO), облучение в дозе, вызывающей 4%-ную выживаемость) (по К.И. Коху, 1979): 1 — воздух; 2 — $200 \text{ млн}^{-1} \text{ O}_2$; 3 — $25 \text{ млн}^{-1} \text{ O}_2$; 4 — $25 \text{ млн}^{-1} \text{ O}_2$

3.4. Относительная биологическая эффективность ионизирующего излучения

При описании физических основ биологического действия радиации упоминалось о том, что воздействие разными видами излучений, но в равных поглощённых дозах приводит к различным по величине эффектам. Это свойство излучения, часто называемое его качеством, определяется не столько физической природой излучения, сколько его ЛПЭ. Для количественной оценки качества излучения введено понятие относительной биологической эффективности (ОБЭ).

ОБЭ оценивают сравнением дозы облучения, вызывающей определенный биологический эффект, с дозой стандартного излучения, обуславливающей тот же эффект. Обычно в качестве

стандартного излучения используют рентгеновское излучение с энергией 180–250 кэВ.

Значение (величину, коэффициент) ОБЭ вычисляют из отношения сравниваемых доз по формуле

$$\text{ОБЭ} = D_R / D_x,$$

где D_R — доза рентгеновского излучения;

D_x — доза изучаемого излучения.

Эффект сравнивают по общему критерию. В первом приближении можно считать, что при тщательном соблюдении экспериментальных условий сравниваемого эффекта ОБЭ зависит только от ЛПЭ.

Поэтому, например, протоны, дейтроны и α -частицы, ускоренные до высоких энергий (200 МэВ и более), имеют приблизительно такую же ОБЭ, как и рентгеновское излучение с энергией 200 кэВ, так как они характеризуются близкими значениями ЛПЭ. Те же виды излучения, но с меньшими энергиями и соответственно с большей ЛПЭ, обладают и большей ОБЭ.

Увеличение ОБЭ с ростом ЛПЭ легко понять из данных рис. 3.29, где схематически представлено распределение актов ионизации вдоль треков заряженных частиц различной природы и энергии в микрообъеме (от поражения которого зависит проявление регистрируемой реакции). Видно, что эффективный объем может совсем не поражаться при редкоионизирующих излучениях; с ростом ЛПЭ вероятность поражения увеличивается.

На рисунке 3.31 представлены результаты облучения клеточных культур тремя разными видами ионизирующей радиации, резко различающимися по ЛПЭ: рентгеновским излучением 250 кэВ, нейтронами 15 МэВ и α -частицами. Их ЛПЭ увеличивается от 1,3 кэВ/мкм у рентгеновского излучения до 100 кэВ/мкм у α -частиц. По мере роста ЛПЭ увеличивается наклон кривых и уменьшается экстраполяционное число (сокращается плечо на начальном отрезке кривых), достигая единицы при α -облучении.

Следовательно, с ростом ЛПЭ повышается поражаемость клеток и снижается их способность к восстановлению. Соотношение ЛПЭ и ОБЭ имеет максимум. Ощутимый рост ОБЭ начинается с ЛПЭ, равной 10 кэВ/мкм, достигает максимального значения при ЛПЭ — 100 кэВ/мкм, а с последующим увеличением ЛПЭ (рис. 3.31) круто падает. Причина этого явления состоит в том, что гибель клетки происходит после поглощения достаточного количества энергии в некотором критическом объеме. Естественно, что с ростом ЛПЭ такая вероятность увеличивается.

Но после некоторых величин ЛПЭ наступает насыщение, и каждая последующая частица теряет энергию в уже убитой клетке. Следовательно, эффективность излучений с такой достаточно высокой ЛПЭ падает, так как энергия расходуется вхолостую (подробное обсуждение рис. 3.31 см. в разделе 3.5.)

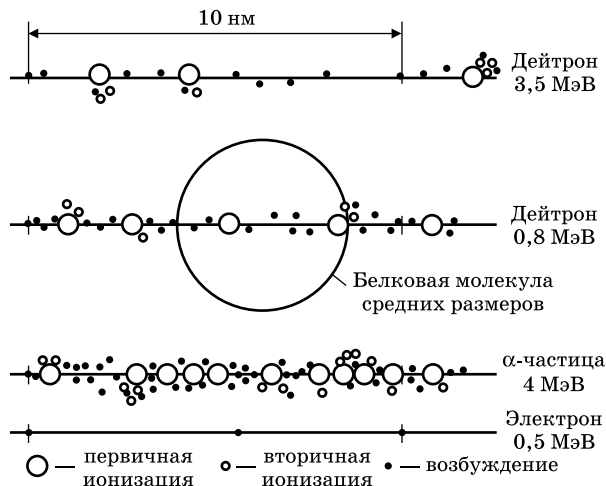


Рис. 3.30. Отрезок траекторий различных заряженных частиц, дающий представление о распределении актов ионизации и возбуждения

Это явление наглядно представлено на рис. 3.32, где показано, что после оптимального значения ЛПЭ, когда наблюдается максимум пораженных единиц на единицу дозы (т. е. расходуется ровно столько энергии, сколько нужно для поражения всех мишеней), наступает *эффект избыточного поражения (overkill)*.

Такова общая картина связи ОБЭ с ЛПЭ. В действительности она, однако, оказывается более сложной. В основном это объясняется тем, что обычно в расчет принимают средние величины ЛПЭ, но расчет ОБЭ по средней величине ЛПЭ лишь грубое приближение, при котором теряются детали пространственного распределения ионов. Особенно сильно это сказывается при нейтронном облучении, характеризующимся размытым спектром энергий, а следовательно, и разбросом значений ЛПЭ.

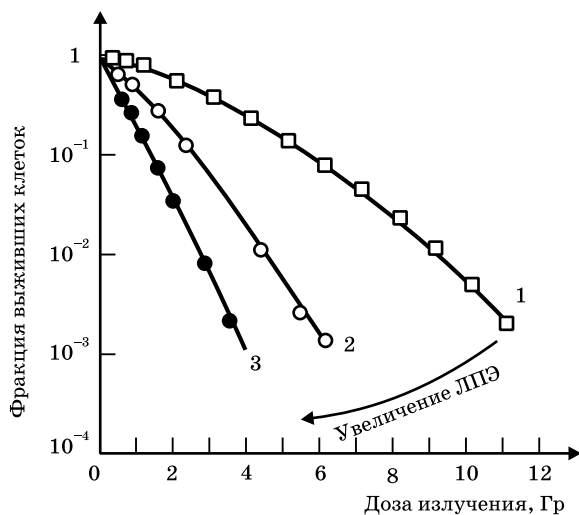


Рис. 3.31. Кривые выживания культуры клеток человека, подвергнутых облучению (по Дж. Барендсену 1968): 1 — рентгеновское; 2 — нейтронное; 3 — γ -излучение

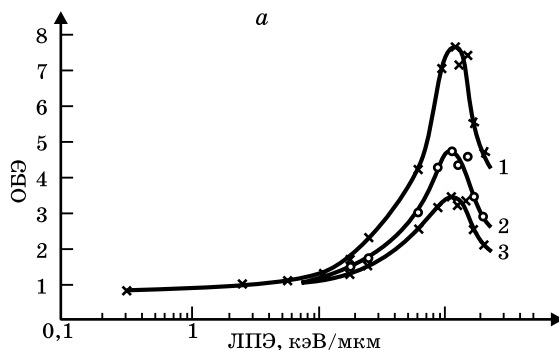


Рис. 3.32. Зависимость ОБЭ от ЛПЭ и величины дозы облучения: а — выживаемость культуры клеток человека (по Дж. Барендсену, 1968); б — выживаемость клеток хлореллы (по Л.К. Векиной, 1975). 1, 2, 3 — результаты γ -облучения в разных дозах (объяснение см. в тексте)

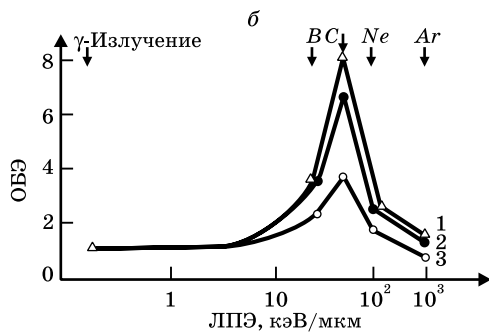


Рис. 3.32 (продолжение)

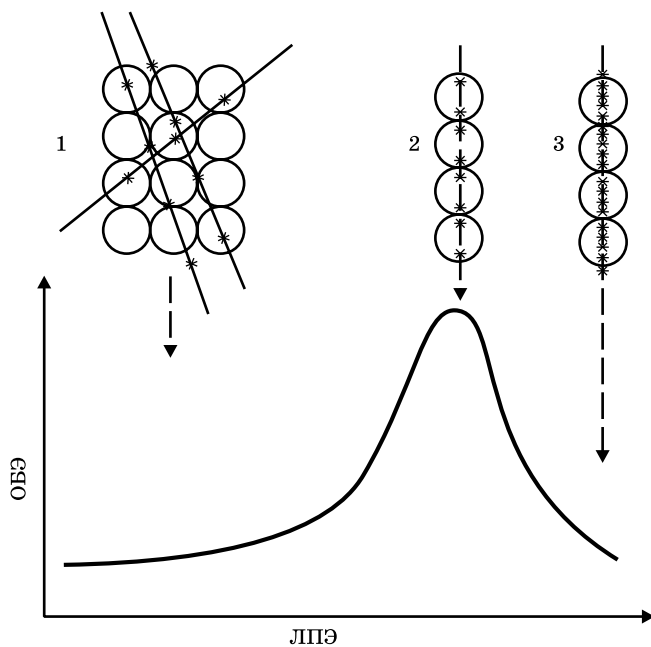


Рис. 3.33. Эффект избыточного поражения, когда достаточно двух попаданий в мишень (по Е. Холлу, 1973): 1 — низкие ЛПЭ; 2 — оптимальные ЛПЭ; 3 — высокие ЛПЭ («перепоражение»)

В последние годы усиленно развивается специальная область дозиметрии — **микродозиметрия**, построенная на знании специального математического аппарата и учитывающая связь микро-распределения ионизаций с различными клеточными эффектами и его отражение на кривых выживания при различных условиях облучения.

Величина ОБЭ зависит не только от вида излучения и его ЛПЭ, но и от исследуемого эффекта, а также от множества других факторов, перечислить которые, по существу, невозможно. Главные из них, которые всегда следует учитывать, — это величина и мощность дозы, до- и пострadiaционные условия, режим фракционирования, наличие, дефицит или отсутствие кислорода.

На рисунке 3.34 представлен пример зависимости ОБЭ от регистрируемой реакции (и одновременно от ЛПЭ). Наибольший летальный эффект наблюдается при ЛПЭ, равной 100–150 кэВ/мкм, тогда как задержка клеточного деления продолжает усиливаться и при дальнейшем увеличении ЛПЭ, достигая максимума при 200–300 кэВ/мкм. Видно, что степень различий абсолютных величин ОБЭ в зависимости от изучаемой реакции меняется при сравнении на разных уровнях ЛПЭ.

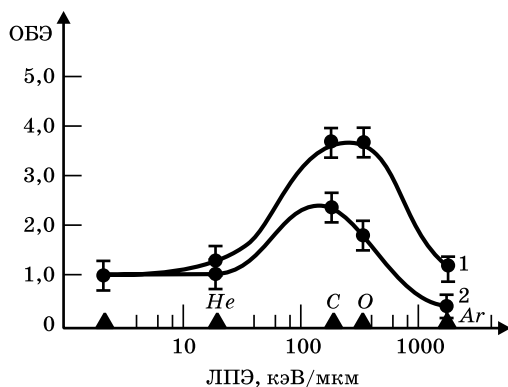


Рис. 3.34. Зависимость ОБЭ от регистрируемой реакции и от ЛПЭ при облучении культуры фибробластов ядрами He, C, O и Ar с энергией 10 МэВ/нуклон (по Л. Скарсгарду, 1965): 1 — задержка деления; 2 — выживаемость

Весьма важна и практически значима зависимость ОБЭ от дозы и ее распределения во времени. Зависимость от дозы видна,

например, на рис. 3.32. Кривые 1, 2 и 3 отражают соответственно 80, 10 и 1% выживаемости клеток человека (а) и 90, 50 и 1% выживаемости клеток хлореллы (б). Видно, что абсолютная величина ОБЭ не является постоянной, а зависит от степени поражения, снижаясь с ее увеличением. В данном случае при 80–90%-ных уровнях выживаемости клеток почки человека или хлореллы ОБЭ составляет около 8, а при 10–1%-ной выживаемости — около 3.

На рисунке 3.35 изображены типичные кривые выживания клеток млекопитающих после рентгеновского и нейтронного облучения. При однократном облучении (рис. 3.35а) кривая, характеризующая действие рентгеновских лучей, имеет в начальном отрезке большое плечо, которое почти отсутствует на кривой, отражающей результат нейтронного облучения, но у последней несколько более крутой наклон конечного участка. В результате ОБЭ оказывается максимальной (3,0) при меньших дозах (в зоне плеча), уменьшаясь с ростом дозы до 1,5.

При фракционированном облучении, например четырехкратном (рис. 3.35б), ОБЭ также растет по мере увеличения числа фракций. Это происходит потому, что при дроблении дозы рентгеновского облучения каждый раз жизнеспособность клеток частично восстанавливается, что почти не наблюдается при фракционированном облучении быстрыми нейтронами. В процессе увеличения числа фракций такая утрата эффективной дозы рентгеновского облучения нарастает. В результате при фракционированном облучении нейтронами и рентгеновским излучением различия в дозах выражены в значительно большей степени, чем при однократном. Сравнение доз, вызывающих выживание 0,01 клеток (рис. 3.35а, б), позволяет заметить, что ОБЭ нейтронов при однократном облучении составляет 1,5, а при фракционированном — 2,6. Иными словами, один и тот же эффект может быть достигнут при фракционированном облучении нейтронами в относительно меньших суммарных дозах (по сравнению с суммарной дозой рентгеновского облучения), чем при однократном облучении. Это явление используют при терапии опухолей нейтронами и другими тяжелыми ядерными частицами, характеризующимися большой ЛПЭ.

Зависимость ОБЭ от распределения дозы во времени может быть выявлена не только при фракционированном облучении, но и при изменении мощности дозы. Так, в лаборатории Г. Ивенса в опытах на традесканции было выявлено, что быстрые нейтроны при пролонгированном облучении в течение нескольких минут в 10 раз эффективнее индуцировали выход хромосомных

аббераций, чем γ -излучение. При пролонгированном облучении, продолжавшемся 49 ч, в той же суммарной дозе ОБЭ достигала 80.

Преимуществом использования плотноионизирующих излучений в лучевой терапии является повышение их ОБЭ в условиях дефицита кислорода, характерного для опухолей, а тем более в аноксии, за счет устранения защитного действия гипоксического фактора с повышением ЛПЭ. Это было отчетливо продемонстрировано цитогенетическими экспериментами А. Конжера и Г. Ивенса, показавшими на разных объектах, что ОБЭ быстрых нейтронов, оцененная по абберациям хромосом в клетках асцитной карциномы Эрлиха и по образованию микроядер в клетках конских бобов, составила в аэробных условиях соответственно 2,5 и 10,5, а в анаэробных — 6 и 18.

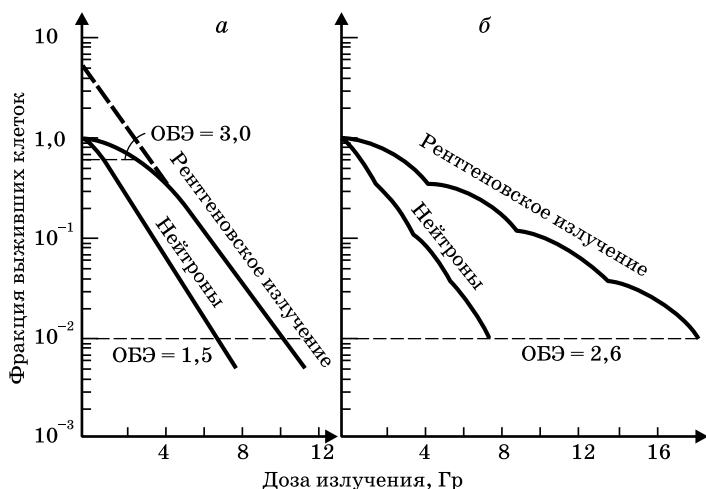


Рис. 3.35. Зависимость ОБЭ быстрых нейтронов от дозы облучения: а — при однократном облучении; б — при фракционированном облучении (объяснение см. в тексте) (по Е. Холлу, 1971)

Поскольку ЛПЭ тесно связана с проникающей способностью ионизирующих излучений, корректная оценка ОБЭ может быть выполнена лишь с учетом особенностей распределения дозы в облучаемом объекте. Если это обязательное требование не выполняется, то неизбежна неправильная интерпретация результатов.

В качестве примера можно привести реальные данные, послужившие в свое время основанием для ошибочного заключения о наличии некоторых качественных специфических особенностей воздействия определенных видов радиации. Из данных табл. 3.5 можно сделать неправильный вывод об изменении радиочувствительности мышей и крыс в зависимости от вида излучения. Между тем причина такого наблюдения состоит в том, что при одностороннем рентгеновском облучении (как это происходило в данном случае) распределение энергии в теле мыши значительно более равномерно, чем у крысы, в костном мозге которой величина поглощенной дозы из-за этого относительно ниже. При γ -облучении большая проникающая способность γ -квантов нивелирует неоднородность распределения энергии, которую не учитывали должным образом при дозиметрии.

Наиболее точная оценка ОБЭ и ее зависимость от ЛПЭ могут быть получены лишь в случае, когда в качестве объекта облучения используют изолированные клетки или другие мелкие объекты, в которых энергия излучения распределяется равномерно по всему объему.

Результаты многочисленных экспериментов, проведенных на более крупных животных, с очевидностью показали, что вычисление коэффициентов ОБЭ в большинстве случаев вообще теряет смысл, так как не может быть обеспечена адекватность условий опытов, прежде всего равномерность распределения поглощенных доз в тканях для разных видов излучений.

Таблица 3.5

ОБЭ для животных разных видов

Животные	ЛД _{50/30} , Гр		
	рентгеновское излучение, 180 кэВ	γ -излучение ^{60}Co , 1,2 МэВ	ОБЭ γ -излучения
Мыши	6,0	7,5	0,8
Крысы	7,5	6,5	1,14

Весьма показательны результаты исследований С. Риксфорда-Вильха, изучавшего последствия локального облучения глаза обезьян протонами с энергиями 14, 40, 137 и 730 МэВ в диапазоне доз 1,25–40 Гр. Протоны с энергией 14 и 40 МэВ поглощаются соответственно в передней камере глаза и в стекловидном теле; протоны больших энергий проникают в головной мозг. Такой характер распределения поглощенной дозы обусловил

и соответствующую клиническую картину поражения по ходу пучка — эритему кожи век, иридоциклит, кератит, эпилацию, катаракту, повреждение вещества мозга.

В подобных случаях отношение доз, вызывающих одинаковое действие, правильнее называть не ОБЭ, а *отношением равных эффектов* независимо от механизма их образования.

Комитет по ОБЭ Международной комиссии по радиологическим единицам и измерениям предложил оставить концепцию только лишь в случаях, когда могут быть строго учтены все условия эксперимента, а различия в биологическом действии сравниваемых видов излучения определяются лишь свойствами последних.

Во всех остальных случаях знание величины поглощенной дозы еще недостаточно для точного предсказания ни степени тяжести, ни вероятности возникновения эффектов поражения. Поэтому, например, для целей радиационной защиты введена так называемая *эквивалентная доза*, которая лучше коррелирует с возможными неблагоприятными последствиями профессионального облучения.

3.5. Представления о механизме биологического действия ионизирующего излучения

Если проанализировать основные вехи формирования взглядов на природу радиобиологического эффекта, то, как и для развития других научных дисциплин, здесь легко установить традиционную зависимость возникновения и судьбы гипотез от возможности интерпретации новых экспериментальных фактов.

Смена представлений в радиобиологии происходила и происходит особенно быстро, так как они в значительной степени связаны с бурным прогрессом ядерной физики и молекулярной биологии.

Можно четко наметить *два направления в развитии теоретических построений*. Первое выражает стремление установить общие, в основном феноменологические, но обязательно количественные закономерности, характеризующие начальные звенья лучевого поражения клетки.

Второе — объединяет представления, стремящиеся объяснить все многообразие конкретных лучевых реакций биологических объектов; отсюда — преимущественно качественный, описательный характер гипотез этого направления. Наиболее ранние и известные представления, относящиеся к первому направлению, принято обозначать термином *количественная радиобиология*, хотя, конечно, в радиобиологии есть много и других количественных закономерностей.

Указанным теоретическим направлениям присущи преимущества и свои ограничения. В ряде случаев они могли бы хорошо дополнять друг друга. Между тем, к сожалению, в пылу научной полемики авторы отдельных гипотез, отстаивая свою точку зрения, отвергают другие представления, не имея для этого достаточных оснований, в результате даже искушенному читателю нелегко разобраться в состоянии вопроса. В настоящем учебнике кратко рассмотрены основные гипотезы и ограничен круг явлений, на объяснение которых каждая из них может претендовать.

Камень преткновения на пути разгадки основного радиобиологического парадокса состоит в необходимости правильного истолкования несоответствия между ничтожным количеством поглощенной клеткой энергии излучения и вызываемым экстремальным биологическим эффектом. При объяснении этого парадокса в количественной радиобиологии были сформулированы два положения, лежащие в основе так называемой *теории мишени*.

Первое положение — *принцип попаданий* — характеризует особенности действующего агента — дискретность поглощения энергии. Второе — *принцип мишени* — учитывает особенность облучаемого объекта — клетки — ее высокую гетерогенность в морфологическом и функциональном отношениях, а следовательно, различие в ответе на одно и то же попадание.

История количественной радиобиологии восходит к началу 20-х гг., когда Ф. Дессауэр сделал весьма важное обобщение, распространив известные к тому времени физические закономерности взаимодействия излучения с веществом на биологические объекты. Он предположил, что большой биологический эффект при ничтожном суммарном поглощении энергии объясняется тем, что она концентрируется в малых объемах, приводя их к микролокальному разогреву; отсюда и ее название — *гипотеза точечного тепла*.

Учитывая наличие в клетке более важных для жизни и менее существенных структур и микрообъемов, а также случайное распределение «точечного тепла», Ф. Дессауэр пришел к выводу о том, что исход клеточной реакции зависит от вероятности случайных попаданий дискретных порций энергии именно в эти жизненно важные микрообъемы-мишени. Наблюдая за количественными закономерностями радиобиологических реакций, он предположил, что они осуществляются лишь в том случае, если в клетке произошло определенное число «попаданий» в мишень.

Действительно, если при анализе зависимости эффекта от дозы принять в качестве регистрируемой реакции долю

пораженных объектов, то легко обнаружить две **специфические черты действия ионизирующих излучений**.

Большинство клеточных реакций протекает практически при отсутствии порога, с нарастанием эффекта при увеличении дозы, что трудно объяснить изменением индивидуальной чувствительности, так как требует допущения ее невероятно высокой вариабельности.

Кривые выживания, как упоминалось ранее, отражают не столько степень проявления эффекта у отдельных особей (клеток) с повышением дозы, сколько увеличение количества (доли) пораженных единиц, т. е. возрастание вероятности проявления регистрируемой реакции.

Иными словами, *летальный эффект ионизирующих излучений имеет вероятностный характер* вследствие случайного распределения элементарных актов первичного взаимодействия частиц с чувствительными объемами облученных объектов. В этом и состоит принципиальное значение первоначальных взглядов, хотя само понятие «точечного тепла» потеряло смысл.

Принцип попадания и принцип мишени и основанная на них теория мишени получили свое развитие в трудах Д. Кроузера, Н.В. Тимофеева-Ресовского, К. Циммера, Д. Ли и других.

Использование основных положений теории мишени ограничивается строго определенной областью — анализом самых первичных элементарных радиационных событий. Это становится понятным хотя бы из интерпретации самих терминов — «мишень» и «попадание». При рассмотрении радиобиологических эффектов на молекулярном и (или) клеточном уровнях термин «мишень» удобно использовать для формального обозначения того микрообъема, в котором должны произойти одна или несколько ионизаций, приводящих к изучаемой реакции. В зависимости от числа попаданий, необходимых для поражения, различают одно-, двух- или многоударные объекты для реакции, причем учитываются попадания в одну или разные мишени, которые функционально связаны. Отсюда ясно, что попытки применения теории мишени для объяснения природы и этапов формирования конечных лучевых реакций клеток, и тем более организмов, неправомерны. Так как при формулировании самих понятий «попадание» или «мишень» не имеются в виду какие-то конкретные физико-химические или биохимические процессы, происходящие в микрообъеме.

Достоинством описываемых теоретических представлений о механизме летального действия ионизирующих излучений является простота объяснения основных экспериментальных данных.

В первую очередь это относится к количественному описанию кривых выживания.

Весьма очевидно, что исходя из принципов классической теории мишени, количество попаданий должно быть прямо пропорциональным дозе облучения. Поэтому в определенном диапазоне доз число пораженных мишеней строго пропорционально дозе или числу попаданий, так как поражается лишь небольшая их часть из общего количества; в связи с этим зависимость эффекта от дозы имеет вид прямой линии (рис. 3.35а). С повышением дозы облучения вероятность попадания в одну и ту же мишень увеличивается, и хотя общее число попаданий остается пропорциональным дозе, их эффективность уменьшается и количество пораженных мишеней возрастает медленнее, асимптотически приближаясь к 100% (рис. 3.35б). Иначе говоря, количество жизнеспособных единиц с увеличением дозы уменьшается в экспоненциальной зависимости от дозы (см. рис. 3.11).

Наиболее простой способ проверки экспоненциальности кривой, получаемой в эксперименте, состоит в логарифмировании числа выживающих объектов. Тогда при представлении экспериментальных данных в полулогарифмическом масштабе зависимость будет выражена прямой линией (см. рис. 3.12б).

Интерпретация основных количественных параметров кривых выживания поначалу исходила непосредственно из теории мишени. Чтобы лучше разобраться в этом вопросе, необходимо вернуться к анализу кривых *доза — эффект* и провести его с позиций теории мишени.

Рассмотрим определение *основного параметра радиочувствительности* — величину D_0 или D_{37} , которую в теории мишени принято называть *инактивирующей*, или *среднелетальной* (не путать с LD_{50}) дозой, на примере анализа одноударного поражения. В качестве такового подразумевают гибель облучаемого объекта от эффективного единичного попадания в мишень.

Тогда если N_0 — исходное число объектов, а N — число объектов, не пораженных излучением при дозе D , то выход из строя определенной доли объектов dN/N при приращении дозы dD выражается уравнением $dN/N = -dD/D_0$, где D_0 — доза, при которой на каждый объект в среднем приходится одно попадание (отсюда и наименование D_0 — среднелетальная доза).

При интегрировании данного уравнения получим

$$\ln(N / N_0) = -D / D_0; \quad N = N_0 e^{(-D/D_0)},$$

где e — основание натурального логарифма.

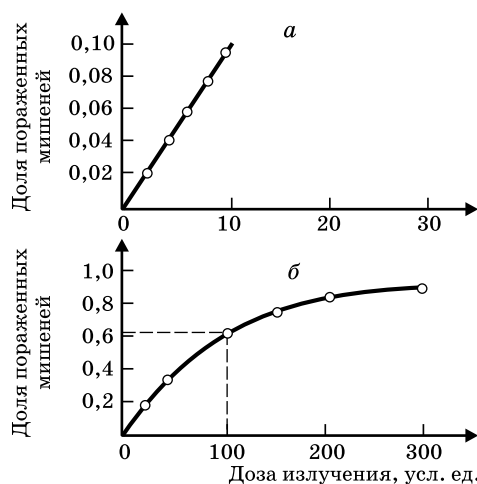


Рис. 3.36. Зависимость изменения эффекта от дозы облучения: а и б — при малых и больших дозах соответственно (по Д. Ли, 1963)

В природе чаще встречается другой тип кривых, характерный для большинства клеток растительного и животного происхождения; примеры таких кривых уже были приведены ранее. В линейных координатах они имеют S-образную форму (рис. 3.37а). В этих случаях говорят о многоударном процессе, имея в виду, что для инактивации объекта необходимо не одно, а два и более попаданий в единственную мишень или поражение двух мишеней и более, каждая из которых должна быть поражена.

При изображении таких кривых в полулогарифмическом масштабе (рис. 3.37б) они приобретают плечо, переходящее в прямолинейный участок, наклон которого совпадает с наклоном соответствующей одноударной кривой. Экстраполированием прямолинейного участка кривой к нулевой дозе на оси ординат отсекаются отрезки, соответствующие *ударности* мишеней (или их числу). Изображение многоударных кривых в полулогарифмическом масштабе позволяет достаточно точно оценить выживаемость при ее малых значениях (больших дозах) и легко определить **экстраполяционное число**, характеризующее число мишеней (ударов), поражение которых необходимо для инактивации клеток.

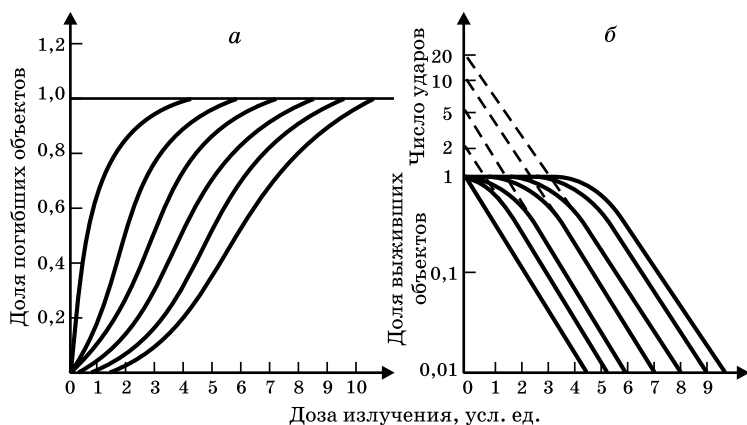


Рис. 3.37. Дозовые кривые выживания для объектов с различной ударностью мишени: а — в обычном масштабе (*S*-образные, или сигмоидные, кривые; число ударов обозначено на кривых); б — в полупологарифмическом масштабе

Нужно иметь в виду, что возможность строгого применения теории мишени уже в самом начале была ограничена ее основоположниками (Д. Ли, 1946) областью анализа одноударных эффектов. Интерпретация конкретных многоударных кривых с тех же позиций затруднительна. Прежде всего это связано с многочисленными экспериментальными фактами изменения экстраполяционного числа при применении самых различных модифицирующих агентов или изменении условий жизнедеятельности объектов, что само по себе не должно сказываться на числе мишеней. Кроме того, экстраполяционное число в ряде случаев достигает десятков и даже сотен единиц, что не позволяет их отождествить с числом мишеней в клетке.

По мере развития экспериментального изучения репарации потенциальных повреждений *размер плеча* на кривой выживания стали связывать со способностью клеток к пострадиационному восстановлению, а *величиной плеча* характеризовать их репарационную способность. Однако и в этом случае возникают большие трудности при попытках интерпретации с позиций классической теории мишени, многих клеточных радиационных эффектов, обусловленных, например, изменением химизма клетки

в результате радиоллиза ее жидких компонентов или метаболического взаимодействия различных клеточных органелл. Эта теория не касается природы мишеней, ответственных за гибель клетки. Такими мишенями могут быть уникальные макромолекулы, определенные участки мембран и другие структуры, попадание в которые приводит к поражению. Поэтому для определения природы мишени следует привлекать данные, получаемые при использовании специальных методов исследования. Именно эти обстоятельства уже в 40-х гг. XX в. сделали очевидным *необходимость строгого ограничения применения теории мишени только для анализа поражения одноударных эффектов*.

В частности, потребовалось расширить само понятие попадания, так как стало известно, что первичные повреждения элементарных клеточных структур могут вызываться не только непосредственной их ионизацией, но и опосредованной: химически активными продуктами радиоллиза окружающей среды. Кроме того, вследствие обнаружения миграции энергии по макромолекулам даже при непосредственных формах взаимодействия реализация повреждения может происходить далеко от места первоначального «попадания».

Таким образом, классическая теория попаданий, плодотворная при анализе количественных закономерностей радиационного поражения отдельных мишеней, не ставит своей задачей решения вопроса о том, какими процессами связано поражение мишеней с проявлением конечного эффекта.

Все это обусловило появление в конце 60-х гг. новой теории, призванной, согласно определению ее авторов — О. Хуга и А. Келлерера, изложить теорию попаданий на основе стохастического принципа. (В 1966 г. была издана монография О. Хуга, А. Келлерера «Стохастическая радиобиология» (переведена на русский язык в 1969 г.), в которой обобщены собственные идеи авторов, а также проведен анализ большого фактического материала с позиций развиваемых ими взглядов.)

В основе теории мишени лежало предположение о том, что характерные зависимости *доза — эффект* могут быть отражением квантованного характера взаимодействия излучения с веществом и наличия в клетках высокочувствительных объемов — мишеней.

В случае очень массивных повреждений конечный эффект действительно детерминирован уже на начальной стадии, но в подавляющем большинстве других ситуаций все случайные факторы затрагивают более поздние звенья причинно-следственной цепи, ведущей к конечному эффекту. При этом каждому лабильному

состоянию объекта соответствует определенная повышенная вероятность наступления регистрируемой реакции, возрастающая с увеличением предварительного повреждения. Таким образом, при формировании радиобиологического эффекта всегда существует суперпозиция множества случайных событий, что и учитывает стохастическое рассмотрение.

При таком подходе любой биологический объект, в частности клетку, можно представить в качестве лабильной динамической системы, которая постоянно находится в стадии перехода из одного состояния в другое. Вследствие крайней сложности системы любой такой переход сопровождается и связан с множеством комплексных и элементарных сопряженных реакций отдельных клеточных органелл и макромолекул. Естественно, что в процессе жизнедеятельности (благодаря влиянию самых разнообразных, не подлежащих учету факторов и малейших сдвигов в исходном состоянии) возникает вероятность «отказов» в элементарных звеньях, а вследствие этого — «крушения» всей системы. Поэтому любое критическое событие, например митоз или гибель клетки, можно предсказать лишь с известной вероятностью.

На биологическую стохастичность при облучении объекта накладывается стохастичность вследствие случайного характера взаимодействия излучения с веществом, что резко увеличивает вероятность «крушений» системы, происходящих со значительно меньшей частотой и в необлученном контроле.

Стохастическая теория рассматривает различные возмущения биологической системы, возникающие в процессе жизнедеятельности или под влиянием облучения, с позиций теории вероятности, стремясь описать их моделями, максимально соответствующими представлениям динамической биохимии и молекулярной радиобиологии. В этом случае мишенями являются все компоненты живой системы, а регистрируемая реакция обусловлена суперпозицией самых разных событий.

Существенно, что стохастическая гипотеза учитывает как физиологические, так и индуцированные излучением процессы в их динамике, в то время как классическая теория мишени рассматривает эффекты, вызванные облучением, как строго детерминированные первичными актами абсорбции энергии.

Используя аппарат стохастической гипотезы, можно учесть реальное взаимодействие ряда последовательных попаданий, а также влияние фактора времени, репарационных процессов, роль ЛПЭ и т. д. Все это может быть выражено системой дифференциальных уравнений, описывающих переход биологического объекта под влиянием облучения из одного состояния в другое.

В принципе можно учесть количественно влияние любого модифицирующего фактора на соответствующие дозовые зависимости.

Более того, этот аппарат может быть использован для анализа не только кинетических процессов на молекулярном уровне, но и морфологических процессов, образования новой клетки, ее дифференцировки и других.

Таким образом, «дискретное» изображение непрерывных физиологических процессов не является приближением, которое принимают только ради удобств, а становится необходимым при изучении различного поведения отдельных единиц популяции. Действие излучения на клетку свободно укладывается в эту общую схему, что также выражается в дискретных событиях. При этом не существенно, происходят ли соответствующие критические события в результате дискретных актов абсорбции энергии или в результате усиленной облучением лабильности, органически свойственной биологической системе. В этой схеме можно учесть даже такие сложные явления, как феномены обратной связи и механизмы регуляции, т. е. жизненные процессы, которые выявляются в результате нарушений, если экспериментальные данные указывают на необходимость и возможность такого учета» (О. Хуг, А. Келлерер, 1969).

Эффект, обусловленный попаданием в одну из уникальных структур клетки, приводящим ее к гибели, формально может быть описан как с классических позиций теории мишени, так и с позиций стохастической теории. Иными словами, *выводы теории мишени являются частным случаем стохастического подхода*.

Проведенные обсчеты некоторых экспериментальных результатов с помощью аппарата стохастической теории показали, что для инактивации клеток млекопитающих редкоизирующим излучением в среднем необходимо совместное действие не менее четырех событий абсорбции.

Итак, в соответствии с основными исходными позициями стохастическая концепция предлагает как бы более «биологическую» интерпретацию кривых *доза — эффект* по сравнению с их объяснением с позиций теории мишени, хотя основное положение последней о том, что эти кривые определяются в основном случайной природой абсорбции энергии, остается неизменным.

Для обозначения клеточных повреждений, которые нельзя отождествлять с локальными изменениями клеточных структур, прежде всего генетических, стохастическая теория вводит понятие *дисперсного начального повреждения*. Природа такого

повреждения весьма разнообразна: изменение клеточных мембран и других множественных структур, инактивация какой-либо жизненно важной системы и другие процессы.

Репаративные процессы, сказывающиеся на конечном эффекте, учитываются понятием *компенсационной способности объекта*. При анализе дозовых кривых с учетом функциональной лабильности биологических объектов стохастическая гипотеза приводит к пониманию того, что экспоненциальная кривая указывает на систему без компенсаторных механизмов, а сигмоидная соответствует системам, обладающим такими механизмами, эффективность которых снижается при возрастании дозы облучения. Экстраполяционное число же следует рассматривать как количественное выражение компенсационной способности облучаемого объекта, а не как «число мишеней».

Таким образом, сама по себе экспоненциальная зависимость эффекта от дозы далеко не предопределяет решение о наличии первичных одно- или многоударных реакций, а с полным основанием делает логичной другую интерпретацию.

Подводя итоги изложения обеих концепций — классической теории мишени и стохастической теории, необходимо, прежде всего, подчеркнуть их основное общее свойство — *строго количественный подход*. Более того, стохастическая теория представляет собой логическое дополнение классических представлений, которые не могли объяснить многообразие радиобиологических феноменов, да и не претендовали на это.

Вполне естественно, что первоначальные гипотезы исходили из упрощенных представлений о механизме первичных радиобиологических процессов на основе чисто физических, а позднее радиационно-химических закономерностей, установленных при облучении простых систем. Однако именно эти простые, общие и формальные схемы впервые перевели радиобиологию с описательных позиций на прочную количественную основу. Круг возможного применения первоначальных представлений был очерчен еще при их формировании, и в этом плане были получены наиболее значительные результаты. Дальнейшее накопление новых фактов потребовало развития более широких подходов.

Нельзя не заметить, что при этом остались незабытыми оба определяющих фактора классической теории мишеней — *дискректность радиационного агента и функциональная негомогенность биологического объекта*. Существовало, однако, что если в теории мишеней последняя определяется наличием фиксированных мишеней, поражение которых уже определяет конечный

эффект, то в системе новых представлений показана несостоятельность такой точки зрения, взамен которой развита идея определяющей роли стохастической природы физиологических процессов и их радиационных нарушений.

Стохастическая гипотеза учитывает современные данные о микрораспределении энергии, вариабельности радиочувствительности логических объектов, а также роль репарационных процессов. Тем самым она значительно расширяет круг явлений, которые можно интерпретировать с новых позиций. Она более «биологична» по своей природе, так как устанавливает связи с конкретными морфологическими и функциональными разделениями цитологии и физиологии. Однако математический аппарат достаточно сложен и это затрудняет ее широкое применение.

Анализ количественных закономерностей различных реакций дрожжевых клеток на облучение показал, что ни классические модели, основанные на принципе попадания, ни концепция биологической стохастичности не способны объяснить всю совокупность полученных экспериментальных данных. Дополнив принцип попадания предположением о вероятностном характере проявления повреждений, Ю.Г. Капульцевич (1978) предложил *вероятностную модель радиационного поражения клетки*.

Согласно этой модели, разные клетки, подвергнутые облучению в одной и той же дозе, поражаются в разной степени в соответствии с принципом попадания, но в отличие от классических представлений и потенциальные, и реализованные повреждения проявляются с вероятностью меньше единицы. Реализованные повреждения (или индуцированные ими изменения) наследуются при делении клеток и с некоторой вероятностью, зависящей от числа этих повреждений, приводят к неосуществлению клеточного деления. При этом вероятность проявления повреждений может зависеть как от биологических (генетических) особенностей клеток, так и от условий их культивирования, увеличиваясь при ухудшении этих условий.

Согласно этой модели, вегетативное размножение облученных клеток — случайный процесс «рождения и гибели», приводящий к появлению нежизнеспособных клеток в отдельных размножающихся клонах (т. е. к наблюдающейся в эксперименте частичной инактивации); дело случая, образует ли данная облученная клетка макроколонию или погибнет после того или иного числа делений.

Таким образом, формально вероятностная модель, являясь как бы синтезом принципа попадания и стохастической концепции, используя сохранившие значение основные положения

первого, дополняет последнюю, расширяя диапазон явлений, которые могут быть интерпретированы с позиций биологической стохастичности. Описывая не только качественно, но и количественно (с помощью специальной системы уравнений) различные проявления нарушений репродуктивной способности клеток, вероятностная модель выгодно отличается от классических схем тем, что позволяет предсказать наблюдаемое многообразие радиобиологических эффектов на основе минимума исходных предположений.

Тем не менее вероятностная модель, в значительной степени основанная на принципе попадания, имеет много общего с классическими моделями. В тех случаях, когда вероятность проявления повреждения равна единице, вероятностная модель переходит в классическую одноударную модель. При качественном анализе экспериментальных данных, который ограничивается средними характеристиками популяции облученных клеток, вероятностная модель зачастую приводит к таким же результатам, как и многоударная.

Главное отличие вероятностной модели от классических состоит в том, что, согласно последним, радиочувствительность клетки определяется лишь объемом мишени и критическим числом попаданий. С позиций же вероятностной модели проблема радиочувствительности представляется более сложной. Процесс радиационного поражения клетки Ю.Г. Капulyцевич формально делит на три этапа.

Первый этап радиационного поражения — *осуществление событий попадания, в результате которых формируются первичные потенциальные повреждения*. Вероятность образования первичного повреждения на единицу дозы облучения зависит от величины эффективного объема и от величины энергии, необходимой для образования первичного повреждения. Поскольку отнюдь не всякое выделение энергии в эффективном объеме может привести к образованию первичного повреждения, клетка, по видимому, способна восстанавливаться еще на стадии формирования потенциальных повреждений. На этой стадии радиочувствительность определяется величиной эффективного объема (V) и вероятностью (p) образования потенциального повреждения (при локальном выделении энергии в эффективном объеме). Параметры V и p могут зависеть как от биологических особенностей объекта, так и от условий облучения, например от температуры, влажности, концентрации кислорода и других параметров.

Второй этап радиационного поражения — *реализация потенциальных повреждений*. Так как клетки способны

восстанавливаться от лучевых повреждений, то реализованными оказываются не все возникшие потенциальные повреждения, а лишь часть их (r). Следовательно, радиочувствительность клетки определяется и вероятностью реализации потенциального повреждения. Все три параметра (V , p и r) определяют частоту (b) реализованных повреждений на единицу дозы облучения ($b = Vpr$) и среднее число α реализованных повреждений при дозе D , т. е. $\alpha = bD$. С помощью параметра b вероятностная модель учитывает зависимость радиобиологических эффектов от дозы облучения, ЛПЭ и продолжительности восстановления.

Третий этап радиационного поражения — *различные вторичные нарушения нормального протекания внутриклеточных процессов, вызываемые реализацией повреждений*. По-видимому, и на этом этапе возможно восстановление клеток от последствий реализованных повреждений или их компенсация, поэтому вероятность проявления реализованного повреждения не равна единице, а характеризуется величиной α , которая зависит от биологических особенностей клетки и от условий культивирования. Чем больше надежность системы, определяемая способностью клетки устранять всякие отклонения от нормы в работе внутриклеточных структур, тем меньше величина α . С помощью параметра α вероятностная модель позволяет анализировать пострадиационные модификации эффектов, не связанные с восстановлением.

Таким образом, радиочувствительность клетки, о которой судят по кривой выживания, определяется четырьмя параметрами: V , p , r , α . Эти параметры достаточны не только для описания формы кривой, но и всего многообразия проявления действия излучений на репродуктивную способность клеток, зависимость радиобиологических эффектов от условий культивирования клеток и физических характеристик излучения.

Таковы основные качества вероятностной модели, которую можно считать логическим звеном в развитии количественной радиобиологии.

Однако ни сама модель, ни производимый с ее помощью анализ реакций клеток на облучение не позволяют выявить природу повреждений, лежащих в основе этих реакций. Кроме того, нельзя забывать, что сделанные выводы справедливы только для дрожжевых клеток, что затрудняет проверку применимости вероятностной модели к описанию лучевой реакции клеток млекопитающих.

Ниже будут рассмотрены качественные концепции, характерная черта которых заключается в попытке указать конкретные биохимические процессы, определяющие биологическое

действие радиации. Основная роль при этом отводится высоко-реакционноспособным продуктам — *радиотоксинам*, образующимся в биосубстрате вслед за поглощением энергии излучения и инициирующим множественные повреждения различных клеточных органелл.

Радиобиологический парадокс несоответствия малых количеств поглощенной энергии с разительным биологическим эффектом с позиций качественных гипотез объясняется наличием различных биологических механизмов усиления первичных поражений.

Еще в 50-х гг. XX в. А.С. Мочалиной и Ю.Б. Кудряшовым в лаборатории Б.Н. Тарусова было обнаружено, что водно-солевые вытяжки из облученной печени при введении интактным животным вызывают гемолиз. В связи с этим было высказано предположение, что под влиянием облучения в печени образуется «гемолитический фактор». В результате его идентификации была установлена липидная природа образующегося цитотоксического агента, названного *липидным радиотоксином* (ЛРТ). Оказалось, что ЛРТ обнаруживается уже в первые часы после облучения не только в печени, но и в крови, тонком кишечнике, семенниках, почках, желудке и других органах животных, также этот эффект был получен на растениях и микроорганизмах.

ЛРТ представляет собой лабильный комплекс продуктов окисления жирных ненасыщенных кислот, гидропероксидов, эпоксидов, альдегидов и кетонов. Показано, что ЛРТ вызывает не только гемолиз, но и другие реакции, характерные для лучевого поражения: торможение клеточного деления, нарушение кроветворения, повреждение хромосомного аппарата некоторых объектов и т. д. В связи с этим ЛРТ был назван *естественным радиомиметиком*, т. е. агентом, имитирующим биологическое действие ионизирующих излучений. Радиомиметическое действие токсических веществ липидной природы показано также в серии работ японских исследователей (С. Сено и др., 1960; Ямамото и др., 1960; О. Юкава, 1987).

На рисунке 3.38 представлено содержание различных токсических продуктов в печени облученных крыс. Видно, что в разные сроки после облучения наблюдается чаще увеличение, но иногда и уменьшение количества исследованных веществ: холина, хинонов, гистамина, продуктов автолиза, ЛРТ. Выясняя роль каждого из них, Ю.Б. Кудряшов показал, что введение ЛРТ интактным животным вызывало у них фазные изменения других «радиотоксинов», в том числе хинонов. Инъекция же хинонов или других «радиотоксинов» не приводила к образованию ЛРТ.

На этом основании ЛРТ были отнесены к *первичным радиотоксинам*, а остальные — ко вторичным.

Позднее к первичным радиотоксинам были отнесены авторами и хиноны на том основании, что они «способны накапливаться в клетках сразу после начала облучения как продукты первичных лучевых процессов окисления биосубстратов» (Ю.Б. Кудряшов, Е.Н. Гончаренко, 1970).

Гипотеза липидных радиотоксинов базируется на выдвинутой Б.Н. Тарусовым и Н.М. Эмануэлем концепции о решающей роли в начальных процессах лучевого поражения цепных окислительных реакций свободнорадикального типа, наиболее подходящим субстратом для которых являются липиды. Так как последние представляют собой структурные элементы клеточных мембран, их поражение приводит к нарушению регуляции химизма живой клетки вплоть до уровня, приводящего ее к гибели. Возникновению цепных реакций, согласно этой концепции, способствует вызываемое облучением разрушение или ингибирование природных антиокислительных (антиоксидантных) систем; в клетках необлученных организмов они предохраняют липиды от самопроизвольного окисления.



Рис. 3.38. Содержание различных веществ, которым приписывают роль «радиотоксинов», в печени крыс в разные сроки после общего облучения в дозе 7 Гр (по Ю.Б. Кудряшову, Е.Н. Гончаренко, 1970): 1 — холин; 2 — хиноны; 3 — гистамин; 4 — белок (автолиз); 5 — ЛРТ

Легко заметить, что концепция ЛРТ и цепных реакций постулирует наличие в клетке мишеней в виде определенных фракций липидов, ибо именно их первичное поражение якобы способствует развитию всех последующих событий, включая и поражение генетического аппарата.

Анализ современных экспериментальных данных не дает, однако, оснований для признания концепции ЛРТ и цепных реакций в качестве универсальной теории летального действия ионизирующих излучений на клетку.

Во-первых, аналогия в действии ЛРТ и ионизирующих излучений ограничена лишь определенным кругом явлений, но установлены и принципиальные различия: различаются структурные повреждения хромосомного аппарата, отсутствует мутагенное действие ЛРТ. *Во-вторых*, цепные разветвленные реакции *in vivo* пока еще не зарегистрированы, а возможность их развития и длительного протекания без обрыва в живой метаболизирующей многокомпонентной структурированной системе вообще маловероятна. *В-третьих*, накопление ЛРТ количественно не связано с ЛПЭ, а последняя в основном определяет ОБЭ ионизирующих излучений. *В-четвертых*, отсутствуют четкие количественные временные характеристики зависимости эффекта поражения биосистем от интенсивности образования ЛРТ при различных дозах облучения, не говоря уже о других «радиотоксинах».

В этой связи гипотезу липидных радиотоксинов и цепных реакций следует рассматривать лишь как попытку объяснить одно звено в сложном патогенетическом комплексе лучевых реакций, удельную роль которого в лучевой гибели клетки еще предстоит оценить.

В основе теории, активно разрабатываемой А.М. Кузиным с 1965 г., лежит идея о том, что под действием ионизирующего излучения в клетке возникают не только чисто радиационно-химические повреждения, но благодаря биохимическим механизмам усиления в организме синтезируются и высокореакционные продукты, приводящие к дополнительному повреждению биологически важных макромолекул и образованию низкомолекулярных токсических метаболитов.

В рассматриваемой теории решающее значение отводится не только радиационному поражению ядерных макромолекул, но и нарушениям цитоплазматических структур и их нормального функционирования, осуществляемого благодаря присущей им упорядоченности.

Повреждение такой строго скоординированной системы в одном или нескольких звеньях приводит к нарушениям мембран

и сопряжения важных метаболических процессов — инактивации ферментов, расстройству управляющих систем и другим тяжелым последствиям.

В качестве токсических метаболитов особая роль, как и в предыдущей гипотезе, принадлежит опять же *первичным радиотоксинам* (ПРТ), которыми теперь «называют вещества, образующиеся в клетках облученных организмов тотчас или в ближайшие часы после облучения и обладающие свойством вызывать основные радиобиологические эффекты при действии на клетки или организмы» (А.М. Кузин, 1970, 1986). Множество «радиотоксинов», образующихся на поздних стадиях лучевого поражения, в отличие от ПРТ имеют в рамках этой гипотезы вторичное происхождение.

Несмотря на то, что им и отводится важная роль в исходе поражения организма, они несущественны для понимания первичных процессов.

Полагают, что ПРТ — комплекс веществ, которые обладают близкими свойствами, хотя и относятся к различным классам химических соединений. Одни из них всегда существуют и в нормальной клетке, но в меньшем количестве, чем после облучения.

Работами А.М. Кузина и его сотрудников показано, что в водных или спиртово-водных вытяжках из облученных растительных объектов увеличивается содержание веществ, которые идентифицированы как хиноны или ортохиноны. По данным этих авторов, введение экстрактов из облученных объектов (например, картофеля) приводит к снижению массы животных, угнетению клеточного деления и возникновению хромосомных аберраций в клетках корешков растений, подавлению роста клеточных культур, увеличению числа уродств личинок вьюна и частоты мутаций у *E. coli*. Те же изменения, но значительно менее выраженные, появляются при введении экстрактов из необлученных растений.

Наращение концентрации хинонов в клетках после облучения носит экспоненциальный характер, что в совокупности с данными токсикологических исследований, где также наблюдается линейная зависимость между временем воздействия яда и логарифмом выживаемости (например, гибель микроорганизмов в растворе фенола), используется А.М. Кузиным для критики классической теории мишени, отвергающей роль ядов в радиобиологическом эффекте.

В монографии «Структурно-метаболическая теория в радиологии» (1986) сделана попытка анализа многочисленных фактов, накопленных радиобиологией за текущие десятилетия. В этой книге автор приходит к заключению, что «структурно-

метаболическая теория является общей теорией действия радиации на биологические объекты, начиная с клеточного уровня и кончая высокоорганизованными многоклеточными организмами». Эта теория «рассматривает механизмы как поражающего действия сублетальных и летальных доз радиации, так и стимулирующего действия малых доз радиации. Она применима и при исследовании синергизма действия ионизирующей радиации с другими физическими и химическими факторами».

Объективно оценивая предпринятый гигантский труд, нельзя не отметить, что, несмотря на солидный объем монографии, в ней так и не удалось сформулировать смысл теории или хотя бы изложить ее конкретные принципы.

Автор утверждает: «Структурно-метаболическая теория исходит из дискретного характера передачи энергии ионизирующих излучений молекулам и структурам клетки, возможного неравномерного распределения поглощенной энергии в облучаемой клетке или популяции клеток и использует «принцип попадания» только в его строго физическом смысле». Опустив весьма сомнительную правомерность объединения неравномерности распределения энергии в отдельной клетке и популяциях, легко видеть, что здесь по существу изложено первое положение теории мишени — *принцип попадания*, четко сформулированное шестьдесятю годами ранее.

Ее второе положение — *принцип мишени*, учитывающий высокую гетерогенность клетки в морфологическом и функциональном отношениях, «затерялось» в следующем тексте: «Структурно-метаболическая теория, исходя из гетерогенности и неоднозначности субклеточных структур и учитывая внутриклеточные связи и зависимости, отмечает ведущую роль в формировании радиобиологических эффектов — нарушений, возникающих в клеточном ядре (геноме) и биомембранах, в генерации энергии и изменении уровня низкомолекулярных биологически активных веществ (радиотоксинов)». Структурно-метаболическая теория не может быть признана универсальной теорией биологического действия излучения по ряду причин. Прежде всего, не определены количественные соотношения между накоплением ПРТ в клетке и степенью ее поражения, а сам по себе факт экспоненциального роста содержания ПРТ с увеличением дозы и во времени, наблюдавшийся на отдельных объектах, не может претендовать на какую-либо однозначную интерпретацию.

Вряд ли в свете современных данных можно согласиться с ведущей ролью ПРТ в первичных процессах радиационного поражения клетки, если время образования токсинов, согласно

определению, смещается от момента облучения к ближайшим часам и даже нескольким суткам после облучения. К сожалению, даже в упоминаемой монографии автора теории (1986), обобщающей многолетний путь формирования его предъятий о механизме лучевых повреждений, стохастические теории лишь упоминаются, а классические положения теории мишени по-прежнему критикуются без достаточных оснований, не учитывая того, что они адресованы определенному и совершенно другому классу явлений.

Более того, «в вину» теории мишени ставится и концепция «потенциальных повреждений». Между тем, как было изложено выше, понятие потенциальных повреждений привело к открытию таких фундаментальных радиобиологических феноменов, как потенциальные летальные и сублетальные повреждения, а главное — к открытию наиболее важного радиобиологического явления — *репарации клеток*. Открытие репарации — феномена, который не был известен создателям теории мишени, наполнило конкретным молекулярно-радиобиологическим содержанием такие вынужденные формальные понятия, как «эффективный объем», что лишь продемонстрировало эвристический характер классического формализма. И все же, подводя итог современному состоянию радиобиологической теории, следует признать, что классические представления принципа попаданий претерпели серьезную модификацию. Стала очевидной наряду с ролью повреждения и репарации ДНК важность повреждений и в других звеньях многокомпонентной строго упорядоченной в структурном и функциональном отношении системы, каковой является живая клетка. Отсюда — создание единой теории радиобиологического эффекта — дело будущего, ибо оно непосредственно связано с познанием молекулярных основ жизни.

Итак, рассмотрены основные вопросы общей радиобиологии, включая ее физические основы, содержание предмета и метода его изучения, а также теории действия ионизирующих излучений на клетку. Полученная читателем информация о многогранности проявлений радиобиологического эффекта окажется необходимой при изучении любого частного раздела радиобиологии, в том числе и радиобиологии организма.

Дискуссионность и недостаточная изученность многих вопросов ни в коем случае не должны послужить причиной пессимизма. Напротив, они лишь ориентируют на необходимость и перспективность дальнейших исканий, результаты которых, а особенно время рождения принципиально новых данных, предсказать

невозможно. И, тем не менее, имеющийся опыт свидетельствует о том, что прикладные, полезно используемые человеком возможности радиобиологии всегда основывались на фундаментальных научных достижениях. Следовательно, и практические перспективы радиобиологии будущего зависят, прежде всего, от успехов в решении ее общих вопросов.

В этом отношении не существует мелочей: количественное накопление самых незначительных, на первый взгляд, фактов в конечном итоге неизбежно приводит к качественному скачку. Разумеется, бездумное накопление фактов не должно быть самоцелью. Эксперимент должен базироваться на определенных принципах, знание которых, как говорили древние, иногда даже компенсирует незнание некоторых фактов. Отсюда, с одной стороны, — роль теоретических построений, с другой, напротив, — значение кардинальных фактов, либо не укладывающихся в прокрустово ложе устоявшихся представлений, либо их ниспровергающих, порождая тем самым новые плодотворные идеи.

3.6. Радиочувствительность тканей, органов, организмов

Закономерности поражения целостного организма определяются двумя факторами: 1) радиочувствительностью тканей, органов и систем, существенных для выживания организма; 2) величиной поглощенной дозы облучения и ее распределением в пространстве и времени.

Каждый в отдельности и в сочетании друг с другом эти факторы определяют *преимущественный тип лучевых реакций* (местные или общие), *специфику и время проявления* (непосредственно после облучения, вскоре после облучения или в отдаленные сроки) и их *значимость для организма*.

Следует иметь в виду, что при переходе от изолированной клетки к ткани, к органу и организму все явления усложняются. Это происходит потому, что не все клетки поражаются в равной степени, а тканевой эффект не равен сумме клеточных эффектов: ткани, а тем более органы и системы нельзя рассматривать как простую совокупность клеток. Находясь в составе ткани, клетки в значительной степени зависимы и друг от друга, и от окружающей среды. Митотическая активность, степень дифференцированности, уровень и особенности метаболизма, а также другие физиологические параметры отдельных клеток небезразличны для их непосредственных «соседей», а следовательно, и для всей популяции в целом. Общеизвестно, например, что заживление

раны происходит вследствие временного ускорения размножения оставшихся клеток, обеспечивающего рост ткани и замещение вызванных травмой тканевых утрат, после чего тип клеточного деления нормализуется.

В механизме таких стимулирующих и ингибирующих влияний, испытываемых клетками, принимают участие не только локальные факторы, но и регулирующие системы, поддерживающие состояние гомеостаза в организме. Нет оснований сомневаться в важной роли тех же процессов в реализации тканевых и системных реакций на облучение. Кроме того, на тканевую радиочувствительность большое влияние оказывают: степень кровоснабжения, величина облучаемого объема и другие факторы. Таким образом, радиочувствительность ткани нельзя рассматривать только с позиций составляющих ее клеток без учета морфофизиологических факторов. Например, эритробласты изменяют свою радиочувствительность в зависимости от места их нахождения в организме — в селезенке или костном мозге. Разную радиочувствительность имеют также одна и та же опухоль, привитая в разные органы, и ее метастазы, в зависимости от их локализации.

Все это усложняет оценку радиочувствительности тканей, органов и целого организма, но не отвергает принципиального и ведущего значения цитокинетических параметров, определяющих тип и выраженность лучевых реакций на всех уровнях биологической организации.

Самый типичный пример радиационного поражения организма животных и человека — **острая лучевая болезнь**, возникающая после равномерного тотального однократного внешнего облучения. В этом случае одновременно подвергаются радиационному воздействию все системы, органы, ткани и клетки в одинаковой дозе. Наилучшее понимание основных проявлений лучевого поражения организма может быть достигнуто сопоставлением их с поглощенной дозой в «критических органах».

Под *критическими органами* понимают жизненно важные органы или системы, первыми выходящие из строя в исследуемом диапазоне доз облучения, что обуславливает гибель организма в определенные сроки после облучения.

Таким образом, *между величиной поглощенной дозы в организме и средней продолжительностью жизни существует строгая зависимость*, определяемая различиями в радиочувствительности отдельных жизненно важных (критических) систем.

Еще в 40-х гг. исследованиями Б. Раевского и Г. Квастлера было обнаружено, что в определенных диапазонах, несмотря

на увеличение дозы, средние сроки гибели мышей не меняются. Соответствующая кривая, описывающая зависимость средней продолжительности жизни мышей от дозы облучения, состоит из трех участков (рис. 3.39). Начальный участок охватывает период от нескольких недель до нескольких дней и соответствует дозам до 10 Гр. Далее следует плато, где средняя продолжительность жизни не изменяется, несмотря на увеличение дозы от 10 до 100 Гр. На третьем участке показано, что при последующем увеличении дозы средняя продолжительность жизни снова резко укорачивается — от нескольких дней до нескольких часов. Рассмотренные участки кривой отражают *основные клинические синдромы* — костномозговой (кроветворный), желудочно-кишечный и церебральный, развивающиеся вследствие необратимого поражения соответствующих критических систем организма — кроветворной, кишечника и ЦНС.

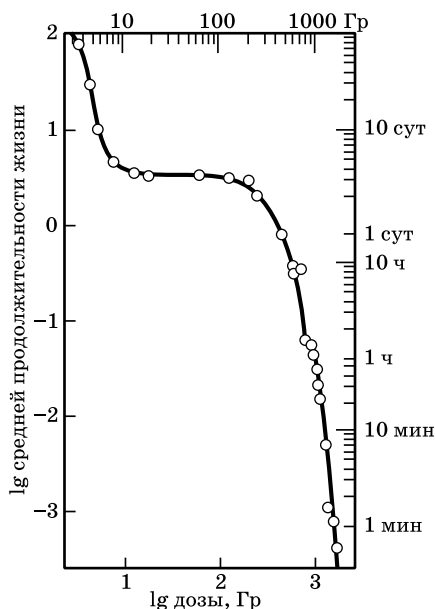


Рис. 3.39. Зависимость средней продолжительности жизни мышей после однократного рентгеновского облучения от дозы (двойная логарифмическая шкала) (по Б. Раевскому, 1954)

Ступенчатый характер отмирания, связанный с выходом из строя критических систем, к настоящему времени обнаружен для самых разнообразных живых объектов (рис. 3.40).

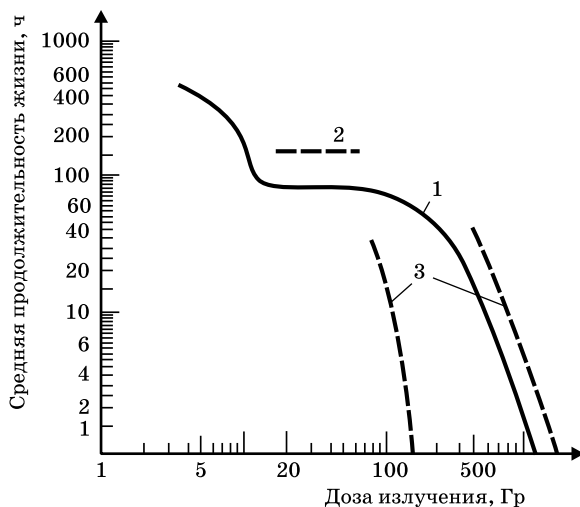


Рис. 3.40. Зависимость средней продолжительности жизни млекопитающих от дозы облучения (1) и ее отклонения (2, 3), полученные разными авторами на мышах, крысах, хомячках, морских свинках и обезьянах (по В. Бонду и др., 1971)

Показано наличие такой закономерности для земноводных (лягушки), насекомых (амбарные долгоносики, бокоплавы, дрозофилы), червей и даже растений (И.Б. Бычкова, 1970).

Таким образом, ступенчатая зависимость времени наступления гибели самых разнообразных объектов от дозы, отражающая многосистемность в реакции на облучение, — общебиологическая закономерность. Разрыв между дозами, начинающими вызывать определенные формы гибели, указывает на разницу в радиочувствительности ответственных систем (по критерию поражения, не совместимого с жизнью).

Наличие плато на кривой (рис. 3.40) свидетельствует о пороговости регистрируемого эффекта, поэтому несовместимое

с жизнью повреждение той или иной системы наступает по достижении определенного уровня поражения, т. е. имеет пороговый характер. Области перегиба кривой соответствуют дозам, при которых возможны те или другие формы гибели вследствие индивидуальных вариаций радиочувствительности смежных систем.

Аналогичное изменение средней продолжительности жизни, определяемое дозой облучения, показано и для человека. На рисунке 3.41 хорошо видны 3 области насыщения эффекта. Основываясь на клинической картине поражения, их связывают с теми же тремя патогенетическими механизмами поражения, приводящими организм к гибели. При дозах облучения, когда средняя продолжительность жизни не превышает 40 сут, на первый план выступает нарушение гемопоэза; при больших дозах (продолжительность жизни около 8 сут) ведущими становятся проявления поражения кишечника, а при еще больших (>30 Гр; продолжительность жизни ~ 2 сут и менее) развиваются церебральные симптомы.

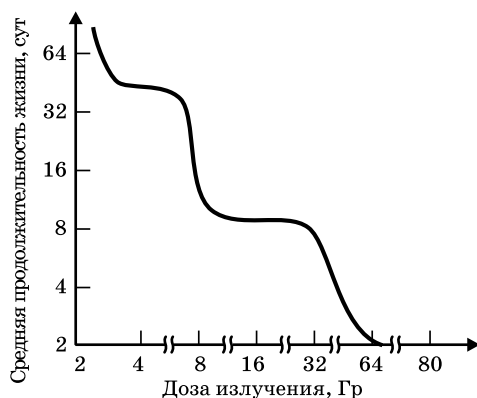


Рис. 3.41. Зависимость средней продолжительности жизни человека и обезьян от дозы облучения (полулогарифмическая шкала) (по Р. Аллену и др., 1960)

Состояние устойчивого динамического равновесия любой клеточной популяции в живом организме, необходимое для нормальной жизнедеятельности, поддерживается системами обновления клеток; любая потеря клеток (вследствие их гибели или миграции) в системе количественно восполняется возникновением

новых клеток, что обеспечивает неизменность функции. Клетки каждого типа имеют свою характерную для них продолжительность жизненного цикла и соответственно различаются темпом обновления.

Таким образом, *взрослый организм постоянно находится в состоянии строго сбалансированного клеточного самообновления*, происходящего непрерывно в ряде его жизненно важных систем.

Ежесекундно в каждой из них отмирают десятки и сотни тысяч «отслуживших» клеточных элементов, заменяясь новыми, заведомо готовыми «пожертвовать» собой через строго определенный срок — и так до конца жизни организма. Такое устойчивое равновесие в системах клеточного самообновления, являющееся необходимым условием надежности поддержания жизнеспособности организма, получило название *клеточного гомеостаза*.

Применительно к рассмотренным выше основным радиационным синдромам две из таких самообновляющихся систем (в основном определяющие выживание или гибель облучаемого организма) — кроветворная и желудочно-кишечная — характеризуются большой скоростью клеточного обновления. В третьей — ЦНС — у половозрелых животных и у взрослого человека клеточного обновления практически не происходит.

Костный мозг обладает крайне высокой радиочувствительностью, в связи с чем поражение системы кроветворения всегда наблюдается в той или иной степени при общем облучении как его типичное проявление. Поэтому на примере костного мозга будут рассмотрены общие принципы функционирования самообновляющейся системы, которые в полной мере сохраняют свое значение для любой другой системы клеточного обновления.

Основное назначение костного мозга — продукция зрелых высокодифференцированных клеток крови. В нормальных условиях гибель или исчезновение каждого клеточного элемента в периферической крови или в другом участке организма компенсируется образованием в среднем одной клетки в костном мозге.

По меткому выражению В. Бонда, костный мозг представляет собой «фабрику», производящую клетки, а периферическая кровь — «службу сбыта» организмом уже зрелых элементов.

На рисунке 3.42 изображена упрощенная модель системы клеточного обновления применительно к мнелопоззу, состоящая, как и любая система клеточного обновления, из нескольких пулов. Прежде всего, это самоподдерживающийся фонд недифференцированных предшественников — *стволовых (клоногонных) клеток*, способных обеспечить постоянную скорость клеточного

обновления в системе. При делении стволовых клеток часть их потомства предназначается для последующей дифференциации в специфические клеточные линии, а оставшиеся служат новыми стволовыми клетками.

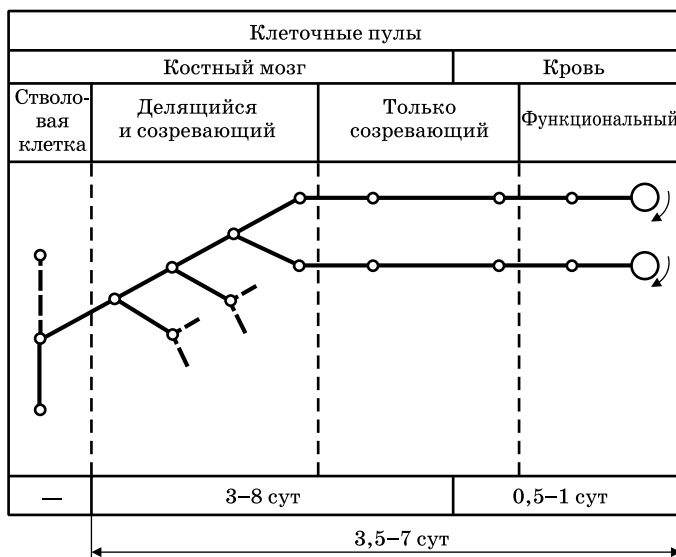


Рис. 3.42. Модель системы клеточного обновления (по В. Бонду и др., 1971) (время, указанное в нижней части рисунка, отражает порядок величин, характерных для гранулоцитопоза млекопитающих, в том числе и человека)

Пройдя одно или несколько делений, клетка постепенно дифференцируется, затем, утратив способность делиться, входит в *непротиферирующий пул*, где окончательно созревает и становится функционально полноценной. Ясно, что цитокинетика той или иной системы обновления предопределяется уровнем митотической активности и продолжительностью отдельных фаз клеточного цикла.

Общий принцип, обеспечивающий устойчивую работу любой системы клеточного обновления (имеется в виду поддержание ее в состоянии количественного и качественного динамического

равновесия), состоит в том, что по мере отмирания и удаления зрелых клеток из функционального пула вместо каждой из них поступает новая, находящаяся в этот момент на стадии максимальной подготовленности.

Таким образом, функционирующая система самоподдерживается из-за необходимости восполнения постоянно происходящих утрат, являющихся своеобразным стимулом к активации всех предшествующих пулов, в результате чего и осуществляется *перманентное клеточное обновление*.

Под действием излучения в любой клеточной системе обновления происходят резкие нарушения динамического равновесия между отделными пулами, приводящие к тяжелым функциональным расстройствам в самой системе, а в зависимости от ее значения для жизнедеятельности — и к соответствующим последствиям в организме.

Качественное представление о механизме этих нарушений следует из анализа реакций облученных клеток, закономерности которых в целом сохраняются и для тканевых систем в живом организме. Это основные радиобиологические реакции клеток, определяющие типичные нарушения в любой системе обновления:

- временное прекращение деления всех клеток независимо от того, какая из них выживет в последующем;
- гибель молодых, малодифференцированных и делящихся клеток;
- минимальные изменения продолжительности процесса клеточного созревания, а также времени жизни большинства зрелых клеток и скорости притока их в функциональный пул.

В результате три первых пула начинают опустошаться сразу и в ближайшие дни после облучения, а число соответствующих зрелых функционирующих клеток уменьшается значительно позднее, когда их естественная убыль перестает восполняться из-за опустошения предшествующих пулов (рис. 3.43). Эта задержка определяется временем, необходимым клетке для прохождения пути от самых ранних стадий до выхода в функциональный пул. Количественные характеристики указанных нарушений определяются конкретными цитокинетическими параметрами той или иной системы обновления и дозой облучения.

Радиационные нарушения мнелопозза мыши, качественно аналогичные изменениям, происходящим в последовательно связанных пулах у любой системы клеточного обновления (для случая, если опустошены более ранние компартменты), схематически показаны на рис. 3.43.

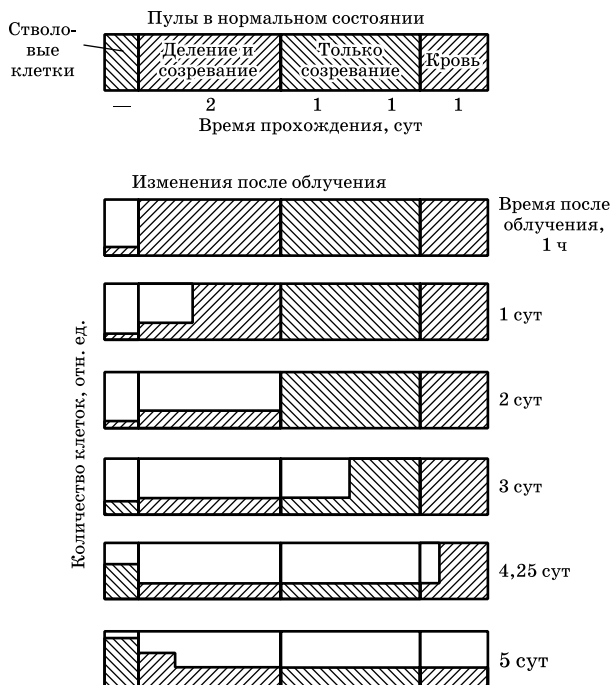


Рис. 3.43. Эффекты, возникающие в системе клеточного обновления вследствие внезапного опустошения самых ранних пролиферирующих компонентов в результате облучения (по В. Бонду и др., 1971)

С этих позиций следует несколько подробнее проанализировать радиационные изменения в системе кроветворения, так как именно с ними наиболее часто приходится встречаться на практике: при облучении в дозах до 10 Гр в организме развивается типичный *костномозговой синдром*.

Основная причина катастрофического опустошения костного мозга, происходящего в самые ранние сроки после облучения, состоит в резком торможении процессов клеточного деления при продолжающемся с неизменной скоростью поступлении зрелых элементов на периферию.

Внешне парадоксален, но несомненен тот факт, что на кинетике этого процесса не сказывается доля летально поврежденных

клеток, увеличивающаяся с дозой облучения. Определяется это тем, что скорость клеточного опустошения костного мозга в первые сутки при всех дозах излучения одинакова, вследствие чего она описывается одной экспонентой (рис. 3.44). Очевидно, вследствие сохранения скорости выхода клеток на периферию в общем «потоке» с жизнеспособными клетками выходят в кровь и летально поврежденные.

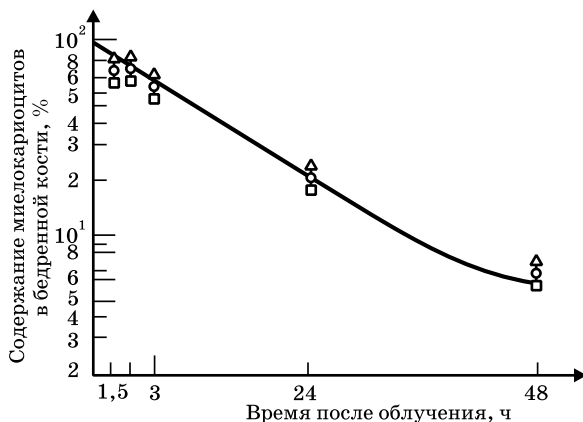


Рис. 3.44. Изменение общего числа клеток костного мозга крысы после облучения в дозах 3–10 Гр

Опустошение «фабрики», отражающее, по существу, нормальную скорость выхода зрелой «продукции», сохраняет экспоненциальный характер лишь до начала регенерации. Наблюдающееся затем восстановление происходит с различной скоростью, обратной величине дозы (см. рис. 3.43). Здесь-то и сказывается разная степень клеточной деструкции, определяющая глубину лейкопении, а следовательно, течение и исход лучевого поражения организма.

Рассмотренная схема дает лишь общее представление о цитокинетике изменений в обоих компартментах кроветворения на основе принципиальных механизмов саморегуляции, типичных для систем клеточного обновления. В зависимости от объекта и дозы облучения параметры кривых имеют свои количественные характеристики и некоторые качественные особенности.

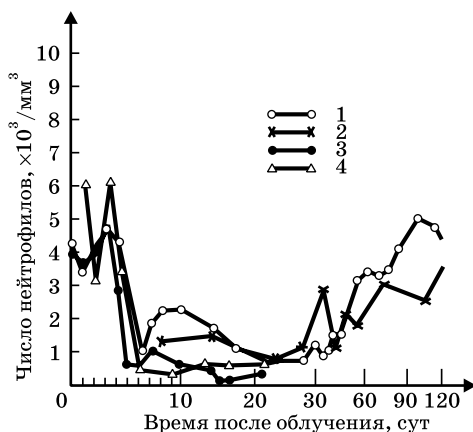


Рис. 3.45. Число нейтрофилов периферической крови свиньи в разное время после облучения (по В. Бонду, 1974): цифрами обозначены дозы облучения: 1–2 Гр, 2–3 Гр, 3–4 Гр, 4–6 Гр (следует обратить внимание на начальное «плечо», быстрый спад, временный abortивный подъем и затем постепенное окончательное восстановление)

Для примера на рис. 3.45 приведены изменения в наиболее ответственном звене — *гранулоцитах* — у подвергнутых тотальному облучению свиней. Кривую, отражающую наблюдение в течение 120 сут, можно разделить на три участка: 1) фаза дегенерации, характеризующаяся небольшим порогом и быстрым спадом; 2) фаза abortивного подъема с последующим еще большим спадом; 3) фаза восстановления до исходного уровня.

Особенности **фазы дегенерации** связаны с рассмотренными выше радиобиологическими закономерностями. Протяженность «плеча» определяется временем от последнего деления в пуле делящихся (созревающих) клеток костного мозга (см. рис. 3.43) до выхода зрелых элементов в периферическую кровь. Отсюда следует, что созревание клеток, оставшихся жизнеспособными (по крайней мере, при среднелетальных дозах), происходит с нормальной скоростью. Наклон экспоненциального участка кривой определяется временем исчезновения нормальных клеток из периферической крови, что совпадает с быстрым и почти полным прекращением поступления нормальных клеток из костного мозга вследствие его глубокого опустошения.

Клетки, остающиеся в периферической крови, элиминируются с нормальной скоростью. С увеличением дозы облучения наклон этого участка кривой все более приближается к характеристикам исчезновения из крови нормальных клеток; при меньших дозах небольшое количество клеток продолжает выходить на периферию, имея различные повреждения, так как они — потомки нелетально поврежденных делящихся и созревающих элементов. Следовательно, в фазе дегенерации в крови находятся только поврежденные клетки.

Фаза абортивного подъема позволяет организму жить в течение более длительного времени, чем можно было бы ожидать. Механизм абортивного подъема еще неясен. Наиболее вероятно, что он связан с размножением в разной степени поврежденных радиацией клеток пролиферативного (усиливающего) пула, обладающих ограниченной способностью к самоподдержанию, и отчасти полипотентных стволовых клеток. По степени повреждения клетки этих пулов могут полностью сохранить пролиферативную способность, иметь сниженные пролиферативные потенции или оказаться необратимо поврежденными.

Абортивный подъем вероятнее всего обеспечивается клетками со сниженной пролиферативной способностью, продолжающими деление еще некоторое время. Лишь, после того как ограниченный потенциал пролиферации этих клеток будет исчерпан (они сами и все их потомки погибнут), число зрелых элементов вновь снизится до минимального уровня. Окончательная регенерация в основном осуществляется клетками, сохранившими неизменной пролиферативную способность.

На рисунке 3.46 схематически представлено изображение абортивного подъема, соответствующее возможному объяснению этого явления. Правильное понимание его механизмов весьма важно, ибо аналогичные явления встречаются и при облучении других клеточных популяций.

В частности, такую природу имеет временно продолжающийся рост опухолей после облучения в дозах, вызывающих гибель практически всей клеточной массы.

Фаза восстановления обеспечивается лишь небольшим количеством стволовых клеток, сохранившихся в костном мозге после глубокого начального опустошения и обладающих способностью к неограниченному размножению. Они должны не только продуцировать увеличенное количество подобных себе элементов, необходимых для репопулирования пула костномозговых стволовых клеток, но и производить дифференцирующиеся клетки, предназначенные для последующего созревания и поступления

в кровь. Эти требования к небольшому числу оставшихся неповрежденными стволовых клеток объясняют причину задержки поступления зрелых элементов на периферию, несмотря на то, что в период резкой нейтропении в кровь поступает очень небольшое количество нейтрофилов. Только когда пул стволовых клеток существенно разовьется, ощутимая его часть может быть направлена на созревание. В результате, в начале фазы восстановления число клеток крови увеличивается медленно, затем скорость выхода зрелых клеток в кровь нарастает, достигая нормальной величины в разгар восстановления.

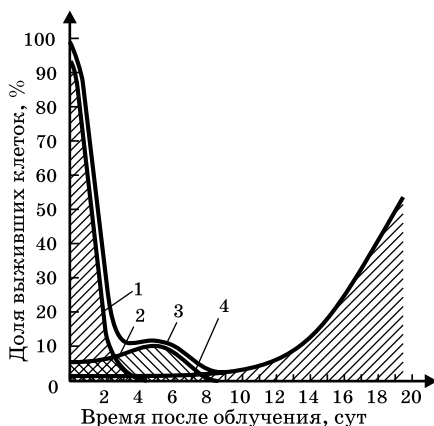


Рис. 3.46. Объяснение abortивного подъема числа клеток (по В. Бонду, 1971): 1 — отмирающие (сильно поврежденные) клетки, быстроисчезающие из системы; 2 — «поврежденные» клетки (некоторое время пролиферируют, но через несколько делений вымирают и они и их потомство); 3 — общее количество клеток; 4 — выжившие клетки, способные пролиферировать неограниченно долго

Выше были рассмотрены основные радиационные синдромы и проанализирована цитокинетика поражений в критических системах клеточного обновления, из которых кроветворная система и кишечник — типичные примеры радиочувствительных тканей со свойственной им активностью физиологической пролиферации, а ЦНС — яркий пример непролиферирующих

высокодифференцированных клеточных систем, являющихся поэтому радиорезистентными.

Проведенный анализ позволяет следующим образом связать изменения, происходящие на уровне клеточных популяций, с исходом острого лучевого поражения после тотального облучения. Общая реакция млекопитающих как функция дозы и времени после облучения определяется четырьмя кардинальными параметрами клеточных популяций: величиной пула стволовых клеток, радиочувствительностью клеток и способностью их к восстановлению (определяющими характер дозовых кривых), клеточной пролиферацией и длительностью функционирования зрелых элементов.

С этих позиций достаточно надежно могут быть предсказаны события, которые произойдут при облучении различных областей тела, если известны клеточно-кинетические параметры облучаемых тканей, что весьма важно для оценки эффектов локального облучения, а также при планировании курса лучевой терапии опухолей и прогнозировании ее последствий.

Эндокринные железы. Железы внутренней секреции относят к радиорезистентным, хотя реакции эндокринной системы на общее облучение общеизвестны. Так же как в отношении нервной системы, очень трудно отдифференцировать, являются ли эти реакции результатом непосредственного повреждения эндокринных желез или отражением воздействия излучения на другие системы и весь организм. Можно предположить, что наблюдаемые после общего облучения нарушения баланса гормонов, особенно щитовидной железы, надпочечников и гонад, могут быть следствием реакции гипоталамо-гипофизарной системы, учитывая тесную взаимосвязь между тирео-, адрено- и гонадотропными факторами гипофиза.

Следствием таких скрытых повреждений, возникающих в клетках любых малообновляющихся тканей (в отличие, например, от костного мозга), не элиминируемых в процессе деления, являются, в частности, и различные осложнения лучевой терапии. К их числу относятся миелиты, циститы, ректиты, пульмониты, перихондриты, поражения почек, сердца, печени, а возможно, и злокачественные опухоли.

Сравнивая радиочувствительность отдельных тканей, следует применять только адекватные критерии. Например, для таких, казалось бы, разных по радиочувствительности органов, как костный мозг и печень, индукция хромосомных аберраций, возникающих под действием эквивалентных доз облучения, почти одинакова (рис. 3.47). Если же в качестве показателя лучевого

поражения использовать не непосредственные, а отдаленные последствия, то для этих органов они будут сильно различаться. Следовательно, понятие радиочувствительности применительно к той или иной ткани, органу или системе весьма относительно.

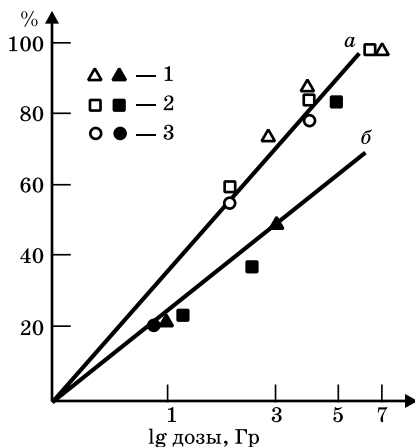


Рис. 3.47. Зависимость числа клеток с хромосомными aberrациями (%) от дозы облучения: а — в костном мозге мышей, б — в печени крысы; 1 — рентгеновское излучение 180 кВ; 2 — γ -излучение ^{60}Co ; 3 — протоны 600 МэВ

Сравнение радиочувствительности различных тканей свидетельствует о том, что радиочувствительность организма млекопитающих можно связать с радиочувствительностью костного мозга, ибо именно его аплазия, возникающей при тотальном облучении, вполне достаточно для гибели организма.

Под радиочувствительностью организма обычно понимают диапазон доз, вызывающих гибель животного при явлениях костномозгового синдрома.

Для количественного изучения радиочувствительности организма используют кривые выживания или смертности, при построении которых на оси абсцисс откладывают дозы облучения, а на оси ординат — процент гибели в определенном сроке наблюдения (чаще всего за 30 сут).

Сравнение критериев радиочувствительности клеточной популяции и животных показало, что параметры, обычно используемые

для характеристики клеток (D_0 и n), можно формально применить и для целого организма. Однако в этом случае они теряют первоначальное смысловое значение. К этому заключению пришел В. Бонд в результате анализа кривой выживания, построенной по данным опытов с облучением 4 300 мышей в дозах 2–34 Гр.

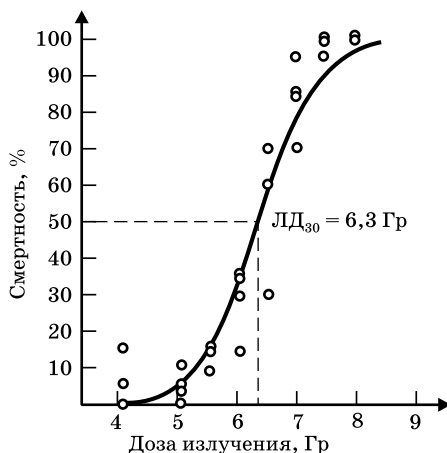


Рис. 3.48. Кривая смертности мышей, подвергнутых общему рентгеновскому облучению (каждая точка получена для 20 животных) (по И. Томсону, 1964)

Для всех видов млекопитающих такая кривая всегда имеет S-образную форму. Это объясняется тем, что при облучении в начальном диапазоне доз гибели не наблюдается (вплоть до так называемой **минимально летальной дозы** — на рис. 3.48 это 4 Гр), а начиная с некоторой дозы (минимальной абсолютно летальной дозы — на рис. 3.48 это 9 Гр) погибают все животные. Так как смертность регистрируется в интервале между этими дозами, то на этом отрезке кривая круто поднимается вверх, приближаясь к 100%. В качестве примера на рис. 3.48 приведена кривая смертности, характеризующая радиочувствительность мышей линии CF_1 .

По кривой выживания можно оценить дозы, вызывающие гибель любой доли животных. Неправоммерно лишь, согласно теории, использовать термин LD_{100} , ибо гибель конкретного животного зависит от вероятности многих событий, а потому

в принципе выживание отдельных особей возможно и при «абсолютно летальных» дозах.

Наиболее пригодным и чаще всего употребляемым показателем радиочувствительности организма является LD_{50} , которую легко определить по графику. Видно (рис. 3.48), что в этой области данные наиболее точны из-за большой крутизны кривой.

Из данных рис. 3.48 видно, что, несмотря на большую статистическую нагруженность эксперимента (более 500 животных), наблюдается достаточно большой разброс значений выживаемости при одинаковых дозах облучения. Это определяется *высокой вариабельностью индивидуальной радиочувствительности* (даже для животных одной линии) и влиянием неконтролируемых условий эксперимента. Приведенный пример показывает, насколько весомым должен быть экспериментальный материал для того, чтобы сделать уверенное заключение о таком интегральном показателе, как радиочувствительность организма.

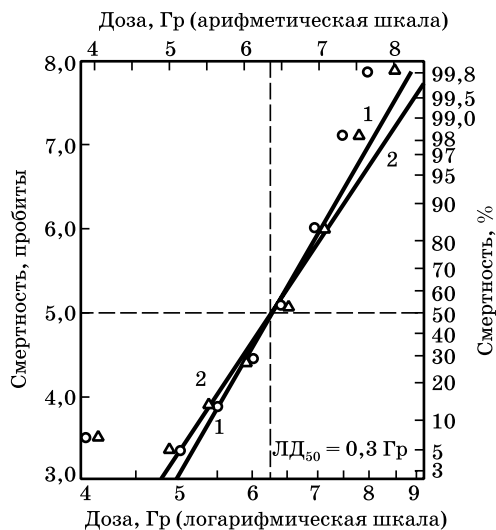


Рис. 3.49. Обработка данных, приведенных на рис. 3.48, в координатах пробит — логарифм дозы (кривая 1, кружки) и пробит — доза в арифметической шкале (кривая 2, треугольники): как и на рис. 3.48, данные по дозам, вызывающим гибель 50% животных, более точны, чем по дозам, вызывающим большую или меньшую смертность

Рисунок 3.49 иллюстрирует результат сравнительной обработки данных, приведенных на рис. 3.48, в двух системах координат. Видно, что между установленными значениями ЛД₅₀ разница весьма незначительна.

Из рассмотренных представлений о костном мозге как системе клеточного обновления, состояние которой определяет исход поражения в диапазоне среднелетальных доз, следовало ожидать, что общая радиочувствительность организма коррелирует с радиочувствительностью пула стволовых клеток и их способностью к репопуляции, ответственной за репопуляцию всей кроветворной системы.

В многочисленных исследованиях, проведенных разными авторами, это предположение не подтвердилось. В частности, получена достоверная количественная корреляция между характером восстановления пула стволовых клеток мышей и восстановлением организма, определяемым по критерию выживания.

Подобная корреляция является не единственным доводом в пользу представлений о том, что *выжившие после общего облучения стволовые клетки критических систем являются своеобразными детерминантами выживаемости организма*. Так, показано, что лечебный эффект костного мозга или клеток других гемопоэтических органов при трансплантации их летально облученным животным полностью определяется содержанием в нем стволовых клеток. Например, для достижения одинакового с костным мозгом лечебного эффекта надо брать в 10 раз больше клеток селезенки, которые содержат в своей популяции в 10 раз меньше стволовых кроветворных клеток. Клетки лимфоузлов или тимуса, среди которых практически нет стволовых кроветворных клеток, неэффективны при лечении острого лучевого поражения.

Как показали Д. Тилл и Е. МакКуллох (1961), радиочувствительность элементов костного мозга, определяющих его терапевтическое действие, и радиочувствительность так называемых *кроветворных колониеобразующих единиц* (КОЕ), обладающих всеми свойствами стволовых кроветворных клеток, одинакова. Радиозащитное действие многих препаратов по тесту числа КОЕ и по 30-дневной выживаемости животных также довольно близко. Одинаковые изменения в выживаемости стволовых клеток и организма отмечены и при модификациях воздействия, например при изменении мощности дозы, фракционировании, использовании излучений, различных по ЛПЭ.

Таким образом, клеточным субстратом, ответственным за выживание организма, является пул стволовых клеток системы клеточного обновления, критической в данном интервале доз.

Рассматривая с этих позиций наиболее вероятные причины вариабельности индивидуальной радиочувствительности животных, можно предположить, что они связаны либо со статистической вероятностью поражения, а следовательно, и выживания большего или меньшего числа стволовых клеток, либо с различиями в их числе, либо, наконец, определяются различиями в собственной радиочувствительности стволовых клеток.

Кроме индивидуальных существуют половые (самки, как правило, менее чувствительны к облучению) и возрастные различия в радиочувствительности организма.

На рисунке 3.50 приведены данные о LD_{50} у мышей в течение жизни; радиочувствительность в первые 2–3 недели после рождения наиболее высока, затем снижается, выходя на плато в половозрелом состоянии, и вновь повышается в последний период жизни.

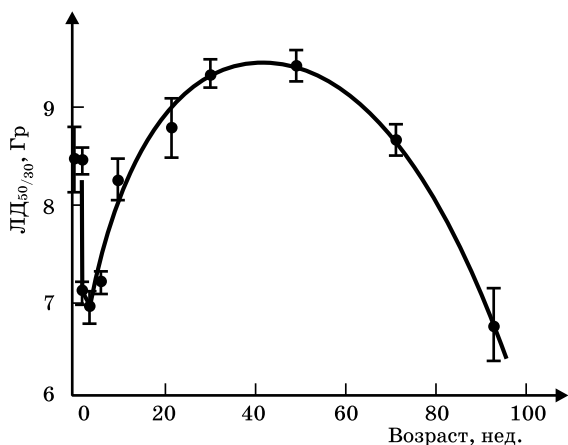


Рис. 3.50. Зависимость величины $LD_{50/30}$ от возраста мышей линии SAS/4 (по М. Кроссфилу и др., 1959)

Таким образом, в основе различий в выраженности двух основных радиационных синдромов, вызванных редко- и высокоионизирующим излучениями, в конечном счете, лежат свойственные стволовым клеткам критических систем различия в способности репарировать радиационные повреждения.

Таблица 3.6

Величины среднелетальных доз при средней продолжительности жизни 20, 8, 5 и 2 дня для животных различных видов и человека (по В. Бонду и др., 1971)

Объект исследования	Вид излучения и энергия, кэВ	Среднелетальные дозы облучения			
		ЛД _{50/20}	ЛД _{50/8}	ЛД _{50/5}	ЛД _{50/2}
Мышь	X*, 200	6,4	—	12,5	180–400
Мышь (стерильная)	X, 250	7,0	20	—	—
Крыса	X, 250	7,1	—	8,0	200–300
Морская свинка	X, 200	4,5	15	—	60
Хомяк	X, 200	6,1	10	—	200
	X, 250	8,6	—	—	—
Кролик	X, 250	7,5	—	—	—
Козел	X, 200	2,4	—	—	—
γ-Нейтронный источник		—	—	20	250
Свинья	X, 103	2,5	—	—	220
Осел	X, 103	2,5	—	—	—
γ-Нейтронный источник		3,7	—	—	—
Собака	X, 250	2,5	—	13	—
<i>Macaco mulatu</i>	γ, 103	—	15	—	100
<i>Macaco rhesus</i>	γ, 103	—	10	—	50
Человек	γ-излучение	3,0	—	—	—

* X – рентгеновское излучение

Функционирование соответствующих детерминантных клеточных элементов показано и в других системах клеточного обновления — коже, сперматогенном эпителии и в некоторых опухолях. Лучевая реакция этих систем, особенно на этапе восстановления популяции, во многом определяется фондом жизнеспособных стволовых клеток. Все это дает основание свести межвидовые и индивидуальные различия в радиочувствительности организма млекопитающих к особенностям кинетики клеточных

популяций критических систем, детерминантами, поражения которых в основном являются соответствующие стволовые клетки.

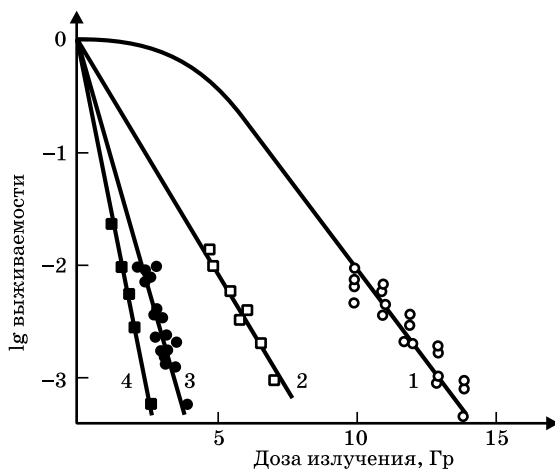


Рис. 3.51. Кривые выживания стволовых клеток кишечника (1) и стволовых кроветворных клеток (2) мышей при γ -облучении; 3 и 4 — то же, при облучении нейтронами (по А. Г. Коноплянникову, 1982)

В настоящее время пока еще не удастся установить ясные и определенные причины различий в радиочувствительности, которая даже среди млекопитающих различается в 10 раз. Последнее десятилетие не внесло ничего принципиально нового в этот вопрос. В этой связи можно выделить три важных обстоятельства:

- Необходимо дальнейшее тщательное изучение различий в размерах пулов клеток, кинетики и механизмов регуляции клеточной пролиферации у организмов различных видов, а также определения физиологических параметров, особенно длительности жизни зрелых функциональных клеток у облученных животных по сравнению с нормальными.
- Необходимо тщательное изучение возможной роли изменения кровеносных сосудов, стромы пролиферирующих органов, а также других соматических тканей, повреждения

которых также могут приводить организм к гибели или способствовать ее наступлению.

- Необходимо учитывать пространственное распределение доз в тканях, поскольку различия в радиочувствительности могут быть просто результатом различий дозиметрических параметров облучения.

3.7. Биологическое действие инкорпорированных радионуклидов

В атомную эру человек может подвергаться не только дополнительному внешнему облучению, но и воздействию *инкорпорированных радиоактивных веществ*. Этот последний вид воздействия в профессиональных условиях приобретает преимущество значение. Здесь будут рассмотрены лишь наиболее общие аспекты этой актуальной проблемы для того, чтобы показать, что ее решение целиком основано на радиобиологических принципах, учитывающих, прежде всего, связь эффекта с дозой облучения, временем воздействия и клеточно-кинетическими параметрами облучаемых органов и систем. С детальным рассмотрением этих вопросов можно ознакомиться в монографии Д.П. Осанова и И.А. Лихтарева (1977), которая послужила основой данной главы с разрешения авторов.

Радиоактивные вещества могут поступать в организм тремя путями: с пищей и водой в *желудочно-кишечный тракт*, через *легкие* и *кожу*. Наиболее важным и потенциально опасным является *ингаляционное поступление радионуклидов*. Этому способствует огромная дыхательная поверхность альвеол, площадь которой $\sim 100 \text{ м}^2$ (в 50 раз больше, чем поверхность кожи).

Радиоактивность воздуха может быть обусловлена содержанием в нем радиоактивных газов или аэрозолей в виде пыли, тумана или дыма. Доля радионуклида, задержанная в дыхательной системе, зависит от размера частиц, минутного объема и частоты дыхания.

Дальнейшая судьба отложившихся в дыхательных путях радионуклидов также связана с размерами радиоактивных частиц, их физико-химическими свойствами и транспортабельностью в организме. Хорошо растворимые вещества в основном быстро (в несколько десятков минут) резорбируются в кровеносное русло, а затем, в процессе обмена веществ, откладываются в определенных органах и системах организма или выводятся. Нерастворимые или слабо растворимые вещества, осевшие в верхних дыхательных путях, удаляются из них вместе со слизистой,

после чего с большой вероятностью поступают в желудочно-кишечный тракт, где резорбируются кишечной стенкой. Частицы, осевшие в альвеолярной части легочной ткани, либо захватываются фагоцитами и удаляются, либо мигрируют в лимфатические узлы, освобождаясь из них в течение нескольких месяцев или лет.

При вдыхании нетранспортабельных и короткоживущих радионуклидов органы дыхания по лучевой нагрузке становятся *критическими*. Транспортабельные радиоактивные вещества с большим периодом полураспада в основном резорбируются в самой легочной ткани, а также частично заглатываются и попадают в кровеносное русло при всасывании из кишечника.

Второй по значимости путь — *поступление радионуклидов с пищей и водой*. Питательные вещества наряду с фоновыми концентрациями естественных радиоактивных веществ могут быть загрязнены искусственными радионуклидами, которые из внешней среды по биологическим пищевым цепочкам попадают в сельскохозяйственные растения, организмы животных и, в конце концов, — в продукты питания. Дальнейшая судьба радиоактивных веществ зависит от их растворимости в жидкой среде желудочно-кишечного тракта, характеризующейся в различных его участках разными показателями pH. Так, например, многие растворимые соединения нуклидов, редкоземельных и трансурановых элементов, в частности плутония, при щелочном pH кишечника превращаются в нерастворимые гидроксиды. Возможно и обратное, когда относительно плохо растворимые в воде вещества в жидкой среде желудочно-кишечного тракта превращаются в растворимые компоненты, хорошо всасывающиеся в кровь через эпителий кишечника. Именно поэтому Международная комиссия по радиационной защите рекомендует отказаться от термина «растворимость», заменив его термином «транспортабельность». В организм поступает лишь некоторая часть попавших в кишечник радионуклидов, большая часть их проходит «транзитом» и удаляется из кишечника. Во время нахождения радиоактивных веществ в пищеварительном тракте происходит облучение кишечника, причем короткопробежные α - или β -частицы облучают только его стенку, а γ -кванты достигают и других внутренних органов, расположенных в брюшной полости и грудной клетке.

Таким образом, в случае поступления радиоактивных веществ в организм с продуктами питания и водой, когда отдельные участки кишечника поглощают значительную часть энергии испускаемых частиц, желудочно-кишечный тракт становится *критическим органом*.

Здесь уместно дать расширенное толкование критического органа по сравнению с определением, данным при описании радиационных синдромов, возникающих в условиях внешнего облучения.

Орган тела человека является критическим, если он: а) получает наибольшую дозу или усваивает наибольшее количество радионуклидов; б) играет наиболее важную роль (или необходим) для нормального функционирования всего организма; в) обладает наибольшей радиочувствительностью, т. е. повреждается самой низкой дозой облучения по сравнению с другими органами.

С учетом различий в радиочувствительности, наблюдающихся в пределах одного органа, а также неоднородности распределения доз в его отдельных участках, особенно сказывающемся на действии инкорпорированных радионуклидов, критическими могут оказаться отдельные участки органа или его клеточные популяции, например базальный слой эпидермиса в коже, эпителий крипт кишечника, бронхиальный эпителий и активные остеобласты скелета.

Наименее изучен путь поступления радиоактивных веществ через кожу, которая до недавнего времени считалась для них эффективным барьером, в связи с чем проникновением радионуклидов через неповрежденные покровы пренебрегали. Однако в последующем было установлено, что радионуклиды, как и другие вещества, в составе жидких и газообразных соединений проникают через кожу животных и человека достаточно быстро в измеримых, а иногда и в значительных количествах. Так, скорость проникновения в организм человека паров оксида трития и газообразного йода через неповрежденную кожу сравнима со скоростью проникновения этих веществ через дыхательные пути, а количество плутония, проникающее в организм вследствие загрязнения кожи его водорастворимыми соединениями, не меньше, чем при поступлении в желудок. При приеме радоновой ванны в течение 20 мин в организм проникает через кожу до 4% Rn.

Проницаемость кожи резко увеличивается при воздействии многих химически активных веществ, например обезжиривающих растворителей, особенно при повреждении рогового слоя эпидермиса, играющего главную роль в барьерной функции кожи. В производственных условиях из-за наличия трещин, царапин, ссадин реальная опасность поступления радионуклидов в организм через кожу возрастает.

Значительное влияние на интенсивность подкожного поглощения радионуклидов оказывают *температура и влажность окружающей среды*.

Радионуклиды, проникающие через кожные покровы, создают опасность облучения самой кожи и тех внутренних органов, куда они доставляются кровотоком. При оценке облучения кожи обычно ограничиваются определением дозы, получаемой базальным слоем эпидермиса, расположенным у человека на глубине 50–150 мкм, где сосредоточены стволовые и пролиферирующие клетки. Однако в последнее время становится очевидной важность учета облучений и более глубоких слоев кожи, в зоне гемо- и лимфомикроциркуляции, обеспечивающей нормальный обмен веществ в клетках эпидермиса.

Радиационные повреждения внутренних органов радионуклидов, проникшими через кожу, не отличаются по характеру от наблюдаемых при поступлении радиоактивных веществ через желудочно-кишечный тракт и через легкие и связаны, прежде всего, с дозой облучения и ее пространственным распределением.

«Судьба» поступивших в организм радионуклидов зависит от их свойств и химической природы. Одни из них в виде растворов удаляются с мочой, другие могут быть задержаны в организме на различные сроки.

Существует три основных типа распределения радионуклидов в организме — скелетный, ретикулоэндотелиальный и диффузный. *Скелетный тип* характерен для нуклидов щелочноземельной группы элементов — Ca, Sr, Ba, Ra, накапливающихся в минеральной части скелета, а также некоторых соединений плутония и тория, задерживающихся в костной ткани. *Ретикулоэндотелиальное распределение* присуще нуклидам редкоземельных элементов — Ce, Pr, Pm, а также Zn, Th, Am и трансурановым элементам. По *диффузному типу* распределяются щелочные элементы — K, Na, Cs, Rb, а также нуклиды H, N, C, Po и некоторых других элементов.

Известны отдельные случаи высокой избирательности распределения. Так, изотопы I накапливаются исключительно в щитовидной железе.

Очевидно, что «органотропные» радионуклиды опаснее диффузных, так как их концентрации в тканях, а следовательно, и тканевые дозы при прочих равных условиях всегда имеют большую величину. (Здесь речь идет о поступлении в организм относительно небольших количеств радионуклидов, возможном в производственных условиях. В случае острой интоксикации, вызванной большими количествами радиоактивных веществ, диффузный тип распределения приводит к острой лучевой болезни со всеми вытекающими последствиями.)

В процессе транспорта радионуклиды задерживаются в тех тканях, в составе которых имеются стабильные элементы, аналогичные им по химическим свойствам. Так как химический состав важнейших органов и тканей человека в настоящее время изучен достаточно хорошо, с определенной вероятностью можно предсказать, в какие ткани или органы попадет тот или иной радионуклид.

Процесс перехода радионуклидов из межклеточной жидкости в газы завершается в течение определенного отрезка времени, истинное значение которого пока неизвестно, но, тем не менее, экспериментальные данные свидетельствуют о том, что оно невелико. Так, плазма крови очищается от переходящих в скелет стронция и кальция за 4–10 ч. Йод обнаруживается в щитовидной железе уже через несколько минут после внутривенного введения, а полный переход его из крови в щитовидную железу заканчивается в течение 10–15 ч. Уран выводится из тока крови за 12 ч.

Кроме описанного макрораспределения радионуклидов в организме необходимо учитывать их микрораспределение в различных органах и тканях человека и животных. Методом автордиографии было показано, что остеотропные элементы, такие как Sr и Ra, накапливаются преимущественно в растущих участках трубчатых костей — метафизах и эпифизах, распределяясь там неравномерно и образуя так называемые горячие пятна. Локальные аналогичные неоднородности расселения отмечаются и для других радионуклидов, например для Pu и Th — в легких, скелете, печени; I — в щитовидной железе.

Неоднородность распределения излучателя в ткани влияет на характер распределения, величину и мощность тканевой дозы, что особенно существенно, если тканевые микроструктуры с повышенной концентрацией излучателя имеют высокую радиочувствительность, а пробеги испускаемых им частиц сравнимы с линейными размерами этих микроструктур.

Значительные неоднородности распределения тканевых доз наблюдаются вокруг радиоактивных частиц в органах дыхания, в этом случае отношение $D_{\max}/D_{\min}$ оказывается порядка нескольких сотен.

Следствием больших неоднородностей микрораспределения радионуклидов в ткани являются специфически формирующиеся патологические процессы, например цирроз печени, очаги склероза в легких и изменения в костной ткани, в том числе образование остеосарком.

В радиобиологических исследованиях для количественной оценки уровня внутреннего облучения, как и в случаях внешнего воздействия, используют *поглощенную дозу*, выраженную

в грехах, учитывая коэффициенты ОБЭ. Однако следует помнить все *ограничения применимости концепции ОБЭ*, описанные выше. Применительно к воздействию инкорпорированных изотопов это особенно важно, ибо специфика внутреннего облучения, связанная с резко выраженной неравномерностью распределения инкорпорированных в излучателе энергии и интенсивности, затрудняет использование ОБЭ. Исключения составляют случаи равномерного распределения радионуклидов во всех тканях организма или их накопления в органах, доступных для изолированного внешнего облучения.

При оценке малых уровней облучения, ограниченных областью радиационной защиты, используют *эквивалентную дозу*, рассчитываемую с помощью модифицирующих коэффициентов, учитывающих, прежде всего, характерные для инкорпорированных изотопов специфические концентрационные и временные условия формирования тканевых доз.

Например, при инкорпорации радиоактивных изотопов Р или Na, отличающихся относительно коротким периодом полураспада, равномерным распределением и достаточно жестким излучением, возникает типичная острая лучевая болезнь, не отличающаяся от развивающейся при внешнем общем облучении. При попадании органотропных радионуклидов в организм разыгрываются различные варианты лучевого поражения с преимущественными проявлениями в тканях (где дозовая нагрузка максимальна), которые в этом случае становятся критическими.

Существенная особенность поражений при внутреннем облучении состоит в том, что особую опасность в таких случаях приобретают *радионуклиды тяжелых элементов*, испускающие не только β -, но и α -частицы. Обладая высокой ОБЭ, эти излучения, несмотря на малую проникающую способность, вызывают тяжелые повреждения эндотелия и эпителия, воздухоносных путей и кишечника, в которых они теряют весь запас своей энергии.

Другая особенность биологического действия инкорпорированных излучений определяется тем, что в отличие от внешнего облучения, при котором роль организма пассивна, при внутреннем облучении организм играет *активную роль* в формировании тканевых доз из-за наличия транспортных и метаболических процессов, обуславливающих накопление и выведение радионуклидов из определенных органов и тканей. Существуют трудности, связанные с дозиметрией излучения инкорпорированных изотопов, главной задачей которой является исследование пространственного и временного распределения поглощенной дозы на основе количественного описания кинетики распределения

концентрации радионуклидов по всем тканям и органам и с учетом ЛПЭ. Решение этой задачи, как справедливо указывают Д.П. Осанов и А. Лихтарев (1977), возможно только при условии теоретического и экспериментального определения количества радионуклидов в организме и кинетики их поведения в зависимости от анатомических и физиологических особенностей организма в целом и его отдельных тканей, органов и систем с учетом их цитокинетических характеристик.

Наибольшее практическое значение имеет изучение различных аспектов биологического действия различных инкорпорированных радионуклидов, попадающих в организм человека в профессиональных условиях. Наряду с этим, однако, в чрезвычайных обстоятельствах военного времени, а также в аварийных случаях в результате взрыва ядерного устройства может возникнуть поражение попавшими в организм продуктами *ядерного деления* (ПЯД). Согласно обзору И.Я. Василенко (1981), клиника и патогенез таких поражений имеют свои особенности.

Продукты ядерного деления представляют собой смесь более чем 200 радиоактивных изотопов 36 элементов средней части (от Zn до Gd) Периодической системы Д.И. Менделеева. Поступая в организм, они в процессе обмена заменяют стабильные элементы и при распаде образуют нуклиды соседних групп периодической системы. Такие трансмутационные эффекты, а также возможность химических перестроек в результате радиоактивной отдачи, происходящей при эмиссии β -частиц и нейтронов, определяют некоторое своеобразие биологического действия ПЯД, которое в основном зависит от дозы, поглощенной органами преимущественного распределения радионуклидов, а также времени их полураспада и скорости выведения.

3.8. Опосредованные эффекты облучения и их роль в исходе поражения организма

Независимо от конкретных механизмов первичная реакция, развивающаяся при общем облучении или при массивном облучении определенных сегментов тела, также не может быть объяснена повреждением критических систем и требует признака ее опосредованного или дистанционного характера.

Не поддаются объяснению и локальные тканевые реакции, например ранняя преходящая эритема кожи, развивающаяся совершенно независимо от повреждения эндотелия сосудов и тем более от повреждения клеток кожи, так как она появляется задолго до этих изменений.

Все это свидетельствует о том, что в облученном организме серьезные повреждения одних тканей и систем неизбежно вызывают реактивные или взаимосвязанные изменения в других, относительное значение которых в патогенезе и исходе поражения нуждается каждый раз в оценке, учитывающей его конкретные особенности.

Наличие опосредованных радиационных влияний требует учета их определенного участия в любых лучевых реакциях, включая реакции клеточных популяций, подвергающихся локальному облучению в организме и находящихся под контролем его регулирующих систем и гуморальных факторов. Отсюда возникает задача расчленения непосредственного и опосредованного компонента в реакциях организма на облучение на всех уровнях организации, решение которой усложняется по мере усложнения объекта облучения.

Далеко не просто отнести многочисленные функциональные, биохимические и даже структурные нарушения органов и тканей к той или иной категории непосредственных или опосредованных реакций в организме. Во многих случаях эти вопросы пока еще являются предметом дискуссии и дальнейшего изучения. Оставаясь лишь на отдельных сторонах данной проблемы, прежде всего во избежание недоразумений в понимании ее сути, необходимо коротко рассмотреть вопросы терминологии.

Иногда *непосредственные и опосредованные эффекты ионизирующих излучений* обозначают соответственно как прямое и не прямое или первичное и вторичное действия. Использование этих терминов для обозначения непосредственных и опосредованных лучевых реакций нецелесообразно, так как в радиобиологии им придается другой, физико-химический смысл.

Кроме того, опосредованное влияние ионизирующих излучений часто называют *дистанционным*, поскольку во многих случаях вызываемые ими эффекты проявляются вне облученных тканей.

В иностранной литературе этому термину соответствует выражение *abscopal effect* (от лат. *ab* — приставка, обозначающая удаление; *scopos* — цель, мишень).

Однако, по мнению А.Г. Свердлова, много лет занимающегося данной проблемой, эти понятия нельзя считать синонимами. Их значения могут совпадать, если рассматривать изменения вне облученного поля, ибо в этом случае опосредованное влияние одновременно является и дистанционным. Повреждение же облученных клеток и тканей может быть не только непосредственным, но и опосредованным, совсем не будучи дистанционным или,

являясь интегральной реакцией, включает дистанционное влияние в качестве одного из компонентов.

Иными словами, дистанционное действие всегда опосредованное, но опосредованное не всегда дистанционное. Термин «опосредованное» действие радиации более выражает сущность описываемого явления и поэтому заслуживает предпочтения» (А.Г. Свердлов, 1968).

Одним из распространенных способов выявления опосредованных, а именно дистанционных эффектов ионизирующих излучений, является *локальное облучение какого-либо сегмента тела* с последующим сравнительным наблюдением за состоянием системы кровотока в облученном и экранированном участках.

Как показали результаты экспериментов, проведенных на животных разных видов, гибель и исчезновение клеток костного мозга происходят не только в облученных, но и в экранированных зонах, однако в последних они выражены в значительно меньшей степени.

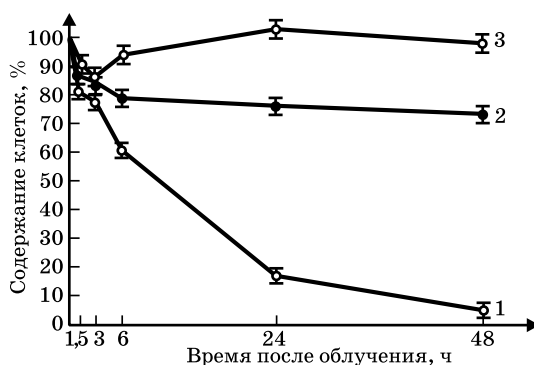


Рис. 3.52. Динамика клеточного опустошения костного мозга крысы, подвергнутой субтотальному (одна конечность экранирована) рентгеновскому облучению в дозе 10 Гр (по А.Л. Выгодской, 1967): 1 — облученный костный мозг; 2 — экранированный костный мозг; 3 — костный мозг при мнимом облучении (контроль)

На рисунке 3.52 приведена динамика опустошения костного мозга крыс в течение первых 48 ч после облучения, изученная

на 300 животных. В экранированном участке наблюдалось уменьшение общего числа клеток костного мозга уже через 1,5–3 часа после облучения; эффект достигал максимума (~25%) к шестому часу и сохранялся на этом уровне до конца наблюдения.

Не исключено, что в первые 3 ч значительная часть эффекта является результатом стресса, вызванного самой процедурой облучения, о чем свидетельствуют результаты специальных опытов, проведенных на 190 крысах, подвергнутых мнимому облучению с выполнением всех связанных с ним процедур (рис. 3.52, кривая 3). Однако если влияние процедурного стресса и проявляется, то лишь в первые часы после воздействия: в поздние же сроки им можно пренебречь, ибо эффект мнимого облучения снижается к шестому часу, а через 24 ч число клеток костного мозга возвращается к норме.

При анализе изменений числа клеток разных ростков в экранированном участке костного мозга установлено, что причинами его опустошения являются: перераспределение отдельных форменных элементов, подавление процессов клеточного деления при продолжающемся выходе зрелых клеток на периферию и гибель наиболее радиочувствительных элементов (эритробластов, миелобластов и лимфоцитов).

Существуют и другие данные, свидетельствующие о дистанционном влиянии облучения на кроветворение: например, об увеличении числа клеток с хромосомными aberrациями в экранированном костном мозге мышей (*Н.Ф. Баракина, М.Н. Янушевская, 1966*), а также в костном мозге крыс после введения им экстракта из тканей облученных животных (*Ю.М. Керкис и др., 1964*). В экранированном костном мозге крыс наблюдали повышение ультрафиолетовой флуоресценции (*С.Н. Александров, 1966*). Весьма показательны эксперименты по обнаружению усиления нарушений в костном мозге и селезенке по различным биохимическим и морфологическим показателям при тотальном облучении по сравнению с локальным.

В настоящее время практически отсутствуют данные, свидетельствующие об опосредованном влиянии облучения на периферическую кровь. Имеющиеся суждения на этот счет основаны на неправильной интерпретации лимфопении, наблюдаемой при локальном облучении, которой без достаточных оснований приписывали дистанционную природу. На самом деле причина лимфопении в этих случаях определяется интерфазной гибелью лимфоцитов, проходящих с током крови в сосудах облучаемой зоны.

Приведенные данные о дистанционном действии ионизирующих излучений на кроветворение дают основание считать, что

оно вносит какую-то долю в изменения, наблюдаемые и в облученных участках кроветворных тканей, а также при тотальном облучении. Об этом же свидетельствует усиление выраженности дистанционного влияния с увеличением объема облучаемых тканей. Следовательно, такие изменения правильнее назвать опосредованными, тем более что в их формировании принимают участие регулирующие системы организма, в первую очередь центральная нервная и эндокринная системы. Особенно это характерно для участия этих систем в формировании функциональной неполноценности кроветворения в отдаленные сроки после облучения.

Оценивая роль *опосредованного компонента в общем эффекте лучевого поражения кроветворения*, следует отвести ему лишь *второстепенное значение*. Об этом свидетельствуют результаты экспериментов, показавшие резкое повышение выживаемости облученных животных при экранировании незначительных участков костного мозга или даже при ослаблении их поражения созданием аноксии, например наложением лигатуры на конечности. Следовательно, *ведущую роль в лучевом поражении кроветворения* играют процессы, *непосредственно протекающие* в молекулах и микроструктурах облучаемых клеток.

К числу нарушений в некритических системах относятся различные проявления изменений со стороны ЦНС и органов чувств, эндокринной, иммунной, сердечно-сосудистой и пищеварительной (исключая тонкий кишечник) систем, органов выделения, системы дыхания, печени, костно-мышечной системы, органов размножения и других клеточных систем, условно называемых *некритическими*, так как они неответственны за непосредственный исход лучевого поражения организма. Это не исключает, однако, их роли в процессах восстановления, а также в отдаленных последствиях облучения. Более того, во многих случаях такого рода нарушения приобретают решающее значение, в связи с чем, как было показано на многочисленных примерах, понятие радиостойчивости в отношении этих систем следует понимать как достаточно условное.

Не случайно в последние годы резко повысилось внимание многих исследователей к нарушениям, возникающим в различных стабильных (в цитокинетическом отношении) высокодифференцированных тканях. Это и понятно, ибо теперь, когда большое число вопросов патогенеза острого лучевого синдрома изучено достаточно подробно, выявились «белые пятна» в результате своеобразных «находок» как в эксперименте, так и в клинике, свидетельствующих о весьма существенных для организма

нарушениях, «неожиданно» возникающих в той или другой «не-радиочувствительной» системе.

Такие «находки» в виде функциональных нарушений обнаружены практически во всех органах и системах животных и человека (речь не идет о стойких органических поражениях, обнаруживаемых в поздние сроки: нефросклерозе, пневмосклерозе и др.). Поэтому здесь будут приведены лишь примеры нарушений в сердечно-сосудистой системе (к которой привлечено особое внимание в связи с развитием радиоангиокардиологии).

В нескольких докладах на V Международном конгрессе по радиационным исследованиям было обращено внимание на возникновение ранних изменений в сердце и сосудах. В одном из докладов было показано, что при γ -облучении перфузируемых препаратов сердца кроликов сокращаемость миокарда подавлялась, начиная с дозы 9 Гр, а кровоток в коронарных сосудах уменьшался уже при дозе 3 Гр, по достижении дозы 17 Гр изучаемые показатели снижались на 48 и 61% соответственно.

В другом докладе были показаны два типа механических реакций на облучение, возникающих в сосудах. 1. *Немедленный ответ* (латентное время — несколько секунд) — тонические мышечные сокращения, обратимые через несколько минут (в аорте крыс и лягушек) и полубратимые (в аорте кролика) при дозах 2,5–10 Гр, а при дозах 10–30 Гр — немедленная обратимая релаксация почечной артерии крыс и кроликов. 2. *Поздние* (латентное время — несколько мин) и очень медленные (максимум после 1 ч и более) тонические сокращения с большой продолжительностью (>3 ч) аорты и легочной артерии морских свинок, голубей и цыплят после облучения в дозе ~30 Гр.

Было также сообщено о развитии отечности мышечной стенки аорты у кроликов (после облучения в дозах 8 и 10 Гр; регистрация с помощью световой микроскопии), предшествовавшей другим видимым изменениям; затем в основном веществе появлялись дискретные кальциевые гранулы, число и размеры которых со временем увеличивались. Электронно-микроскопически обнаруживались изменения в *vasa vasorum*, дегенерация мышечных клеток, кальцификация миофибрилл.

Чрезвычайно показательны данные клинических наблюдений за больными лимфогранулематозом (81 человек), подвергавшимся ежедневному γ -облучению ^{60}Co в области грудной клетки (средняя доза на область сердца за 22–35 сеансов ~45 Гр).

В 92% случаев через 12 месяцев после окончания лечения появились симптомы выпотного перикардита, причем у 24 больных выпот в перикарде был обнаружен рентгенологически. Одиннадцати

больным была проведена катетеризация отделов правой половины сердца для подтверждения наличия выпота. У 14 больных выпот был преходящим, пяти больным из 11 произведено рассечение перикарда из-за тампонады сердца. Механизмы появления пост-радиационного перикардита остались невыясненными.

Внимание к изменениям сердечно-сосудистой системы, как и других высокодифференцированных органов и систем, особенно ЦНС и эндокринной системы, впервые было привлечено советскими исследователями. Это самые ранние работы И.Ф. Тарханова и последующие широко известные экспериментальные исследования Л.А. Орбели, А.В. Лебединского, П.Д. Горизонтова, М.Н. Ливанова, Н.Н. Лифшиц, Ю.Г. Григорьева, Е.И. Воробьева, С.Н. Александрова, а также клинические наблюдения М.И. Неменова, М.П. Домшлага, А.К. Гуськовой и другие работы, посвященные проблеме нарушения в регулирующих системах и соматическим эффектам облучения.

Изменениям, которые происходят в иммунной системе, занимающей промежуточное место между критическими и некритическими системами организма, принадлежит особая роль в патогенезе лучевой болезни. Частично они рассматривались, например, при анализе причин инфекционных осложнений, а также, как временная толерантность (вследствие массовой гибели лимфоцитов, являющихся иммунокомпетентными клетками), будут рассмотрены при описании основ трансплантационной терапии лучевого синдрома.

Наиболее демонстративным проявлением радиационного повреждения иммунитета признаны *иммунодефицит* и *повышение чувствительности к возбудителям инфекционных заболеваний*, сопровождающиеся количественными и качественными изменениями нормальной микрофлоры организма, в частности кишечника.

Причинами иммунодепрессии и иммунодефицита, развивающихся вскоре после облучения, являются гибель, повреждение функции и миграционных свойств лимфоцитов, а также нарушение количественного соотношения субпопуляций лимфоцитов и их функциональных взаимодействий. Как показали результаты работ А.А. Ярилина (1981), изучавшего клеточные механизмы действия радиации на иммунитет, нарушение нормальных количественных соотношений субпопуляций лимфоцитов обусловлено их различной радиочувствительностью: В-клетки более радиочувствительны, чем Т-клетки; Т₂-лимфоциты и кортизончувствительные формы поражаются ионизирующей радиацией сильнее, чем, соответственно, Т₁-лимфоциты и кортизонустойчивые.

Однако численность В-клеток восстанавливается быстрее, чем численность Т-клеток. В результате создающийся сразу после облучения относительный избыток Т-клеток сменяется периодом, когда иммунный ответ лимитирует их численность. Это определяет различную эффективность введения Т- и В-клеток в разные сроки после облучения.

Основное проявление индуцируемого облучения миграционного дефекта лимфоцитов, разумеется, кроме резкого уменьшения их численности, состоит в нарушении способности выживших циркулирующих клеток проникать в лимфатические узлы. *Нарушение миграции Т-лимфоцитов в лимфатические узлы* — очень устойчивый радиационный эффект, вследствие которого замедляется темп восстановления численности Т-клеток и уровня тимусзависимого ответа, что составляет *причину позднего иммунодефицита*.

Нормализация функции лейкоцитов осуществляется параллельно с восстановлением их численности и связана, вероятно, с замещением клеток, переживших облучение, вновь образованными. Параллельно с восстановлением функции Т- и В-клеток нормализуется их способность к кооперации.

Значительно менее выражены клеточные нарушения иммунитета при местном облучении, в частности при лучевой терапии. В этом случае активно циркулирующие Т-клетки поражаются в большей степени, чем слабо рециркулирующие В-клетки, что легко объяснить, ибо наблюдающаяся лимфопения при локальных облучениях является следствием интерфазной гибели лимфоцитов, проходящих через зону облучения.

Таковы основные причины и механизмы клеточных аспектов иммунологической депрессии, возникающей после облучения.

Нарушение антимикробного иммунитета и связанные с ним инфекционные осложнения, кроме того, можно рассматривать как следствие повышения проницаемости тканевых барьеров, нарушения фагоцитарной способности клеток ретикулоэндотелиальной системы и угнетения неспецифических бактерицидных систем организма — пропердина, лизоцима, бактерицидных субстанций ряда тканей, а также бактерицидности кожи. Кроме того, облучение угнетает образование новых антител, хотя почти не влияет на их продукцию, если проведено после иммунизации.

Большое значение имеют также развивающиеся в облученном организме аутоиммунные процессы, составляющие самостоятельную проблему неинфекционной иммунологии.

Аутоантигенами в принципе могут быть как нормальные ткани при их попадании в русло крови, где они обычно

не встречаются, так и патологически измененные белки и связанные с ними вещества. После облучения создается реальная возможность столкновения организма с аутоантигенами обоих видов вследствие быстро развивающейся тканевой деструкции, резкого повышения проницаемости биологических барьеров и изменения антигенных свойств тканей.

На рисунке 3.53 представлена схема, иллюстрирующая *возможные патологические сдвиги в облученном организме*, связанные с изменением и циркуляцией тканевых антигенов. После облучения происходит утрата части нормальных антигенов и появление новых антигенных качеств. Кроме того, летальные повреждения клеток могут обусловить появление новых антигенных свойств белков вследствие постлетальных изменений. Потеря части нормальных антигенов, означающая утрату определенных структур, может быть причиной нарушения определенных функций клеток и органов. Это, а также клеточная деструкция и циркуляция в крови тканевых антигенов способствуют развитию *токсемии*. Кроме того, циркуляция в крови тканевых антигенов приводит к *иммунологической перестройке организма* — сенсibilизации и образованию антител двух родов — против денатурированных белков и против аутоклеток. Уже в момент появления антигенной чужеродности измененные белки могут быть причиной патологической афферентной импульсации, которая в дальнейшем, воздействуя на хеморецепторы, обеспечивает патологическое влияние через нервную систему.

Таким образом, в настоящее время твердо установлены факты, характеризующие *все этапы аутоиммунологических изменений в облученном организме*: образование аутоантигенов, их циркуляцию, появление аутоантител и аутосенсibilизацию.

Н.Н. Клемпарская, наиболее известный исследователь в этой области, отводит аутоаллергии ведущую роль в развитии лучевой болезни, которую она рассматривает как своеобразное аутоиммунное заболевание, характеризующееся выраженной направленностью реакций против распада собственных тканей в сторону сенсibilизации, что придает болезни особенно тяжелый характер и может, в частности, быть причиной развития некротических процессов и геморрагии. В подтверждение этой точки зрения приводится обширный экспериментальный материал, в том числе данные о профилактической и терапевтической эффективности при лучевой болезни вакцинации и различных десенсибилизирующих средств.

Признавая несомненную роль аутоиммунных процессов в патогенезе непосредственных и отдаленных последствий облучения

организма, нельзя забывать о первопричинах острого лучевого синдрома, обусловленных клеточными утратами в критических системах клеточного обновления.

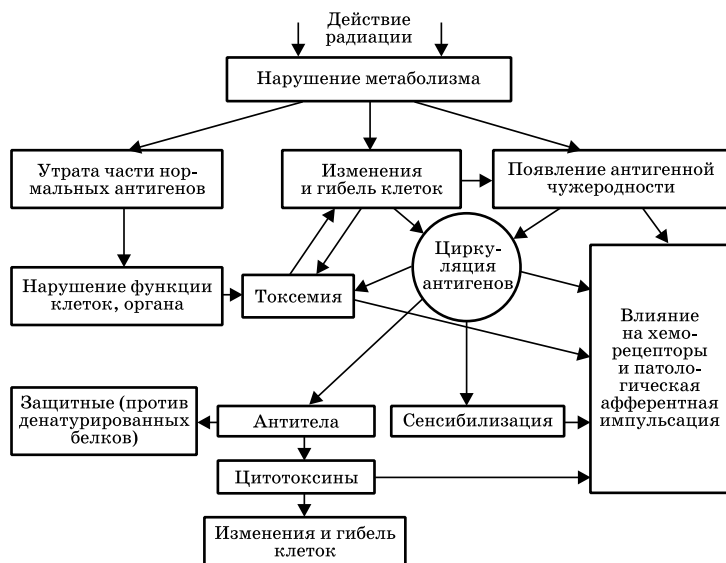


Рис. 3.53. Последовательность процессов, связанных с изменением антигенных свойств тканей и циркуляцией тканевых антигенов после облучения (по Р.В. Петрову, 1962)

Радиационные изменения, происходящие под влиянием облучения по существу во всех тканях, не могут не сказаться на обмене веществ. Как и другие разделы радиобиологии, и, пожалуй, в большей степени, радиационная биохимия (а именно она занимается этими вопросами) является самостоятельной областью знаний, здесь лишь будут намечены основные аспекты этой проблемы.

Обсуждая биохимические процессы в подвергнутом облучению организме, следует всегда иметь в виду их деление на две категории: биохимический этап в механизме первичного действия ионизирующих излучений и биохимические изменения, происходящие в организме при развитии лучевой болезни и ее отдаленных последствий.

О биохимическом этапе первичного действия ионизирующих излучений частично речь шла выше. Необходимо добавить, что следствием этих процессов, очевидно, следует признать такие важные цитологические события, как мутации, в частности разрывы хромосом, а также повреждения, приводящие к интерфазной гибели клеток.

О том, что разрыв хромосомы — значительно более сложное событие, чем механическое следствие прохождения ионизирующей частицы (нескольких частиц), свидетельствует хотя бы существование химического мутагенеза, биохимическая природа которого едва ли подлежит сомнению.

Свидетельством механического компонента хромосомного разрыва можно считать зависимость выхода хромосомных аберраций от ЛПЭ, хотя разрыв не обязательно происходит в месте прохождения частицы. Эти противоречия частично устраняются принятием *гипотезы высвобождения ферментов вследствие радиационного нарушения внутриклеточных структур* с последующей активацией ферментов и нарушением их пространственной координации.

Повреждение ядерных и других внутриклеточных мембран облегчает возможность ферментативной атаки ДНК. О важности и реальности феномена раннего повреждения мембран свидетельствуют оригинальные эксперименты Р. Бринкмана, показавшие, что нарушение проницаемости синовиальной оболочки и тонких слоев эпидермиса происходят при дозе 2 Гр уже в течение первой секунды после воздействия.

Однако этих примеров явно недостаточно для принятия какой-либо гипотезы, точно соответствующей последовательности биохимических процессов, вызывающих важнейшие для судьбы клетки события на молекулярном уровне.

Начиная с работ 40-х гг., и по сей день, известны данные о *высокой радиочувствительности процесса биосинтеза ДНК*. Существуют данные о нарушении самых ранних этапов синтеза предшественников ДНК — мононуклеотидов, фосфорилирования тимидинмонофосфата до тимидинтрифосфата, а также конечных этапов синтеза — полимеризации трифосфатов дезоксинуклеотидов на матрице.

Биосинтез РНК более резистентен, чем биосинтез макромолекул ДНК. По-видимому, радиационное угнетение биосинтеза РНК определяется не недостатком предшественников или снижением активности РНК-полимеразы, а опять же повреждением ДНК-матрицы вплоть до того, что она сама вызывает ингибирование активности этого фермента. Наиболее радиорезистентен

процесс синтеза белка. Причем экспериментальный материал в этом направлении получен в основном при работе с мечеными аминокислотами, включение которых в суммарные тканевые белки изучали спустя длительное время.

Одной из самых лабильных и рано ингибируемых биохимических систем является *окислительное фосфорилирование*, особенно в клетках радиочувствительных органов. Его разобщение в митохондриях селезенки отмечается в ближайший пострadiaционный период при дозе 1 Гр. В ядрах клеток костного мозга, слизистой кишечника и лимфатических узлах крыс через 1 ч после облучения фосфорилирование ингибируется или даже прекращается при дозах 0,25–0,5 Гр, а при дозе 1 Гр восстановление этого процесса происходит только через 5 суток. В радиорезистентных органах обратимое разобщение окислительного фосфорилирования наступает только при минимально летальных дозах.

Приведенных данных, однако, вовсе недостаточно, чтобы приписать и этому биохимическому процессу ведущую роль в определении радиочувствительности, если учесть, что применение типичных разобщителей окислительного фосфорилирования, например динитрофенола, не оказывает радиосенсибилизирующего действия, а протекторы, например аминотиолы, угнетают этот процесс.

Перечисленные ранее нарушения основных биохимических процессов могут усиливаться в результате развития в ядре и цитоплазме вторичных процессов в ранние сроки после облучения. Например, накопление некоторых метаболитов ДНК при активации процессов катаболизма может привести к угнетению отдельных ферментативных реакций ее синтеза. Изменение проницаемости мембран, происходящее после облучения, может повлечь за собой обеднение ядра ионами металлов или некоторыми важными метаболитами. Этот же процесс может привести к выходу в цитоплазму самых разнообразных, в том числе катаболических, ферментов.

Таким образом, *регуляция обменных процессов после облучения нарушается не только на молекулярном, но и на структурном уровне*. Развиваясь, суммируясь и взаимно влияя друг на друга, эти процессы вызывают в разных тканях различные поражения. Это в свою очередь обуславливает возникновение межтканевых и межсистемных нарушений в организме, выражением которых и являются разнообразные нарушения обмена веществ, наиболее общие, типичные из которых особенно ярко проявляются в периоды разгара лучевой болезни и непосредственного восстановления.

Значительные нарушения белкового обмена определяются, прежде всего, процессами массовой клеточной деструкции радиочувствительных систем, сопровождающейся уже на ранних этапах повышенным содержанием азотсодержащих веществ в крови, а также выделением таурина (рис. 3.54) и других аминокислот с мочой. Эти показатели наряду с анализом метаболитов нуклеинового обмена (например, дезоксицитидина) используют как *раннюю диагностическую реакцию*. О нарушении обмена белков свидетельствуют описанные выше угнетение выработки антител и других специфических иммунных белков, нарушение их антигенной структуры и т. п. Существуют данные об активации облучением многих ферментов — протеиназ, триптофаноксидазы, карбоксипепсидазы, щелочной и кислой фосфатаз, описано резкое усиление синтеза гемина и ослабление синтеза глобина (после кратковременной активности) в ретикулоцитах. Активация протеолитических ферментов, с которой в значительной степени связывают распад тканевых белков, в свою очередь, по-видимому, является не только следствием повышения проницаемости мембран клеточных органелл, но и результатом нарушения регуляции со стороны гипоталамо-адреналовой системы.

Значительно более устойчив обмен углеводов, синтез которых если и нарушается, то только в поздние стадии лучевого поражения как результат глубокого патологического изменения органа, в котором он осуществляется. Наблюдаемые сдвиги в содержании гликогена в крови и печени в значительной степени связаны с нарушениями регуляции со стороны надпочечников и частично с повреждением самих печеночных клеток (Б.М. Граевская, 1976). Относительно большой радиочувствительностью обладают высокополимерные полисахариды, выполняющие специальные функции во многих тканях и жидкостях организма. В частности, деполимеризация гиалуроновой кислоты, регулирующей проницаемость соединительной ткани, наступает рано и при сравнительно небольших дозах облучения (5–10 Гр). С деполимеризацией мукополисахаридов связывают резкое усиление диффузии введения в кожу различных красителей под влиянием облучения в дозах 1 Гр и выше.

Большой интерес представляет изучение *радиационных нарушений обмена липидов*. Благодаря их легкой окисляемости, усиливающейся под действием облучения, образующиеся пероксиды участвуют в первичных пострадикационных процессах в форме органических радикалов. Это послужило основанием для детальных исследований роли нарушений липидного обмена в радиационной патологии (Б.Н. Тарусов, Н.М. Эмануэль, Ю.Б. Кудряшов, Е.Б. Бурлакова и др.).

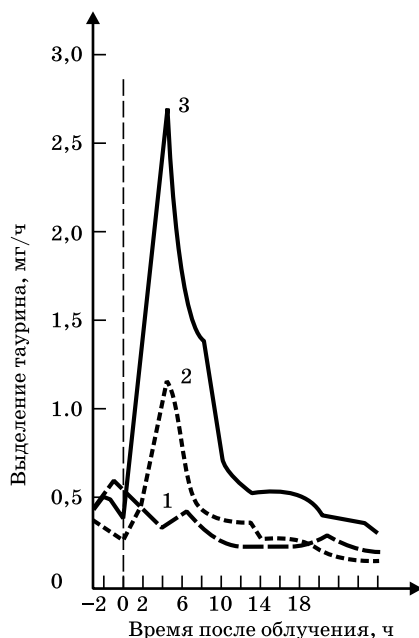


Рис. 3.54. Экскреция таурина (по Г. Каю, Дж. Энтерману, 1959): 1 — контрольные крысы, 2 — после облучения в дозе 1 Гр; 3 — после облучения в дозе 6 Гр (вертикальной пунктирной линией отмечен момент облучения)

Н.М. Эмануэлем, в частности, постулировались представления о значении свободнорадикальных процессов и их ингибировании природными антиоксидантами. Развивая эту концепцию, Е.Б. Бурлакова с соавторами (1975) показала, что в органах облученных мышей антиокислительная активность резко снижается; например, в селезенке через 24 ч после облучения в среднелетальных дозах она падает до нуля. При меньших дозах и в радиорезистентных органах падение антиокислительной активности выражено в меньшей степени.

Интересна интерпретация данных о радиационных изменениях липидов с учетом роли клеточных мембран. В последние годы наряду с известными механизмами регуляции клеточного метаболизма (репрессия — депрессия гена, аллостерическая регуляция ферментативной активности и система АМФ) большое внимание

уделяется изучению регуляторной роли мембран. Структура и функция мембран, являющихся кооперативными системами, тесно связаны с составом и свойствами их основных компонентов — липидов и белков. Ряд авторов придает большое значение окислительным превращениям в липидах мембран как источнику изменения их функциональной активности, саморазборки и деградаци. Е.Б. Бурлаковой с сотрудниками установлено, что в норме существует определенная взаимосвязь между изменениями состава липидов и скоростью окислительных реакций. При усилении окислительных реакций липиды мембран обогащаются наиболее устойчивыми к окислению фракциями: сфингомиелином и фосфатидилхолином, а при торможении окислительных реакций — наиболее лабильными: фосфатидилсерин, фосфатидилинозитом и фосфатидилэтаноламином. Такого рода связь может рассматриваться как система, поддерживающая уровень окислительных реакций в стационарном состоянии.

При действии излучения наблюдаются уменьшение антиокислительной активности липидов, интенсификация окислительных реакций и связанное с ними изменение состава липидов мембран. В ранние сроки после облучения связь между скоростью окислительных реакций и составом липидов не отличается от нормы, однако в последующем (например, через 3–5 сут после облучения мышей в дозах 5–6 Гр) эта взаимосвязь нарушается. Кроме того, изменение состава липидов мембран вызывает изменение ригидности мембраны, затрудняющее ее структурные перестройки и меняющее скорость ферментативных реакций, для которых эти липиды являются эффекторами. Установлено, что изменение скорости ряда ферментативных реакций после облучения может быть объяснено характером изменения относительной концентрации фосфолипидов — эффекторов для соответствующих ферментов. Изменение состава липидов мембран может изменять условия образования ДНК-мембранного комплекса, играющего важную роль в радиочувствительности и процессах восстановления после облучения. С этих молекулярно-биологических позиций находит свое объяснение связь антиокислительной активности липидов с радиочувствительностью, а также наличие корреляции между степенью изменения антиокислительной активности с помощью радиопроекторов и их защитным действием (Е.Б. Бурлакова, 1975).

Заклячая раздел, нельзя не отметить, что облучение организма в летальных дозах вызывает очень *незначительные изменения в общем обмене*, развивающиеся в основном незадолго до гибели животного. Несмотря на структурные повреждения кишечника, всасывание продолжается без особых нарушений,

а наблюдающиеся изменения во многом объясняются диспептическими расстройствами и потерей электролитов. Важно, однако, что наиболее твердо установленные факты, например серьезные нарушения нуклеинового обмена и антиокислительной активности, выражены более отчетливо в критических тканях.

В этой связи интересны обобщения, сделанные И.Н. Кендышем (1974) на основании анализа мировой литературы о биохимических механизмах радиобиологического эффекта на уровне организма. Автор справедливо критикует существующую в современной радиобиологии тенденцию рассматривать происхождение биохимических изменений с точки зрения универсальности действия радиации на процессы обмена веществ в различных системах организма и у разных объектов. И.Н. Кендыш рассматривает три категории изменений обменных процессов в облученном организме, происходящих в радиочувствительных и радиорезистентных тканях.

В радиорезистентных тканях (мышцы, головной мозг и др.) метаболические сдвиги невелики или отсутствуют, а в радиочувствительных тканях, клетки которых претерпевают интерфазную гибель уже через несколько минут после облучения, происходят существенные биохимические изменения, выражающиеся в ингибировании синтеза ДНК и активации аэробного гликолиза. Позднее нарушаются и другие метаболические процессы, которые являются следствием более грубых деструктивных изменений клеточной организации, сопутствующих предсмертному состоянию клеток; для этого периода характерны угнетение всех биосинтетических процессов и резкое усиление катаболизма с выделением различных клеточных компонентов.

В отличие от этого в печени облученных животных преобладает анаболический тип обменных сдвигов, выражающийся в усилении синтеза углеводов, липидов, белков и РНК. Анализируя результаты собственных исследований, автор считает, что активация биосинтеза основных метаболических субстратов в печени есть следствие регуляторных эффектов, вызываемых метаболитами радиочувствительных тканей, прежде всего аминокислотами.

Обобщая большой экспериментальный материал и литературные данные, И.Н. Кендыш (1974) приходит к заключению о том, что «продукты распада радиочувствительных тканей, вступая во взаимодействие с различными структурами организма, прежде всего с печенью, определяют ряд биохимических процессов, связанных единым происхождением или последовательностью метаболических реакций».

Согласно развиваемой концепции, «между изменениями различных видов обмена в печени облученных животных существует взаимообусловленность, последовательность которой можно представить следующим образом. Аминокислоты, освободившиеся в радиочувствительных тканях вследствие их деструкции, подвергаются в печени дезаминированию и переаминированию и превращаются путем глюконеогенеза в глюкозу и гликоген. Избыточное количество новообразованной глюкозы поступает в кровь и с помощью инсулина вторично мобилизуется в печени и других тканях, где вовлекается в синтез гликогена путем глюконеогенеза. Эти процессы лежат в основе гипергликемии и увеличения содержания гликогена в печени после облучения. Сопряженное с активизацией глюконеогенеза торможение гликолиза приводит к угнетению синтеза липидов из глюкозы и компенсаторному усилению липогенеза из ацетата и жирных кислот с последующим выделением синтезированных липидов в плазму крови. Временная интенсификация синтеза липидов в жировой ткани из глюкозы обусловлена усилением глюконеогенеза в печени и ассимиляцией избытка периферической глюкозы. По такому же механизму, очевидно, усиливается липогенез в жировой ткани из ацетата и жирных кислот, которые в повышенном количестве образуются в печени, а затем утилизируются в жировой ткани. Накапливаясь в печени, свободные аминокислоты индуцируют синтез белков плазмы крови и, возможно, синтез ключевых ферментов глюконеогенеза — аминотрансфераз и некоторых других ферментов, контролирующих обмен аминокислот в печени. Развитие отрицательного азотистого баланса после облучения является следствием усиленной экскреции аминокислот, продуктов распада нуклеиновых кислот и других азотистых веществ, большое количество которых освобождается в радиочувствительных тканях, но не ассимилируется организмом».

Разумеется, приведенная концепция нуждается в экспериментальной проверке. Привлекательность изложенных положений в том, что в их рамки «укладывается весь основной комплекс пострadiaционных изменений углеводов, липидов, белков и нуклеиновых кислот. С этой точки зрения становится объяснимой фазность этих процессов, отражающая кинетику деструкции радиочувствительных тканей, трансформацию продуктов их распада в активные метаболиты и переход их в общую циркуляцию. Таким образом, распад радиочувствительных тканей можно рассматривать в качестве первичного звена патогенетической цепи нарушений промежуточного обмена веществ при острой лучевой болезни». Тем самым сложную и запутанную картину нарушений

биохимических процессов удастся свести в стройную единую систему, отведя каждому из них свое место на разных этапах лучевого поражения.

Весьма вероятно, что остальные, в большинстве своем мало-выраженные биохимические нарушения играют определенную роль в механизме опосредованного и дистанционного действия облучения, составляя основу его токсического компонента.

Понятие *токсины*, или *радиотоксины*, впервые было предложено П.Д. Горизонтовым (1958) для обозначения не каких-то определенных веществ, а самых различных неидентифицированных гуморальных агентов, возникающих в тканях под действием облучения. Будучи экстрагированы из тканей или оттекающих от облученных участков крови и лимфы, такие агенты при введении intactным животным вызывали у них разнообразные опосредованные и дистанционные проявления лучевых реакций. Радиотоксинами могут быть как аномальные метаболиты, так и вещества, свойственные нормальному состоянию, но образующиеся в облученном организме в избыточном количестве, например гормоны, продукты обмена веществ и распада тканей, медиаторы и другие. Речь не идет, таким образом, о каких-то специфических идентифицированных отдельных соединениях или о *первичных радиотоксинах*, которым в рамках структурно-метаболической гипотезы приписывается роль инициаторов первичных процессов лучевого поражения.

Наиболее наглядно токсическая природа дистанционных эффектов в организме представлена при местном облучении. В этом случае выраженность их зависит как от объема, так и от локализации облученного участка, определяющих, с одной стороны, уровень и «качество» образующихся токсических метаболитов, а с другой — возможность их «разведения» в необлученных зонах организма. Кроме того, возникающие токсины воздействуют и на нейроэндокринный аппарат, что служит причиной ряда опосредованных эффектов, типичным примером которых можно считать упомянутое состояние рентгеновского «похмелья».

Часто можно встретить утверждения о том, что при общем облучении токсический компонент отсутствует или не играет никакой роли. Однако если признать роль радиотоксических факторов в развитии дистанционных и опосредованных эффектов при местном облучении (а для этого есть все основания), то нельзя отрицать, что те же факторы оказывают аналогичное влияние на организм и при общем облучении. Само собой разумеется, что относительное прогностическое значение их по сравнению с непосредственным действием излучения значительно меньше,

но и его нельзя не учитывать. В частности, при лечении лучевой болезни следует помнить о необходимости мер, направленных на детоксикацию облученного организма — ранних кровопусканий с введением кровезаменителей, а также применения детоксикаторов, антигистаминных средств и других.

3.9. Действие малых доз облучения

Проблема малых доз ионизирующих излучений (ИИ) была и остается наиболее сложной, имеющей не только радиобиологическое, но и социально-экономическое значение. Растительные и животные организмы в процессе эволюции жизни на Земле подвергаются постоянному внутреннему и внешнему облучению от естественных источников радиации. Общая доза внешнего и внутреннего облучения человека равна в среднем 1 мЗв/год. В отдельных регионах с повышенным содержанием радионуклидов в земной коре и на больших высотах доза превышает среднюю в 10 раз и более. О биологическом значении естественного фона Земли существуют противоречивые суждения. Согласно одним воззрениям, фоновое облучение вредно, согласно другим, оно является необходимым фактором возникновения и эволюции жизни.

В результате антропогенного радиоактивного загрязнения повысился радиационный фон Земли, основным источником которого стали испытания ядерного оружия и выбросы предприятий атомной энергетики. Естественно, повысились и дозы облучения населения. Широкое использование ИИ в народном хозяйстве, медицине, науке, военном деле потребовало регламентации облучения профессиональных работников и населения. Допустимая доза облучения персонала и населения по мере накопления знаний о биологическом действии ИИ и разработки эффективных мер защиты была снижена с 600 мЗв/год (1946) до 20 мЗв/год для персонала и 1 мЗв/год для населения (1996).

Облучение от антропогенных источников ИИ, как и от естественных, носит хронический комбинированный характер — сочетание внешнего и внутреннего облучений от радионуклидов, поступающих в организм преимущественно с продуктами питания.

Дозы облучения населения от техногенных источников в подавляющем большинстве случаев можно отнести к категории малых. Малыми дозами можно считать дозы 0,1 Зв и меньше с мощностью дозы 0,1 Зв/год и меньше. По данным НКДАР при ООН (1982), дозы общего облучения населения Северного и Южного

полушарий за счет глобальных выпадений радионуклидов при испытаниях ядерного оружия оценены в 4,5 и 3,1 мЗв соответственно, а дозы облучения щитовидной железы в результате поступления в организм $^{131-135}\text{I}$ составили в Северном полушарии у детей 121 мкЗв, а у взрослых — 11 мкЗв, в Южном полушарии — соответственно 15 и 2,3 мкЗв. Облучение населения в районах локальных выпадений радионуклидов было значительно большим. Так, при испытаниях ядерного оружия на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) в отдельных населенных пунктах оно достигало 1–2 Гр. В подавляющем большинстве населенных пунктов дозы были существенно ниже и их также можно отнести к категории малых.

Какова опасность облучения человека? Критерием опасности считают учащение случаев онкологических заболеваний и генетических нарушений по отношению к их спонтанному уровню. В экономическом плане их число не должно превышать риска их возникновения в благоприятных областях производства. Облучение человека может проявиться в форме детерминированных и стохастических эффектов. Первые возникают после гибели критического числа функциональных клеток в органах и тканях, т. е. для их клинического проявления существует порог, что связано с организменными нарушениями в ближайший период после облучения. Тяжесть поражения быстро нарастает с повышением дозы облучения. При этом органы и ткани по своей радиочувствительности существенно различаются (табл. 3.7).

Таблица 3.7

**Дозовые пороги локальных детерминированных
эффектов**

Орган, ткань	Эффект	Порог, Зв
1	2	3
Все тело	Рвота (о)	0,5
Красный костный мозг	Временное угнетение (о) кроветворения	0,5
Кожа (о)	Легкий ожог	3–6
	Выпадение волос	3
	Облысение	7
	Лучевая болезнь, смерть	20
Легкие (о)	Лучевой пульмонит	5–15

Окончание табл. 3.7

Орган, ткань	Эффект	Порог, Зв
1	2	3
	Фиброз	6
	Смерть	10
Хрусталики глаз (п)	Помутнение	0,5–2
	Катаракта	2–10
Семенники	Временная олигоспермия (о)	0,15–0,5
	Стерильность (о)	2
	(п)	10–20
Яичники	Постоянная стерильность	2,5–62
Эмбрион и плод (б)	Необнаруживаемое прерывание беременности	0,13
	Пороки развития ³ и нарушения роста	0,1
	Недоразвитость интеллекта	0,24
		0,85

Примечания.

1. Облучение острое (о), при беременности (б), протяженное (п).
2. Порог снижается с возрастом.
3. Наблюдали у грызунов.
4. Доза за 8–15 нед. беременности.
5. Доза за 16–25 нед. беременности.

Детерминированные эффекты достаточно хорошо изучены при эпидемиологических наблюдениях и экспериментальных исследованиях. Острое облучение в дозе 0,25 Гр не приводит к заметным клинически регистрируемым изменениям в организме. При облучении в дозе 0,5–0,75 Гр регистрируют незначительные изменения клеточного состава крови и другие скоро проходящие изменения обмена, иммунитета и др., которые можно оценивать как реакцию на облучение. **Пороговой дозой**, вызывающей острую лучевую болезнь (ОЛБ), принято считать 1 Гр и больше. ОЛБ легкой, средней и тяжелой степени развивается при дозах облучения 1–2, 2–4, 4–6 Гр. Это было подтверждено наблюдениями за пострадавшим персоналом при аварии на ЧАЭС. Исходя из приведенных данных, есть основания считать, что

у ограниченной части населения при испытаниях ядерного оружия на СИП могло развиваться в отдельных случаях острое лучевое поражение легкой степени, обусловленное локальными выпадениями радионуклидов при первых испытаниях, хотя в то время их никто не регистрировал.

Эффективность хронического облучения ниже острого и зависит от мощности дозы. По мере снижения мощности дозы эффект снижается за счет восстановительных процессов. Для оценки вводится *коэффициент эффективности (DDREF)*, отражающий влияние дозы излучения D и ее мощности DR . Значение его разными авторами оценивается в пределах 2–10, однако прямые обоснования таких величин коэффициента отсутствуют. Считая, что в области малых доз коэффициент риска зависит от дозы, выбрали значение $DDREF = 2$.

Оценка стохастических эффектов, главным образом канцерогенных, в настоящее время базируется на линейной беспороговой концепции (ЛБК). Рекомендованные МКРЗ номинальные коэффициенты стохастических эффектов, исходя из ЛБЗ, приведены в табл. 3.8.

Считают, что ИИ независимо от дозы и мощности являются абсолютно вредным фактором. Облучение в любой дозе, отличной от нуля, связано с риском возможного канцерогенного действия, проявляющегося в отдаленные сроки после облучения. Тяжесть стохастических эффектов, таким образом, не зависит от дозы. Вероятность их возникновения повышается с дозой, начиная с нуля и достигая даже 100% с возрастанием дозы, а затем убывает вследствие гибели все большего числа трансформированных клеток от облучения. Этой концепции придерживаются МКРЗ, НКДАР при ООН и Национальная КРЗ РФ. Прямых доказательств такого подхода к оценке малых доз радиации и низких мощностей доз нет.

Многие исследователи считают, что и для стохастических эффектов должен существовать порог. Рассмотрим вопрос о пороговости вредного действия ИИ, доказательства/отрицания по данным эпидемиологических экспериментальных исследований и теоретических механизмов действия радиации.

Среди материалов эпидемиологических наблюдений особое значение имеют наблюдения за пострадавшими при атомных бомбардировках в Японии. По данным многолетних наблюдений, заболеваемость у лиц, облученных в дозах ниже 200 мГр, статистически недостоверно отличается от заболеваемости в контрольной группе необлученных и даже отмечается тенденция к ее более низкому уровню. В официальных публикациях НКДАР,

основанных на ретроспективных оценках, отмечается, что для общей когорты пострадавших, включая все возрастные группы на момент облучения, нижней границей достоверного повышения риска смерти от рака является доза 200 мГр. При этом не учитываются другие осложняющие вредные агенты, прежде всего сильный эмоциональный стресс не только в момент бомбардировки, но и в последующие сроки. Имеются данные медицинских наблюдений, свидетельствующие о высокой радиочувствительности зародыша/плода. При облучении в дозе 5–20 мГр отмечено возрастание случаев заболевания раком у детей до 15 лет. При облучении в детском возрасте в дозе 100 мГр возрастало число раков щитовидной железы. О высокой радиочувствительности щитовидной железы у детей свидетельствуют наблюдения за пострадавшими при аварии на ЧАЭС.

Резюмируя материалы эпидемиологических наблюдений, укажем, что наличие порога действия радиации отмечают многие авторы по критерию канцерогенного, мутагенного действия на уровне хромосом (хромосомные аберрации) и геномном уровне (точечные мутации). Дискутируется лишь сама величина порога. Отмечают более высокую радиочувствительность зародыша/плода и детского организма, что свидетельствует о необходимости дифференцированного подхода к установлению допустимых уровней ИИ для разных возрастных групп.

Таблица 3.8

**Номинальные коэффициенты вероятности
стохастических эффектов (МКРЗ, Публикация 60)**

Облученный	Ущерб, 10^{-2} Зв^{-1}			
	Смер- тельные случаи рака	Несмер- тельные случаи рака	Тяжелые наслед- ственные эффекты	Суммар- ный эф- фект
Взрослые, рабо- тающие	4,0*	0,8	0,8	5,6
Все население	5,0	1,0	1,3	7,3

* Для больших доз случаев смертельного рака в 2 раза больше.

Обширные материалы экспериментальных исследований получены на разных видах животных с большим набором дозовых нагрузок, условий облучения и разнообразным набором используемых тестов оценки последствий облучения. Исследования,

как правило, характеризуются точностью доз облучения и причин гибели животных. Показано, что лишь при превышении определенного порога наблюдается статистическая достоверность гибели животных. Статистически значимые величины доз, влияющих на развитие разных типов опухолей у различных видов животных, существенно различаются. Наиболее низкое значение отмечено у самок, у которых дозы, вызывающие рак молочных желез и яичников, составили 0,2–0,5 Гр.

Оценить опасность облучения в малых дозах в условиях действия на организм животных других негативных агентов физической, химической и биологической природы, которые по силе могут превосходить эффект облучения, крайне сложно. Исключить действие этих агентов невозможно. Для статистически значимого установления такой зависимости при малых дозах требуется огромное количество экспериментальных животных, а при эпидемиологических наблюдениях — соответственно людей, что практически невозможно. Для установления дозовой зависимости обычно прибегают к экстраполяции с больших и промежуточных доз на малые. Результаты в значительной мере зависят от выбора математической модели по усмотрению каждого исследователя. Дозовая зависимость обычно аппроксимируется от начала координат, хотя реальное расположение точек часто указывает на наличие порога. При таком подходе завышается риск неблагоприятных исходов облучения, ибо остается неясным, будет ли ответная реакция организма на облучение в малых дозах такой же, как и при больших.

Остановимся на вопросах теоретических механизмов действия радиации. В основу ЛБК действия ИИ положены в первую очередь особенности действия радиации. Поглощение любой дозы ИИ сопровождается процессами ионизации и возбуждения атомов и молекул с последующим образованием биологически активных радикалов. Считают, что даже одна поврежденная клетка может быть источником стохастического эффекта, т. е. возможен моноклоновый характер развития опухоли в условиях нормального функционирования иммунной системы организма.

Многие исследователи считают, что для стохастических эффектов существует порог. Вредное действие ИИ начинает проявляться после его превышения. Для обоснования концепции выдвигаются не только теоретические соображения, но и материалы эпидемиологических наблюдений и экспериментальных исследований. Приведем некоторые из них.

Есть основания считать, что радиация была одним из физических факторов возникновения жизни на Земле.

Жизнь на Земле продолжает эволюционировать в условиях постоянного воздействия естественного радиационного фона — космических и земных ИИ.

Не произошло накопления генетического груза в растительных и животных организмах, включая человека, не совместимого с их существованием в процессе смены бесчисленного количества поколений.

На Земле имеются районы (Индия, Бразилия, Китай, Иран, Франция, Кавказ и др.), где естественный радиационный фон в 10 и более раз превышает среднеземной ($=2,4$ МЗв/год). Многочисленные комплексные медицинские исследования не выявили нарушений в состоянии здоровья местного населения по сравнению с регионами со среднеземным уровнем ЕРФ, в том числе по таким показателям, как уровень онкологической заболеваемости, состояние репродуктивного здоровья и других.

Радиация в больших дозах подавляет репликацию ДНК и размножение клеток. Имеется много данных, полученных в опытах на животных и растениях, о том, что малые дозы стимулируют клеточное размножение (явление *гормезиса*). Повышаются жизненная активность и плодовитость животных, улучшается состояние их здоровья, удлиняется продолжительность жизни, а предпосевное облучение семян повышает урожайность. Явление гормезиса можно связать со снижением эффекта спонтанных повреждений ДНК, действием свободных радикалов, перестройкой клеточных мембран. Вредное действие радиации проявляется лишь после превышения определенного порога, что вписывается в общебиологический закон Арндта—Шульца и правило Парацельса: нет ядов и лекарств — их делают только дозы.

В организме человека в процессе эволюции выработались мощные системы защиты. Биота адаптировалась к слабому действию ИИ. Выработалась и генетически закрепилась система восстановления и уничтожения поврежденных молекул и клеток (репарация повреждений ДНК, мембран, регуляция межклеточных отношений, апоптоз и др.).

Существует мнение, в основе которого лежат эпидемиологические наблюдения, экспериментальные и теоретические исследования, что радиация в малых дозах при низкой мощности дозы является необходимым фактором жизни на Земле. Американский ученый Б. Коэн провел обширные исследования влияния содержания радона (газообразного нуклида) в жилых помещениях на смертность жителей от рака легких. Выборка составила около 200 млн человек (80% населения США). Концентрация радона в помещениях была от 20 до 250 Бк/м³. Выяснилось, что у жителей

с более высокой концентрацией радона в помещениях смертность от рака легких была ниже, чем у жителей с более низкой концентрацией. Выводы Коэна подтверждены и другими исследователями. Очевидно, что защита от радона связана со стимуляцией образования соответствующих ферментов репарации ДНК, поврежденных не только радиацией, но и другими вредными агентами, широко распространенными во внешней среде.

Заключая, отметим: радиационный риск при облучении в малых дозах, если допустить отсутствие порога, настолько мал, что трудно выявить его на фоне спонтанного бластоогенеза. Известно, что около 20% населения умирают от злокачественных новообразований, т. е. 200 тыс. человек в популяции 1 млн населения, а генетические нарушения той или иной степени регистрируют у каждого десятого родившегося ребенка. В таблице 3.8 для сравнения приведены номинальные коэффициенты вероятности стохастических эффектов. При малых дозах облучения удлиняется латентный период образования опухоли, он может превысить естественную продолжительность жизни человека, и опухолевый эффект не будет регистрироваться, что может служить основанием введения «практического» порога. Оценивая опасность малых доз ИИ, следует учитывать, что во внешней среде имеется, кроме радиации, много других вредных агентов физической, химической и биологической природы, многие из которых являются канцерогенами, и опасность их воздействия значительно выше опасности малых доз ИИ.

3.10. Нормы радиационной безопасности

Нормы радиационной безопасности — один из наиболее спорных вопросов радиационной гигиены и экологии. Социальный резонанс чернойбыльской катастрофы вовлек в решение этой проблемы специалистов, не всегда компетентных в медико-биологических аспектах экосистемных антропогенных воздействий. Выдвигаются концепции, описывающие рост частоты патологических реакций в популяциях по мере снижения дозы радиационного фактора, но увеличения его протяженности во времени. Исходя из таких закономерностей, необходимо полное исключение ионизирующих излучений из состава среды. Помимо ирреальности таких подходов, неприемлемых в оценке всех, не только радиационных, воздействий среды, авторы забывают о проверенной на практике концепции «взвешенного риска». После аварии на Чернобыльской АЭС и всплеска требований к закрытию ядерных энергетических установок в Европе такая попытка, позволившая

взвесить риск вреда ядерной энергетики в риске вреда от тепловых электростанций, была предпринята во Франции. Расконсервация тепловых электростанций, резкий рост потребности в угле, его добыче и транспортировке, громадный газоаэрозольный выброс в атмосферу, концентрирующий в том числе и фоновую радиоактивность среды, доказали, что запрет наносит значительно больший вред, чем разумные ограничения предельно допустимых радиационных воздействий.

Необходимость в нормировании радиации — *определении уровней безопасного облучения* — возникла сразу после открытия ионизирующих излучений и радиоактивности.

В 1928 г. в Женеве была учреждена Международная комиссия по защите от рентгеновских лучей и радия, ставшая в последующем наиболее авторитетной в мире Международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ). По инициативе комиссии была разработана и введена в практику первая единица измерения радиации — *рентген*. Вопрос о допустимых размерах облучения был решен, тем не менее, спустя пять лет на основе анализа накопленного в мировой практике материала, обобщенного Зивертом, Барклеем, Коксом и другими учеными. В качестве переносимой (толерантной) была рекомендована доза 200 мкР/сут, или 35 Р/год (в России, по постановлению Народного комиссариата труда, в качестве допустимой была принята доза облучения 1 Р/нед.).

Второй этап снижения доз допустимого профессионального облучения начался в военные и послевоенные годы, что во многом было связано с вовлечением громадного числа людей в практику радиационной военной физики, в добычу урановых руд, в испытания и применение ядерного оружия (Хиросима, Нагасаки), в строительство реакторов и атомных электростанций. Накопленные к этому времени материалы о серьезных отдаленных последствиях облучения, об ускорении процессов старения заставили, прежде всего, отказаться от понятия «толерантная (т. е. переносимая) доза» и ввести современное — *предельно допустимая доза (ПДД)* — «такая доза, которая, как можно полагать в свете современных знаний, не должна вызывать значительного повреждения человеческого организма в любой момент времени от начала радиационных воздействий на протяжении его жизни». В том же году в рекомендациях МКРЗ было впервые введено понятие о критических органах, т. е. «органах, облучение которых данной дозой причиняет наибольший вред облучаемому организму».

Расчеты и обобщения генетических исследований показали, что доза, удваивающая частоту спонтанных (естественных) мутаций у человека, находится в пределах 0,1–1 Зв (10–100 бэр),

привели к выводу о необходимости ограничения лучевых нагрузок как на лиц, занятых в радиационной практике, так и на население в целом. В 1948 г. МКРЗ было предложено снизить суммарную (профессиональную) лучевую нагрузку до 200 бэр (или 5 бэр) в год), запретить работу с источниками ионизирующего излучения лицам моложе 18 лет, беременным женщинам, ограничив суммарную лучевую нагрузку в детородном возрасте (до 30 лет) до 60 бэр. К 1958 г. эти практически неизменные до настоящего времени положения были утверждены международным конгрессом радиологов.

Первым официальным документом, нормирующим профессиональное облучение в нашей стране, явились «Санитарные нормы и правила при работе с радиоактивными изотопами» от 01.04.1953.

Впервые развернутые требования радиационной безопасности были отражены в документе 1960 г. «Санитарные правила работы с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений 333-60». В эти годы, подобно зарубежным национальным комиссиям по радиационной защите, создается отечественная Национальная комиссия по радиационной защите (НКРЗ) во главе с академиком АМН СССР А.А. Летаветом.

Благодаря работе этой комиссии в стране впервые разрабатывается национальный документ, соответствующий международным нормам радиационной безопасности, НРБ-69. В настоящее время в стране действует НРБ-99. С учетом этого юридического документа в России должны вестись все работы с ионизирующей радиацией и обеспечиваться радиационная безопасность всего населения.

Наиболее полно современные представления о радиационной безопасности изложены в публикациях МКРЗ № 26 и 60. Основной построения системы радиационной безопасности в стране является нормирование любых лучевых воздействий на население с учетом возраста, пола, профессиональной принадлежности, числа облучаемых и доли облучаемых по профессиональной принадлежности от общего числа жителей страны. Нормирование должно предусматривать полное предупреждение соматических реакций (снижение сопротивляемости организма, нарушения нервно-психического состояния) и максимальное снижение риска развития отдаленных реакций на облучение в виде опухолей, лейкозов, наследственных заболеваний (стохастические эффекты). Понятие о стохастическом эффекте (риске) и его размерах до сих пор спорно и нуждается в расшифровке. Согласно трактовке Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ),

риск — это всякое скрытое, явное, но проявляемое в будущем неблагоприятное влияние фактора среды на физическое развитие, здоровье и жизнедеятельность человека. Вместе с тем облучение в любых, даже незначительных, дозах сопряжено с риском. Поэтому в практику оценки радиационной безопасности введено понятие «относительный риск» — отношение риска от воздействия радиации (в ее допустимых размерах) к риску от воздействия нерадиационного (принятого обществом) фактора при осуществлении аналогичных технологий, лечении одинаковых заболеваний, получении одинаковой энергии и т. п. Иными словами, это «взвешенность» риска нового, радиационного, в риске старого, привычного.

Приемы оценок риска различны. Так, при оценке получения энергии радиационным (ядерным) и нерадиационными способами мы должны сопоставлять размеры риска по всей цепочке технологии производства, начиная от урановых и угольных шахт, транспортировки топлив, разгрузочно-перегрузочных работ и кончая риском непосредственного производства энергии на АЭС и аналогичной по мощности тепловой электростанции. Кроме того, риск должен оцениваться и по аналогичным (сопоставимым) последствиям воздействия производства: раковым заболеваниям, травмам (переоблучению), влиянию на заболеваемость в зоне производства и в прилегающих районах.

Вместе с тем такая оценка трудна, поскольку специфичный для данного производства риск чаще всего «смазывается» фоновым воздействием социальных, коммунальных и других факторов. Риск смерти от воздействия факторов нерадиационной природы, например несчастные случаи, профессиональные и не-профессиональные заболевания, убийства и самоубийства, колеблется в пределах от ста до миллиона в год (один шанс из 100 — один шанс из 1 000 000). Приведенные колебания слишком высоки, чтобы достоверно сравнивать их с риском радиационного производства энергии — от $3 \cdot 10^4$ до $2 \cdot 10^5$.

Распространенным подходом является оценка допустимости облучения по социально-экономическому соотношению «польза/вред» (любая новая технология несет в себе вред). Общество должно принимать новую технологию только в том случае, если вред, наносимый новой технологией, окупается приносимой ею пользой. Оценка не менее затруднительна. Японские обыватели, проживающие вблизи АЭС, находятся на полном государственном обеспечении.

Не менее остро встают вопросы и общего (допустимого) числа облучаемого населения страны. Проблема связана с оплошностями

захоронения радиоактивных отходов атомной промышленности, отслуживших медицинских и технических гамма-установок, радиоизотопов, ростом риска аварий на АЭС, массой медицинского профилактического облучения, с одной стороны, и ростом проявления генетических последствий облучения — с другой. Еще в 1933 г. генетик Меллер говорил о необходимости оберегать от радиации генетический материал человека, «нить единой данной нам зародышевой плазмы (ДНК) для сохранения человеческой расы в самом отдаленном будущем, а не увлекаться эфемерной выгодой одного, нынешнего поколения».

Во многих странах с этой целью введены правила жесткого ограничения любого вида облучения населения, в том числе и медицинского, в дозах, превышающих естественный радиационный фон. Число же облучаемых (по причинам места работы, жительства и др.) в более высоких дозах, близких к ППД, не должно превышать 2% от общего числа жителей страны. Рекомендуется и защита «разбавлением» облучаемых среди необлучаемого населения. Врачам, например, не рекомендуется вступать в брак с лицами аналогичной профессии.

Более жестко эти вопросы поставлены в последних публикациях МКРЗ, которая настаивает на полном прекращении сверхфоновое облучения населения и устранения из норм самого понятия «лица категории Б». Но, к сожалению, на практике это неосуществимо, особенно в настоящее время в нашей стране.

Очень важна достоверная информация населения о размерах радиационной опасности, методах снижения риска облучения, поскольку этот фактор, в отличие от других, неощутим. И превышение, и занижение риска может привести только к отрицательным изменениям в состоянии здоровья, в том числе и к неадекватным нервно-психическим реакциям.

Любой облучаемый должен знать дозу облучения и вероятные реакции организма на нее. Любое облучение должно быть оправданным (либо «окупаемым»), добровольным. Окупаемость должна обосновываться и оговариваться в каждом конкретном случае облучения.

Последние «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009) — (СП.2.6.2.758–99/2009) приняты в качестве юридического документа в нашей стране в 1999 г. В них предусмотрены следующие **основные принципы радиационной безопасности**:

1) *принцип нормирования* — непревышение допустимых пределов индивидуальных доз облучения граждан от всех источников ионизирующего излучения;

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

3) *принцип оптимизации* — поддержание на возможно низком и достижимом уровне индивидуальных доз облучения и числа облучаемых лиц при использовании любого источника ионизирующего излучения.

Нормы радиационной безопасности распространяются на следующие виды облучения персонала и населения:

- при нормальной эксплуатации техногенных источников ионизирующего излучения;
- в условиях радиационной аварии;
- природными источниками ионизирующего излучения;
- медицинское.

Требования по обеспечению радиационной безопасности сформулированы для каждого вида облучения. Суммарная доза от всех видов облучения служит только для оценки радиационной обстановки и медицинских последствий.

Требования НРБ-99 не распространяются на источники ионизирующего излучения, создающие годовую эффективную дозу не более 10 мкЗв и коллективную годовую дозу не более 1 чел.-Зв при любых условиях их использования, а также на космическое излучение на поверхности Земли и облучение, создаваемое 40 содержащимися в организме человека, на которые практически не возможно влиять.

Для количественной характеристики ионизирующей способности радиоактивного излучения в действующих ранее НРБ-96 использовалось понятие «экспозиционная доза». В последней редакции НРБ это понятие не применяется, соответственно не применяются и единицы его выражения — Кл/кг и рентген Р ($1 \text{ Р} = 2,58 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг}$). В новых нормах для характеристики этого показателя используют понятие «поглощенная доза», т. е. величина энергии излучения, переданная единице массы облучаемого вещества. Поглощенная доза измеряется в джоулях, деленных на килограмм (Дж/кг), и имеет специальное название — грей (Гр). Использувавшаяся ранее внесистемная единица «рад» равна 0,01 Гр.

Установлено, что биологическое действие одинаковых поглощенных доз разного вида излучений (α , β , γ и др.) на организм неодинаково.

Эффект лучевого воздействия на организм зависит не только от поглощенной дозы и ее фракционирования во времени, но и в

значительной степени от удельной ионизации данного вида излучения. Чем выше удельная ионизация, тем больше биологическое действие такого излучения, тем больше взвешивающий коэффициент данного вида излучения. Взвешивающий коэффициент показывает, во сколько раз биологическое действие данного вида излучения больше, чем β -, γ - или рентгеновского излучения, при одинаковой поглощенной дозе.

Взвешивающие коэффициенты для тканей и органов при расчете эффективной дозы:

• гонады	0,20;
• костный мозг (красный)	0,12;
• толстый кишечник (прямая, сигмовидная и нисходящая кишки)	0,12;
• легкие	0,12;
• желудок	0,12;
• мочевого пузыря	0,05;
• грудная железа	0,05;
• печень	0,05;
• пищевод	0,05;
• щитовидная железа	0,05;
• кожа	0,01;
• клетки костных поверхностей	0,01;
• остальные (надпочечники, головной мозг, слепая, восходящая и поперечно-ободочная кишки, тонкий кишечник, почки, мышечная ткань, поджелудочная железа, селезенка, вилочковая железа, матка)	0,05.

Для выработки общей основы, позволяющей сравнивать все виды ионизирующих излучений в отношении возможного возникновения вредных эффектов от облучения, вводится понятие «эквивалентная доза».

Эквивалентная доза равна произведению поглощенной дозы на взвешивающий коэффициент для данного вида излучения, равный, например, 1 — для рентгеновского, γ -, β -излучений, 20 — для α -излучения, т. е. при одной в той же поглощенной дозе биологическое действие α -излучения будет в 20 раз больше, чем рентгеновского, γ - или β -излучений.

Доза эквивалентная, или эффективная, — это доза, ожидаемая при внутреннем облучении, за время с момента поступления радиоактивных веществ в организм. Если это время не определено, то его следует принять равным 50 годам для взрослых и 7 — для детей.

Доза эффективная или эквивалентная годовая — сумма эффективной или эквивалентной дозы внешнего облучения,

полученной за календарный год, в ожидаемой эффективной или эквивалентной дозы внутреннего облучения, обусловленной поступлением в организм радионуклидов за этот же год.

Эффективная доза (Е) — мера риска возникновения отдаленных последствий облучения всего тела человека и отдельных его органов и тканей с учетом их радиочувствительности, равна сумме произведений эквивалентной дозы в органах и тканях на соответствующие взвешивающие коэффициенты.

Единица эффективной дозы — **зиверт (Зв)**.

Взвешивающие коэффициенты для тканей и органов при расчете эффективной дозы используются для учета различной чувствительности разных органов и тканей в возникновении стохастических (вероятностных) эффектов радиации (генетические заболевания, злокачественные новообразования, лейкозы).

В основу различной радиочувствительности органов и тканей положен закон радиочувствительности Бергонье—Трибондо, по которому наиболее чувствительными к ионизирующему излучению являются наименее дифференцированные ткани, клетки которых интенсивно размножаются.

При воздействии на организм человека ионизирующая радиация может вызвать эффекты двух видов:

- *детерминированные пороговые эффекты* (лучевая болезнь, лучевой дерматит, лучевая катаракта, лучевое бесплодие, аномалии развития плода и др.);
- *стохастические (вероятностные) беспороговые эффекты* (злокачественные опухоли, лейкозы, наследственные болезни).

В проявлении ранних детерминированных эффектов характерна четкая зависимость от дозы облучения радиационных повреждений разной степени тяжести — от скрытых, т. е. незначительных, без клинических проявлений, до смертельных.

Так, клинически значимое подавление кроветворения при остром облучении наблюдается с порогом 0,15 Гр поглощенной дозы во всем красном мозге. Пороговая доза для лучевой катаракты — 0,15 Гр/год. Радиационные поражения кожи легкой, средней и тяжелой степеней тяжести развиваются при местном облучении соответственно в дозах 8–10, 10–20, 30 Гр. Пороговая доза, вызывающая острую лучевую болезнь, — 1 Гр. При дозах 3–5 Гр в результате повреждения стволовых клеток костного мозга 50% облученных могут погибнуть (без лечения) в течение 60 сут. При дозах >15 Гр летальный исход у всех облученных наступает в течение 5 суток.

Эффективность хронического облучения также зависит от мощности дозы. Например, доза облучения персонала 5 МЗв/год

не позволяет выявить повреждений с помощью современных методов исследования.

Доза хронического облучения в течение нескольких лет 100 мЗв/год вызывает снижение неспецифической резистентности организма, а 500 мЗв/год может привести к развитию хронической лучевой болезни.

Таким образом, доказан и существует дозовый порог проявления детерминированных эффектов, которые, как правило, возникают при значительных дозах облучения, в основном вследствие гибели части клеток в поврежденных органах или тканях.

Не существует дозового порога стохастических (вероятностных) эффектов. Это означает, что возникновение стохастических эффектов теоретически возможно при сколь угодно малой дозе облучения. Величина дозы ионизирующего излучения влияет на вероятность стохастических эффектов, но не на тяжесть их. То есть чем выше доза облучения, тем больше частота (вероятность) случаев проявления раковых заболеваний или наследственных дефектов в популяции людей, в том числе у каждого индивидуума.

Очень важно специальное понятие «**коллективная доза облучения**» — произведение двух величин: средней эффективной индивидуальной дозы в облученной когорте и численности людей, которые подверглись облучению. Обозначается коллективная доза в человеко-зивертах или человеко-греях (чел.-Зв; чел.-Гр).

Из определения коллективной дозы следует, что эта величина возрастает не только при увеличении индивидуальных доз, но и при увеличении числа облученных людей. При этом вероятность риска (частота стохастических эффектов) будет также возрастать.

Расчеты показывают, что при коллективной дозе облучения 1000 чел.-Зв можно ожидать возникновения 60 злокачественных опухолей (излечимых и со смертельным исходом) в каждой популяции людей.

Ограничение возникновения именно этих вероятностных эффектов после воздействия радиации является медико-гигиенической основой радиационной защиты и регламентации пределов доз облучения.

Исходя из того, что постулируется сугубо научное положение о том, что любая доза облучения в принципе опасна (беспороговое действие), общество обязано установить и принять величину приемлемого риска от дополнительного антропогенного радиационного воздействия на население и отдельных его членов. При этом в качестве главной цели следует добиваться того,

чтобы уменьшить риск облучения отдельных лиц и населения в целом. Нужно стремиться к достижению минимально низких уровней облучения, достижимых с учетом экономических и социальных факторов (ведь следует признать, что современное общество без рисков является утопией: все виды человеческой деятельности или отсутствие таковой сопряжены с некоторым риском).

Последнее фундаментальное положение, лежащее в основе регламентации радиационного фактора, состоит в том, что предотвращение данного риска (на фоне химических, биологических и др.) может дискриминировать значимость другого вида риска, объективно определяющего гораздо больший ущерб общественному здоровью и отдельному индивидууму.

Нормами радиационной безопасности устанавливаются следующие **группы облучаемых лиц**:

- *группа А* — персонал (лица, работающие с техногенными источниками излучения);
- *группа В* — лица из персонала, находящиеся по условиям работы в сфере воздействия техногенных источников излучения;
- *все население*, включая лиц из персонала вне сферы и условий их производственной деятельности.

Для категорий облучаемых лиц устанавливаются **три класса нормативов**:

- I — основные пределы доз (ПД);
- II — допустимые уровни монофакторного воздействия (для одного радионуклида, пути поступления или одного вида внешнего излучения), являющиеся производными от основных пределов доз:
 - пределы годового поступления (ПГП);
 - допустимые среднегодовые объемные активности (ДООА);
 - среднегодовые удельные активности (ДУА) и др.;
- III — контрольные уровни. Речь идет о предельно допустимых выбросах (ПДВ) в атмосферу, предельно допустимых сбросах (ПДС) отходов.

Основные пределы доз. *Предел дозы* (ПД) — это величина годовой эффективной или эквивалентной дозы техногенного облучения, которая не должна превышаться в условиях нормальной работы. Соблюдение предела годовой дозы предотвращает возникновение детерминированных эффектов, при этом вероятность стохастических эффектов сохраняется на приемлемом уровне.

Допускается одновременное облучение до указанных пределов по всем нормируемым величинам.

Таблица 3.9

Основные пределы доз (НРБ-99):

	Персонал (группа А)	Персонал (группа Б)	Населе- ние
Эффективная доза (в среднем за любые последовательные 5 лет), мЗв/год	20 (≤ 50)	5 ($\leq 12,5$)	1 (≤ 5)
Эквивалентная доза, мЗв/год: — в хрусталике глаза	150	37,5	15
— в коже	500	125	50
— в кистях и стопах	500	125	50

Основные пределы доз облучения не включают дозы природного и медицинского облучения, а также вследствие радиационных аварий. На эти виды облучения устанавливаются специальные ограничения.

При одновременном воздействии на человека источников внешнего и внутреннего облучения годовая эффективная доза не должна превышать основных пределов доз.

Для женщин в возрасте до 45 лет, работающих с ионизирующими источниками излучения, вводятся дополнительные ограничения: эквивалентная доза на поверхности нижней части области живота не должна превышать 1 мЗв/мес., а поступление радионуклидов в организм за год не должно быть более 0,05 предела годового поступления для персонала. В документе отмечено, что администрация предприятия обязана перевести беременную женщину на работу, не связанную с источниками ионизирующего излучения, со дня информации о факте беременности до окончания грудного вскармливания ребенка.

Планируемое повышенное облучение при ликвидации аварии выше установленных дозовых пределов может быть разрешено только в тех случаях, когда нет возможности принять меры, исключающие их превышение, и может быть оправданно только спасением жизни, предотвращением дальнейшего развития аварии и облучения большого количества людей. Планируемое повышенное облучение допускается только для мужчин старше 30 лет при их добровольном письменном согласии, знании возможных доз облучения и о риске для здоровья.

Планируемое повышенное облучение в дозе не более 100 мЗв/год допускается с разрешения территориальных органов Госсанэпиднадзора, а облучение в дозе ≤ 200 мЗв год — только

с разрешения Госсанэпиднадзора Министерства здравоохранения России.

Для студентов и учащихся старше 16 лет, проходящих профессиональное обучение с использованием источников излучения, годовые дозы не должны превышать значений, установленных для персонала группы Б.

Производный от основных пределов доз норматив — **предел годового поступления (ПГП)**, измеряемый в беккерелях в год, — допустимый уровень поступления данного радионуклида в организм в течение года, который при монофакторном воздействии приводит к облучению условного человека ожидаемой дозой, равной соответствующему пределу годовой дозы.

Нормируются разные значения ПГП: в зависимости от радионуклида, для персонала (в воздухе рабочих помещений), для населения (в атмосферном воздухе, а также в воде и пище).

ПГП зависит в том числе от степени опасности радиоактивных элементов при попадании внутрь и определяется их радиотоксичностью — свойством радиоактивных изотопов вызывать большие или меньшие патологические изменения при попадании их в организм.

Среднегодовые допустимые объемные активности (ДОА), Бк/м³, отдельных радионуклидов для воздуха и уровни вмешательства (УВ), Бк/кг, для воды и пищи вычисляются как отношение ПГП радионуклида к объему (V) воздуха и массы воды (M), с которыми радионуклид поступает в организм человека на протяжении календарного года. ДОА выражается:

Для **персонала**:

- объем вдыхаемого воздуха — $2,4 \cdot 10^3$ м³/год;
- время работы для персонала — 1 700 ч/год;
- масса потребляемой воды равна нулю.

Для **населения**:

- объем вдыхаемого воздуха — в зависимости от возраста;
- время возможного поступления в организм радионуклида — 8 800 ч/год (примерно 365 дней);
- масса потребляемой воды — 730 кг/год (для взрослых).

Возможное поступление радионуклидов с пищей рассчитывают исходя из местных статистических данных о годовом потреблении отдельных пищевых продуктов при оценке по ПГП или сравнивают с УВ.

В решении проблемы защиты персонала от воздействия ионизирующих излучений важное место занимают вопросы ограничения загрязнения радионуклидами рабочих поверхностей, кожи, спецодежды и т. д.

Для контроля за таким загрязнением вводится **допустимый уровень общего радиоактивного загрязнения**, число частиц/(мин·см²).

Допустимые уровни общего радиоактивного загрязнения рабочих поверхностей, кожи (в течение рабочей смены), спецодежды и средств индивидуальной защиты, (число частиц/(мин·см²)) приведены в табл. 3.10.

Таблица 3.10

Активные нуклиды	α -*	β -
Неповрежденная кожа, спецбелье, полотенца, внутренняя поверхность лицевых частей средств индивидуальной защиты	2 (2)	200
Основная спецодежда, внутренняя поверхность дополнительных средств индивидуальной защиты, наружная поверхность спецобуви	5 (20)	2 000
Поверхность помещений постоянного пребывания персонала и находящегося в них оборудования	5 (20)	2 000
Поверхность помещений периодического пребывания персонала и находящегося в них оборудования	50 (200)	10 000
Наружная поверхность дополнительных средств индивидуальной защиты, снимаемой в саншлюзах	50 (200)	10 000

* Отдельные (прочие).

Источники ионизирующих излучений, воздействующих на человека, могут быть либо открытыми, либо закрытыми.

Радионуклиды, которые могут загрязнять внешнюю среду и попадать с вдыхаемым воздухом, пищей и водой, а также через кожу внутрь организма, называются *открытыми* (пары, газы, жидкости и порошки). Они, как правило, вызывают внутреннее облучение.

Для определения необходимости организации защиты и проведения мероприятий по деконтаминации объектов окружающей среды они должны подвергаться радиометрическому исследованию и санитарной оценке степени загрязнения радионуклидами на основании допустимых уровней — ДОЛ или ДУА (допустимых удельных активностей).

Оценка соответствия суммарных лучевых нагрузок населения НРБ-99 представляет серьезную проблему вследствие

чрезвычайной вариабельности радиоактивности среды (почв, строительных материалов жилья, продуктов и состава питания). Ориентировочно оценить дозу внешнего облучения от почв це-
 зием (гамма-излучатель) можно по формуле

$$D_0 = 2A,$$

где D_0 — мощность экспозиционной дозы от гамма-активных излучателей (строительных материалов), мкР (мкбэр)/ч;
 A — активность, Ки/км².

Таблица 3.11

**Временная допустимая радиоактивность пищевых
 продуктов и питьевой воды, вводимая в аварийных
 ситуациях, Ки/кг, Ки/л**

Продукт	Удельная активность	Контрольные ВДУ-91
Вода питьевая	$50,0 \cdot 10^{10}$	$10,0 \cdot 10^{10}$
Молоко, сметана, творог, сыр, сли- вочное масло	$1,0 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-8}$
Молоко сгущенное	$3,0 \cdot 10^{-8}$	$3,0 \cdot 10^{-8}$
Молоко сухое	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$
Мясо (говядина, свинина, барани- на), птица, рыба, мясные и рыбные продукты	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$2,0 \cdot 10^{-8}$
Жиры растительные и животные, маргарин	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$
Картофель, корнеплоды, овощи, столовая зелень, фрукты, ягоды (от- мытые от почвенных частиц), кон- сервированные фрукты, ягоды, мед	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$2,0 \cdot 10^{-9}$
Хлеб и хлебобулочные изделия	$1,0 \cdot 10^{-8}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$
Свежие дикорастущие грибы, яго- ды (отмытые от почвенных частиц)	$4,0 \cdot 10^{-8}$	$4,0 \cdot 10^{-8}$
Сушеные грибы и дикорастущие ягоды, чай	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$
Продукты детского питания	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$
Лекарственные растения	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$

Например, при радиоактивной загрязненности почв 15 Ки/км^2 одночасовое пребывание на открытом воздухе ведет к формированию 30 мкР . В год при таких условиях, при ежедневном пребывании на открытом воздухе в течение 5 ч, будет накапливаться доза $0,1 \text{ Р (бэр)}$ — величина, не превышающая допустимую в пересчете на предел дозы для населения в миллизивертах.

Более сложна оценка **внутреннего облучения** — от источников, попавших в организм с аэрозолями, продуктами питания (основной путь), водой. Скорость выведения, места наибольшего накопления в организме, скорость и энергия распада чрезвычайно различны. Для крайне приближенной оценки дозы можно использовать формулу

$$D_{\text{п}} = 73,8 E_{\text{ср}} T_{\text{эфф}} g / m,$$

где $E_{\text{ср}}$ — энергия распада оцениваемого радионуклида;

$T_{\text{эфф}}$ — время двукратного снижения радиоактивности в организме;

g — накопленная, поступившая в организм радиоактивность;

m — масса органа (тела), накапливающего радионуклид.

В случае аварийных ситуаций вводится понятие **временного допустимого уровня (ВДУ)**. В таблице 3.11 приведены его значения, установленные для территорий, пострадавших от Чернобыльской аварии.

Сложившиеся радиационно-гигиенические принципы нормирования антропогенного загрязнения среды недостаточно полны вследствие незначительно накопленного материала «радиационных стрессов» экосистем и отсутствия теоретических разработок такого ряда. Установление ПДК радиоактивных веществ, ВДУ радиоактивных загрязнений среды проводится с учетом накопленных доз и оценок радиационной безопасности человека, без учета общих циклов метаболизма радионуклидов в звеньях миграции, трофических экосистемных связей и последующих косвенных (опосредованных) реакций на радиоактивную загрязненность среды. Несмотря на доказанную радиорезистентность природных сообществ в эксперименте, такие исследования крайне необходимы, поскольку в структуре цепей миграции радионуклидов в биогеоценозах неизбежно выявление критических звеньев с большей выраженностью радиогенных реакций, как в сторону стимула (микробиоты, например), так и подавления функций, с последующей труднопредсказуемой цепью изменений симбиотических связей и нежелательных последствий. Уменьшение видового разнообразия животных отмечалось при

довольно низких (2–5 рад/сут) уровнях радиационных воздействий. Некоторые устойчивые лесные деревья выживали при довольно высоких (10–40 рад/сут) дозах облучения. При этом растительность была угнетена в росте и очень восприимчива к насекомым и болезням. Так, на второй год после облучения дозой 0,1 Гр/сут сосново-дубового леса произошла 200-кратная вспышка численности дубовой тли.

Существующие нормы содержания радионуклидов ядерно-энергетического происхождения в среде, растительности, организмах животных рассматриваются как пределы радиоактивности звеньев миграции фактора с целью оценки риска накопления в «конечном» с позиций радиационной гигиены звене — организме человека. Считается, что вследствие многотрофности, максимальной по сравнению с другими составляющими экосистем внеконкурентной функциональной активности, человек является ведущим кумулятором радиационного фактора. Однако реальные накопленные дозы внутреннего облучения от новейших цезийстронциевых метаболитов среды нередко указывают на обратное.

Накапливаемая деревьями (особенно елью, сосной и пихтой) радиоактивность в 20 раз превышает накопление фактора организмом человека, достигая 0,5 Гр при прочих равных условиях. По всей вероятности, именно эта неучтенная особенность радиационного метаболизма и кумуляции радионуклидов лежит в основе болезненности лесов, прилегающих к АЭС в непосредственной близости от промышленных центров Европы, США. Значительно превышаются антропогенные и лучевые нагрузки на сельскохозяйственные зерновые, особенно в период интенсивного роста растений. Радиоактивность зерна достигает 3–7 Гр — доз, явно превышающих границы гормезисных реакций и ведущих к подавлению созревания, резкому росту числа мутаций и накоплению неблагоприятного генетического груза выращиваемых культур. На территориях регулярного загрязнения среды, ведущего к формированию лучевых нагрузок у человека порядка 0,5–3,0 сЗв/год, облучение популяций трав достигает 50–300 сЗв. При этом у коров при их выпасе на таких территориях развивается хроническая лучевая болезнь, сопровождающаяся резким, на 25–50%, снижением лактации.

Причины таких различий разнообразны. Мощный вклад в снижение лучевых нагрузок на человека вносят настоженность населения, разработка комплекса мероприятий по предупреждению поступления радионуклидов в организм человека при отсутствии таких мер в экосистемах в целом. Не менее важна

и недостаточность накопленных данных об особенностях метаболизма в звеньях экосистем, различий трофических цепей, рационов, структуры питания. Разнотипность рационов человека и животных приводит и к соответствующим различиям лучевых нагрузок. Примером могут служить олени, основной корм которых — лишайник — является мощным кумулятором стронция, загрязняющего эти районы от экспериментальных ядерных взрывов. Несмотря на то, что конечной цепью миграции этого радионуклида является человек (потребляющий оленину) дозы облучения костной и кроветворной ткани оленей превышают аналогичные лучевые нагрузки на человека в два раза.

Приведенные примеры показывают, что в ряде экологических ситуаций растительность, определенные группы животных становятся критическими, по накоплению фактора, звеньями экосистем, что может служить основой их инволюции, патологической деформации биоценозов и его звеньев.

Сравнивая радиационно-гигиенические нормативы с радиационно-экологическими, следует иметь в виду, что при разработке антропогенных пределов радиационных воздействий в них закладывается высокий коэффициент запаса: доза, вызывающая непосредственные соматические радиогенные реакции у человека, в 100–1000 раз выше принятых ППД. Подобные экологические разработки, указывающие на размеры «радиологической емкости» экосистем, с учетом климатических, эндемических характеристик, видового разнообразия биоценозов отсутствуют. Разработка экологических норм радиационных воздействий остается одной из нерешенных проблем.

Контрольные вопросы и задания

1. Что понимают под прямым и косвенным действием излучения?
2. Назовите первичные радиационно-химические процессы, возникающие в облученных растворах.
3. Какова относительная роль прямого и косвенного действия излучения в лучевом поражении клетки?
4. Что понимают под летальным эффектом облучения клетки?
5. В чем отличие репродуктивной формы гибели от интерфазной?
6. Что такое потенциальные радиационные повреждения клетки?
7. Какими методами выявляют сублетальные и потенциально-летальные повреждения?

8. В чем суть об экспериментов М. Элkinда и В.И. Корогодина?
9. Какова радиочувствительность клеток на разных стадиях цикла?
10. Охарактеризуйте основные параметры кривой выживания.
11. В чем отличие кривых выживания при действии редко- и плотноионизирующих излучений?
12. В чем принципиальное различие дозовой зависимости летальных реакций клеток от аналогичной зависимости для обратимых клеточных реакций, например задержки деления?
13. В чем смысл классических экспериментов Б.Л. Астаурова, доказывающих определяющую роль ядра в радиочувствительности клетки?
14. Охарактеризуйте типы радиационных повреждений ДНК. Какие из них являются причиной аберраций хромосом?
15. Можно ли искусственно модифицировать радиочувствительность биологических объектов: сделать их по желанию более устойчивыми к действию излучения или, напротив, усилить их поражение?
16. Средства ослабления и усиления лучевых реакций; протекторы и сенсibilизаторы.
17. Каковы количественные критерии модификации радиочувствительности?
18. Кислород — универсальный радиомодифицирующий агент. Объясните сущность кислородного эффекта.
19. Какова зависимость задержки деления клеток от дозы облучения?
20. Чем определяется волнообразный характер восстановления митотической активности после облучения активно пролиферирующих тканей?
21. В чем сущность правила Бергонье—Трибондо?
22. Что понимают под аддитивностью, синергизмом и потенцированием эффектов?
23. Что такое ФИД и каковы методы его определения?
24. Что понимают под кислородным эффектом и каковы методы его оценки?
25. Какова зависимость кислородного эффекта от концентрации кислорода?
26. Какова связь кислородного эффекта с ЛПЭ?
27. Как влияет кислород на процессы пострadiационного восстановления?
28. Что такое ОБЭ и каковы методы ее оценки?
29. Как связана ОБЭ с ЛПЭ? Какие факторы, кроме ЛПЭ, влияют на величину ОБЭ?

30. В чем состоят ограничения при оценке ОБЭ?
31. Что понимают под хронической лучевой болезнью?
32. Изложите классификацию степеней лучевой болезни в зависимости от дозы облучения и ее распределения во времени.
33. Чем определяется прогноз поражения?
34. Как с позиций теории мишени интерпретируются основные параметры кривых доза — эффект?
35. Назовите границы применения теории мишени. В чем суть стохастической теории, ее сходство и отличие от мишени?
36. Как понимается механизм биологического действия ионизирующих излучений с позиций гипотезы липидных радиотоксина и структурно-метаболической теории?
37. В чем состоят ограничения качественных подходов к интерпретации механизма радиобиологического эффекта?
38. Охарактеризуйте лучевые реакции различных органов и систем с клеточно-кинетических представлений.
39. В чем состоят особенности лучевого поражения слабо обновляющихся тканей?
40. Почему радиочувствительность организма оценивается практически в диапазоне доз, вызывающих костно-мозговой синдром?
41. Чем определяются межвидовые и индивидуальные различия в радиочувствительности организма?
42. Каковы основные пути поступления радионуклидов в организм и типы их распределения в нем?
43. Чем определяются особенности поражения, вызванные инкорпорированными радионуклидами?
44. Охарактеризуйте критический орган при инкорпорированном облучении.
45. Что понимают под дистанционным и опосредованным эффектами облучения?
46. Как выявляется опосредованное действие облучения на систему кроветворения и какова его роль в общем эффекте поражения этой системы?
47. В чем выражается радиационное нарушение иммунитета?
48. К чему сводятся основные нарушения обмена веществ в организме, возникающие под влиянием облучения?
49. Какова возможная роль токсинов (не смешивать с первичными токсинами) в дистанционных и опосредованных эффектах облучения?

Глава 4

ИСТОЧНИКИ ИОНИЗИРУЮЩЕГО ИЗЛУЧЕНИЯ

Введение

Ионизирующим называется излучение, взаимодействие которого с атомами среды приводит к образованию ионов разного знака. Различают *непосредственно ионизирующее излучение* (состоящее из заряженных частиц с энергией, достаточной для ионизации атомов при столкновении) и *косвенно ионизирующее излучение* (состоящее из незаряженных частиц и квантов, которые могут создавать непосредственно ионизирующее излучение и (или) вызывать ядерные превращения). Источники ионизирующего излучения — среда, объект или техническое устройство, испускающее или способное в определенных условиях испускать ионизирующее излучение. Источники ионизирующего излучения формируют радиационный фон в среде, у земной поверхности на открытой местности, вокруг объектов или внутри зданий или сооружений.

Радиационный фон у поверхности Земли складывается из космического излучения, излучения от радионуклидов, содержащихся в земной коре, почве и других объектах внешней среды, — естественных радионуклидов (ЕРН), излучения от ЕРН, повышенного в результате добычи и (или) переработки значительных количеств минерального сырья, технологически измененный (как правило, повышенный) фон от ЕРН, излучения от искусственных радионуклидов (ИРН), образовавшихся в результате

деятельности человека (ядерные взрывы, сбросы и выбросы предприятий ядерного топливного цикла и др.).

Фоновое облучение живых организмов космическим излучением, излучением от ЕРН, содержащихся в самом организме и окружающей среде, в большинстве случаев превосходит излучение от других источников. Фоновое излучение сопровождало всю историю возникновения и развития жизни на Земле, являясь важным фактором мутагенеза, существенного для эволюции живых организмов в биосфере.

Техногенное повышение радиационного фона от ЕРН и ИРН может привести к отрицательным и (или) даже губительным последствиям для живых организмов.

Ниже будут рассмотрены основные источники ионизирующего излучения, формирующие радиационный фон у поверхности Земли.

В конце главы приведены сведения о компонентах дозы облучения человека (средние для Земли). Эти данные не дают представления о разовых нагрузках населения в конкретных условиях и, тем более, не характеризуют условия облучения других живых организмов. Они дают представление о роли различных источников ионизирующего излучения в формировании среднего для земной поверхности радиационного фона и для населения Земли в целом.

4.1. Космическое излучение

Космическое излучение подразделяют на *первичное* и *вторичное*.

Первичное космическое излучение — поток атомных ядер высокой энергии галактического и солнечного (~90%) происхождения, в основном протонов, α -частиц и ядер более тяжелых элементов, падающих на Землю из мирового пространства. Состав ядер первичного космического излучения приведен в табл. 4.1 для широты 51° с.ш. (для широты 41° с.ш. поток протонов около $610 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$).

Таблица 4.1

Группа ядер	Обозначение	Заряд	Средняя масса, А	Поток, $\text{м}^{-2} \text{ с}^{-1}$	Поток, %
1	2	3	4	5	6
протоны	p	1	1	1 300	92,9
ядра гелия	α	2	4	88	6,3

Окончание табл. 4.1

Группа ядер	Обозначение	Заряд	Средняя масса, А	Поток, $\text{м}^{-2} \text{с}^{-1}$	Поток, %
1	2	3	4	5	6
легкие	<i>L</i>	3–5	10	1,9	0,13
средние	<i>M</i>	6–9	14	5,6	0,40
тяжелые	<i>H</i>	≥ 10	31	2,5	0,18
сверхтяжелые	<i>VH</i>	≥ 20	51	0,7	0,05

Присутствие в первичном излучении ядер дейтерия ${}^2_1\text{D}$ не установлено (вероятно, их меньше 0,014% от потока ${}^1_1\text{H}$), так же как и ядер трития ${}^3_1\text{H}$. Частицы, наблюдаемые в космическом излучении, делят на следующие группы: *L*, *M*, *H* и *VH* (соответственно, легкие, средние, тяжелые и сверхтяжелые). В группе гелия кроме ${}^4_2\text{He}$ содержится ~0,03% ядер ${}^3_2\text{He}$, группу *L* составляют ядра Li (23%), Be (10%) и B (67%), группу *M* — ядра C (44%), N (21%), O (31%) и F (4%), группу *H* — ядра Ne (21,4%), Na (13,4%), Mg (23,2%), Al (4,5%), Si (8%), P (0,9%), Cl (0,7%) и Ar (12,4%), группу *VH* составляют ядра Ca (4,7%), Sc (0,8%), Ti (3%), V (0,8%), Cr (5%), Fe (9,9%) и Ni (1,3%).

По отношению к естественной распространенности элементов во Вселенной в первичном космическом излучении значительно (~в 10^5 раз) меньше легких ядер (группа *L*).

Средняя энергия первичных космических лучей около 10^4 МэВ, а отдельные частицы могут иметь энергию 10^{13} МэВ и более. Поток первичных частиц на границе атмосферы в высоких широтах при минимуме солнечной активности $0,7\text{--}1,0 \text{ см}^{-2} \text{с}^{-1}$, а на уровне моря в среднем $1,7 \cdot 10^{-2} \text{ см}^{-2} \text{с}^{-1}$ и слабо зависит от солнечной активности.

Большинство первичных космических частиц испытывают неупругие столкновения с ядрами атомов воздуха в верхних слоях земной атмосферы, образуя вторичное излучение. Пробег их до взаимодействия изменяется от 60 г/см^2 для протонов до 20 г/см^2 для тяжелых ядер. Поэтому на высотах ниже 20 км космическое излучение содержит очень мало первичных частиц и носит практически полностью *вторичный характер*.

Взаимодействие первичного излучения с ядрами атомов воздуха сопровождается множественным рождением элементарных частиц — в основном (на 80–85%) π -мезонов различного заряда (π^+ , π^- , π^0), а также *K*-мезонов. Эти быстрые частицы, в свою

очередь, взаимодействуя с ядрами, рожают другие частицы. Таким образом, за счет энергии первичных частиц формируется ядерно-каскадный процесс с несколькими поколениями вторичных частиц.

Упрощенная схема развития ядерно-каскадного процесса и образования электронно-фотонного ливня космического излучения выглядит следующим образом:

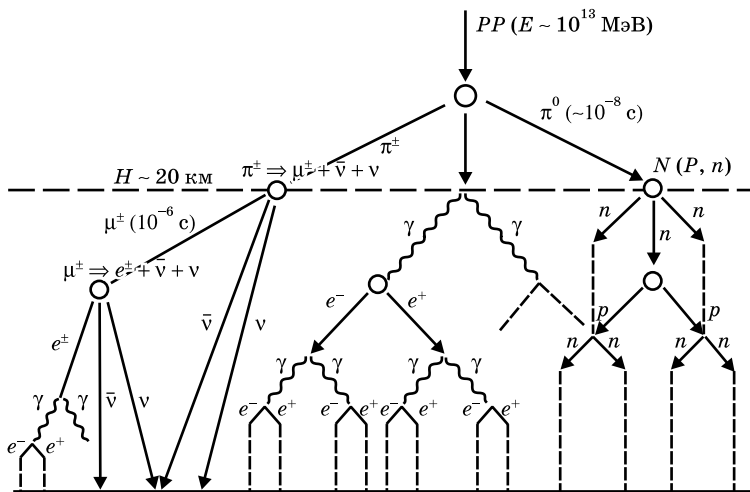


Рис. 4.1. Развитие ядерно-каскадного процесса и образование электронно-фотонного ливня космического излучения

Видно, что во вторичном космическом излучении встречаются многие элементарные частицы: π^+ -, π^- -, π^0 -мезоны, K -мезоны, μ -мезоны, электроны и позитроны, нейтрино ν и антинейтрино $\bar{\nu}$, протоны p и нейтроны n . Нейтрино и антинейтрино образуются в процессах:

$$\pi^+ \rightarrow \mu^+ + \nu \quad \pi^- \rightarrow \mu^- + \bar{\nu} \quad \mu^\pm \rightarrow e^\pm + \nu + \bar{\nu};$$

$$p \rightarrow n + e^+ + \nu \quad n \rightarrow p + e^- + \bar{\nu}.$$

В первичном космическом излучении нейтронов мало, всего $\sim 1 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$, а на уровне моря $\sim 200 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$. Мезоны составляют до 75% жесткой компоненты (почти $89 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$). Интенсивность высокоэнергетических электронов $10^2 - 1,3 \cdot 10^3 \text{ МэВ}$ в первичной

компоненте (вне атмосферы Земли) составляет $\sim 35 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$ и увеличивается с уменьшением энергии до 25–100 МэВ. Интенсивность первичных гамма-квантов в среде $\sim 5,5 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$, вторичных (в атмосфере) $\sim 3,6 \cdot 10^2 \text{ м}^{-2} \text{ с}^{-1}$.

Жесткая компонента на уровне моря по интенсивности составляет $\sim 70\%$, а мягкая $\sim 30\%$. Жесткая компонента состоит преимущественно из μ -мезонов, поток которых уменьшается по мере проникновения в грунт, горные породы, воду (в 10 раз при прохождении слоя воды толщиной 50 м).

Каскадное размножение практически заканчивается при энергии частиц 10^3 МэВ, ниже которой начинают преобладать процессы возбуждения ядер и упругое рассеяние частиц. Параллельно с развитием ядерного каскада (жесткая компонента) происходит рост его электронно-фотонной (мягкой) компоненты преимущественно за счет π^0 -мезонов. При распаде π^0 -мезонов рождаются гамма-кванты, а затем электронно-позитронные пары и комптон-электроны. Формирование мягкой компоненты начинается на самой ранней стадии развития ядерного каскада. Средняя энергия этого компонента быстро уменьшается, а вклад ее в космическое излучение начинает преобладать на высоте 10–15 км. На меньших высотах и на уровне моря она пополняется за счет распада μ -мезонов ($\mu \rightarrow e^- + \nu + \bar{\nu}$).

Рассеяние электронов в каскаде приводит к пространственному расхождению электронно-фотонной компоненты в ливне, поперечные размеры которого могут достигать нескольких сот метров и более (широкие атмосферные ливни). Ядерно-активная компонента, достигающая земной поверхности, состоит преимущественно из протонов и нейтронов. Протоны быстро поглощаются в атмосфере, почве, воде, а нейтроны замедляются до тепловых энергий и убывают за счет ядерных реакций (преимущественно в реакциях $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$).

На границе атмосферы с земной поверхностью в результате альбедо (облачного рассеяния, отражения первичных частиц и гамма-квантов) и псевдоальбедо (облачное рассеяние частиц или квантов в результате взаимодействия с ядрами земной поверхности) формируется ядерно-активная (нейтронная) компонента вблизи земной поверхности (см. на рис. 4.2).

Характеристики космического излучения во многом определяются магнитным полем Земли, образующим так называемые *радиационные пояса*, простирающиеся на расстоянии до 8 земных радиусов. Нижний пояс лежит между 30° и 60° к северу и югу от экватора, а внешний пояс — в области более низких широт. Во внешнем поясе преобладают первичные ядерно-активные

частицы и электроны большой энергии. Они движутся по спиралям вокруг силовых линий магнитного поля, отражаясь в районе полюсов вследствие увеличения плотности силовых линий. Внутренний пояс состоит преимущественно из протонов с энергией от нескольких единиц до сотен МэВ (максимальная плотность потока $4 \cdot 10^4 \text{ см}^{-2} \text{ с}^{-1}$ при энергии 50 МэВ) и электронов с энергией 0,1–0,4 МэВ.

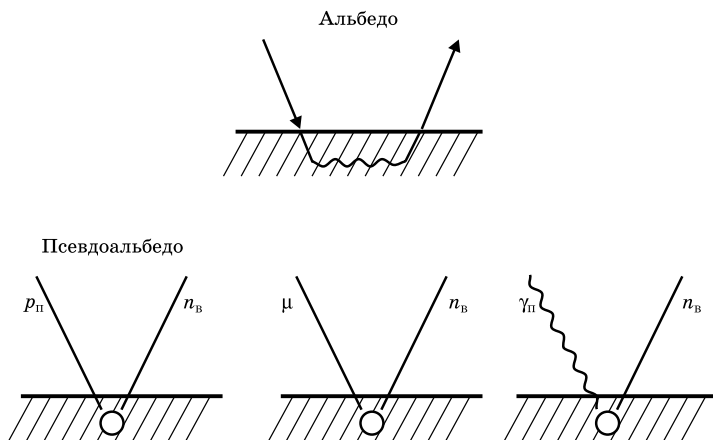


Рис. 4.2

Индекс «п» — первичная частица или квант, индекс «в» — вторичная частица.

Изменения (вариации) космического излучения во времени во многом определяются изменением во времени солнечной активности (хромосферные вспышки и др. реакции). **Солнечные вспышки** — наиболее бурные процессы на Солнце с выбросом плазмы со скоростями от нескольких сот до нескольких тысяч км/с. Они связаны с интенсивными, но кратковременными увеличениями яркости большей или меньшей части флоккулов (светлых областей в хромосфере вблизи солнечных пятен). Изменения эти происходят, вероятно, в результате быстрого изменения структуры магнитного поля в хромосфере над активными областями. В большинстве случаев вспышки захватывают очень ограниченный участок хромосферы и длятся всего несколько минут. Но бывают более крупные по размерам вспышки, которые длятся десятки минут, а отдельные охватывают значительную

часть флоккулов и продолжаются несколько часов. Последние и являются главным источником радио- и магнитных помех на Земле, так как поток заряженных частиц, выбрасываемых при таких солнечных вспышках, вызывает наибольшие возмущения магнитного поля Земли и наибольшие изменения ионизации в ионосфере.

Приход на Землю первичного космического излучения зависит от **условий** его **распространения** в межпланетном пространстве. Космические частицы распространяются вдоль силовых линий магнитных полей, имеющих вид архимедовой спирали, исходящей из активной области на Солнце, причем закручивание происходит в направлении вращения Солнца. Поэтому поток первичного космического излучения на Земле наблюдается только от вспышек на западном полушарии Солнца, на Землю попадает меньше 50% частиц от всех сильных вспышек.

Время «в пути» частиц от Солнца до Земли колеблется от 10 мин (вспышка 4 мая 1960 г.) до 12 ч (вспышка 10 июля 1959 г.) после начала вспышки интенсивного светового излучения. Время зависит не только от энергии частиц, но и от положения вспышки на Солнце и геометрии межпланетного магнитного поля.

При подходе к магнитосфере Земли вспышка вызывает, в частности, магнитные бури — резкие изменения характеристик магнитного поля Земли. Вспышки во взрывной фазе (подъем интенсивности до максимума) занимают ~10 с (до 10–20 мин у наиболее мощных вспышек), а в фазе спада — значительно больше времени (до часов и более). В составе плазмы вспышки преобладают протоны и α -частицы.

Вспышки на Солнце являются ближайшим к Земле источником первичного космического излучения. Практически все, даже самые слабые вспышки, генерируют частицы высоких энергий и космическое излучение с энергией от нескольких десятков кэВ до 104 МэВ. Причем поток частиц с энергией E зависит от нее, как E^{-n} , где $n = 2-6$ (меняется от вспышки к вспышке). Состав космического излучения солнечного происхождения совпадает практически с составом солнечной хромосферы, где и рождаются вспышки.

На границе атмосферы число частиц с энергией более 10 МэВ составляет $\sim 10^4 \text{ см}^{-2} \text{ с}^{-1}$, а за время вспышки полный поток достигает $\sim 10^9 \text{ см}^{-2}$. Около 80% всех вспышек на Солнце в космическом излучении сопровождаются вспышками радиоизлучения. Кроме этого географического эффекта магнитные бури хорошо объясняют и временные изменения (вариации) космического излучения (см. ниже).

Для оценки **мощности дозы** от космического излучения необходимо знать интенсивность электрон-фотонной (ионизирующей) и нейтронной компонент.

Плотность ионизации атмосферы изменяется в зависимости от высоты H над уровнем моря (высотный эффект), геомагнитных координат над пунктом наблюдения (широтный и долготный эффект) и от солнечной активности.

На уровне моря интенсивность ионизации изменяется в пределах 1,9–2,6 пар ионов на $\text{см}^{-2} \text{с}^{-1}$ (в среднем $2,1 \text{ см}^{-2} \text{с}^{-1}$). Для средней энергии образования пары ионов принимается величина 33,7 эВ и соответственно мощность поглощенной дозы D в воздухе от космического излучения составит $3,2 \cdot 10^{-8} \text{ Гр/ч}$.

Около 75% этой мощности дозы создается электронами, образующимися при взаимодействии мюонов с ядром; 15% — электронами, образующимися при распаде мюонов, а 10% — электронами, образующимися в других процессах (электронно-фотонные ливни и др.).

Дозы, обусловленные космическими нейтронами, формируются в результате взаимодействия нейтронов с ядрами — захвата медленных нейтронов в реакциях (n, γ) ; (n, p) ; (n, α) и прямых соударений быстрых нейтронов в реакциях рассеяния. Плотность потока космических нейтронов на уровне моря изменяется в пределах $(6,5\text{--}18) \cdot 10^{-3} \text{ см}^{-2} \text{с}^{-1}$. Для высоких широт принимают среднюю плотность потока нейтронов, равную $8 \cdot 10^{-3} \text{ см}^{-2} \text{с}^{-1}$. При коэффициенте качества нейтронного излучения $Q = 6$ и индексе мощности поглощенной дозы $4,93 \cdot 10^{-8} \text{ Гр/ч}$ на $1 \text{ см}^2 \text{с}^{-1}$, мощность поглощенной дозы от космических нейтронов оценивается приблизительно в $4 \cdot 10^{-10} \text{ Гр/ч}$.

Годовая эффективная эквивалентная доза облучения на уровне моря от ионизирующей компоненты равна 0,28 МэВ/год, от нейтронной компоненты — 0,021 МэВ/год, а суммарная доза равна 0,30 МэВ/год.

Высотный эффект космического излучения проявляется в виде зависимости его интенсивности I от высоты точки наблюдения над уровнем моря H . Зависимость имеет вид кривой $I(H)$ с максимумом ориентировочно при $H = 20 \text{ км}$ (см. рис. 4.3).

Первичное излучение по мере уменьшения H взаимодействует с ядрами атомов воздуха, рождает вторичное излучение и интенсивность ионизации возрастает. При дальнейшем углублении в атмосферу вторичное излучение поглощается (в равной степени для электронов, μ -мезонов и нуклонов).

На высотах более 50–100 км I медленно возрастает с увеличением H (при $H > 7 \cdot 10^4 \text{ км}$ — в 2 раза, т. е. $I \sim 2 \text{ см}^{-2} \text{с}^{-1}$) из-за

уменьшения экранировки Землёю части пространства, из которого исходит космическое излучение, и из-за ослабления земного магнитного поля, отсекающего космические частицы малых энергий.

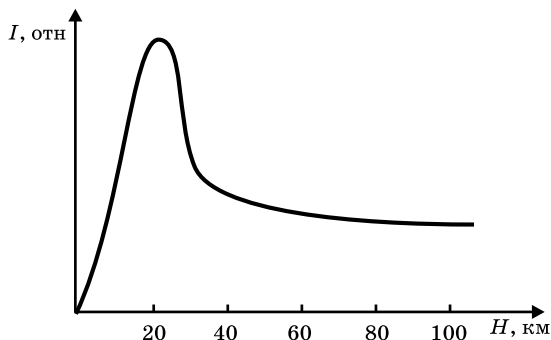


Рис. 4.3

В абсолютных единицах возрастание мощности поглощенной дозы с высотой над уровнем моря:

Таблица 4.2

H (км)	0	4	8	20
D (мкГр/ч)	0,032	0,14	0,84	8,72

Барометрический эффект — зависимость интенсивности космического излучения I от атмосферного давления p в точке наблюдения. Изменение p означает, что изменяется количество вещества над пунктом наблюдения и это приводит к изменению I . Барометрический эффект количественно выражается барометрическим коэффициентом $b = (1/I) \cdot (\Delta I / \Delta p)$ — относительным изменением I при изменении p на 1 мбар. Коэффициент b однозначно связан со средним коэффициентом поглощения космического излучения в воздухе $b = -\mu$. Величины b и μ различны для различных компонент космического излучения. Величина $b \geq 1,5\%$ на 10 мм рт. ст. Максимальная вариация с периодом в несколько суток для заряженных частиц составляет более 10%, а для нейтронов — до 15%.

Геомагнитные эффекты (широтный и долготный). Интенсивность и энергетический спектр космического излучения зависят от геомагнитных координат точки наблюдения. Причина этого, как отмечалось выше, во влиянии магнитного поля Земли на первичный изотропный поток заряженных частиц. Отклоняющее действие магнитного поля Земли проявляется в виде **широтного эффекта**. Он количественно выражается коэффициентом $\alpha = (I(90^\circ) - I(0^\circ)) / I(90^\circ)$. В графическом виде зависимость α от широты имеет вид, представленный на рис. 4.4 (минимум на экваторе).

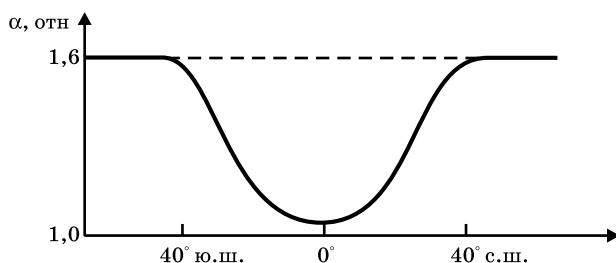


Рис. 4.4

На уровне моря $\alpha \sim 10\%$, на высоте $H = 10$ км $\alpha = 36\%$. По мере уменьшения H (приближения к поверхности Земли) α уменьшается в связи с тем, что у земной поверхности космические частицы являются «потомками» наиболее высокоэнергетичных первичных частиц, весьма слабо отклоняющихся магнитным полем Земли.

Зависимость интенсивности космического излучения от геомагнитной долготы пункта наблюдения (**долготный эффект**) объясняется тем, что центр земного магнитного диполя смещен по отношению к центру Земли на 340 км и находится в плоскости меридиана, имеющего долготу 162° . Поэтому в восточном полушарии направление магнитного поля и, соответственно, значения критических импульсов частиц несколько больше, чем в западном. В результате I в восточном полушарии меньше, чем в западном. На геомагнитном экваторе на уровне моря наибольшие изменения I , обуславливающие долготный эффект, составляют $\sim 5\%$.

Температурный эффект — изменение интенсивности I космического излучения при изменении температуры воздуха в точке

наблюдения. Этот эффект по природе подобен барометрическому эффекту и величина его $\sim 0,4\%$ на 1°C . Температурный эффект сказывается только на мезонной компоненте и связан с удалением облачной генерации мезонов от поверхности Земли при расширении атмосферы с повышением температуры. Максимальное отклонение за год $< 5\%$.

Интенсивность космического излучения **изменяется со временем**, причем вариации можно разделить на периодические и непериодические, земного и внеземного происхождения. Вариации земного происхождения связаны прежде всего с метеорологическими факторами. Они имеют непериодический и кратковременный характер (барометрический и температурный эффекты) или периодические сезонные вариации с амплитудой до 2–3% для умеренных широт.

Вариации внеземного происхождения связываются главным образом с вариациями солнечной и магнитной активности, возмущениями магнитного поля Земли.

Элементы (характеристики) магнитного поля Земли большую часть времени постоянны. Возмущения этого поля, в том числе особо сильные (магнитные бури), вызываются заряженными частицами, выброшенными Солнцем (см. выше). Эти частицы в небольшом количестве выбрасываются постоянно (так называемый солнечный ветер, движущийся к Земле со скоростью ~ 500 км/с, достигая ее за 3–4 суток). Активные области Солнца дают свой вклад в этот постоянный во времени поток в виде большого потока более высокоэнергетических частиц, которые деформируют структуру магнитосферы и вызывают магнитные возмущения и бури. Типичным примером таких возмущений являются рекуррентные магнитные возмущения с периодом 27 дней, вызванные прохождением активных областей Солнца через центр солнечного диска в результате вращения Солнца вокруг своей оси.

Вариации космического излучения в высоких широтах ($> 50^\circ$) с периодом 11 лет, связанные с активностью Солнца, для мюонов $\sim 5\%$, а нейтронов $\sim 20\%$. Эти долговременные вариации имеют максимум в период низкой активности Солнца, а минимум — во время наибольшей солнечной активности.

Значительные вариации с периодом в несколько часов, связанные со вспышками на Солнце, имеют амплитуду до 400% для мюонов и до 10 000% для нейтронов. Эти непериодические вариации с большой амплитудой по суммарному потоку частиц (в 6–7 раз) сравнительно редки (несколько за 50 лет).

Самые активные магнитные бури с изменениями в интенсивности космического излучения возникают после появления

солнечных вспышек и выброса частиц со скоростью более 2000 км/с. Для этого явления характерно внезапное начало, быстрое изменение всех элементов магнитного поля в течении нескольких минут. Кроме частиц, вызывающих магнитную бурю, при солнечной вспышке выбрасываются и частицы очень высоких энергий (при самых мощных вспышках — несколько десятков ГэВ — верхняя граница частиц, рожденных солнечными вспышками).

При сильных солнечных вспышках возникает и другое явление — буря космического излучения, или Форбуш-эффект. он проявляется в виде резкого снижения интенсивности космического излучения на Земле, примерно в период начала на Земле магнитных бурь. В отличие от магнитных бурь и других изменений в интенсивности космического излучения, самые большие и продолжительные эффекты Форбуша вызываются вспышками в восточной части солнечного диска. Эти вспышки возникают в областях с очень большими градиентами магнитного поля, расположенными вблизи крупных солнечных пятен (противоположно магнитной полярности). Они сопровождаются мощным повышением радиощума на всех частотах (от сантиметрового до метрового диапазона).

Таблица 4.3

Эффект Форбуша	>17 ч	Снижение интенсивности КИ на Земле	Внешним частицам КИ затруднено проникновение в сторону Земли
Магнитная буря	>17 ч	Возмущение магнитного поля Земли	Взаимодействие солнечных частиц низкой энергии с магнитосферой Земли
Ионосферная буря	>17 ч	Ухудшение качества радиосвязи на Земле	Изменение ионосферных слоев под влиянием потока солнечных частиц

4.2. Природные радионуклиды

К радионуклидам природного происхождения (их в атмосфере Земли более 60) относятся космогенные радионуклиды (КРН) и естественные (или первичные) радионуклиды земного происхождения (ЕРН).

Таблица 4.4

Явления, сопровождающие солнечные вспышки

Явление	Начало явления	Характеристики явления	Причина
Мах вспышки на Солнце	0	Внезапное увеличение яркости флоккулов	Повышение выброса газа, вызываемое изменением магнитного поля в активной области
Изменения в радиоизлучении SWF; SCNA; SFA; SDA	0–7 мин	Прекращение радиоприема, усиление радиопомех	Повышение ионизации в атмосфере
Радиовспышки	0–30 мин	Внезапное многократное усиление радишумов	Генерация очень быстрых электронов в магнитном поле над активными областями Солнца
Рост КИ	10–100 мин	Внезапное увеличение интенсивности КИ на Земле	Появление частиц с $E > 1$ ГэВ, проникших в атмосферу Земли

Космогенные радионуклиды образуются в атмосфере Земли в результате взаимодействия частиц ядерно-активной компоненты вторичного космического излучения с ядрами атомов атмосферы (преимущественно кислорода, азота и аргона). Наибольшее значение для радиоэкологии имеют такие КРН, как ^3H , ^7Be , ^{14}C , и ^{22}Na . Примерами реакций активации, приводящих к образованию важнейших КРН, являются следующие реакции:

- $^{16}\text{O}(n, ^3\text{H})^{14}\text{N}$;
- $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$;
- $^{14}\text{N}(n, ^3\text{H})^{12}\text{C}$.

Основные данные о главных КРН и их распределении в атмосфере Земли приведены в табл. 4.5.

Таблица 4.5

	^3H	^7Be	^{14}C	^{22}Na
1	2	3	4	5
$T_{1/2}$	12,3 года	53,6 сут	5 730 лет	2,62 года

Окончание табл. 4.5

	^3H	^7Be	^{14}C	^{22}Na
1	2	3	4	5
Скорость образования ($\text{см}^{-2}\text{с}^{-1}$)				
в тропосфере	0,084	0,027	1,1	$2,4 \cdot 10^{-5}$
во всей атмосфере	0,250	0,081	1,6–2,5	$8,6 \cdot 10^{-5}$
Распределение (% от суммарной активности)				
стратосфера	6,8	60	0,3	25
тропосфера	0,4	11	1,6	1,7
океан (верхние слои)	3,5	20	2,2	44
океан (глубинные слои)	30	0,2	92	8
донные отложения	—	—	0,4	—
Концентрация				
в воздухе у поверхности Земли, МБк $\cdot \text{м}^{-3}$.	—	3	—	$3 \cdot 10^{-4}$
в поверхностных водах, МБк/л	200	—	—	—
в биосфере Земли, МБк/г	—	230	—	—

Более полный перечень КРН и их основные характеристики приведены в табл. 4.6.

Таблица 4.6

КРН	$T_{1/2}$	E_p , кэВ	Скорость образования в атмосфере, $\text{см}^{-2} \text{с}^{-1}$.	Конечный стабильный изотоп
1	2	3	4	5
^3H	12,3 лет	18	0,20	^3He
^7Be	53 сут	$\text{ЭЗ}(n, \gamma)$	$8,1 \cdot 10^{-2}$	^7Li
^{10}Be	$2,5 \cdot 10^5$ л	555	$4,5 \cdot 10^{-2}$	^{10}B
^{14}C	1 700 лет	156	2,5	^{14}N

Окончание табл. 4.6

КРН	$T_{1/2}$	E_p , кэВ	Скорость образования в атмосфере, $\text{см}^{-2} \text{с}^{-1}$.	Конечный стабильный изотоп
1	2	3	4	5
^{22}Na	2,6 года	545 (p+) + γ	$8,8 \cdot 10^{-5}$	^{22}Ne
^{24}Na	15 ч	1 389 + γ	$3,0 \cdot 10^{-5}$	^{24}Mg
^{28}Mg	21,2 ч	460	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$^{28}\text{Al} \rightarrow ^{28}\text{Si}$
^{26}Al	$7,5 \cdot 10^5$ лет	1 170	$2,4 \cdot 10^{-4}$	^{26}Mg
^{31}Si	2,6 ч	1 480	$4,4 \cdot 10^{-4}$	^{31}P
^{32}Si	700 лет	210	$1,6 \cdot 10^{-4}$	^{32}S
^{32}P	14,3 сут	1 710	$8,1 \cdot 10^{-4}$	^{32}S
^{33}P	25 сут	248	$6,8 \cdot 10^{-4}$	^{33}S
^{35}S	87 сут	167	$1,4 \cdot 10^{-3}$	^{35}Cl
^{38}S	2,9 ч	1 100	$4,0 \cdot 10^{-5}$	$^{38}\text{Cl} \rightarrow ^{38}\text{Ar}$
^{34}mCl	32 мин	2 480	$2,0 \cdot 10^{-4}$	^{34}S
^{36}Cl	$3,1 \cdot 10^5$ лет	714	$1,1 \cdot 10^{-3}$	^{36}S
^{38}Cl	87,3 мин	4 190	$2,0 \cdot 10^{-3}$	^{38}Ar
^{39}Cl	55,5 мин	1 910	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$^{39}\text{Ar} \rightarrow ^{39}\text{K}$
^{39}Ar	270 мин	565	$5,6 \cdot 10^{-3}$	^{39}K
^{81}Kr	$2,1 \cdot 10^5$ лет	ЭЗ	$1,5 \cdot 10^{-7}$	^{81}Br
^{85}Kr	10,7 лет	—	—	^{85}Rb

Среди большого числа КРН лишь радионуклиды ^3H , ^7Be , ^{14}C и ^{22}Na вносят некоторый вклад в дозу облучения, причем преимущественно за счет внутреннего облучения.

Другие КРН образуются в атмосфере со значительно меньшей скоростью (менее $10^{-3} \text{см}^{-2} \text{с}^{-1}$) и их вклад в дозы облучения организмов ничтожен.

Следует обратить внимание на тот факт, что кроме радиационного воздействия на биосферу радионуклиды вызывают так называемый **трансмутационный эффект**. Он выражается в том, что в результате распада радионуклидов часто образуется статический изотоп другого элемента. Для КРН это ${}^3\text{H} \rightarrow {}^3\text{He}$, ${}^7\text{Be} \rightarrow {}^7\text{Li}$, ${}^{10}\text{Be} \rightarrow {}^{10}\text{B}$, ${}^{14}\text{C} \rightarrow {}^{14}\text{N}$, ${}^{22}\text{Na} \rightarrow {}^{22}\text{Ne}$ и т. д. (см. табл. 4.6).

Подтверждением этого является установленный факт, что изотопное отношение ${}^3\text{He}/{}^4\text{He}$ в атмосфере составляет $1,2 \cdot 10^{-6}$, что выше, чем в земной коре (в скважинах) ($\sim 1,7 \cdot 10^{-7}$), как результат образования, а затем распада ${}^3\text{H}$ в атмосфере.

Это может привести к изменению изотопного и, что более важно, элементного состава атмосферы и в целом биосферы.

Естественные радионуклиды возникали, вероятно, в ядерных процессах синтеза элементов на ранних стадиях формирования Вселенной. ЕРН имеют очень большие периоды полураспада. Их можно разделить на две группы:

- радионуклиды, относящиеся к середине периодической системы элементов, с $T_{1/2} = 10^{10} - 10^{21}$ лет;
- радионуклиды, относящиеся к концу периодической системы элементов с $Z \geq 82$ и являющиеся родоначальниками радиоактивных семейств урана, тория, актиния.

К первой группе относятся 13 радионуклидов: ${}^{40}\text{K}$, ${}^{48}\text{Ca}$, ${}^{87}\text{Rb}$, ${}^{96}\text{Zr}$, ${}^{115}\text{In}$, ${}^{124}\text{Sn}$, ${}^{130}\text{Te}$, ${}^{138}\text{La}$, ${}^{142}\text{Ce}$, ${}^{144}\text{Nd}$, ${}^{149}\text{Nd}$, ${}^{147}\text{Sm}$, ${}^{176}\text{Lu}$. Они образовались, видимо, в результате первичных процессов и сохранились до настоящего времени благодаря очень большим периодам полураспада. Из них только ${}^{40}\text{K}$ ($T_{1/2} = 1,3 \cdot 10^9$ лет) играет заметную роль в формировании естественного радиоактивного фона. Сравнительно легко в объектах экосферы обнаруживается и ${}^{87}\text{Rb}$ ($T_{1/2} = 5 \cdot 10^{10}$ лет).

Ко второй группе относятся 3 радионуклида: ${}^{238}_{92}\text{U}$ с $T_{1/2} = 451 \cdot 10^9$ лет; ${}^{232}_{90}\text{Th}$ с $T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$ лет и ${}^{235}_{92}\text{U}$ с $T_{1/2} = 7,07 \cdot 10^8$ лет. Они являются родоначальниками длинных цепочек распада — радиоактивных семейств урана, тория и актиния. Конечным продуктом распада у всех трех семейств является один из стабильных изотопов свинца: для семейства урана — ${}^{206}_{82}\text{Pb}$, для семейства тория — ${}^{208}_{82}\text{Pb}$, а для семейства актиния — ${}^{207}_{82}\text{Pb}$.

Во всех трех семействах один из продуктов распада представляет собой радиоактивный газ (эманация). В ряду ${}^{238}\text{U}$ это радон (${}^{222}_{86}\text{Rn}$), ${}^{232}\text{Th}$ — торон (${}^{220}_{86}\text{Rn}$), в ряду ${}^{235}\text{U}$ — актинон (${}^{219}_{85}\text{Ac}$). Все они являются радиоактивными изотопами инертного газа радона.

В таблицах 4.7–4.9 представлены ядерно-физические характеристики радионуклидов, входящих в эти семейства.

Таблица 4.7

Свойства членов уран-радиевого ряда ($4n + 2$)

Изотоп	Классическое название	Испускаемые частицы	Период полураспада, $T_{1/2}$	Основная энергия излучения, МэВ (интенсивность, %)		
				α	β	γ
1	2	3	4	5	6	7
$^{238}_{92}\text{U}$	Уран I (UI)	α	$4,51 \cdot 10^9$ лет	-4,15 (25) 4,20 (75)	— —	— —
$^{234}_{90}\text{Th}$	Уран X1 (UX1)	β	24,10 дн.	—	0,103 (21) 0,193 (79)	0,063 (3,5) 0,093 (4)
$^{234}_{91}\text{Pa}$	Уран X2 (UX2)	$\beta > 99\%$ И.П. ~0,15%	1,175 мин	—	2,29 (98)	0,765 (0,30) 1,001 (0,60)
$^{234}_{91}\text{Pa}$	Уран Z (UZ)	β	6,75 ч	—	0,53 (66) 1,13 (13)	0,100 (50) 0,70 (24) 0,90 (70)
$^{234}_{92}\text{U}$	Уран II (UII)	α	$2,47 \cdot 10^5$ лет	4,72 (28) 4,77 (72)	— —	0,053 (0,2) —
$^{230}_{90}\text{Th}$	Ионий (Io)	α	$8,0 \cdot 10^4$ лет	4,62 (24) 4,68 (76)	— —	0,068 (0,6) 0,142 (0,07)
$^{226}_{88}\text{Ra}$	Радий (Ra)	α	1 602 года	4,60 (6) 4,78 (95)	— —	0,186 (4) —
$^{222}_{86}\text{Rn}$ или Em^{222}	Радон (Rn)	α	3,823 дн.	5,49 (100)	—	0,510 (0,07)
$^{218}_{84}\text{Po}$	Радий А (RaA)	$\alpha > 99\%$ $\beta \sim 0,03\%$	3,05 мин	6,00 (~100)	0,33 (~0,019)	—
$^{214}_{82}\text{Pb}$	Радий В (RaB)	β	26,8 мин	—	0,65 (50) 0,71 (40) 0,98 (6)	0,295 (19) 0,352 (36) —

Окончание табл. 4.7

Изотоп	Классическое название	Испускаемые частицы	Период полураспада, $T_{1/2}$	Основная энергия излучения, МэВ (интенсивность, %)		
				α	β	γ
1	2	3	4	5	6	7
$^{218}\text{At}_{85}$	Астат (At)	$\alpha > 99\%$ $\beta \sim 0,1\%$	~ 2 с	6,65 (6) 6,70 (94)	? ($\sim 0,1$)	—
$^{214}\text{Bi}_{83}$	Радий С (RaC)	$\beta > 99\%$ $\alpha \sim 0,04\%$	19,7 мин	5,45 (0,012) 5,51 (0,008)	1,0 (23) 1,51 (40) 3,26 (19)	0,609 (47) 1,120 (17) 1,764 (17)
$^{214}\text{Po}_{84}$	Радий С' (RaC')	α	$1,64 \cdot 10^{-4}$ с	7,69 (100)	—	0,799 (0,014)
$^{210}\text{Tl}_{81}$	Радий С'' (RaC'')	β	1,32 мин	—	1,3 (25) 1,9 (56) 2,3 (19)	0,296 (80) 0,795 (100) 1,31 (21)
$^{210}\text{Pb}_{82}$	Радий D (RaD)	β	21 год	3,72 (0,00002)	0,010 (85) 0,061 (15)	0,047 (4)
$^{210}\text{Bi}_{83}$	Радий E (RaE)	$\beta > 99\%$ $\alpha \sim 5 \cdot 10^{-5}\%$	5,01 дн.	4,65 (0,0007) 4,69 (0,0005)	1,161 (~ 100)	—
$^{210}\text{Po}_{84}$	Полоний (RaF или Po)	α	138,4 дн.	5,305 (100)	—	0,803 (0,0011)
$^{206}\text{Tl}_{81}$	(RaE')	β	4,19 мин	—	1,571 (100)	—
$^{206}\text{Pb}_{82}$	Урановый свинец (RaG)	стабильный	—	—	—	—

Таблица 4.8

Свойства членов ториевого ряда (4п)

Изотоп	Классическое название	Испускаемые частицы	Период полураспада, $T_{1/2}$	Основная энергия излучения, МэВ (интенсивность, %)		
				α	β	γ
1	2	3	4	5	6	7
$^{232}_{90}\text{Th}$	Торий (Th)	α	$1,41 \cdot 10^{10}$ лет	3,95 (24) 4,01 (76)	— —	— —
$^{228}_{88}\text{Ra}$	Мезоторий I (MsThI)	β	5,8 года	—	0,065 (100)	—
$^{228}_{89}\text{Ac}$	Мезоторий II (MsThII)	β	6,13 ч	—	1,18 (35) 1,75 (12) 2,09 (12)	0,34 (15) 0,908 (25) 0,96 (20)
$^{228}_{90}\text{Th}$	Радиоторий (RdTh)	α	1,10 года	5,34 (28) 5,43 (71)	— —	0,084 (1,6) 0,214 (0,3)
$^{224}_{88}\text{Ra}$	Торий X (ThX)	α	3,64 дн.	5,45 (6) 5,68 (94)	— —	0,241 (3,7) —
$^{220}_{86}\text{Tn}$ или Em^{220}	Торон (Tn)	α	55,0 с	6,29 (100)	—	0,55 (0,07)
$^{216}_{84}\text{Po}$	Торий А (ThA)	$\alpha > 99\%$ $\beta \sim 0,014\%$	0,15 с	6,78 (100)	—	—
$^{219}_{82}\text{Pb}$	Торий В (ThB)	β	10,64 ч	—	0,346 (81) 0,586 (14)	0,239 (47) 0,300 (3,2)

Окончание табл. 4.8

Изо- топ	Классиче- ское на- звание	Испускае- мые ча- стицы	Период полу- распа- да, $T_{1/2}$	Основная энергия из- лучения, МэВ (интенсив- ность, %)		
				α	β	γ
1	2	3	4	5	6	7
$^{212}_{83}\text{Bi}$	Торий С (ThC)	α 33,7% β 66,3%	60,6 мин	6,05 (25) 6,09 (10)	1,55 (5) 2,26 (55)	0,040 (2) 0,727 (7) 1,620 (1,8)
$^{212}_{84}\text{Po}$	Торий С (ThC')	α	$3,04 \cdot 10^{-7}$ с	8,78 (100)	—	—
$^{208}_{81}\text{Tl}$	Торий С'' (ThC'')	β	3,1 мин	—	1,28 (25) 1,52 (21) 1,80 (50)	0,511 (23) 0,583 (86) 0,860 (12) 2,614 (100)
$^{208}_{82}\text{Pb}$	Ториевый свинец (ThD)	стабиль- ный	—	—	—	—

Таблица 4.9

Свойства актинового ряда ($4n + 3$)

Изо- топ	Классиче- ское на- звание	Испу- скаемые частицы	Период полурас- пада, $T_{1/2}$	Осн. энергия α -ч-ц или гр. энергия β -спек- тра, МэВ	Энер- гия основ- ных γ -лучей	Пол- ная энер- гия рас- пада, МэВ
1	2	3	4	5	6	7
$^{235}_{92}\text{U}$	Актиниуранин (AcU)	α	$7,13 \cdot 10^8$ лет	4,58 (10%) 4,47 (3%) 4,40 (83%) 4,20 (4%)	0,094; 0,143; 0,184; 0,289; 0,386	4,66

Продолжение табл. 4.9

Изо- топ	Классиче- ское на- звание	Испу- скаемые частицы	Период полура- спада, $T_{1/2}$	Осн. энергия α -ч-ц или гр. энергия β -спек- тра, МэВ	Энер- гия основ- ных γ -лучей	Пол- ная энер- гия рас- пада, МэВ
1	2	3	4	5	6	7
$^{231}\text{Th}_{90}$	Уран Y (UY)	β	25,64 ч	0,302	9 линий γ -лучей 0,022– 0,230	0,324
$^{231}\text{Pa}_{91}$	Протакти- ний (Pa)	α	$3,43 \cdot 10^4$ лет	5,04 (11%) 5,00 (47%) 4,94 (25%) 4,84 (3%) 4,72 (11%) 4,66 (3%)	12 ли- ний γ -лучей 0,034– 0,383	5,131
$^{227}\text{Ac}_{89}$	Актиний (Ac)	α 1,2% β 98,8%	22 года	β 0,04; α 4,94	0,37	β 5,03; β - 0,08
$^{227}\text{Th}_{90}$	Радиоакти- ний (RdAc)	α	18,2 дн.	Много, 6,03–5,65	9 линий γ -лучей 0,50– 0,258	6,138
$^{223}\text{Ra}_{88}$	Актиний X (AcX)	α	11,7 дн.	Несколько, 5,86–5,419	0,144; 0,155; 0,180; 0,270; 0,340	5,86
$^{223}\text{Fr}_{87}$	Актиний K (AcK)	$\beta > 99\%$ $\alpha \sim$ 0,004%	21 мин	β 1,2	0,09	β 1,19; α 5,60
$^{219}\text{An}_{86}$ (или Em)	Актинон (An)	α	3,92 с	6,82 (69%) 6,56 (15%) 6,43 (12%) 6,2 (4%)	0,067; 0,124; 0,198; 0,267; 0,321; 0,392; 0,589	6,951

Окончание табл. 4.9

Изо- топ	Классиче- ское на- звание	Испу- скаемые частицы	Период полурас- пада, $T_{1/2}$	Осн. энергия α -ч-ц или гр. энергия β -спек- тра, МэВ	Энер- гия основ- ных γ -лучей	Пол- ная энер- гия рас- пада, МэВ
1	2	3	4	5	6	7
$^{219}_{85}\text{At}$	—	α 97% β 3%	0,9 мин	α 6,27	—	β 1,45; α 6,39
$^{215}_{83}\text{Bi}$	—	β	8 мин	—	—	2,01
$^{215}_{84}\text{Po}$	Актиний А (AcA)	α > 99% β 0,0005%	$1,83 \cdot 10^{-3}$ с	α 7,365	—	β 0,8; α 7,505
$^{215}_{85}\text{At}$	—	α	$\sim 10^{-4}$ с	8,00	—	8,15
$^{211}_{82}\text{Pb}$	Актиний В (AcB)	β	36,1 мин	1,39	0,065; 0,083; 0,404; 0,425; 0,487; 0,764; 0,829	1,4
$^{211}_{83}\text{Bi}$	Актиний С (AcC)	α 99,68% β 0,32%	2,16 мин	α 6,618 (84%); 6,272 (16%)	0,350	β 0,61; α 6,746
$^{211}_{84}\text{Po}$	Актиний С' (AcC')	α	0,52 с	7,434	—	7,58
$^{207}_{81}\text{Tl}$	Актиний С'' (AcC'')	β	4,79 мин	1,44	0,870	1,44
$^{207}_{82}\text{Pb}$	Актиние- вый свинец (AcD)	стабиль- ный	—	—	—	—

4.3. Технологически повышенный фон естественных радионуклидов

Огромные и все растущие объемы добычи и переработки минерального сырья в производственно-хозяйственной деятельности человечества изменяют сложившееся в природе распределение естественных радионуклидов и приводят к повышению радиационного фона. В среднем, по земному шару вклад технологии в радиационный фон порядка 1% от естественного радиационного фона. Однако в местах расположения предприятий по добыче, переработке и использованию минерального сырья повышение содержания ЕРН в объектах экосферы и, соответственно, технологически повышенный фон ЕРН могут быть существенными (соизмеримыми с природным фоном ЕРН).

Среди источников технологически повышенного фона ЕРН следует упомянуть добычу и сжигание органического топлива (в первую очередь каменного угля), добычу и переработку фосфатных руд, добычу и переработку урановых руд, производство строительных материалов (в первую очередь из отходов различных производств).

Добыча каменного угля и его сжигание. Содержание ЕРН в углях различных месторождений различается в 100–1000 и более раз. Так, пределы вариации содержания урана в месторождениях мира составляют 0,6–3 600 Бк/кг, а при наличии в районе угольного месторождения урановых аномалий доходит до $8 \cdot 10^4$ Бк/кг.

Даже в углях отдельного месторождения имеет место широкая вариация содержания ЕРН. Так, для хорошо изученных бурых углей Урбутского месторождения (Читинская обл., Россия), отличающихся высоким содержанием урана и радия, вариации ЕРН очень широки:

Таблица 4.10

ЕРН	Вариация, Бк/кг	Среднее содержание, Бк/кг
^{238}U	125–12 300	770
^{226}Ra	125–15 350	930
^{232}Th	3–390	120
^{40}K	0–430	96

При усреднении по месторождениям отдельных стран содержания ЕРН в углях становятся более близкими друг к другу (хотя

максимальные содержания сильно различаются). Так, среднее по странам содержание ЕРН, согласно литературным данным, имеет вид:

Таблица 4.11

ЕРН	Среднее содержание, Бк/кг
^{238}U	7–28
^{226}Ra	2–48
^{232}Th	16–25
^{40}K	30–120

Средними по миру приняты содержания:

Таблица 4.12

ЕРН	Среднее содержание, Бк/кг
^{238}U	20
^{232}Th	20
^{40}K	50

Для упомянутого месторождения характерно также нарушение радиоактивного равновесия в ряду ^{238}U — явное обогащение углей ^{226}Ra .

Другим примером могут быть месторождения углей Восточного Донбасса. В них также отмечается широкая вариация содержания ЕРН при несколько повышенных (относительно средних мировых содержаний) всех ЕРН:

Таблица 4.13

ЕРН	Среднее содержание, Бк/кг
^{238}U	76
^{226}Ra	34
^{232}Th	21
^{40}K	300

Для некоторых месторождений угля (может быть даже для большинства) с учетом широкой вариации содержаний и повышенных средних содержаний ЕРН радиоэкологические про-

блемы возникают уже на стадии добычи и обогащения угля (повышенное содержание ^{222}Rn в шахтном воздухе, повышенные содержания ^{238}U , ^{226}Ra и др. в шахтных водах, в пустой породе).

При сжигании каменного угля образуется значительно больше твердых частиц (шпата и золы), чем при сжигании других видов органического топлива. Активность ЕРН, выбрасываемых в окружающую среду при сжигании угля, зависит от содержания их в угле, технологии сжигания и эффективности очистных фильтров.

При температуре сжигания около $1\,700\text{ }^{\circ}\text{C}$ летучая зола с горячими газами поступает в вентиляционную трубу, где частично задерживается и очищается фильтрами, а затем выбрасывается в атмосферу вместе с радиоактивным газом ^{222}Rn . На $1\text{ МВт} \cdot \text{год}$ ТЭС на угле выбрасывает в атмосферу $\sim 107\text{ Бк } ^{222}\text{Rn}$.

В золе ЕРН концентрируются, причем коэффициент обогащения зависит от диаметра частиц и составляет по ^{210}Pb и ^{210}Po 5–10; по ^{238}U — 3, по ^{226}Ra — 1,8, по ^{222}Rn — 1,3.

Таблица 4.14

Среднее содержание ЕРН в летучей золе

ЕРН	Содержание, Бк/кг
^{40}K	265
^{238}U	200
^{226}Ra	226
^{210}Pb	930
^{210}Po	1 700
^{232}Th	70
^{228}Rn	110
^{228}Ra	130

Таблица 4.15

Средняя концентрация ЕРН в районе расположения ТЭС мощности 1 ГВт (эл.)

ЕРН	Концентрация, мкБк/м ³
^{226}Ra	63
^{228}Ra	41

Окончание табл. 4.15

ЕРН	Концентрация, мкБк/м ³
²¹⁰ Pb	150
²¹⁰ Po	144
²³² Th	63

Особенно высокие коэффициенты концентрирования у ²¹⁹Pb и ²¹⁰Po. Это объясняется особенностями поведения этих радионуклидов при горении угля (концентрируются на наиболее малых частицах угля).

Выброшенные в атмосферу с летучей золой ЕРН могут воздействовать на население в районе тепловых электростанций как за счет ингаляционного поступления (через органы дыхания), так и с пищевыми продуктами и водой в результате выпадения золы на земную поверхность.

Таблица 4.16

**Плотность загрязнения земной поверхности в районе
расположения ТЭС мощностью 1 ГВт (эл.)**

ЕРН	Плотность загрязнения, 10 ⁶ Бк/м ²
²²⁶ Ra	390
²²⁸ Ra	93
²¹⁰ Pb	115
²¹⁰ Po	700
⁴⁰ K	3 890

За прошедшее столетие наблюдалось 50 критических увеличений содержания ²²⁶Ra в промышленных центрах. В верхнем 5-сантиметровом слое почвы содержания ²²⁶Ra, ²³⁸U, ²³²Th выше, чем в более глубоком слое (5–10 см), что свидетельствует об искусственном источнике загрязнения (в сельской местности такой эффект не наблюдается). Золошлаковые отходы ТЭС также содержат повышенную концентрацию ЕРН. Так, при сжигании угля Восточного Донбасса (Несветайская и Новочеркасская ГРЭС) содержания ЕРН в золоотвалах оказались следующими:

Таблица 4.17

ЕРН	Содержание, Бк/кг	Среднее содержание, Бк/кг
^{238}U	10–380	163
^{226}Ra	30–129	97
^{232}Th	30–78	60
^{40}K	526–1 260	935

Коэффициенты концентрирования ЕРН в золошлаковых отходах наибольшие для ^{210}Pb (3,7), ^{40}K (3,1), ^{226}Ra и ^{232}Th (2,7), наименьшие — для ^{238}U (2,3) и ^{234}Rn (1,8).

Конкретные величины содержаний и коэффициентов концентрирования ЕРН в золах и шлаках для других месторождений и ТЭС могут быть меньше, но само наличие повышенной радиоактивности в продуктах сжигания углей и их влиянии на окружающую среду очевидно.

При огромных объемах угля, сжигаемого за год в мире (несколько млрд т) и на отдельных ТЭС [несколько млн т, по 3 млн т на 1 ГВт (эл.)], масштабы техногенного загрязнения от этого вида деятельности нельзя не учитывать. По оценкам НКДАР ООН, средняя ожидаемая годовая коллективная эффективная эквивалентная доза от сжигания угля в мире на ТЭС — 2 000 чел.-Зв, а в жилых домах — 10 000 чел.-Зв. От сжигания на электростанциях другого органического топлива коллективной дозы существенно меньше: нефти — 102 чел.-Зв и природного газа — 3 чел.-Зв.

В районе ЕЭС мощностью 1 ГВт (эл.) доза облучения тела человека в целом составляет 0,21 Зв/год (для сравнения: от АЭС такой же мощности — 0,13 Зв/год), а доза для легких человека — 0,25 Зв/год (для АЭС — 0,08 Зв/год). Рост заболевания раком легких от сжигания 1 т угля на человека в год в 1,5–2 раза и более превышает пороговый риск при пределе дозы, установленном МКРЗ для населения в районе АЭС (этот предел даже при интенсивном развитии атомной энергетики достигает не более 1%).

По другим оценкам, риск смертности на 1 МВт · год для различных энергетических систем следующий:

Таблица 4.18

Источник энергии	Риск смертности
уголь	$(5-150) \cdot 10^{-3}$
нефть	$(2-150) \cdot 10^{-3}$

Окончание табл. 4.18

Источник энергии	Риск смертности
ядерное топливо	$(0,3-2,0) \cdot 10^{-3}$
природный газ	$0,4 \cdot 10^{-3}$

По некоторым оценкам, выбросы в окружающую среду от сжигания угля в 2000 г. составили 5 000 т ^{238}U и 12 500 т ^{222}Rn .

Радиоактивность других видов органического топлива изучена меньше. Есть данные, что радиоактивность торфа в среднем такого же порядка, а нефти и природного газа — значительно меньше, хотя отдельные месторождения могут отличаться очень высокими содержаниями ЕРН. Так, в нефтяных месторождениях Техаса (США) содержание ^{238}U доходит до нескольких десятков тысяч Бк/кг.

В природном газе могут иметь место высокие содержания радона — от $1,5 \cdot 10^5$ до $5,4 \cdot 10^7$ Бк/м³ при средних (типичных) содержаниях $(2-18) \cdot 10^6$ Бк/м³. При оценке радиоэкологических эффектов часто принимают за типичное содержание ^{222}Rn в природном газе ~ 1000 Бк/м³.

Добыча нефти и газа. Еще в 50–60-х гг. прошлого века на ряде нефтяных месторождений были выявлены факты интенсивного отложения сульфата радия (^{226}Ra , ^{228}Ra) на технологическом оборудовании, а также радиоактивные загрязнения земной поверхности не только в местах очистки технологического оборудования, но и в местах транспортировки и хранения (в результате протечек).

Механизм образования отложений сульфатов радия при добыче, транспортировке и хранении нефти связан с особенностями технологии и природной радиоактивностью самой нефти, пластовой и закачиваемой воды.

В результате распада урана и тория и выщелачивания из вмещающих пород в нефти постоянно образуются радиоизотопы радия. В сжиженном состоянии нефть находится в природных ловушках, интенсивного обмена радием между нефтью и подстилающими ее водами нет (кроме зоны контакта вода—нефть), в результате чего имеется избыток радия в нефти. При разработке месторождения, пластовые и закачиваемые воды интенсивно поступают в нефтяной пласт, поверхность раздела вода—нефть резко увеличивается, в результате чего радий уходит в поток фильтрующихся вод.

В результате вытеснения нефти водой наступает равновесие радия между водой и нефтью. Содержание радия в пластовой

воде при этом равно $ARaH = ARaH/K$, где $ARaH$ — содержание радия в безводной нефти (примерно 280 Бк/м^3); K — равновесный коэффициент распределения радия между нефтью и водой (примерно $2,9 \cdot 10^{-4}$). Таким образом, в результате перераспределения радиоизотопов радия между фазами при вытеснении нефти вверх содержание радия в воде достигает $\sim 106 \text{ Бк/м}^3$ и более.

В водах нефтяных месторождений радий всегда присутствует совместно с близким по химическим свойствам барием. Барий и радий обычно находятся в растворенном состоянии, но при повышенном содержании в воде сульфат-ионов происходит соосаждение их в виде радиобарита $Ba(Ra)SO_4$. Такое повышение концентрации сульфат-ионов имеет место при заводнении пластов закачиваемыми и пластовыми водами. При подъеме жидкости по стволу скважины происходит выпадение радиобаритов на поверхности технологического оборудования (ствола скважины, насосного оборудования, резервуаров и т. п.). Объемная активность водонефтяной смеси, поступающей на поверхность, такова, что ее можно отнести к жидким радиоактивным отходам, а трубы и другое оборудование с осажженным на них радиобаритом — к твердым радиоактивным отходам.

При этом материнских радионуклидов ^{238}U , ^{222}Rn в пластовых водах нефтяных месторождений очень мало, арматура и земная поверхность ими практически не загрязнены.

Объемная активность поступающей на поверхность водонефтяной смеси равна 10 Бк/л по ^{226}Ra и 14 Бк/л по ^{228}Ra ; содержания ^{238}U и ^{222}Rn очень низкие; содержание продуктов распада ^{226}Ra (^{222}Rn , ^{210}Bi , ^{210}Po) $\sim 37 \text{ Бк/л}$.

Таким образом, при нефтедобыче происходит радиоактивное загрязнение:

- а) сбросных пластовых дебалансных вод (полей орошения и фильтрации);
- б) технологического оборудования;
- в) шлаков и отложений, удаленных из установок при ремонте;
- г) металлолома, реализуемого организациями и населением;
- д) земной поверхности в результате пролива обводненной нефти и пластовой воды под нефтепроводом и водоводом;
- е) грунтовых вод;
- ж) приземного слоя атмосферы (в результате выделения радона с загрязненной территории и сжигания газа в факелах) и др.

Особенно значительные загрязнения имеют место при разработке месторождения с высокими содержаниями ЕРН. Так,

в нефти месторождений Техаса (США) содержание ^{238}U составляет от нескольких тысяч до нескольких десятков тысяч Бк/кг.

Для природного газа существенное значение имеет содержание в нем радона. Типичное содержание ^{222}Rn в природном газе ~ 1000 Бк/м³. В действительности вариации содержания ^{222}Rn очень широкие. Верхние пределы содержания ^{222}Rn для газовых месторождений доходят до $(3-5) \cdot 10^7$ Бк/м³ (некоторые месторождения Канады и США).

Добыча и переработка фосфатных руд. Минеральные удобрения.

Фосфатные руды широко используются для производства фосфатных удобрений. Фосфатные породы по генезису разделяются на 3 типа:

1) **осадочные**. В общем объеме производства их около 80%. Наиболее известны месторождения в штате Флорида (США) и в Марокко (Северная Африка);

2) **вулканические**. Типичные месторождения этого типа — апатиты и фосфаты Кольского полуострова (Россия);

3) **биологического происхождения**. Образовались в результате длительных преобразований органических остатков. Примером такого типа пород являются, так называемые, майкопские глины, широко распространенные в Ставропольском крае и Калмыкии (Россия).

Содержания в этих породах ^{222}Rn и ^{40}K , как правило, мало отличаются от их содержаний в обычной почве. Содержание радионуклидов ряда ^{238}U в фосфатных породах осадочного и биологического типа повышено. Типичное содержание ^{238}U , $^{226}\text{Ra} \sim 1500$ Бк/кг. Так, в фосфатных породах США содержится ^{238}U и ^{226}Ra от 150 до 4 800 Бк/кг, в среднем — 1 300 Бк/кг, а среднее содержание их в породах Марокко — 1 745 Бк/кг.

В породах вулканического происхождения (apatиты и фосфаты Кольского полуострова) содержание этих ЕРН лежит в пределах 30–90 Бк/кг. Вообще и другие фосфоритовые месторождения России содержат относительно мало ^{238}U и ^{226}Ra — от 150 до 760 Бк/кг.

Мировой объем добычи фосфатной руды составляет более $1,3 \cdot 10^8$ т (на 1990 г.).

Технологическое повышение радиационного фона при добыче и переработке фосфатов связано с жидкими сбросами и выбросами в атмосферу. В атмосферу выбрасывается в среднем по 90 Бк ^{238}U , ^{226}Ra и $1,5 \cdot 10^6$ Бк ^{222}Rn на 1 т переработанной руды. Содержание ^{238}U , ^{226}Ra и ^{230}Th в приземном слое воздуха на расстояниях 400 и 1000 м от места переработки составляет 30–200 мкБк/м³,

что в 2–14 раз выше их естественных содержаний. Выбросы при переработке пород I типа будут существенно выше.

Повышенными содержаниями ЕРН отличаются также многие виды фосфорных удобрений, кроме удобрений, производимых на основе российского сырья. Наибольшие средние содержания ^{238}U и ^{226}Ra имеют фосфаты и тройные суперфосфаты производства США (2 000–2 300 Бк/кг по ^{238}U), суперфосфаты бельгийского производства (100 Бк/кг по ^{238}U и 910 Бк/кг по ^{226}Ra) и американского производства (740–790 Бк/кг по ^{238}U , ^{226}Ra), суперфосфаты (520 Бк/кг по ^{230}Th , ^{226}Ra) и азотно-фосфорные удобрения производства ФРГ (920 Бк/кг по ^{238}U). Типичные содержания ЕРН в продукте P_2O_5 по ^{238}U : 1 900 Бк/кг (Финляндия), 2 600 Бк/кг (ФРГ) и 9 200 Бк/кг (США) и по ^{226}Ra : 4 800 Бк/кг (Финляндия), 930 Бк/кг (Россия), 1 300 Бк/кг (США) и 1 700 Бк/кг (ФРГ).

Поскольку содержания ^{238}U и ^{226}Ra в удобрениях могут быть в 5–50 раз выше, чем в обычной почве, при интенсивном многолетнем использовании удобрений содержание этих радионуклидов в почве постепенно растёт.

Рост содержания урана и радия в почвах из-за удобрений в среднем ничтожен (до 1% естественного содержания) и заметного увеличения активности сельскохозяйственной продукции не отмечается во всех случаях, кроме случая применения в жидком виде (отмечен рост содержания ^{226}Ra в молоке коров до 25 Бк/м³ по сравнению с обычным уровнем 3–10 Бк/м³).

Во всем цикле переработки фосфатных руд и их использования в сельском хозяйстве в виде удобрений, ожидаемые годовые коллективные эффективные эквивалентные дозы облучения составляют соответственно 13 и 1 950 чел.-Зв, а в расчете на одного человека — 4 мкБк/год, что не превышает 0,5% естественного облучения. Следует отметить, что такие среднестатистические величины приводятся только для общей оценки этого вида хозяйственной деятельности.

Вместе с тем уровень загрязнения биосферы и дополнительный радиационный фон следует оценивать для мест расположения предприятий по добыче и переработке фосфатных руд.

Отметим также, что отходы этих предприятий (так называемые фосфатные) до недавнего времени использовались в строительстве (см. ниже).

Естественные радионуклиды в строительных материалах и сырье для их производства

Радиоактивность строительных материалов играет существенную роль в формировании доз внешнего и, особенно, внутреннего

облучения человека. В значительной мере внутреннее облучение связано с эманированием радона из подстилающих пород и из строительных материалов, скорость которого определяется как содержанием в них ^{226}Ra , так и коэффициентами эманирования из них радона. Дозы внешнего облучения определяются содержанием в строительных материалах ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K . Соотношения, используемые для нормирования A_{Ra} , A_{Th} и A_{K} качества строительных материалов, учитывают содержания этих ЕРН в виде эффективной удельной активности $A_{\text{эф}} = \alpha_{\text{Ra}}A_{\text{Ra}} + \alpha_{\text{Th}}A_{\text{Th}} + \alpha_{\text{K}}A_{\text{K}} \leq A_{\text{норм}}$.

Радиационные нормативы большинства стран используют эти соотношения, но численные значения коэффициентов в этих соотношениях могут быть различными. В нормах радиационной безопасности России $\alpha_{\text{Ra}} = 1,0$; $\alpha_{\text{Th}} = 1,31$; $\alpha_{\text{K}} = 0,085$; $A_{\text{норм}} = 370 \text{ Бк/кг}$ для материалов I класса (использование во всех видах строительства).

Известные данные об удельных активностях ЕРН и $A_{\text{эф}}$ для материалов, используемых в строительстве различных стран, обобщены ниже для материалов с повышенными $A_{\text{эф}}$. Приводимые данные об активностях ЕРН являются результатами усреднения по странам-производителям данного материала и не отражают широких вариаций этих величин. Если $A_{\text{эф}}$ близки к $A_{\text{норм}}$, то не исключено превышение норматива для некоторой части материала. В большинстве стран введен обязательный контроль радиационного качества строительных материалов и сырья для их производства.

Из строительных камней наивысшие $A_{\text{эф}}$ имеют некоторые граниты ($A_{\text{эф}} = 170\text{--}315 \text{ Бк/кг}$) производств Германии и Великобритании, туф и пемза ($A_{\text{эф}} = 367 \text{ Бк/кг}$) сланцы ($A_{\text{эф}} = 192 \text{ Бк/кг}$) производства Германии. Из заполнителей бетона наивысшие $A_{\text{эф}}$ имеют ряд материалов, используемых в скандинавских странах ($A_{\text{эф}} = 170\text{--}350 \text{ Бк/кг}$), в том числе гравий и керамзит. Из вяжущих материалов наибольшую радиоактивность имеют красная глина ($A_{\text{эф}} = 250\text{--}840 \text{ Бк/кг}$) производства Германии и клинкер ($A_{\text{эф}} = 166\text{--}244 \text{ Бк/кг}$) производств Норвегии и Германии. Из бетонов наивысшую радиоактивность имеют бетоны на основе кварцевых сланцев, которые использовались в Швеции (до 1974 г. $A_{\text{эф}} = 1\,448 \text{ Бк/кг}$, позднее $A_{\text{эф}} = 415 \text{ Бк/кг}$), и некоторые кирпичи, в том числе из красной глины ($A_{\text{эф}} = 170\text{--}190 \text{ Бк/кг}$), летучей золы и некоторые другие (шамотные, силикатные) ($A_{\text{эф}} = 200\text{--}344 \text{ Бк/кг}$).

Среди отходов различных производств, используемых в строительстве, особенно много материалов с повышенной радиоактивностью: зола — $A_{\text{эф}}$ от $3\,300 \text{ Бк/кг}$ (США), 440 Бк/кг (Германия)

до 314 Бк/кг (Польша), 300 Бк/кг (бывший СССР); шлак доменный — $A_{\text{эф}}$ до 330 Бк/кг (ФРГ), фосфатный — 500–1 200 Бк/кг (США), до 650 Бк/кг (Великобритания), до 620 Бк/кг (Германия).

Для фосфогипса характерно преимущественное содержание в нем ^{226}Ra (типичное $A_{\text{эф}} = 900$ Бк/кг), что вызывает особенно высокое выделение радона из этого материала.

Среди строительных материалов, приготовленных с использованием промышленных отходов, высокие $A_{\text{эф}}$ имеют шлакобетон — до 300 Бк/кг (ФРГ), бетон на золе — до 440 Бк/кг (Венгрия), кирпич из красного шламма — до 615 Бк/кг (Германия) и особенно бетон на основе квасцовых сланцев (см. выше).

Обращает на себя внимание широкий разброс величин $A_{\text{эф}}$ для одного класса материалов, производимых в разных странах. Это следствие различий в исходном сырье и технологиях производства. Это относится и к материалам, производимым в одной стране. Так, в свое время выполнено масштабное исследование радиоактивности в бывшем СССР (3 640 объектов добычи сырья и производства стройматериалов), в том числе в 30 субъектах Российской Федерации на 2 579 объектах. Вариабельность средневзвешенных по республикам СССР величин $A_{\text{эф}}$ оказалась в пределах 68–160 Бк/кг при среднем $A_{\text{эф}} = 93$ Бк/кг, а по России — 31–186 Бк/кг при среднем $A_{\text{эф}} = 89$ Бк/кг. Среди строительных материалов России наибольшую радиоактивность имеют глины, керамзит, шлаки, граниты и гранитный щебень, а также красный кирпич. Из отходов различных производств, используемых в строительстве, по радиоактивности выделяются фосфогипс, красный кирпич из отходов производства глинозема из бокситов, доменный шлак, летучая зола, отходы добычи урановой руды.

Важнейшим для радиационного качества стройматериалов является их способность эманировать радон. Для ее количественной характеристики используются коэффициент эманирования n и эффективная удельная активность радона nA_{Rn} . Хотя значительными коэффициентами эманирования радона обладают почвы и глины (~21%), песок и гравий (11–20%), эффективная удельная активность nA_{Rn} их различна: очень высокая у глин (до 7 Бк/кг), меньше — у почв (до 4 Бк/кг), песка (2–5 Бк/кг), мела и гравия (до 1,75 Бк/кг). Высокой эманлирующей способностью обладают также строительные растворы ($n = 24\%$, $nA_{\text{Rn}} = 3,3$ Бк/кг) и штукатурка ($n = 12\%$, $nA_{\text{Rn}} = 1$ Бк/кг), некоторые гипсы ($n = 13\text{--}20\%$, nA_{Rn} до 3,4 Бк/кг) и бетоны (n до 28%, nA_{Rn} до 8 Бк/кг).

Наименьшей эманлирующей способностью (по nA_{Rn}) обладают известняки (~0,18 Бк/кг), туф (~0,6 Бк/кг), некоторые гипсы (~0,4 Бк/кг) и керамзитовый гравий (~0,4 Бк/кг), большинство

цементов (0,5–2 Бк/кг), большинство зол и шлаков (до 0,5 Бк/кг) и многие производимые кирпичи (0,06–2,4 Бк/кг).

Приведенные выше данные являются результатом, усредненным по регионам (странам-производителям), и широко варьируются для большинства видов материалов. Необходимо иметь данные о радиационном качестве материала для конкретных производителей в каждом регионе.

Наиболее существенным дозообразующим фактором при эксплуатации зданий является содержание радона (объемная активность радона OA_{Rn}) в воздухе помещения. По литературным данным, средние по стране объемные активности радона в жилых домах OA_{Rn} варьируют от 5 до 122 Бк/м³. На основе широко-масштабного обследования в 22 странах в умеренных и высоких широтах (США, Канада, Китай, страны Европы) средневзвешенные (на численность населения) оценки $OA_{Rn} \approx 40$ Бк/м³, а эквивалентная равновесная объемная активность радона ЭРОА = 15 Бк/м³ (при коэффициенте равновесия $F = 0,4$) (оценки выполнены НКДАР ООН). В 1% домов $OA_{Rn} \geq 250$ Бк/м³, иногда встречаются $OA_{Rn} \geq 1000$ Бк/м³, а в районах с повышенной скоростью эманации радона с земной поверхности $OA_{Rn} \geq 20\,000$ Бк/м³. Самый большой вклад в накопление радона в домах вносит, как правило, эманирование его из почвогрунтов под зданием. Чем выше содержание радона в грунте и (или) скорость его эксгаляции с поверхности, тем выше при прочих равных условиях (конструкции здания, используемых материалов, технологии строительства, климатических условий, времени года и т. п.) содержание радона в воздухе помещения (атомгеохимический фактор).

Вопрос о факторах, определяющих потенциальную радоноопасность территории, будет рассмотрен ниже.

В типичном, так называемом эталонном, доме относительная значимость различных источников радона может быть проиллюстрирована табл. 4.19.

Таблица 4.19

Источник	Скорость эксгаляции R_p , кБк/сут
Почва (грунт) под зданием и строительный материал	60
наружный воздух	10
вода	4
природный газ	3
сжиженный природный газ	0,3

Примечание. Для стандартного дома приняты следующие условия:

- скорость эксгаляции радона — $0,002 \text{ Бк/м}^2\text{с}$;
- содержание радона в наружном воздухе 4 Бк/м^3 , интенсивность проветривания — $0,5 \text{ ч}^{-1}$;
- содержание радона в воде 4 кБк/м^3 , 100%-ное выделение радона из воды при пользовании; расход воды — $1 \text{ м}^3/\text{сут}$.

Следует отметить, что в помещениях с ограниченным воздухообменом (дома, рудники, шахты и т. д.) содержание радона может резко повышаться (вплоть до 10^4 Бк/м^3). Содержание радона в помещениях повышается также за счет увеличения эксгаляции из материалов при уменьшении барометрического давления, использования штукатурки без специального покрытия (полупроницаемого или непроницаемого), при отсутствии герметичности полов и т. д.

Химическая промышленность

Источником радиоактивного загрязнения в химической промышленности служат высокоактивное сырье для производства и особенности технологии производства. В качестве такого сырья может быть высокоминерализованная (пластовая, глубинная) вода, в качестве примера технологии — производство йода на ТИЗ (Троицкий йодный завод, Крымский р-н, Краснодарский край). Пластовые воды извлекались из 4 глубоких горизонтов с помощью 35 скважин (объем ~ $4 \text{ млн м}^3/\text{год}$) и имели высокие содержания $^{224,226,228}\text{Ra}$ (от 0,04 до $4,9 \text{ Бк/л}$), что превышает ПДК для поверхностных вод.

Жидкие отходы (сбросные воды) содержат радионуклиды Ra 0,8–2,0 Бк/л , а также радиобариты с удельной активностью $\text{Ra} \leq 37 \text{ кБк/кг}$.

Твердые отходы в виде сульфатов бария и стронция содержат 22–25 $\text{кБк/кг } ^{226}\text{Ra}$; 25–27 $\text{кБк/кг } ^{228}\text{Ra}$; 7–17 $\text{кБк/кг } ^{228}\text{Th}$; 0,4–1,3 $\text{кБк/кг } ^{210}\text{Po}$. Содержание ^{234}U , ^{238}U ~ 2 Бк/кг .

Основной загрязнитель — радиоизотопы Ra , содержатся в продуктах соосаждения с сульфатом бария и образуется при выделении йода из пластовых вод по серноокислым технологиям.

За длительный период работы на территории завода накоплено около 5 000 т отходов с удельной активностью почв 5–25 кБк/кг , осадков — до 23 $\text{кБк/кг } (^{226}\text{Ra})$, до 24,7 $\text{кБк/кг } (^{228}\text{Ra})$, до 17 $\text{кБк/кг } (^{228}\text{Th})$.

По уровню α -, β - и γ -излучающих нуклидов — данные отходы должны рассматриваться в качестве РАО (ОСПОРБ-99/2010).

Металлургия

Источником радиоактивного загрязнения может быть исходное сырье с повышенной радиоактивностью (как природное, так и в виде случайно попавших в переплавку радиоактивных источников). Из-за высокой температуры плавки в большинстве случаев ЕРН и ИРН попадают в твердые золошлаковые отходы, реже остаются на оборудовании.

Особо часто они попадают в переплавленный металлолом, в котором оказались трубы и другая арматура нефтедобывающих и перерабатывающих предприятий, зараженных сульфатом радия (см. выше).

Имеются случаи переработки железорудного сырья с повышенным содержанием ряда U (например, Криворожского железорудного месторождения).

Ядерный топливный цикл. Естественные радионуклиды

Понятие ядерного топливного цикла (ЯТЦ) охватывает совокупность разнопрофильных технологий (и предприятий), работающих для достижения одной цели — производства энергии (электрической, тепловой) с использованием энергии ядра.

В ЯТЦ на основе ^{235}U входят следующие производства:

Урановый цикл:

- добыча урановой руды (рудники);
- переработка руды, извлечение и концентрирование урана (гидрометаллургические заводы);
- перевод U_3O_8 в UF_6 (завод или цех);
- обогащение урана ^{235}U (завод);
- изготовление твэлов.

Плутониевый цикл:

- производство энергии на ядерных реакторах (атомная электростанция);
- переработка отработавших твэлов с извлечением «невыгоревшего» урана, наработанных трансурановых элементов и других ценных радионуклидов (регенерационный завод);
- хранение, переработка и захоронение радиоактивных отходов (распределено по различным предприятиям ЯТЦ).

Все предприятия ЯТЦ в той или иной мере загрязняют окружающую среду (биосферу) радионуклидами: естественными — предприятия уранового цикла, или искусственными — предприятия плутониевого цикла (будут рассмотрены далее).

На предприятиях по добыче урановой руды накапливаются отвалы пустых пород и забалансовых руд. На этих предприятиях и предприятиях по переработке руд рудничные воды и хвосты α -радиоактивных отходов сбрасываются в хвостохранилища. На остальных предприятиях данного цикла образуются α -активные отходы, поступающие на захоронения.

В урановых рудах обычно уран содержится в виде U_3O_8 с концентрацией 0,1–3,0%. В среднем принято 0,2% U_3O_8 . Это соответствует активности ~ 21 МБк/т для каждого из 14 членов семейства ^{238}U , или 0,29 ГБк/т суммарной активности. Около 14% суммарной активности в добытой руде переходит в урановый концентрат, содержащий до 90% урана. В образующихся твердых отходах (на хвостохранилище) сравнительно быстро распадаются короткоживущие радионуклиды и остается ~70% первоначальной активности, обусловленной ^{230}Th и его продуктами распада (преимущественно ^{226}Ra , ^{222}Rn). Хвосты с обогащенных заводов сбрасываются в виде суспензии, состоящей на 50% из твердой фракции. Илистая фракция обычно содержит ~85% всей активности хвостов.

На всех этапах уранового цикла в атмосферу выбрасывается радон. При добыче руды в зависимости от ее качества выбрасывается 0,4–0,8 ГБк ^{222}Rn на 1 т руды (при открытой добыче — 0,2 ГБк/1 т). Средняя скорость эманирования радона из хвостохранилища равна 1 Бк/м² на 1 Бк/г Ra . Радон выделяется практически на всех этапах технологии переработки руды (разубоживании, дроблении, радиометрической сортировки, выщелачивании, сорбции, экстракции, химического осаждения). Суммарный выброс радона в атмосферу через вентиляционные трубы на предприятии средней мощности ~ $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/сут. На расстояниях 100–150 м от такого предприятия содержание радона ^{222}Rn в приземном воздухе равно 200 Бк/м³, а на расстоянии 200–300 м — 100 Бк/м³.

Жидкие отходы в виде шахтных (рудничных), технологических и сбросных вод содержат кроме урана также радон и другие продукты распада ^{238}U .

Если оценивать отходы из расчета на 1 ГВт мощности реакторов типа ВВЭР, то из перечисленных производств наибольшие выбросы не активных оксидов серы, азота и углерода дают производства по обогащению урана (соответственно 4 300 т/год, 1 100 т/год, 28 т/год), наибольшие шламы твердых отходов дают гидрометаллургические заводы (20 000 т/год). Наибольшие радиоактивные отходы естественных радиоактивных газов и урана и его продуктов распада дает гидрометаллургическое

производство (соответственно $2,7 \cdot 10^{12}$ Бк/год в газообразном, $4,4 \cdot 10^{13}$ Бк/год в твердом и $7,4 \cdot 10^{10}$ Бк/год в жидком виде).

По данным НКДАР ООН (1982 г.), на 1 ГВт мощности выносятся в окружающую среду в год из рудников $2 \cdot 10^4$ ТБк ^{222}Rn ; с перерабатывающих заводов — $8,8 \cdot 10^2$ ГБк ^{222}Rn и с хвостохранилищ — $1,0 \cdot 10^3$ ГБк ^{222}Rn . На всех предприятиях уранового цикла выделяется 1,57 ГБк радионуклидов уранового и ториевого рядов.

Следует отметить, что загрязнение радиоактивными элементами вокруг предприятий уранового цикла отмечается не только в атмосфере, поверхностных и подземных водах и земной поверхности, но и во всех биологических объектах, включая человека.

В заключение еще раз подчеркнем огромные и все возрастающие объемы добычи и переработки минерального сырья, что вызывает рост технологического радиационного фона ЕРН. Этот рост в глобальном масштабе сравнительно медленный и его влияние на биосферу в настоящее время явно не проявляется. В то же время в районах расположения предприятий по добыче и переработке минерального сырья влияние проявляется достаточно четко. Наиболее изучено это влияние на формирование доз облучения населения.

Одним из путей снижения технологического радиационного фона является развитие атомной энергетики. Это позволит снизить объем добычи и использования органического топлива, (объем добычи его составляет ~85% объема добычи полезных ископаемых).

4.4. Искусственные радионуклиды. Ядерные взрывы

С конца 50-х гг. испытания ядерного оружия проводились на полигонах 5 стран: США (Невада), Великобритании, СССР (Семипалатинск, Новая Земля), Франция (Муруроа), Китай (Лобнор). Всего на 1 января 1991 г. было произведено 2 059 ядерных взрывов (ЯВ), в том числе:

Таблица 4.20

Страна	Всего ЯВ	В т. ч. в атмосфере или на вышках	Суммарная мощность, Мт
СССР	715	215	452
США	1 085	205	141

Окончание табл. 4.20

Страна	Всего ЯВ	В т. ч. в атмосфере или на выпшках	Суммарная мощность, Мг
Франция	182	45	—
Великобритания	42	21	—
Китай	35	22	12,7
Всего	2 059	508	629

Большинство испытаний выполнены на трех полигонах Невады — 810 ЯВ (в т. ч. 100 атомных), Семипалатинском — 468 ЯВ (в т. ч. 124 атомных) и на Новой Земле 132 ЯВ (в т. ч. 87 атомных).

Еще до заключения договора о запрещении испытания ядерного оружия в атмосфере в 1963 г. в стратосферу было выброшено около 45 млн Ки ^{90}Sr и ^{137}Cs , которые в основном и сформировали глобальный фон этих радионуклидов в последующие десятилетия.

С 1969 г. и вплоть до 1989 г. в СССР было произведено в интересах народного хозяйства около 200 подземных ядерных взрывов, в том числе в России — 89, Казахстане — 38. Основными целями этих взрывов были масштабное перемещение грунта; создание полостей для хранилищ газового конденсата, для хранения жидких радиоактивных отходов, ликвидации ядерных зарядов тактических ракет, ликвидации химического оружия; управления выходами газа и нефти. В большинстве случаев ожидаемых технических результатов получить не удалось.

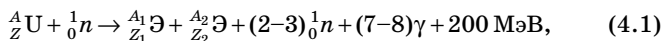
Ниже будут описаны принцип работы и основные характеристики ядерных взрывов.

Принцип действия ядерного взрывного устройства

Ядерные устройства взрывного действия, или ядерные боеприпасы (ЯБП), различаются калибром, массой, мощностью, конструкцией, способом и областью применения и т. д. Общим для широкого спектра ЯБП является природа энергии, используемой для формирования поражающих факторов, а именно, ядерная энергия, выделяемая в ходе инициируемых ядерных цепных реакций деления (обычные ЯБП) и реакций синтеза (термоядерные, или ТЯБП). В обычных ЯБП применяют изотопы урана ^{235}U , ^{233}U , изотоп плутония ^{239}Pu , имеющие при стандартной плотности критические массы 48, 16 и 11 кг соответственно. Активным

агентом, вызывающим деление ядер, является нейтрон. И если в ядерных реакторах АЭС энергетический спектр нейтронов деления является тепловым, то во взрывных устройствах энергетический спектр нейтронов находится в области сотен кэВ и близок к МэВ, а характерное время протекания взрывной ядерной реакции равно 10^{-7} – 10^{-6} с.

В общем виде реакция деления ядер на два осколка ${}_{Z_1}^{A_1}\text{Э}$ и ${}_{Z_2}^{A_2}\text{Э}$ протекает по схеме



где выполняются законы сохранения числа нуклонов

$$A + 1 = A_1 + A_2 + (2-3),$$

и электрического заряда:

$$Z = Z_1 + Z_2.$$

Делящееся вещество массой 1 кг выделяет энергию, эквивалентную энергии, выделяющейся при детонации 20 000 т обычного взрывчатого вещества (ВВ) тринитротолуола, или тротила. Принято выделяемую мощность q ЯБП при его срабатывании выражать величиной тротилового эквивалента (ТЭ): в частности, $q = 1 \text{ Мт} = 103 \text{ кт} = 106 \text{ т}$ тротила. Приблизленно для $q = 20 \text{ кт}$ эквивалентная выделяемая энергия равна 1 014 Дж.

По принципу перевода делящегося вещества (ДВ) в надкритическое состояние различают ЯБП пушечного типа и импловизионного. В первом случае, например, две отдельные массы ДВ являются подкритическими: $m_{01} < m_{\text{кр}0}$, $m_{02} < m_{\text{кр}0}$, а при быстром соединении с помощью обычного взрывчатого вещества (ВВ) сумма таких масс становится надкритической: $m_{01} + m_{02} > m_{\text{кр}0}$, так что при воздействии нейтронного внешнего источника инициируется цепной механизм деления ядер (рис. 4.5).

Во втором случае в исходном состоянии ДВ в виде единой массы при стандартной плотности $\rho_0 \approx 18,5 \text{ г/см}^3$ находится в подкритическом состоянии ($m_0 < m_{\text{кр}0}$) и окружена слоем ВВ (рис. 4.6).

При срабатывании детонатора в ВВ возбуждается детонационная волна, которая в ДВ формируется в сходящуюся ударную волну, под действием которой ДВ сжимается и переходит в надкритическое состояние по закону обратного квадрата плотности: $m_0 \rightarrow m_{\text{кр}}(\rho) = m_{\text{кр}0} \rho_0^2$ и $\rho_{\text{кон}} > \rho_{\text{кр}}$, $m_0 > m_{\text{кр}0}$.

Термоядерный боеприпас в принципе состоит из двух зарядов: обычного ядерного (рис. 4.5, 4.7) и термоядерного (рис. 4.6, 4.7).

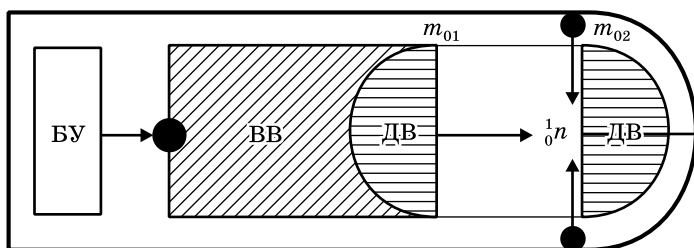


Рис. 4.5. Схема ЯБП пушечного типа: БУ — блок управления; Д — детонатор ВВ

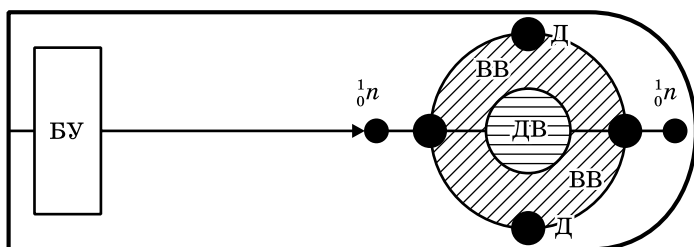


Рис. 4.6. Схема ЯБП имплозивного типа: БУ — блок управления; Д — детонатор ВВ

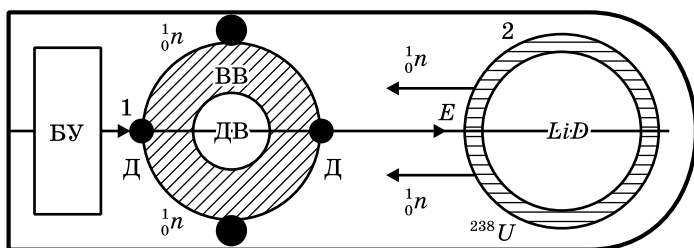
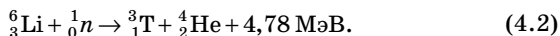
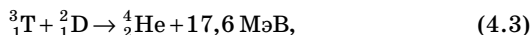


Рис. 4.7. Схема ТЯБП: БУ — блок управления; Д — детонатор ВВ

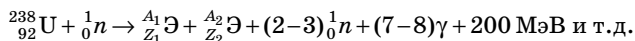
В ТЯБП при его срабатывании протекают цепные ядерные реакции деления и синтеза по схеме: реакция деления согласно вышеприведенной формуле (4.1), далее генерация трития из дейтерида лития LiD :



Синтез ядер трития и дейтерия



затем деление ядер ${}^{238}\text{U}$ под действием сверхбыстрых нейтронов реакций синтеза



Тротиловый эквивалент при срабатывании ТЯБП равен

$$q_{\text{ТЯБП}} = 20(\Delta m_1 + \Delta m_2) + 64\Delta m_{\text{LiD}}, \text{ кт тротила,} \quad (4.4)$$

где Δm_1 , Δm_2 — массы ДВ, расщепившиеся соответственно в ядерном заряде 1 и заряде 2;

Δm_{LiD} — масса дейтерида лития, «сгоревшая» в ядерных реакциях синтеза.

Нейтронный боеприпас в отличие от термоядерного вместо дейтерида лития содержит смесь трития и дейтерия, так что после срабатывания ядерного заряда 1 происходит их синтез по схеме (4.3), а тротиловый эквивалент такого боеприпаса определяется соотношением:

$$q_{\text{ТЯБП}} = 20\Delta m_1 + 84\Delta m_{\text{ДТ}}, \text{ кт тротила.} \quad (4.5)$$

Поражающие факторы ядерного взрыва (ПФЯВ) формируются в результате сверхвысокой концентрации выделяемой энергии и зависят от состава продуктов ядерных реакций:

- осколков деления;
- гамма-квантов;
- нейтронов;
- сверхбыстрых электронов;
- не прореагировавших изначально исходных ДВ.

Характер ПФЯВ определяется конструкцией ЯБП, его составом, а также средой, в которой происходит взрыв. Для стандартного взрыва характерны следующие виды ПФЯВ:

- воздушная ударная волна (ВУВ);
- световое излучение (СИ);
- рентгеновское излучение (РИ);
- проникающая радиация (ПР);
- электромагнитный импульс (ЭМИ);
- радиоактивное загрязнение среды (РЗС);
- сейсмозрывные волны.

Распределение энергии между отдельными видами ПФЯВ зависит от мощности взрыва, состава ЯБП, высоты взрыва (рис. 4.8): в высотном взрыве до 80–90% выделяемой энергии приходится на рентгеновское излучение, в воздушном взрыве световое излучение уносит до 30–50% энергии, в наземном взрыве значительная доля энергии приходится на ударную волну. Выход энергии проникающей радиации составляет от 10 до 15% от общей энергии взрыва, а для нейтронного ЯБП доходит до 30%; на радиоактивное загрязнение приходится 5% энергии.

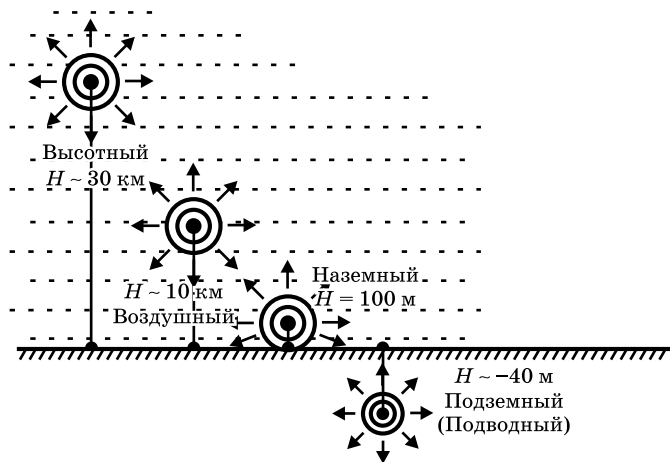


Рис. 4.8. Виды ядерных взрывов

Проникающая радиация состоит из высокоэнергетических потоков гамма-квантов и нейтронов. Их распространение в радиальном направлении от центра взрыва подчиняется закону

$$\Phi_{\gamma,n} = \frac{\Phi_{0,\gamma,n} \exp(-\mu_{\gamma,n} R) r_0^2}{R^2}, \frac{1}{\text{м}^2 \text{с}}, \quad (4.6)$$

где $\mu_{\gamma,n}$ — коэффициент ослабления потока (поглощения);

R — расстояние от центра взрыва;

Φ_0 — суммарный поток, в частности $\Phi_0 = \nu v$ для нейтронных потоков, выходящих с приведенным размером r_0 ЯБП, со средней скоростью v и плотностью

$n = N / W_0 = N / \left(\frac{4}{3} \pi r_0^3 \right)$, где N — общее число нейтронов

($N = 3 \cdot 10^{23}$ на килоджоуле мощности взрыва).

На один акт деления ядра приходится 7–8 гамма-квантов со средней энергией около 1 МэВ, так что можно считать, что уносимая ими энергия составляет около 3,5–4,0% от энергии взрыва.

Для нейтронов при их распространении коэффициент поглощения определяется такими элементарными механизмами их взаимодействия с ядрами окружающей среды, как упругое и неупругое рассеяние и поглощение, в частности реакциями радиационного захвата (n, γ). Для гамма-квантов коэффициент поглощения определяется механизмами комптоновского рассеяния ($\mu_K \sim Z$), фотопоглощения ($\mu_F \sim Z^4, 5$), образования электронно-позитронных пар ($\mu_P \sim Z^2$).

При тепловом равновесии со средой механизмы распространения нейтронов и фотонов носят диффузионный характер.

Действие проникающей радиации в основном протекает в интервале времени порядка 10^{-4} – 10^{-5} с в отличие от ионизирующего излучения, исходящего от радиоактивных продуктов радиоактивного загрязнения, действующего на протяжении длительного времени.

Радиоактивное загрязнение состоит из следующих компонентов:

- осколков продуктов деления ядер (ПД);
- радионуклидов наведенной активности — продуктов активации (ПА);
- непрореагировавшей массы ДВ ЯБП, ТЯБП — (ДВ).

Продукты мгновенного деления представляют собой нестабильные изотопы 35 элементов общим числом около 200, с периодами полураспада от долей секунд до нескольких лет. Каждый радионуклид претерпевает, в среднем, три бета-распада в сопровождении, как правило, гамма-излучения с энергией от $8 \cdot 10^{-3}$ МэВ ($^{99}_{43}\text{Tc}$) до 2,9 МэВ ($^{88}_{37}\text{Rb}$). В течение трех первых лет после взрыва от 10 до 30 радионуклидов при их распаде дают гамма-излучение, в дальнейшем гамма-излучение сопровождает

распад 1–2 радионуклидов. При высотных взрывах радионуклиды уходят в тропосферу и стратосферу и воздушными потоками разносятся практически по всей атмосфере, постепенно оседая на поверхность Земли. При наземных или низковоздушных взрывах формируется радиоактивный след по пути следования радиоактивного облака, создавая протяженные или локальные зоны радиоактивного загрязнения, параметры которого зависят от мощности и высоты взрыва, направления ветра, метеорологической обстановки в районе взрыва и т. д.

Состав продуктов взрыва непрерывно меняется. На начальном этапе после выпадения радионуклидов взрыва особенно активны ^{83}Se ($T_{1/2} = 25$ мин), ^{91}Sr ($T_{1/2} = 9,7$ ч), ^{92}Sr ($T_{1/2} = 2,7$ ч), ^{91}Zr ($T_{1/2} = 17$ ч) и другие. Спустя несколько лет радиоактивность определяется в основном ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28$ лет), ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ лет), представляющими главную опасность из-за проникновения в живые организмы.

При взрыве ЯБП мощностью 1 кт тротила образуется около $7 \cdot 10^{25}$ атомов ^{90}Sr с общей активностью $A = 1,4 \cdot 10^2$ Ки и $8,7 \cdot 10^{25}$ атомов ^{137}Cs с общей активностью $A = 1,6 \cdot 10^2$ Ки.

Изменение активности осколков деления с течением времени t уменьшается согласно формуле Вейля—Вигнера

$$A = A_1/t_{1,2}, t \geq 1, \quad (4.7)$$

где A_1 — активность на момент времени $t_1 = 1$ сут после взрыва.

В общем случае при взрыве ЯБП мощностью q (кт) суммарная активность радионуклида в начальный момент после взрыва определяется исходя из того, что на 1 Мт мощности приходится $1,45 \cdot 10^{26}$ актов деления, и зависит от выхода его (радионуклида) на акт деления η (%) и его постоянной распада $\lambda = 0,693 T_{1/2}^{-1}$ (с):

$$A = 1,45 \cdot 10^{26} \eta.$$

Выходы основных продуктов деления при ЯВ мощностью в 1 Мт приведены в табл. 4.21.

Таблица 4.21

Радионуклид	$T_{1/2}$	η , %	A (Бк)
^{89}Sr	50,5 сут	2,56	$5,9 \cdot 10^{17}$
^{90}Sr	28,6 года	3,50	$3,9 \cdot 10^{15}$
^{95}Zr	64,0 сут	5,07	$9,2 \cdot 10^{17}$

Окончание табл. 4.21

Радионуклид	$T_{1/2}$	$\eta, \%$	A (Бк)
^{103}Ru	39,4 сут	5,20	$1,5 \cdot 10^{18}$
^{106}Ru	368 сут	2,44	$7,8 \cdot 10^{16}$
^{131}J	8,04 сут	2,90	$4,2 \cdot 10^{18}$
^{136}Cs	13,2 сут	0,036	$3,2 \cdot 10^{16}$
^{137}Cs	30,2 года	5,57	$5,9 \cdot 10^{15}$
^{140}Ba	12,8 сут	5,18	$4,7 \cdot 10^{18}$
^{141}Ce	32,8 сут	4,58	$1,6 \cdot 10^{18}$
^{144}Ce	284 сут	4,69	$1,9 \cdot 10^{17}$

Максимальные выходы продуктов деления рассчитываются по полуэмпирическим формулам

$$m_{1,2} = \frac{A - v}{2} \mp 0,045 \left(40,2 - \frac{Z^2}{A} \right)^{1/2} \cdot A, \quad (4.8)$$

где m_1, m_2 — массы для «легких» и «тяжелых» пиков распределения;

A — атомные массы соответствующих элементов с зарядом ядра Z ;

v — среднее число нейтронов, выходящих при одном акте деления ядра.

В целом, как показали широкомасштабные ядерные испытания, при взрыве мощностью $q = 1$ Мт образуются радионуклиды с суммарной активностью около $4 \cdot 10^8$ Ки. После взрыва из атмосферы на поверхность Земли площадью с радиусом около 100 км относительно эпицентра выпадает до 50% образовавшихся радионуклидов. В тропосферу уходят аэрозольные частицы, которые находятся там в среднем до 30 суток, а затем выпадают на поверхность. При этом наибольшую опасность имеют радионуклиды с периодом полураспада от нескольких суток до двух месяцев: это $^{131}_{53}\text{J}$, $^{140}_{56}\text{Ba}$, $^{89}_{38}\text{Sr}$. При выпадении радионуклидов из стратосферы наибольшую опасность представляют долгоживущие изотопы $^{14}_6\text{C}$, $^{137}_{53}\text{Cs}$, $^{90}_{38}\text{Sr}$.

В результате испытаний ядерного оружия в воздушную среду попали тритий с активностью около $6,5 \cdot 10^9$ Ки и радиоактивный углерод-14 с активностью $6 \cdot 10^6$ Ки; выход цезия и стронция дал

около $4,2 \cdot 10^7$ Ки активности. Общий выход активности от ядерных испытаний составил около $7 \cdot 10^9$ Ки.

Радионуклиды — продукты активации, в основном образуются при взаимодействии нейтронов ядерного взрыва с ядрами веществ конструкции ЯБП и ядрами атмосферы, грунта, воды, сооружений и т. д. по механизмам радиационного захвата, неупругого рассеяния с выходом заряженных частиц и нейтронов (n, α), (n, β), (n, n) и т. д. Продукты активации являются также источниками мягкого β - и γ -излучений со средней энергией 0,1 МэВ для ^{237}U и 0,17 МэВ для ^{239}Np .

При взаимодействии нейтронов с материалами ВУ образуются следующие радионуклиды: ^{24}Na , ^{28}Al , ^{54}Mn , ^{56}Mn , $^{57, 58, 60}\text{Co}$, $^{55, 59}\text{Fe}$, ^{65}Zn , ^{155}W и другие.

Наведенная активность этих радионуклидов зависит от массы конструкции, состава веществ, из которых она состоит, мощности взрыва и может быть весьма значительной.

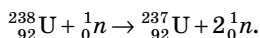
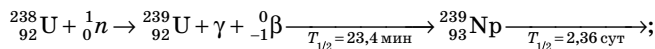
При взаимодействии нейтронов взрыва с ядрами атомов воздуха образуются ^3H , в незначительном количестве короткоживущие ^{15}N и ^{41}Ar , а также долгоживущий ^{14}C . Через 1–2 ч после взрыва их активность составляет около 1% от общей активности осколков деления.

При взаимодействии нейтронов с водой и растворенными в ней веществами образуются:

Таблица 4.22

радионуклиды	^{24}Na ($T_{1/2} = 14,77$ ч)	^{42}K (12,4 ч)	^{45}Ca (163)	^{38}Cl (37 мин)	^{80}Br (4,5 ч)
активность	$4,5 \cdot 10^8$ Ки	$2,8 \cdot 10^7$ Ки	$4,7 \cdot 10^4$ Ки	$1,4 \cdot 10^{10}$ Ки	$5,4 \cdot 10^6$ Ки

Основными радионуклидами в реакциях захвата без деления нейтронов с ядрами ДВ являются ^{239}Np и ^{237}U , образующие согласно схеме:



По подобной схеме образуются трансурановые элементы (см. табл. 4.23).

Образование радионуклидов Рн и трансурановых элементов в результате ЯВ в атмосфере представлено в табл. 4.23:

Таблица 4.23

Элемент	$T_{1/2}$, годы	Общее количество образовавшегося радионуклида при ЯВ, Бк
^{238}Pu	87,7	$3,3 \cdot 10^{14}$
^{239}Pu	24 100	$7,8 \cdot 10^{15}$
^{240}Pu	6 570	$5,2 \cdot 10^{15}$
^{241}Pu	14,4	$1,7 \cdot 10^{17}$
^{242}Pu	376 000	$1,6 \cdot 10^{13}$
$^{242\text{m}}\text{Am}$	152	$3,7 \cdot 10^{11}$
^{244}Cm	18,1	$2,6 \cdot 10^{11}$

Таблица 4.24

Доля активности различных радионуклидов при взрыве ЯБП и аварии ядерного реактора в различные моменты времени, %; кампания реактора равна 1 080 сут

Радионуклид	$T_{1/2}$	Время после взрыва, сут					Время после аварии реактора, сут				
		0,25	0,5	5	10	30	0,25	0,5	5	10	30
^{90}Sr	28 лет	2,6–4	5,1–4	1,8–3	1,5–2	5–2	0,22	0,26	0,47	0,56	0,84
^{95}Zr	65 сут	5,6–2	0,11	1,58	3,0	7,83	3,72	4,35	7,36	8,47	10,2
^{132}Te	78 ч	0,72	1,33	7,74	5,3	0,23	2,23	2,49	1,68	0,7	—
^{140}Ba	13 сут	0,26	0,49	5,95	8,06	9,86	3,59	4,17	5,79	5,35	2,71
^{140}La	40 ч	2,7–2	9,55–2	5,86	10,1	11,3	3,64	4,27	6,51	6,14	3,12
^{137}Cs	30 лет	3,3–4	6,3–4	9,6–3	1,9–3	6–2	0,24	0,28	0,5	0,6	0,9

Количество радионуклидов ^{237}U в смеси радиоактивных продуктов наибольшее при взрыве ТЯБП, и эти радионуклиды дают до 50–60% активности от общей активности.

Низковоздушные и наземные взрывы сопровождаются активацией верхних слоев грунта на сравнительно небольшой площади. В таблице 4.26 приводятся данные об интенсивности гамма-излучения грунта $I_{\text{гр}}$ по отношению к интенсивности гамма-излучения осколков деления $I_{\text{оск}}$ для наземного ядерного взрыва.

Таблица 4.25

Активность продуктов деления ядерного взрыва мощностью $q = 1$ Мт и в активной зоне ядерного реактора мощностью $N = 1000$ МВт, Ки

Радионуклид, ($T_{1/2}$)	Время после взрыва, останова реактора ядерный взрыв/ядерный реактор				
	1 ч	15 сут	3 мес.	1 год	10 лет
^{131}J (8 сут)	$5 \cdot 10^7 / 9 \cdot 10^7$	$4 \cdot 10^7 / 2,5 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^4 / 3 \cdot 10^4$	0/0	0/0
^{137}Cs (30 лет)	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^5 / 1,2 \cdot 10^7$
^{90}Sr (28 лет)	$1,7 \cdot 10^5 / 10^7$	$1,7 \cdot 10^5 / 10^7$	$1,7 \cdot 10^5 / 10^7$	$1,7 \cdot 10^5 / 10^7$	$1,3 \cdot 10^5 / 8 \cdot 10^8$
Все радионуклиды	$5 \cdot 10^{11} / 5,6 \cdot 10^9$	$7 \cdot 10^8 / 1,6 \cdot 10^9$	$9 \cdot 10^7 / 7 \cdot 10^8$	$9 \cdot 10^7 / 1,8 \cdot 10^8$	$3 \cdot 10^5 / 4,4 \cdot 10^7$

Таблица 4.26

Время после взрыва, ч	0,17	1	2	5	10	18	26	50	100	150
$I_{\text{гр}}/I_{\text{оск}}, \%$	0,3	0,3	0,7	2,1	4,2	6,2	1,5	5,1	1,1	0,2

Основной вклад в наведенную активность вносят следующие элементы: ^{28}Al , ^{24}Na , ^{56}Mn , ^{59}Fe , являющиеся источниками гамма-излучения; при этом в интервале времени 0–15 мин преобладающее излучение дает ^{28}Al , в интервале 15 мин–200 ч — ^{24}Na , в интервале от 2 до 10 ч проявляется излучение ^{56}Mn , а после 300 ч преобладающим становится излучение ^{59}Fe .

Активность нерасщепившихся ядер ДВ мала по сравнению с активностью рассмотренных выше продуктов взрыва (см. табл. 4.27).

При подземных ядерных взрывах огненный шар блокирован и содержащиеся в нем пары конденсируются и смешиваются с расплавленным веществом грунта. К продуктам деления добавляются продукты активации нейтронами элементов грунта (Na, Sr, Mg и др.).

Таблица 4.27

Характеристики ДВ и трития

Характеристики	Плутоний-239	Уран-235	Тритий
Тип распада	α, β	α, β	β
Основное излучение и его энергия, МэВ	$\alpha, 5,15$	$\alpha, 4,76$	до 0,018
Период полураспада, лет	24 440	$7,1 \cdot 10^8$	12,3
Удельная активность, Ки/кг	61	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$9,7 \cdot 10^6$

Выбрасывается также небольшая часть непрореагировавшей массы делящегося вещества (^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu).

Делящееся вещество образуется в результате реакций захвата нейтронов на изотопах урана.

Подземные взрывы проводились не только в целях определения характеристик ЯБП, но и в мирных целях — использования их в строительстве и промышленности, а также при проведении крупномасштабных работ: сооружении каналов, водохранилищ, газо-нефтяных хранилищ, вскрытии полезных ископаемых, строительстве дорог, гаваней и т. д.

Подземные взрывы *классифицируют* по степени радиоактивного заражения внешней среды, что, в свою очередь, зависит от приведенной глубины взрыва $\hat{h} = h/q^{1/3,4}$, м/Кт $^{1/3,4}$:

- неглубокие взрывы с выбросом грунта и радионуклидов $\hat{h} \leq (30-35)$ м/Кт $^{1/3,4}$;
- глубокие взрывы с выбросом грунта и изотопов, имеющих летучих предшественников, в значительном количестве $\hat{h} \approx (65-80)$ м/Кт $^{1/3,4}$;
- камуфлетные взрывы, не дающие прямых выбросов радиоактивных аэрозольных продуктов в атмосферу, но способные вызвать появление вторичных аэрозолей с радионуклидами, $\hat{h} \approx (65-80)$ м/Кт $^{1/3,4}$;
- камуфлетные взрывы, от которых в атмосферу постепенно проникают долгоживущие радиоизотопы инертных газов, в частности ^{133}Xe и ^{135}Xe ;
- камуфлетные взрывы, от которых в атмосферу распространяются следы радиоизотопов ксенона, ^{85}Kr , трития спустя несколько дней, недель и месяцев после взрыва.

Подземным взрывам сопутствует значительное загрязнение за счет наведенной активности, особенно на элементах конструк-

ции ТЯБП. При этом заметна роль в общей активности таких элементов, как ^{54}Mn , ^{88}Y , ^{102}Rh , ^{181}W , ^{188}Re , образующихся в конструкции ЯБП и ТЯБП. Наведенная активность в окружающей среде характеризуется появлением таких радионуклидов, как ^{24}Na , ^{46}Sc , ^{54}Mn , ^{154}Eu , ^{60}Co . С точки зрения радиационных воздействий наиболее важным из них является ^{24}Na (в период от одних до пяти суток после взрыва), являющийся источником γ -излучения; от 1 месяца до 1 года выделяются излучения ^{46}Sc и ^{59}Fe , после 1 года — ^{60}Co . С течением времени и состав радионуклидов, и активность их изменяются в соответствии с законами радиоактивного распада и взаимодействием элементарных частиц распада с ядрами элементов.

Расчет дозы гамма-излучения от рассматриваемого момента времени $t_{\text{в}}$ в часах после взрыва рекомендуется выполнять по формуле

$$D(t_{\text{в}}, \infty) = \frac{P_{\text{лок}}}{(n-1)t_{\text{в}}} + \sum_i \frac{P_{i\text{нав}} T_i}{0,693} \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{0,693 t_{\text{в}}}{T_i}\right) \right], \quad (4.9)$$

где $P_{\text{лок}}$, $P_{i\text{нав}}$ — мощности доз гамма-излучения через 1 ч после взрыва соответственно от ПД и НА i -го изотопа с периодом полураспада T_i .

Доля нейтронного потока $\bar{\Phi}_i$, идущего на активацию i -го изотопа, определяется по формуле

$$\bar{\Phi}_i = \frac{m_i \sigma_{a_i} / A_i}{\sum_i m_i \sigma_{\gamma_i} / A_i}, \quad (4.10)$$

где σ_{a_i} , σ_{γ_i} — микроскопические сечения активации и поглощения нейтронов ядрами i -го изотопа с массовым числом A_i ;

m_i — массовая (весовая) доля i -го изотопа в рассматриваемой среде.

В таблице 4.28 приведены значения суммарных сечений поглощения σ_{Σ} и доли нейтронного потока, идущего на активацию натрия для различных земных сухих пород.

Для чистой воды $\sum_i m_i \sigma_{\gamma_i} / A_i = 2,21 \cdot 10^{-2} \text{ см}^2 / \text{г}$, а для влажной породы с массовой (весовой) долей в породе $\bar{m}_{\text{H}_2\text{O}}$ сечение поглощения определяется как $\sigma_{\Sigma_{\text{вл}}} = (1 - \bar{m}_{\text{H}_2\text{O}}) \sigma_{\Sigma_{\text{сух}}} + \bar{m}_{\text{H}_2\text{O}} \cdot 2,21 \cdot 10^{-2}$.

Таблица 4.28

Породы	$\sigma_{\text{сук.}} \cdot 10^{-2}, \text{ см}^2/\text{г}$	$\bar{\Phi}_i, \%$
Ультраосновные	0,684–0,724	0,8–1,03
Базальтовые	0,753	3,15
Гранитные с высоким содержанием Са	0,657	5,7
Гранитные с низким содержанием Са	0,680	5,0
Кислые	0,738	4,95
Глины и сланцы	0,603	1,35
Сланцы	1,049	1,2
Песчаники	0,623	0,7
Карбонаты	0,390	0,14

Отношение доз гамма-излучения наведенной $D_{\text{нав}}$ и осколочной $D_{\text{оск}}$ активностей в любой точке радиоактивного следа от подземных ядерных взрывов определяется по формуле

$$\frac{D_{\text{нав}}}{D_{\text{оск}}} = \frac{E_{\text{нав}}}{E_{\text{оск}}} = \frac{1,4 \cdot 10^{-19} t_{\text{в}}^{0,2}}{m_{\text{ДВ}}} \cdot \Phi_{\Sigma} \cdot \sum_i \bar{\Phi}_i E_{\gamma_i} e^{-\lambda_i t_{\text{в}}}, \quad (4.11)$$

где Φ_{Σ} — суммарный поток нейтронов;

E_{γ_i}, λ_i — энергия гамма-излучения i -го изотопа наведенной активности на один акт распада и постоянная распада $\lambda_i \cdot T_i = 0,693$;

$t_{\text{в}}$ — время выпадения продуктов взрыва на радиоактивном следе;

$m_{\text{ДВ}}$ — масса ДВ, при делении ядер которой создается мощность взрыва q , Кт:

$$m_{\text{ДВ}} = \frac{q, (\text{Кт})}{20} = m_0 - \frac{m_0^{2/3} \cdot m_{\text{кр0}}^{1/3}}{\delta_{\text{с}}^{2/3}}, \text{ кг}, \quad (4.12)$$

где m_0 — общая масса ДВ в исходном состоянии ЯБП, кг;

$\delta_{\text{с}}$ — степень сжатия ДВ детонационными и ударными волнами при срабатывании ядерного заряда.

Для ближнего следа от взрыва при $t_b = 2-3$ ч доза гамма-излучения обуславливается в основном за счет распада ^{24}Na при $E_{\gamma_i} = 4,14$ Мэв, поэтому формулу 4.12 можно записать

$$\frac{D_{\text{нав}}}{D_{\text{оск}}} \cong 1,2 \cdot 10^{-23} \cdot \frac{m_{\text{Na}} \Phi_{\Sigma}}{q(\text{Кт})}.$$

Кроме Na большими сечениями поглощения нейтронов обладают элементы Li, B, Cl, Nd, Sm, Eu, Gd, Dy, что также учитывается при планировании подземных ядерных испытаний.

4.5. Искусственные радионуклиды. Ядерный топливный цикл

Для понимания процессов образования искусственных радионуклидов в ядерном топливном цикле (ЯТЦ) необходимо знание принципов работы, устройства и характеристик ключевого звена ЯТЦ — ядерного реактора. **Ядерный реактор** — техническое устройство, в котором осуществляется контролируемый процесс реакции деления нейтронами ядер так называемых делящихся веществ (ДВ). К таким веществам относятся изотопы урана и плутония. Область применения ядерных реакторов представлена на рис. 4.9.

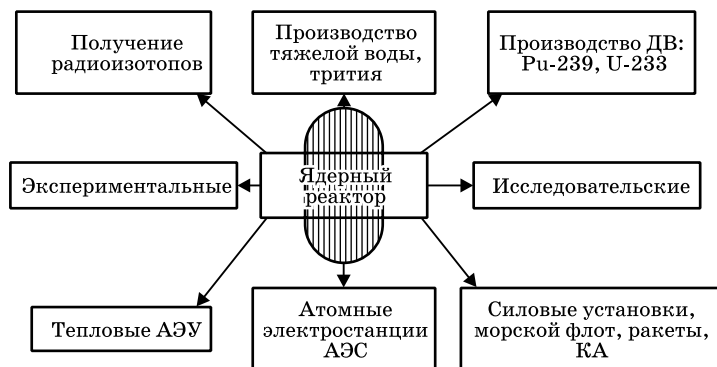


Рис. 4.9. Область применения ядерных реакторов

Цепной механизм деления обусловлен тем, что при делении ядер ДВ в среднем выделяется 2,5–3 нейтрона на каждый акт

деления. Это обстоятельство является **необходимым** условием, но еще **не достаточным** для развития цепной реакции, поскольку не все выделяемые нейтроны участвуют в осуществлении цепи из-за следующих обстоятельств:

- при столкновениях нейтронов с ядрами помимо реакции нейтрон — деление (n, f) протекают и другие реакции, например (n, n'), (n, α), (n, γ) и т.д., и участвующая в этих реакциях часть нейтронов не участвует в реакциях типа ($n, (2,5-3)n'$);
- значительная часть нейтронов после столкновений с ядрами уходит за пределы рассматриваемой системы и также не участвует в реакциях деления.

Взаимодействие нейтронов с ядрами принято выражать через вероятностную характеристику — **микроскопическое сечение**, определяемое как вероятность перехода двух сталкивающихся элементарных частиц в определенное конечное состояние. Такое сечение обозначается σ и имеет размерность площади. Соответственно различают сечения упругого и неупругого рассеяния нейтронов на ядрах, поглощения с выходом элементарных частиц, деления и т. д.

Величина микроскопического сечения зависит от вида ядра (атомной массы и заряда) и энергии нейтрона. Для ядерного реактора определяющими являются такие взаимодействия нейтронов, как:

- упругое и неупругое рассеяние, σ_s ;
- поглощение нейтронов без деления, σ_γ ;
- поглощение нейтронов с делением, σ_f .

Общее сечение равно сумме частных и означает, что хотя бы один из механизмов взаимодействия осуществляется. Единицей измерения микроскопического сечения является **барн**, $1 \text{ барн} = 10^{-24} \text{ см}^2$, что приблизительно равно площади поперечного сечения ядра. В общей плавной зависимости сечения поглощения от энергии нейтронов имеют место области резонансного поглощения, когда сечение σ_γ возрастает в несколько десятков и сотен раз при определенных значениях энергии нейтронов. Объяснение такому явлению дают квантовая механика и формула волны де Бройля

$$\lambda = h/mv; \quad (4.13)$$

h — постоянная Планка, $h = 6,62 \cdot 10^{-34} \text{ Дж} \cdot \text{с}$;

m, v — масса и скорость элементарной частицы, а также соотношение Брейта—Вигнера

$$\sigma_{\gamma} \cong \frac{\lambda^2 \Gamma_a \Gamma_b}{\pi \Gamma^2 + 4\pi (E - E_p)^2}, \quad (4.14)$$

где λ — длина волны падающей частицы (нейтрона);

Γ_a, Γ_b — ширины уровней, соответствующие падающей частице и испускаемой;

Γ — сумма парциальных ширин;

E, E_p — полная энергия падающей частицы и значение энергии, соответствующей точному резонансу с определенным квантовым уровнем составного ядра.

Очевидно, при $E = E_p$ имеет место $\sigma \rightarrow \sigma_{\max}$. В частности, для $E = 17$ В и $\Gamma_a \Gamma_b / \Gamma^2 \sim 0,1$ $\sigma_{\max} \sim 10^5$ барн.

Эффект резонансного поглощения играет заметную роль в ядерных реакторах на тепловых нейтронах. В связи с этим следует отметить, что в зависимости от энергетического спектра нейтронов, вызывающих деление ядер, различаются следующие реакторы:

- на *тепловых нейтронах* — при энергии $\sim 0,03$ эВ;
- на *быстрых нейтронах* — при энергии ~ 1 МэВ;
- на *промежуточных нейтронах* — при энергии ~ 1 кэВ.

Реакторы на тепловых нейтронах помимо ДВ в своем составе имеют вещества — замедлители нейтронов; реакторы на быстрых нейтронах практически замедлителей не содержат. Наибольшее распространение в промышленности, технике получили реакторы на тепловых нейтронах. И если сечение деления ядер ^{239}Pu , ^{235}U на быстрых нейтронах составляет несколько барн, то на тепловых, замедленных нейтронах оно достигает значений несколько сот барн, что соответствует общему правилу для нечетно-четных ядер ДВ — увеличению σ_f с уменьшением энергии нейтронов.

Другой характеристикой взаимодействия нейтронов с ядрами является **макроскопическое сечение**, представляющее полное поперечное сечение всех ядер в единичном объеме рассматриваемого вещества. Такое сечение принято обозначать Σ , оно имеет размерность обратной длины (см, м) и характеризует вероятность взаимодействия нейтронов с суммой ядер в единичном объеме. Величина, обратная Σ , называется *средней длиной пробега нейтронов до взаимодействия*: $\lambda = 1/\Sigma$. Если через N обозначить число атомных ядер в 1 см^3 , N_0 — число Авогадро, ρ — плотность вещества, то макроскопическое сечение определяется как

$$\Sigma = N \cdot \sigma = \sigma \cdot N_0 \cdot \rho / A, \quad (4.15)$$

где A — атомная масса.

Для вещества, состоящего из нескольких простых веществ (смеси, химические соединения), макроскопическое сечение равно сумме соответствующих частных сечений:

$$\Sigma = N_1\sigma_1 + N_2\sigma_2 + \dots + N_n\sigma_n, \quad (4.16)$$

где $N_i = N_0\rho_i/\mu_i$;

ρ_i, μ_i — плотность и молекулярная масса i -го вещества.

Для химического соединения $N_i = N_0\rho/\mu \cdot na_i$,

где μ — молекулярная масса соединения;

na_i — число атомов соответствующего i -го химического элемента.

Скорость ядерных реакций зависит от нейтронного потока

$$\Phi = n \cdot v, 1/\text{см}^2 \cdot \text{с},$$

где n — плотность нейтронов;

v — скорость нейтронов.

Скорость ядерных реакций в среде равна общему числу ядерных реакций на нейтронах соответствующего вида:

$$\Sigma s\Phi, \Sigma \gamma\Phi, \Sigma f\Phi \text{ и т. д.}; 1/\text{см}^3 \cdot \text{с}.$$

Для нейтронов, имеющих распределение по энергии, скорость ядерных реакций определяется как

$$\int_0^\infty N_0 \cdot \frac{\rho}{A} \cdot \sigma(E) \sqrt{\frac{2E}{m}} dn(E), \quad (4.17)$$

где m — масса нейтрона.

Скорость энерговыделения в реакторе определяется через средний по объему реактора нейтронный поток и объем активной зоны реактора W :

$$\Sigma f \cdot \Phi \cdot W \cdot \varepsilon_f + W \cdot \varepsilon_a \cdot N_a, \text{ Дж/с} = \text{Вт}, \quad (4.18)$$

где ε_f — энергия на один акт деления, $\varepsilon_f \sim 200 \text{ МэВ} = 3,2 \cdot 10^{-11} \text{ Дж}$;

ε_a — средняя энергия на один акт радиоактивного распада радионуклидов, находящихся в активной зоне реактора;

N_a — среднее число распадов радионуклидов в единицу объема в единицу времени.

Цепная реакция деления и коэффициент размножения нейтронов.

Для простейшей модели цепного процесса делаются допущения:

- поток нейтронов моноэнергетический, односкоростной;
- система, в которой протекает процесс, безгранична, т. е. утечка нейтронов отсутствует.

Тогда изменение плотности нейтронов в единичном объеме определяется как разница между поступлением и расходом нейтронов, т. е.

$$\frac{dn}{dt} = \nu \Sigma_f \Phi - \Sigma_a \Phi = \Sigma_a \left(\nu \frac{\Sigma_f}{\Sigma_a} - 1 \right) \Phi. \quad (4.19)$$

Отсюда следует, что плотность нейтронов в системе изменяется как

$$n = n_0 e^{(k-1)t/t_a}, \quad (4.20)$$

где n_0 — начальная (инициирующая) плотность нейтронов;

$t_a = 1/\Sigma_a \nu = \lambda a/\nu$ — среднее время «жизни» нейтрона от момента его появления до поглощения;

ν — среднее число нейтронов, возникающих на один акт деления;

$K = \nu \cdot \Sigma_f / \Sigma_a$ — коэффициент размножения нейтронов (КРН).

Физический смысл КРН состоит в том, что он представляет отношение числа нейтронов, появляющихся в системе в единицу времени, к числу нейтронов, уходящих из системы из-за поглощения, т. е.

$$K = \frac{\nu \Sigma_f \Phi \frac{1}{\text{см}^3 \text{с}}}{\Sigma_a \Phi \frac{1}{\text{см}^3 \text{с}}} = \frac{\nu \Sigma_f}{\Sigma_a}. \quad (4.21)$$

Если рассмотреть отношение плотности нейтронов в момент времени $t + \Delta t$, $\Delta t = t_a$ к плотности нейтронов в момент времени t , то КРН представляет отношение числа нейтронов последующего поколения к числу нейтронов предыдущего поколения, поскольку

$$n(t + \Delta t) \cong n(t) + \frac{dn}{dt} \Delta t \quad \text{и} \quad \frac{n(t + \Delta t)}{n(t)} = 1 + \frac{1}{n} \frac{dn}{dt} \Delta t = K, \quad (4.22)$$

как это следует из формулы (4.20).

Для систем на быстрых нейтронах $t_a = 10^{-6}$ – 10^{-5} с, а на тепловых — $t_a = 10^{-4}$ – 10^{-3} с.

Очевидно, имеют место три возможных состояния системы, в которой протекает цепная реакция:

- *цепной процесс нарастающий*, $K > 1$, система находится в сверх- или надкритическом состоянии, выделение энергии происходит лавинообразно;

- *цепной процесс затухающий*, $K < 1$, система находится в до- или подкритическом состоянии, инициированный цепной процесс затухает со временем;
- *цепной процесс стационарный*, $K = 1$, система находится в критическом состоянии, инициированный процесс деления протекает с постоянной скоростью.

Нейтроны, появляющиеся при делении ядер, подразделяются:

- *на мгновенные*, их выход происходит за время $\sim 10\text{--}14$ с в интервале энергий от тепловой до 10 МэВ с функцией плотности вероятности $f(E) = 0,484e^{-E_{sh}\sqrt{2E}}$. Эти нейтроны составляют более 90% от общего числа;
- *запаздывающие*, появляются в течение длительного периода времени как продукты радиоактивного распада. Их доля составляет около 0,685% от общего числа, и эти нейтроны объединены в шесть групп с характеристиками, приведенными в табл. 4.29.

Таблица 4.29

Время жизни t , с	Постоянная распада λ , 1/с	Доля β , %	Энергия, МэВ
0,258	3,87	0,0178	0,2
0,714	1,4	0,0847	0,42
3,219	0,311	0,2788	0,62
8,70	0,115	0,1288	0,43
31,55	0,0317	0,1459	0,56
78 174	0,0124	0,026	0,25

Запаздывающие нейтроны играют большую роль в динамике работы реакторов на тепловых нейтронах. При пусках и регулировании мощности таких реакторов используется тот факт, что КРН включает две составляющие — одну на быстрых нейтронах, другую — на запаздывающих, соответственно равные 2,11 и 1,34.

Нейтроны переходят в область тепловых энергий в результате последовательных столкновений без поглощения с ядрами ДВ и вещества-замедлителя, находящегося в реакторе в определенном соотношении с ДВ. К веществам-замедлителям относятся обыкновенная вода, тяжелая вода, графит, бериллий и другие.

Замедляющая способность вещества определяется произведением $\xi\Sigma_s$, где ξ — средний логарифмический декремент энергии

на одно столкновение: $\xi = \overline{\ln(E_1/E_2)}$, здесь $E_1, E_2 < E_1$ — соответственно энергия нейтрона до и после столкновения. Тогда

$$\xi = 1 + \frac{(A-1)^2}{2A} \ln \frac{A-1}{A+1}, \quad (4.23)$$

где A — атомная масса ядра вещества-замедлителя.

Среднее число столкновений с ядрами замедлителя, необходимое для уменьшения энергии быстрого нейтрона до энергии тепловой, равно $(1/\xi) \ln(E_\delta/E_\gamma)$ и для $E_\delta = 2$ МэВ и $E_\gamma = 0,025$ эВ составляет $18,2/\xi$.

В таблицах 4.30а и 4.30б представлены замедляющие свойства некоторых ядер и некоторых веществ.

Таблица 4.30а

Замедляющие свойства ядер

Элемент	A	ξ	Число столкновений
Водород, H	1	1	18
Дейтерий, D	2	0,725	25
Бериллий, Be	9	0,209	86
Углерод, C	12	0,158	114
Кислород, O	16	0,120	150
Уран, U	238	0,00838	2 172

Таблица 4.30б

Замедляющие свойства веществ

Вещество	$\xi\Sigma_s, \text{см}^{-1}$	$\xi\Sigma_s/\Sigma_a$
Вода, H ₂ O	1,53	72
Тяжелая вода, D ₂ O	0,37	12 000
Бериллий, Be	0,176	159
Углерод, C	0,064	170

Отношение замедляющей способности к макроскопическому сечению поглощения Σ_a называется **коэффициентом замедления** и характеризует замедляющие свойства с учетом поглощающих свойств вещества-замедлителя: очевидно, чем выше значение этого коэффициента, тем эффективней процесс замедления.

С учетом наличия в системе (реакторе) замедлителя и конечных размеров системы коэффициент размножения принимает вид более сложный, чем в формуле (4.20):

$$K = K_{\infty} \cdot P_1 \cdot P_2, \quad (4.24)$$

где K_{∞} — КРН для бесконечной среды;

P_1, P_2 — соответственно вероятность избежать утечки нейтронов в процессе их замедления и диффузии; утечки определяются с помощью теорий замедления нейтронов, теорией возраста и диффузии, являющейся моделью движения нейтронов от момента (точки) окончания замедления до момента (точки) поглощения ДВ.

Коэффициент размножения нейтронов в бесконечной среде представляет произведение четырех множителей:

$$K_{\infty} = \eta \cdot \varepsilon \cdot p \cdot f, \quad (4.25)$$

где $\eta = \nu \Sigma f / \Sigma a$;

$\Sigma f, \Sigma a = \Sigma f + \Sigma \gamma$ — макроскопическое сечение деления на тепловых (замедленных) нейтронах и полное сечение поглощения, включая радиационный захват и другие процессы, не приводящие к делению ДВ;

ε — коэффициент размножения на быстрых нейтронах, определяемый как отношение полного числа быстрых нейтронов, возникающих при делении нейтронами всех энергий, к числу быстрых нейтронов, возникающих при делении нейтронами тепловых энергий. Значения ε в зависимости от степени обогащения естественного урана и вида замедлителя находятся в пределах 1,03–1,15;

p — вероятность избежать резонансного захвата нейтронов в процессе их замедления;

f — коэффициент теплового использования нейтронов, представляющий отношение числа нейтронов, поглощенных ДВ, к полному числу нейтронов, поглощенных ДВ, замедлителем и другими веществами системы.

Критическое состояние реактора и критические размеры

Для системы конечных размеров, какой является ядерный реактор, в рассматриваемом единичном объеме плотность тепловых нейтронов зависит не только от скоростей их появления при делении ядер ДВ, поглощения, но и от диффузионного механизма прихода-ухода нейтронов согласно закону Фика:

$$\bar{J} = -D \text{grad } \Phi, \text{div } J = -D \text{div grad } \Phi = -D \nabla^2 \Phi, \quad (4.26)$$

где Φ — утечка нейтронов за пределы рассматриваемого единичного объема;

$D = \lambda s/3$ — коэффициент диффузии нейтронов; для бесконечной системы $\bar{J} = 0$.

Диффузионное уравнение (переноса, замедления и рождения) для тепловых нейтронов записывается в виде

$$\frac{\partial n(\bar{r}, t)}{\partial t} = \frac{1}{v} \frac{\partial \Phi(\bar{r}, t)}{\partial t} = pq(\bar{r}, \tau_T, t) - \Sigma_a \Phi(\bar{r}, t) + D \nabla^2 \Phi(\bar{r}, t), \quad (4.27)$$

где q — плотность замедления нейтронов в тепловую область из области энергии при их появлении;

τ — возраст нейтронов, определяемый как

$$\tau = \int_0^t D v dt = \int_E^{E_p} \frac{D}{\xi \Sigma_s} \frac{dE}{E} = \frac{1}{6} \bar{r}_{\text{зам}}^2, \quad (4.28)$$

где $\bar{r}_{\text{зам}}^2$ — среднее значение квадрата расстояния по прямой от точки появления нейтрона до точки, где его возраст принимает данное значение.

В таблице 4.31 приведены характеристики замедления нейтронов от энергии при делении до тепловой энергии.

Таблица 4.31

Замедлитель	Возраст τ , см ²	Длина замедления $\sqrt{\tau_T}$, см	λ_s , см	Время замедления* t , с	Время диффузии, $1/\Sigma_a v$, с
Вода, H ₂ O	33	5,7	1,1	10^{-5}	$2,1 \cdot 10^{-4}$
Тяжелая вода, D ₂ O	120	11,0	2,6	$4,6 \cdot 10^{-5}$	0,15
Бериллий, Be	98	9,9	1,6	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$
Графит, C	350	18,7	2,6	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$

* Время замедления $t_{\text{зам}} = \int_{E_T}^{E_p} \frac{\lambda_s}{\xi v} \frac{dE}{E} = \frac{\lambda_s}{\xi} \sqrt{2m} \left(\frac{1}{\sqrt{E_T}} - \frac{1}{\sqrt{E_p}} \right) \approx \frac{2}{\xi \Sigma_s v_T}$.

Плотность замедления находим, решая уравнение

$$\nabla^2 q(\bar{r}, \tau) = \frac{\partial q(\bar{r}, \tau)}{\partial \tau} \quad (4.29)$$

при граничных условиях $q(\bar{r}_{\text{гр}}, \tau) = 0$, где функция q обращается в нуль на длине экстраполяции, т. е. на расстоянии $\bar{r}_{\text{гр}} + 0,71\lambda_s$ по нормали к граничной поверхности, а также из условия $\text{grad}q(\bar{r}, \tau) = 0$ в центре симметрии системы.

В таблице 4.32 приведены диффузионные характеристики замедлителей для нейтронов тепловой энергии.

Таблица 4.32

Замедлитель	Плотность ρ , г/см ³	Длина диффузии* L , см	Σa , см ⁻¹	Коэффициент диффузии D , см
Вода, H ₂ O	1,00	2,88	0,017	0,142
Тяжелая вода, D ₂ O	1,10	100	0,000 08	0,80
Бериллий, Be	1,84	23,6	0,001 3	0,70
Графит, C	1,62	50,2	0,000 36	0,903

В частном случае одномерной задачи, когда рассматриваемая система представляет собой пластину бесконечной высоты и конечной толщины $2a$, решая уравнения (4.27) и (4.29) методом разделения переменных на собственные функции и собственные значения при граничных условиях для $\Phi(x, t)$, аналогичных для $q(x, t)$, получим

$$\Phi(x, t) = \frac{p}{\Sigma_a K_\infty} \sum_{n=1}^{\infty} C_n \exp\left((K_n - 1) \frac{t}{t_n}\right) \cos B_n x, \quad (4.30)$$

$$\text{где } K_n = \frac{K_\infty e^{-B_n^2 \tau_T}}{1 + L^2 B_n^2}, \quad t_n = \frac{1}{\Sigma_a v_T (1 + L^2 B_n^2)} = \frac{t_a}{1 + L^2 B_n^2}, \quad B_n = \frac{n\pi}{2a},$$

$$-a \leq x \leq a.$$

* Длина диффузии $L = \sqrt{L^2}$, где L^2 — квадрат диффузионной длины,

$L^2 = \frac{1}{6} \bar{r}_{\text{диф}}^2 = \frac{D}{\Sigma a}$, $\bar{r}_{\text{диф}}^2$ — среднее значение квадрата расстояния по прямой смещения нейтрона от точки, где он стал тепловым, до точки, где он поглощен.

Очевидно, для $K_n < 1$ система находится в подкритическом состоянии, когда при $t \rightarrow \infty \Phi(x, t) \rightarrow 0$; для $K_n > 1$ — в надкритическом состоянии, когда при $t \rightarrow \infty \Phi(x, t) \rightarrow \infty$; для $K_n = 1$ имеет место критическое состояние, когда $\partial\Phi(x, t)/\partial t = 0$.

Отсюда следует условие критичности при минимальном значении B_n , $n = 1$ и $B_n \rightarrow \min B$ и $K_1 = 1$. В таком случае $K_1 = K_\infty \cdot P_1 \cdot P_2$, т. е. КРН приобретает смысл для системы конечных размеров: $P_1 = e^{-B_1^2 \tau_T}$ — вероятность избежать утечки нейтронов в процессе их замедления, $P_2 = \left[1 / (1 + L_2 B_1^2)\right]$ — вероятность избежать утечки нейтронов в процессе их диффузии. Условие

$$1 = \frac{R_\infty e^{-B^2 \tau_T}}{1 + L^2 B^2} \quad (4.31)$$

остается в силе и для других геометрий системы:

$$B^2 = \begin{cases} \left(\frac{\pi}{r + d_0}\right)^2 & \text{— для системы (реактора) в форме шара;} \\ \left(\frac{2,405}{r + d_0}\right)^2 + \left(\frac{\pi}{H + d_0}\right)^2 & \text{— для цилиндра высотой } H \\ & \text{и радиусом основания } r; \\ d_0 & \text{— длина экстраполяции;} \\ \pi^2 \left[\left(\frac{1}{a + d_0}\right)^2 + \left(\frac{1}{b + d_0}\right)^2 + \left(\frac{1}{c + d_0}\right)^2 \right] & \text{— для прямоугольного} \\ & \text{параллелепипеда.} \end{cases}$$

Уравнение (4.31) дает возможность решать следующие задачи:

- по заданному составу системы (реактора) и ее форме определять ее критические размеры;
- для заданной геометрии — формы и размеры, подбирать состав системы, в частности, соотношение между ДВ и замедлителем.

Наличие отражателей нейтронов уменьшает геометрические размеры системы, и для реакторов больших размеров эффективная добавка как разность между линейным размером реактора без отражателя и с отражателем в первом приближении определяется по формуле

$$\delta = R_{\text{без}} - R_{\text{отр}} \cong \frac{D_p}{D_{\text{отр}}} L_{\text{отр}}, \quad (4.32)$$

где D_p , $D_{отр}$ — коэффициенты диффузии реактора и вещества отражателя нейтронов;

$L_{отр}$ — диффузионная длина нейтронов в отражателе.

Область системы (реактора) без отражателя называется **активной зоной (АЗ)** — в ней происходит цепной механизм деления ядер ДВ — в отличие от слоя отражателя, не содержащего ДВ.

Распределение нейтронных потоков в АЗ без отражателя описывается формулами:

$$\Phi(\vec{r}) = \begin{cases} A \frac{\sin(\pi r / R)}{r} & \text{— для реактора в форме шара;} \\ A J_0 \left(\frac{2,405r}{R} \right) \cos \left(\frac{\pi z}{H} \right) & \text{— в форме цилиндра;} \\ A \cos \left(\frac{\pi x}{a} \right) \cos \left(\frac{\pi y}{b} \right) \cos \left(\frac{\pi z}{c} \right) & \text{— в форме прямоугольного параллелепипеда;} \end{cases} \quad (4.33)$$

где J_0 — функция Бесселя нулевого порядка первого рода.

На рисунке 4.10 представлены распределения нейтронных потоков в АЗ реактора без отражателя и с отражателем нейтронов.

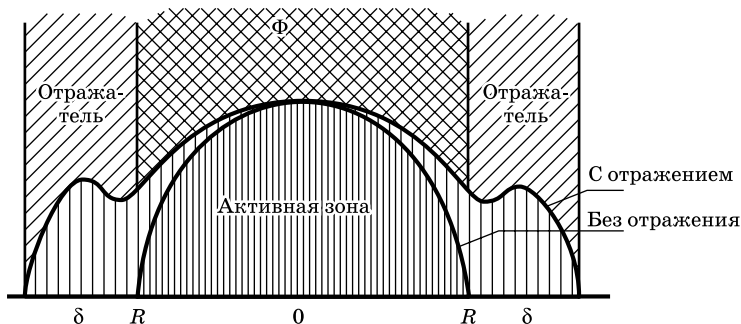


Рис. 4.10. Распределение нейтронных потоков

При выражении мощности энерговыделения в АЗ обычно используют значения средних нейтронных потоков по соответствующим координатам АЗ и объему в целом.

Для АЗ в форме шара средний нейтронный поток по объему равен

$$\bar{\Phi} = \frac{1}{\frac{4}{3}\pi R^3} \int_0^R \Phi_0 \frac{\sin B_r}{B_r} 4\pi r^2 dr = \frac{3}{\pi^2} \Phi_0 \cong 0,3\Phi_0,$$

где Φ_0 — поток в центре АЗ реактора.

Для АЗ в форме цилиндра соответственно имеет место

$$\bar{\Phi} = K_r K_H \Phi_0 = K_W \Phi_0, \quad K_W = K_r K_H,$$

где K_r, K_H — коэффициенты усреднения нейтронных потоков соответственно в радиальном направлении и по высоте.

$$K_r = 0,46-0,5; K_H = 0,65-0,67; \text{ и } K_W = 0,3-0,35.$$

В реакторах с неравномерным распределением ДВ в АЗ, что делается с целью более равномерного по объему энерговыделения, значения коэффициентов неравномерности отличаются от вышеприведенных в большую сторону.

Принцип устройства и классификация ядерных реакторов

Основным элементом реактора является активная зона, окруженная отражателем нейтронов, охлаждаемых теплоносителем, поскольку они нагреваются нейтронами и γ -квантами в процессах их замедления и поглощения. В активной зоне теплоотвод и теплосъем осуществляются теплоносителем, тепловая энергия которого затем преобразуется в механическую и электрическую энергию — на атомных электростанциях (АЭС). Реактор снабжен системами и аварийной защитой (см. рис. 4.11) на случай его экстренного останова.

Система управления мощностью реактора включает поглощающие нейтроны стержни с соответствующими приводами, а также вводимые в теплоноситель жидкие вещества — поглотители нейтронов, в частности, борную кислоту. В целях защиты обслуживающего персонала от проникающей радиации, исходящей от реактора в виде потока нейтронов и γ -квантов, реактор и некоторые радиационно опасные его системы окружаются слоем биологической защиты.

Все элементы реактора, его активная зона размещаются в прочном металлическом корпусе, между ним и отражателем размещается слой поглотителя нейтронов и γ -квантов для тепловой защиты корпуса реактора.

Основу активной зоны составляют ДВ, замедлитель нейтронов и теплоноситель, выполняющий в ряде случаев и функции замедлителя. К настоящему времени в мире практически применяются и исследуются около 30 типов реакторов, которые классифицируются по определяющим признакам.

Классификация по изотопному составу ядерного топлива, загружаемого в АЗ реактора:

- на природном топливе с содержанием около 99% ^{238}U и 0,72% ^{235}U ;
- на обогащенном природном топливе (естественном уране) с содержанием ^{235}U от 1 до 95%;
- на вторичном, искусственном топливе ^{239}Pu , ^{233}U , получаемом в ядерных реакторах из ^{238}U и ^{232}Th соответственно.

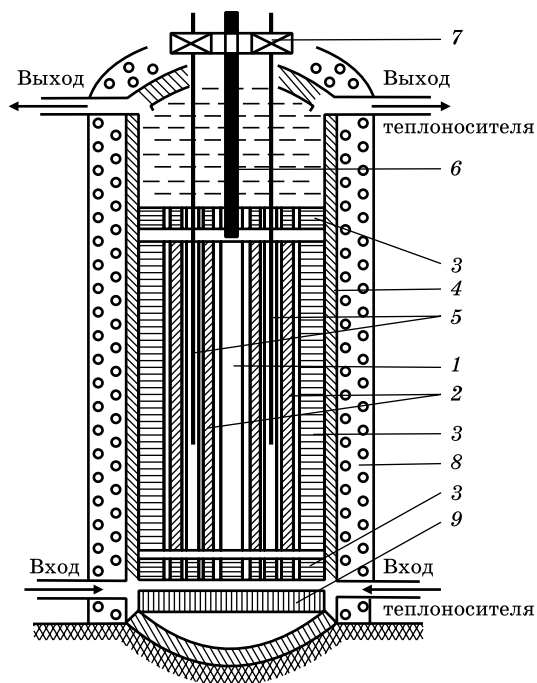


Рис. 4.11. Схема ядерного реактора: 1 — активная зона реактора; 2 — ТВЭЛы*; 3 — отражатель нейтронов; 4 — корпус реактора; 5 — регулирующие стержни; 6 — стержни аварийной защиты; 7 — система приводов стержней; 8 — биологическая защита; 9 — тепловой экран

* ТВЭЛ — тепловыделяющий элемент

В таблицах 4.33 и 4.34 приведены опытные данные для ДВ и характеристики АЗ:

Таблица 4.33

Параметры деления	ДВ		
	^{233}U	^{235}U	^{239}Pu
ν	2,52	2,47	2,91
$\eta = \nu \sigma_f / \sigma_a$	2,28	2,07	2,09

Таблица 4.34

Параметры АЗ	Содержание ^{235}U , %					
	0,71	1	2	5	10	100
$\eta = \nu \Sigma f / \Sigma a$	1,34	1,5	1,74	1,93	2,01	2,08
K_∞	1,08	1,24	1,50	1,69	1,78	1,92
KB^*	0,8	0,62	0,38	0,26	0,20	0

* Здесь KB — коэффициент воспроизводства, определяемый как отношение массы плутония, вырабатываемого в реакторе, к массе выгоревшего урана-235.

Классификация по химическому составу и агрегатному состоянию ядерного топлива:

- на металлическом твердом топливе в соединении с другими веществами (добавки никеля, молибдена, циркония и т. д.);
- на керамическом топливе в виде оксидов (UO_2 , U_3O_8), карбидов (UC , UC_2), силицидов (USi_2), а также в виде смесей $\text{UO}_2 + \text{PuO}_2$, $\text{UC}_2 + \text{PuC}_2$, $\text{UO}_2 + \text{ThO}_2$;
- на металлокерамическом топливе, когда UO_2 , UC_2 и другие размещаются в матрицах из стали, титана, алюминия, циркония и их химических соединений — гидрида циркония, оксида алюминия, оксида бериллия;
- на жидком топливе в виде растворов солей урана в воде (UO_2SO_4 , $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$ и др.) или расплавленных солей урана (UCl_4 , UF_4 , и др.) в растворителях с целью снижения температуры плавления и замедления нейтронов (LiF , BeF_2 , ZrF_4 и т. д.);
- на газообразном топливе, в частности UF_6 , который при $t = 56^\circ\text{C}$ переходит в газообразное состояние.

Классификация по типу активной зоны:

- гомогенные АЗ;
- гетерогенные АЗ;
- однородные и неоднородные АЗ.

В гомогенной АЗ ядерное топливо и замедлитель равномерно распределены по объему в виде смесей UC_2 графита (в твердом состоянии) или в виде растворов солей урана в воде (в жидком состоянии) (см. рис. 4.12).

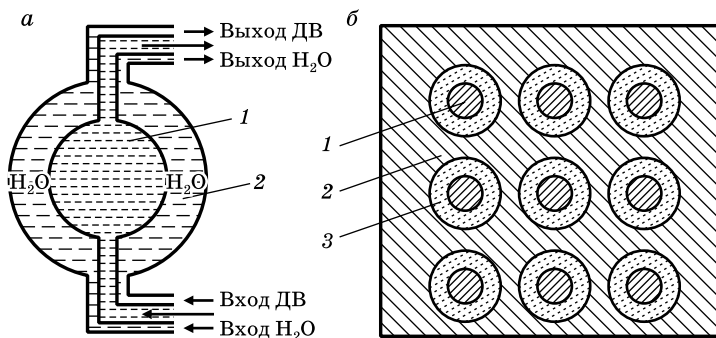


Рис. 4.12. Типы активных зон: а — гомогенная: 1 — АЗ с раствором соли U (урана) с водой, 2 — теплоноситель-отражатель; б — гетерогенная: 1 — ТВЭЛы, 2 — отражатель, 3 — каналы для теплоносителя

В гетерогенной АЗ топливо размещается в виде блоков в среде замедлителя. Конструктивно блоки выполняются в виде цилиндрических стержней, пластин, шаров в защитной оболочке, предохраняющей топливо от контакта с теплоносителем и выхода радионуклидов — продуктов ядерных реакций — в теплоноситель. Такие конструкции называются *тепловыделяющими элементами* (ТВЭЛы), объединяемыми в группы в виде кассет, тепловыделяющих сборок (ТВС) или технологических каналов (ТК).

При этом ядерное топливо может оформляться в виде таблеток диаметром 9–11 мм, а оболочка выполняется из циркония с добавкой ~1% ниобия.

Количество твэлов в кассете составляет несколько сотен, а число кассет в АЗ превышает 100 единиц.

Как гомогенные, так и гетерогенные АЗ могут выполняться в виде однородных по составу и расположению входящих в АЗ материалов или неоднородных, когда состав и расположение материалов по объему АЗ различны, например твэлы с более обогащенным ураном располагаются более плотно на периферии АЗ и т. д.

Классификация реакторов по энергетическому спектру нейтронов деления:

- на тепловых нейтронах, когда АЗ содержит значительное количество замедлителя, так что основное энерговыделение происходит на нейтронах с энергией менее 0,5 эВ;
- на быстрых нейтронах, когда АЗ не содержит замедлителя, энерговыделение происходит на нейтронах с энергией более 0,1 МэВ; в реакторах этого типа (БН) коэффициент воспроизводства может достигать значений >1 в реакциях $\left(^{238}\text{U}, \frac{1}{0}n\right) \rightarrow ^{239}\text{Pu}$; $\left(^{232}\text{Th}, \frac{1}{0}n\right) \rightarrow ^{233}\text{U}$, а также включением в топливный цикл воспроизводства получаемых плутония-239 и урана-233;
- на промежуточных нейтронах реакторы не нашли столь широкого применения, как реакторы предыдущих типов.

Классификация по виду замедлителя:

- уран-графитовые, например реакторы типа РБМК (Чернобыль и др.);
- уран-водяные на легкой воде H_2O , например реакторы типа ВВЭР;
- тяжеловодные на тяжелой воде D_2O ;
- с органическими замедлителями типа дифенила, трифенила, моноизопропилфенила, а также с Be, BeO.

Классификация по виду теплоносителя:

- с водяным теплоносителем (H_2O , D_2O);
- с газовым (гелий, азот, углекислый газ, шестифтористый уран и др.);
- с жидкометаллическим (натрий, калий, литий, свинец);
- с органическим теплоносителем (дифенил, трифенил).

На естественном уране могут функционировать гомогенные реакторы на тяжелой воде в качестве замедлителя и гетерогенные реакторы с замедлителями D_2O , C, Be.

В реакторах на тепловых нейтронах наибольшее распространение получил теплоноситель H_2O , в реакторах на быстрых нейтронах — жидкометаллические теплоносители (особенно натрий) и газовые (в частности гелий).

Реакторы, в которых обычная вода используется в качестве и замедлителя и теплоносителя, получили название *водо-водяных*; если при этом в АЗ не допускается ее кипение, то реакторы называются *водо-водяными под давлением* (ВВРД), если же кипение допускается, то *водо-водяными реакторами с кипящей водой* (ВВРК). В этом случае водяной пар может непосредственно направляться в турбину в качестве ее рабочего тела.

В зависимости от способа преобразования ядерной энергии в электрическую различают схемы *одноконтурные* (АЭС с реактором РБМК, Чернобыль), *двухконтурные* (АЭС с реактором ВВЭР, Волгодонск), *трехконтурные*. Принципиальные схемы их приведены на рис. 4.13. Реакторы типа ВВЭР по сравнению с реакторами типа РБМК в эксплуатации значительно более надежны, поскольку замедлителем и теплоносителем является одно вещество (не горючее), что обеспечивает более надежный режим регулирования мощности реактора — в отличие от реактора РБМК, в котором теплоноситель и замедлитель (горючее вещество графит) являются по составу разнородными, что делает управление реактором более сложным и менее надежным.

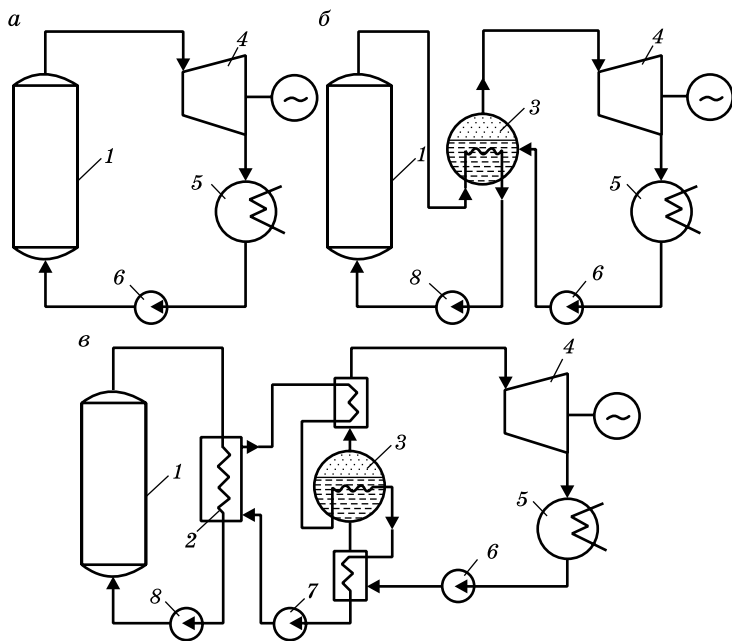


Рис. 4.13. Схемы АЭС: а — одноконтурная, б — двухконтурная, в — трехконтурная; 1 — реактор; 2 — промежуточный теплообменник; 3 — парогенератор; 4 — турбогенератор; 5 — конденсатор; 6 — насос; 7 — циркуляционный насос второго контура; 8 — циркуляционный насос первого контура

В таблице 4.35 представлены характеристики некоторых реакторов, находящихся в эксплуатации.

Таблица 4.35

Параметры реактора	Тип реактора			
	РБМК-1000	ВВЭР-1000	БН-350	БН-600
Теплоноситель	H ₂ O	H ₂ O	ж. Na	ж. Na
Топливо, степень обогащения, %	UO ₂ , 2	UO ₂ , 4,4	UO ₂ , 20	UO ₂ , 25
Загрузка топлива, т		150	7,3	8,5
Температура теплоносителя, выход/вход, °C	300/270	324/289	500/300	550/377
Давление в реакторе, МПа	7	15,7	0,2	0,62
Тепловая мощность, МВт	3 200	3 000	350	1 470
Электрическая мощность, МВт	1000	1000	150	600
Удельная мощность в АЗ, Вт/см ³	7	110	730	840
Удельный тепловой поток в АЗ, кВт/м ²	330–510	480–600	1 300–2 000	1 300–2 000

Тепловая мощность реактора в основном определяется выделяемой энергией при делении ядер ²³⁵U:

$$N_T = \varepsilon_1 \bar{\Phi} \Sigma_f W_{AZ}, \quad (4.34)$$

где $\bar{\Phi}$ — средний по объему АЗ нейтронный поток;

$\Sigma_f = \sigma_f N_0 (\rho_5 / \mu)$, где ρ_5 — плотность ²³⁵U, определяемая через степень обогащения урана, С%; поэтому

$$\Sigma_f = \sigma_f 2,3 \cdot 10^{22} (\text{С\%} / 100);$$

$\mu = 270$, $\rho = 10,4$ г/см³ для UO₂.

В частности, для ВВЭР-1000 указанная тепловая мощность в АЗ реактора достигается при $\bar{\Phi} \approx 5 \cdot 10^{13}$ 1/см²с⁻¹.

Очевидно, между мощностью реактора и нагревом теплоносителя в стационарном режиме соблюдается баланс:

$$N_T = \alpha (\bar{T}_{\text{ст}} - \bar{T}_{\text{ж}}) S = c \dot{m}_{\text{ж}} (T_{\text{ж}} - T_0),$$

где α — среднее значение коэффициента теплоотдачи стенками ТВЭЛОВ тепла теплоносителю при суммарной их площади S ;

$\bar{T}_{\text{ст}}, \bar{T}_{\text{ж}}$ — температура стенок ТВЭЛОВ (средняя); температура теплоносителя (средняя);

$T_{\text{ж}}, T_0$ — температура теплоносителя на выходе из АЗ и на входе ее соответственно;

$C, \dot{m}_{\text{ж}}$ — удельная теплоемкость и массовый расход теплоносителя соответственно.

Нарушение теплового баланса может привести к потере устойчивости работы реактора.

Загрузка топливом АЗ реактора может быть определена по формуле

$$m_T = \frac{N_T \cdot t_k \cdot \mu}{(C_0 - C_k) E_1 \cdot A} \frac{\sigma_a^5}{\sigma_f^5}, \quad (4.35)$$

где t_k — время работы на заданной мощности N_T ;

C_0, C_k — начальная и конечная степени обогащения топливом ^{235}U ;

$E_1 \sim 0,8 \cdot 10^{14}$ Дж/кг — энергия, выделяемая при сгорании 1 кг ^{235}U ;

A, μ — атомная масса урана и диоксида урана соответственно.

В частности, при $C_0 - C_k = 0,01$, $t_k = 1$ год = $3,15 \cdot 10^7$ с, $\mu = 270$, $A = 238$ имеем $m_T \sim 134$ т.

Ниже приводятся **характеристики** некоторых материалов активной зоны.

Таблица 4.36

	H ₂ O	D ₂ O	Na	Pb	Li	He	UO ₂	C
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Плотность ρ , г/см ³	0,998	1,106	0,93	10,7	0,61	—	10,4	1,75
Температура плавления, °C	0,00	3,82	97,8	327	180,5	—	2 880	3 850
Температура кипения, °C	100	101,43	883	1 737	1 336			

Окончание табл. 4.36

	H ₂ O	D ₂ O	Na	Pb	Li	He	UO ₂	C
1	2	3	4	5	6	7	8	9
Теплопроводность, Вт/м · Гр	0,673	0,673	86	15	47	142	0,015	0,8 / 0,4
Теплоемкость, кДж/кг · Гр	4,2	4,21	1,28	0,15	4,34	5,2	1	2

Указанные характеристики относятся к стандартным давлениям и температурам. Следует заметить, что обыкновенная вода устойчива к радиации, в реакциях радиоллиза в небольших количествах образуются водород и перекись водорода и при определенных концентрациях водорода в воздухе образуется взрывчатая смесь; значительная радиоактивность воды первого контура обуславливается наличием в ней газовых и механических примесей, возникающих в качестве продуктов коррозии; коэффициент теплоотдачи достаточно высок и в АЗ имеет значение 35–50 кВт/м² · Гр.

Одной из особенностей графита является факт накопления им энергии при нейтронном облучении и последующего выделения ее в виде тепла с повышением температуры.

В рабочем режиме ТВЭЛы удерживают до 98% продуктов деления и ~1–2% их выделяется в газовый объем между топливом UO₂ и оболочкой. К ним относятся криптон, ксенон, йод (Kr, Xe, J).

Оболочка ТВЭЛов из циркония с 1% ниобия обладает хорошими механическими и антикоррозийными свойствами, малым сечением поглощения нейтронов, но при температуре 1 200–1 300 °С активно взаимодействует с парами воды с выделением значительного количества тепловой энергии, кроме того, проникающий в оболочку водород делает ее хрупкой.

Применяемая в АЗ бористая сталь в качестве поглотителя нейтронов имеет тенденцию к распуханию из-за протекающей реакции ($^{10}_5\text{B}, ^1_0n \rightarrow ^4_2\text{He}, ^7_3\text{Li}$).

Выгорание низкообогащенного ядерного топлива

Для тепловой мощности ядерного реактора $N_{\text{тепл}}$ необходимо сгорание ^{235}U со скоростью

$$\frac{dm_5}{dt} = -m_5 \cdot \sigma_{f_5} \cdot \Phi = -\frac{N_{\text{тепл}}}{E_1},$$

где E_1 — энергия на 1 кг сгораемого ДВ, в частности ^{235}U .

Общий расход ДВ с учетом радиационного захвата нейтронов определяется как

$$\frac{dm_5^*}{dt} = \frac{dm_5}{dt} \cdot \frac{\sigma_{a5}}{\sigma_{f5}} = \frac{dm_5}{dt} \left(1 + \frac{\sigma_{\gamma5}}{\sigma_{f5}} \right).$$

Для ^{235}U $\sigma_{\gamma}/\sigma_f \sim 0,17$, для ^{239}Pu $\sigma_{\gamma}/\sigma_f \sim 0,36$, и при номинальной мощности в течение времени t сгорает $-\frac{dm_5}{dt} \cdot t$ ДВ. В этом случае выгорание ДВ происходит по линейному закону

$$m_5 = m_{50} + \frac{d\bar{m}_5}{dt} \cdot t, \quad m_5^* = m_{50} + \frac{d\bar{m}_5^*}{dt} \cdot t,$$

а изменение нейтронного потока можно записать как

$$\Phi = \Phi_0 / \left(1 + \frac{dN_5}{dt} \frac{1}{N_{05}} \cdot t \right) = \Phi_0 / \left(1 - \sigma_{a5} \cdot \Phi_0 \cdot t \right).$$

При мощности 1 МВт в течение суток сгорает около 1 г ДВ, так что для ВВЭР-1000 и $N_{\text{тепл}} = 3\,000$ МВт в течение года сгорает около тонны ^{235}U .

Глубина выгорания топлива определяется как $N_{\text{тепл}} \cdot t / m_v$, где m_v — общая масса загруженного в АЗ ядерного топлива.

Если C_0, C_k — соответственно концентрации ^{235}U при загрузке АЗ и в конце кампании АЗ, то загрузку можно определить по формуле

$$m_v = \frac{N_{\text{тепл}} \cdot t_k \cdot \mu}{(C_0 - C_k) E_1 \cdot A} \cdot \frac{\sigma_a}{\sigma_f},$$

где μ — молекулярная масса диоксида урана;

t_k — кампания АЗ;

$E_1 \sim 0,86 \cdot 10^{13}$ Дж/кг, $N_{\text{тепл}}$, Вт.

В ходе выгорания загруженного топлива в реакторе происходит параллельный процесс образования ^{239}Pu из ^{238}U и вовлечения его в топливный цикл, т. е. в процесс выгорания. Оценка накопления плутония может быть сделана по квазистационарной модели функционирования реактора, согласно которой для баланса процессов поглощения и появления нейтронов справедливо равенства:

$$\begin{aligned} v_5 \sigma_{f5} N_5 + v_9 \sigma_{f9} N_9 + v_8 \sigma_{f8} N_8 &= \sigma_{a5} N_5 + \sigma_{a9} N_9 + \sigma_{a8} N_8; \\ v_5 \sigma_{f5} N_{50} + v_8 \sigma_{f8} N_{80} &\cong \sigma_{a5} N_{50} + \sigma_{a8} N_{80}, \end{aligned} \quad (4.36)$$

где ν_5, ν_9, ν_8 — соответственно число появляющихся нейтронов на один акт деления ^{235}U , ^{239}Pu , ^{238}U ;

$\sigma_{f_i}, \sigma_{a_i}$ — соответствующие микроскопические сечения;

N_i — концентрации веществ, $1/\text{см}^3$;

σ_{a_8}, N_δ — микроскопическое сечение поглощения для вещества-поглотителя с концентрацией N_δ , например бора,

$$\sigma_{a_8} = \sum_i \sigma_{a_{n_i}} N_{n_i} / \sum_i N_{n_i} = N_\delta;$$

индексы «0» относятся к моменту времени начала работы реактора.

Из равенств (4.36) следует:

$$N_9 = \frac{\sigma_{a_5}(K_5 - 1)}{\sigma_{a_9}(K_9 - 1)} \cdot \Delta N_5 - \frac{\sigma_{a_8}}{\sigma_{a_9}(K_9 - 1)} \cdot \Delta N_\delta,$$

$$\Delta N_5 = N_{5_0} - N_5; \Delta N_\delta = N_{\delta_0} - N_\delta; K_5 = \nu_5 \frac{\sigma_{f_5}}{\sigma_{a_5}}; K_9 = \nu_9 \frac{\sigma_{f_9}}{\sigma_{a_9}}.$$

В частности, при

$$\Delta N_\delta \equiv 0, \sigma_{a_5} = 680 \text{ барн}, \sigma_{a_9} = 1011 \text{ барн},$$

$$\sigma_{f_5} = 580 \text{ барн}, \sigma_{f_9} = 744 \text{ барн},$$

$$\nu_5 = 2,5, \nu_9 = 2,9$$

имеет место $N_9/\Delta N_5 \sim 0,68$ и масса ^{239}Pu равна 0,69 массы сгоревшего ^{235}U .

Кинетика выгорания топлива и накопления плутония описывается системой дифференциальных уравнений:

$$\frac{dN_i}{dt} = S_i - \sigma_{a_i} N_i \Phi,$$

где S_i — интенсивность источника появления i -го нуклида, и результаты по кинетической модели по накоплению плутония практически совпадают с полученными выше.

Отравление и шлакование АЗ реактора, запас реактивности

Абсолютная реактивность реактора определяется как разность между коэффициентом размножения нейтронов (КРН) и единицей: $\Delta K = K - 1$. **Относительная реактивность** равна абсолютной, деленной на КРН: $\rho = (K - 1)/K$. Для промышленных реакторов $K \ll 1$.

В работающем реакторе в результате ядерных реакций деления возникает около 140 нуклидов, которые подразделяются на три группы:

- к **I группе** относятся короткоживущие радионуклиды с большим сечением поглощения нейтронов: ^{135}Xe , ^{105}Rh , ^{133}Xe , ^{141}Ce , ^{144}Pr . Процесс их накопления называется **отравлением** реактора, которое исчезает в течение короткого времени после его останова;
- ко **II группе** относятся стабильные сильно поглощающие изотопы ^{149}Sm , ^{151}Sm , ^{113}Cd , ^{157}Gd с сечением $\sigma_{a_6} \gg \sigma_{a_5}$;
- к **III группе** относятся все остальные.

Изотопы II, III групп и составляют **шлакование** реактора, после останова последнего их влияние на реактивность остается.

На 98% отравление происходит за счет ^{135}Xe ($\sigma_a = 8,65 \cdot 10^6$ барн), основной вклад в шлакование вносит ^{149}Sm ($\sigma_a = 4,2 \cdot 10^4$ барн), следствием появления в АЗ реактора этих изотопов являются эффекты «йодной ямы» и «самариевой смерти», существенно влияющие на режимы пуска реактора после его останова.

Поскольку отравление и шлакование уменьшают КРН, то требуется компенсация этих эффектов, т. е. предусматриваются определенный запас реактивности и ее компенсация, поэтому полный запас реактивности определяется как

$$\Delta K_{\Sigma} = K_0 - 1,$$

где K_0 — значение КРН при пуске реактора;

$\Delta K_{\Sigma} = \sum_i \Delta K_i$, ΔK_i — требуемый запас от i -го эффекта:

- ΔK_T — температурный эффект, $\Delta K_T = \frac{\partial K}{\partial T} \Delta T_{\text{АЗ}}$;
- ΔK_N — мощностной эффект, $\Delta K_N = \frac{\partial K}{\partial N_T} \Delta N_T$;
- ΔK_{Xe} — за счет отравления ксеноном, $\Delta K_{\text{Xe}} = \frac{\partial K}{\partial N_{\text{Xe}}} \Delta N_{\text{Xe}}$;
- ΔK_{Sm} — за счет шлакования самарием, $\Delta K_{\text{Sm}} = \frac{\partial K}{\partial N_{\text{Sm}}} \Delta N_{\text{Sm}}$;
- $\Delta K_{\text{выг}}$ — за счет выгорания ядерного топлива, $\Delta K_{\text{выг}} = \frac{\partial K}{\partial N_{\text{выг}}} \Delta N_{\text{выг}}$.

Для промышленных реакторов $K_0 = 1,015$ – $1,03$, для судовых — $K_0 = 1,4$ – $1,5$ и более.

Компенсация реактивности осуществляется с помощью компенсирующих стержней, а также борной кислотой (H_3BO_4). В частности, в установках типа ВВЭР компенсация ($\Delta K_{\text{пл}} + \Delta K_{\text{выг}}$)

осуществляется твердыми выгорающими поглотителями нейтронов, содержащими бор или гадолиний, а компенсация ($\Delta K_T + \Delta K_{Xe} + \Delta K_{Sm}$) — борной кислотой, ею же осуществляется частичная компенсация $\Delta K_{\text{выг}}$ и ΔK_J .

Используется водный раствор борной кислоты с концентрацией $C_0 = 8\text{--}10$ г H_3BO_3 /кг H_2O , или 1,4–1,8 г В/ кг H_2O .

$$\text{Для реактора ВВЭР-1000 } \frac{\partial K}{\partial C_B} = -2,18 \cdot 10^{-2} \frac{\text{кг}}{\text{г } \text{H}_3\text{BO}_3} \text{ при } t = 20^\circ \text{C}$$

$$\text{и } \frac{\partial K}{\partial C_B} = -1,86 \cdot 10^{-2} \frac{\text{кг}}{\text{г } \text{H}_3\text{BO}_3} \text{ при } t = 285^\circ \text{C}.$$

Естественный бор состоит на 19,8% из ^{10}B ($\sigma_a = 3838$ барн) и на 80,2% из ^{11}B ($\sigma_a \ll \sigma_{a10}$), среднее значение сечения поглощения составляет ~758 барн. Естественный гадолиний состоит на 14,7% из ^{155}Gd ($\sigma_\gamma = 5,62 \cdot 10^4$ барн) и на 14,7% из ^{157}Gd ($\sigma_\gamma = 2,42 \cdot 10^5$ барн), остальные его изотопы имеют очень малое сечение σ_γ .

Принципы регулирования мощности реактора

Плотность нейтронов описывается следующей математической моделью:

$$\frac{\partial n}{\partial t} = S_f - S_a - S_{\text{ут}}, \quad (4.37)$$

где S_f — интенсивность появления нейтронов в 1 см³ АЗ за счет реакций деления ДВ;

S_a — интенсивность поглощения нейтронов ядрами ДВ и всеми поглотителями (бором и др.);

$S_{\text{ут}}$ — интенсивность утечки нейтронов за пределы АЗ с учетом наличия отражателя.

По мере выгорания ДВ слагаемое S_f уменьшается, а с учетом накопления ^{239}Pu процесс замедляется; слагаемое S_a уменьшается из-за выгорания ДВ и возрастает за счет отравления и шлакования АЗ; слагаемое $S_{\text{ут}}$ также изменяется из-за зависимости интенсивности утечки (коэффициента диффузии) от изотопического состава АЗ. Кроме того, изменение температурного режима работы реактора приводит к изменению плотностей ДВ, теплоносителя и других материалов АЗ, а также изменяются и соответствующие микроскопические сечения взаимодействий нейтронов с ядрами, выгорают твердые поглотители (стержни) и жидкие (борная кислота). В связи с этим возникает необходимость обеспечения работы реактора на переходных режимах (пуск, останов, переход на другую мощность) и в номинальном режиме.

Во всех этих случаях плотность нейтронов, нейтронные потоки изменяются во времени.

В номинальном режиме работы плотность нейтронов изменяется постепенно, приблизительно ее можно описать линейной зависимостью от времени:

$$n(t) \cong n_0 + \frac{dn}{dt} \cdot t, \quad \frac{dn}{dt} > 0; \quad \Phi(t) \cong \Phi_0 + \frac{d\Phi}{dt} \cdot t, \quad \frac{d\Phi}{dt} > 0.$$

При малых колебаниях n и Φ относительно их номинальных значений регулирование осуществляется (может осуществляться) таким образом:

- при *положительном отклонении* ($\Delta n > 0$) задачей регулирования является такое воздействие, которое приводило бы отклонение к нулю, т. е. $\Delta n(t) \rightarrow 0$. Это может быть достигнуто уводом из АЗ части ДВ ($S_f \downarrow$) — увеличением поглощения — вводом в АЗ поглотителей (опускание боросодержащих стержней, увеличение концентрации борной кислоты) увеличением утечки ($S_{yt} \uparrow$) — открытие в отражателе окон;
- при *отрицательном отклонении* ($\Delta n < 0$) указанные действия носят противоположный характер.

Задачей регулирования является также постепенное освобождение положительной реактивности $\Delta K_0 = K_0 - 1$: если $S_{a_0} \cong S_{a_K}$ для всех поглотителей, кроме ДВ, т. е.

$$\Delta K_0 = \frac{\Delta N_5 / N_{5_0}}{\frac{K_5}{K_5 - 1} - \Delta N_5 / N_{5_0}},$$

если же K_0 известно, то изменение макроскопического сечения поглотителей оценивается по формуле

$$\Delta \Sigma_a = (\sigma_a N)_0 - (\sigma_a N) = v \sigma_{f_5} \left(\frac{1}{K_0} \cdot N_{5_0} - N_5 \right) - \sigma_{a_5} \cdot \Delta N_5.$$

Отсюда можно вычислить изменение поглощения в зависимости от выгорания ДВ.

Особенно важен этап пуска реактора, когда для вывода последнего на заданную мощность недопустимо введение такой положительной реактивности для наращивания нейтронных потоков, чтобы переходный процесс проходил на быстрых нейтронах. Теория и опыт эксплуатации реакторов на тепловых нейтронах показывают, что как и в переходных режимах, так и в режиме

пуска реактора положительная реактивность должна реализовываться на запаздывающих нейтронах, среднее время жизни которых $\tilde{t}_a$ на несколько порядков выше, чем для мгновенных нейтронов. При этом между вводимой реактивностью и временем выхода реактора на расчетный режим существует зависимость в виде $t_{\text{вых}} = \frac{\tilde{t}_a}{\rho} \cdot \ln \frac{\Phi}{\Phi_0}$, где $\Phi_0, \tilde{\Phi}$ — соответственно начальный и номинальный нейтронные потоки, $\rho = K - 1$.

При $\rho < 0,00685$ пуск реактора проходит на эффекте запаздывающих нейтронов и считается безопасным с учетом быстрого действия приводов и теплогидравлических процессов в активной зоне реактора.

Искусственные радионуклиды, образующиеся на АЭС

Состав и количество ИРН, образующихся при работе АЭС, значительно отличаются от таковых при ЯВ, хотя в основе работы ядерного реактора и ядерного взрыва лежит реакция деления изотопов урана. Однако на АЭС:

- процесс деления ядер нейтронами протекает в течение длительного времени при непрерывном возрастании активности продуктов деления в реакторе (при ЯВ этот процесс происходит мгновенно и неконтролируем);
- искусственные радионуклиды от места образования до выхода в окружающую среду проходят несколько защитных барьеров, в которых они в большей или меньшей степени удерживаются;
- после останова реактора в конце очередной кампании отработавшее топливо выгружается, выдерживается и поступает на переработку (регенерацию);
- все технологические процессы и окружающая среда как на АЭС, так и других предприятиях ЯТЦ находятся под систематическим радиационным контролем.

Продукты деления в теплоносителе АЭС

Активность продуктов деления ядерного топлива чрезвычайно велика и зависит от продолжительности работы АЭС на мощности, а после останова реактора — от времени, прошедшего с момента останова. В реакторах большой мощности ежедневно образуется несколько килограммов продуктов деления, активность которых — $1-100 \text{ ЭБк}$ ($3 \cdot 10^7 - 3 \cdot 10^9 \text{ Ки}$). Образующиеся продукты деления в основном имеют малые периоды полураспада, т. е. активность их достигает равновесного состояния достаточно быстро после начала работы реактора, и также быстро

они распадаются после остановки реактора. Наряду с короткоживущими продуктами деления образуются и долгоживущие — их периоды полураспада лежат в широких пределах — от нескольких часов до десятков, сотен и более лет.

В таблице 4.37 приведена информация для основных радионуклидов продуктов деления.

Поскольку в процессе деления ядерного горючего на АЭС образуется большое количество продуктов деления [только РБГ до 25 см^3 сут на каждый 1 МВт (эл.) мощности реактора], то принимаются различные меры, чтобы максимально ограничить их выход в помещения станции и за ее пределы. Организуются так называемые *защитные барьеры*.

Таблица 4.37

Активность продуктов деления (Ки/кВт) ^{235}U при различной выдержке после деления (кампания 3 года)

Радионуклид	$T_{1/2}$	0 ч	1 ч	1 сут	1 мес.
1	2	3	4	5	6
^{85m}Kr	4,4 ч	8,33	7,21	$1,93 \cdot 10^{-1}$	—
^{85}Ki	10,76 года	$35 \cdot 10^{-1}$	$3,35 \cdot 10^{-1}$	$3,35 \cdot 10^{-1}$	$3,33 \cdot 10^{-1}$
^{88}Ki	2,8 ч	$2,94 \cdot 10^{-1}$	23,0	$7,71 \cdot 10^{-2}$	—
^{89}Sr	52,7 сут	41,0	41,0	40,4	27,6
^{90}St	27,7 года	3,29	3,29	3,29	3,28
^{95}Zi	65,5 сут	54,7	54,7	54,2	39,8
^{95}Nb	35 сут	54,7	54,7	54,7	50,9
^{99}Mo	66,7 ч	51,7	51,5	40,3	$2,89 \cdot 10^{-2}$
^{103}Ru	39,5 сут	50,0	50,0	49,2	29,6
^{106}Ru	368 сут	2,83	2,83	2,83	2,83
^{129}I	$1,7 \cdot 10^7$ лет	$8,96 \cdot 10^{-7}$	$9,96 \cdot 10^{-7}$	$8,96 \cdot 10^{-7}$	$9,03 \cdot 10^{-7}$
^{131}Te	24,8 мин	21,0	11,0	$5,56 \cdot 10^{-1}$	$5,74 \cdot 10^{-8}$
^{131}I	8,06 сут	25,3	25,3	23,7	2,00
^{131m}Xe	11,8 сут	$1,55 \cdot 10^{-1}$	$1,55 \cdot 10^{-1}$	$1,55 \cdot 10^{-1}$	$6,00 \cdot 10^{-2}$
^{132}Xe	77,7 ч	34,6	34,3	27,9	$5,59 \cdot 10^{-2}$
^{132}I	2,26 ч	34,7	34,7	28,8	$5,76 \cdot 10^{-2}$

Окончание табл. 4.37

Радионуклид	$T_{1/2}$	0 ч	1 ч	1 сут	1 мес.
1	2	3	4	5	6
^{133}I	20,9 ч	63,0	63,0	29,4	$2,79 \cdot 10^{-9}$
^{133m}Xe	2,26 сут	1,51	1,51	1,39	$2,50 \cdot 10^{-4}$
^{133}Xe	5,29 сут	63,0	63,0	61,0	1,50
^{135}I	6,7 ч	52,9	47,8	4,44	—
^{135}Xe	9,2 ч	55,0	54,7	20,6	—
^{137}Cs	30 лет	3,50	3,50	3,50	—
^{140}Ba	12,8 сут	53,5	53,4	50,7	10,5
^{140}La	40,27 ч	53,5	53,5	53,5	12,0
^{141}Ce	32,3 сут	49,5	49,5	48,7	26,2
^{142}Ce	284 сут	41,6	41,5	41,4	38,6

Основная масса продуктов деления задерживается и остается непосредственно в топливной композиции, например в диоксиде урана UO_2 . Спеченный UO_2 — основная топливная композиция реакторов АЭС. Это первый защитный барьер на пути распространения продуктов деления за пределы АЭС. Второй защитный барьер — герметичная оболочка ТВЭЛов. В зазор между топливной композицией и оболочкой ТВЭЛов поступает только часть продуктов деления, в основном газообразных и летучих, а также те из них, которые образовались в поверхностном слое топливной композиции (0,25–0,5% образовавшихся в топливной композиции). Если температура топливной композиции не превышает 1200°C , то ее структура при работе реактора не меняется, а при более высокой температуре меняется. В последнем случае в таблетках UO_2 образуется зона структурных изменений, для которой характерен повышенный по сравнению с зоной с неизменной структурой выход продуктов деления под оболочку ТВЭЛа. На АЭС с реакторами большой мощности (например, на АЭС с РБМК-1500) под оболочки ТВЭЛов поступают продукты деления не только из поверхностного слоя топливной композиции, но и из внутренней ее части — из зоны с измененной структурой. В том случае, когда второй защитный барьер — оболочка ТВЭЛа — теряет герметичность, т. е. в оболочке образуются дефекты (отверстия, трещины, разрывы), то те из продуктов деления, которые находились

под ней (в зазоре между оболочкой и топливной композицией), поступают в теплоноситель. Если дефект достаточно велик, то в теплоноситель могут поступать не только газообразные и летучие продукты деления, но и твердые, а в некоторых случаях — и топливная композиция, т. е. UO_2 (в том случае, когда дефект достаточно велик и теплоноситель попадает под оболочку).

Продукты деления, после того как они вышли из топливной композиции (из UO_2), еще под оболочкой ТВЭЛа могут химически взаимодействовать друг с другом и с материалом оболочки, образуя различные химические соединения (например, CsI , ZrI и др.), в том числе менее летучие, чем каждый из них в отдельности. Это значит, что через дефект в оболочке ТВЭЛа, даже если его размеры достаточно велики, выходят не все продукты деления, поступившие под оболочку. Подобные процессы могут иметь место и в теплоносителе.

Если речь идет о выходе радиоактивных продуктов деления в теплоноситель на АЭС с реакторами разных типов (из негерметичных ТВЭЛов), то на АЭС с кипящими реакторами он примерно в 10 раз ниже, чем на АЭС с ВВЭР. В органический теплоноситель радиоактивные продукты деления поступают в количестве в 100–1000 раз меньше, чем в теплоноситель — воду под давлением. На АЭС с реакторами на быстрых нейтронах в теплоноситель натрий радиоактивные продукты деления поступают примерно в таких же количествах, как и в воду на АЭС с ВВЭР.

Не менее сложен и следующий физико-химический процесс — перенос продуктов деления по технологическому контуру — третьему защитному барьеру на АЭС. Этот процесс может сопровождаться различными химическими превращениями продуктов деления, сорбцией их на микрочастицах продуктов коррозии, осаждением на внутренних поверхностях оборудования и трубопроводов контура. Более того, этот физико-химический процесс существенно различен на АЭС, работающих по двухконтурной (трехконтурной) и одноконтурной схемах. В первую очередь это различие касается газообразных продуктов деления.

Действительно, на АЭС, работающих по двухконтурной схеме (рис. 4.14), например на АЭС с ВВЭР, первый контур замкнут и поступающие в теплоноситель (в воду) из дефектных твэлов продукты деления многократно переносятся им по контуру, и поскольку процесс поступления продуктов деления продолжается непрерывно, то в теплоносителе происходит их накопление. Если бы какой-либо продукт деления не имел радиоактивных предшественников и не образовывал бы дочерних радиоактивных нуклидов, то процесс его накопления продолжался бы до тех пор,

пока не установилось бы радиоактивное равновесие, обусловленное его распадом и выведением на фильтрах внутриконтурной очистки, что и определяет убыль его активности в теплоносителе. Кроме того, некоторая доля этого радионуклида участвовала бы в обменном процессе осаждения — смыве на поверхностях оборудования контура. Если бы этот радионуклид был газообразным, то происходило бы его накопление в газовом объеме компенсатора объема, откуда он удалялся бы через системы очистки продувочной воды. Однако большинство продуктов деления — участники цепочек радиоактивных превращений, поэтому при циркуляции с теплоносителем по контуру они претерпевают радиоактивные превращения и не рассматривать этого нельзя.

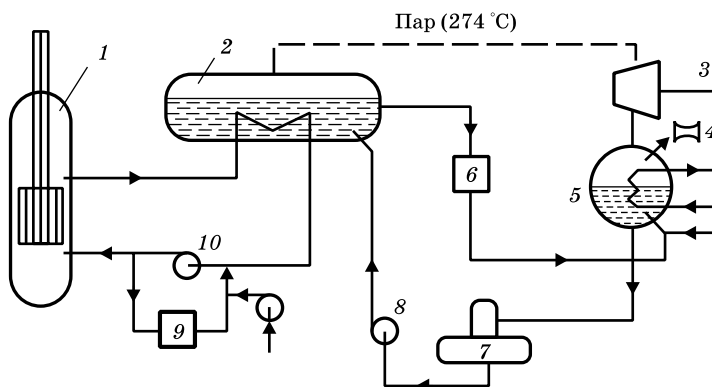


Рис. 4.14. Схема двухконтурной АЭС: 1 — реактор; 2 — парогенератор; 3 — турбогенератор; 4 — эжектор; 5 — конденсатор; 6 — водоочистка; 7 — деаэратор; 8 — питательный насос; 9 — внутриконтурная очистка; 10 — главный циркуляционный насос

Конечная цель предотвращения (сокращение до допустимого) поступления радиоактивных продуктов деления в окружающую АЭС среду — защита живых организмов от радиационных воздействий. Можно выделить среди всех продуктов деления наиболее радиационно-опасные. В режиме нормальной работы АЭС таковыми надо считать радионуклиды инертных газов (РИГ), т. е. радионуклиды Rn и Xe, I, Sr и Cs. В некоторых случаях, к числу

радиационно значимых радионуклидов продуктов деления следует также относить радионуклиды Ru, Se и некоторые другие. Нельзя также забывать, что в процессе деления ядерного горючего образуется тритий (продукт тройного деления ядер урана).

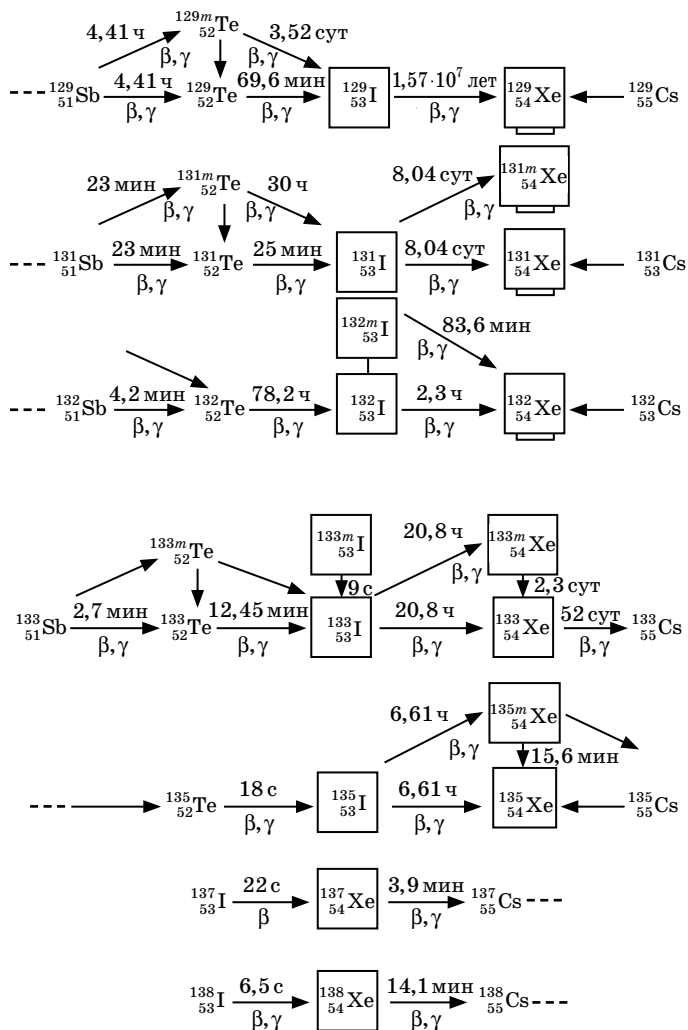


Рис. 4.15

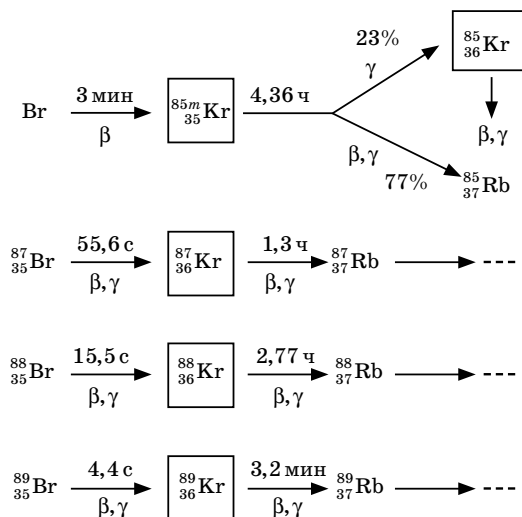


Рис. 4.15 (продолжение)

Теплоноситель и переносимые им примеси при прохождении через активную зону реактора подвергаются облучению нейтронами, и некоторые элементы в результате (n, γ) -, (n, p) - и (n, α) -реакций становятся радиоактивными. Так, если теплоноситель — вода, то при захвате нейтрона с испусканием протона $[(n, p)\text{-реакция}]$ ядром ${}^{16}\text{O}$ образуется радиоактивный изотоп ${}^{16}\text{N}$, другие реакции на ядрах кислорода приводят к образованию ${}^{13}\text{N}$, ${}^{18}\text{F}$ и других радионуклидов. В том случае, когда теплоносителем служит натрий (АЭС с реактором на быстрых нейтронах), продуктом его активации становится ${}^{24}\text{Na}$. Натрий как примесь присутствует в теплоносителе—воде, он также активируется, поэтому в контуре водоохлаждаемых реакторов всегда обнаруживается ${}^{24}\text{Na}$, хотя, конечно, его удельная активность во много раз меньше, чем в контуре реактора, охлаждаемого натрием. В воде обычно растворен воздух, а следовательно, и Ar, поэтому в контуре присутствует ${}^{41}\text{Ar}$, образующийся в (n, γ) -реакции из ${}^{40}\text{Ar}$. На АЭС с РБМК ${}^{41}\text{Ar}$ образуется также в газовом контуре,

т. е. в газе, используемом для продувки графитовой кладки реактора (рис. 4.11).

Те из радионуклидов, которые образуются при активации самого теплоносителя, обычно называют *радионуклидами собственной активности теплоносителя*, а радионуклиды активации примесей (^{24}Na , ^{41}Ar и др.) — *радионуклидами неосаждающихся примесей*. В отличие от них, в теплоносителе всегда присутствуют осаждающиеся примеси — это радиоактивные и нерадиоактивные продукты коррозии материалов технологического контура, в том числе материалов (конструкционных) активной зоны реактора. Основной источник радиоактивных продуктов коррозии — коррозия материалов активной зоны с последующим поступлением их в теплоноситель и смыв теплоносителем продуктов коррозии, принесенных им же в активную зону и осевших на поверхностях активной зоны. Радиационные характеристики продуктов активации приведены в табл. 4.38.

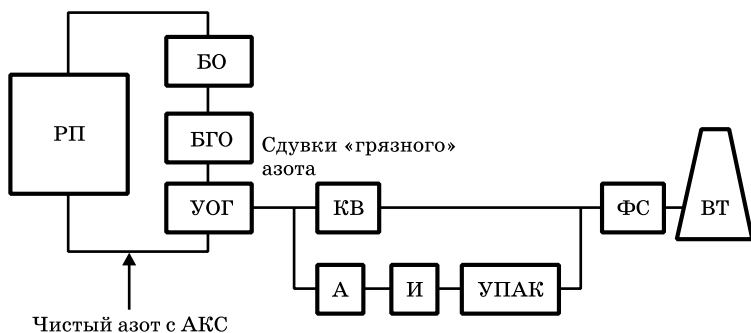


Рис. 4.16. Структурная схема газового контура на АЭС с РБМК: РП — реакторное пространство; БО — блок очистки; БГО — блок глубокого охлаждения; УОГ — установка очистки газа; КВ — камера выдержки; А — адсорбер влаги; И — йодный фильтр; ФС — фильтровальная станция; ВТ — вытяжная труба; УПАК — установка подавления активности

Таблица 4.38

Основные радиационные характеристики продуктов активации

Нуклид	Реакция образования	Сечение реакции, σ	$T_{1/2}$	β -частицы		γ -кванты		
				E_β , МэВ	Выход, %	E_γ , МэВ	Выход, %	Γ
^{16}N	$^{16}\text{O}(n, p)$	$1,9 \cdot 10^{-5}$	7,11с	4,3	68,0	7,11 6,13	5,0 69,0	14,65
^{41}Ar	$^{40}\text{Ar}(n, \gamma)$	0,53	1,83 ч	1,2	99,0	1,29	99,1	6,54
^{24}Na	$^{23}\text{Na}(n, \gamma)$ $^{27}\text{Al}(n, \gamma)$	0,53 0,57	15,0 ч	1,39	100	2,75 1,37	99,87 99,99	18,14
$^{42}\text{K}^*$	$^{41}\text{K}(n, \gamma)$	1,15	12,36 ч	2,03 3,55	18 82	1,52	1,79	1,35
^{51}Cr	$^{50}\text{Cr}(n, \gamma)$	13,5	27,73 сут			0,32	9,83	0,26
^{54}Mn	$^{54}\text{Fe}(n, p)$	0,065	312 сут			0,835	99,98	4,61
$^{56}\text{Mn}^*$	$^{55}\text{Mn}(n, \gamma)$	13,4	2,58 ч			2,11 1,81 0,846	14,0 27,0 99,0	8,47
$^{59}\text{Fe}^*$	$^{58}\text{Fe}(n, \gamma)$	1,0	45,1 ч			1,29 1,10	44,1 55,5	6,18
$^{58}\text{Co}^*$	$^{58}\text{Ni}(n, p)$	0,107	70,78 сут			0,81 0,511	99,45 80,0	6,72
$^{60}\text{Co}^*$	$^{59}\text{Co}(n, \gamma)$ $^{60}\text{Ni}(n, p)$	36,3 $2 \cdot 10^{-3}$	5,272 года			1,33 1,17	99,98 99,87	12,85

* Для радионуклидов приведены основные линии γ -квантов.

На АЭС образуются также тритий и ^{14}C .

В реакторах АЭС тритий образуется:

- непосредственно при делении ядер горючего как продукт тройного деления;
- в результате (n, γ) -реакции на дейтерии, находящемся в теплоносителе—воде в виде D_2O ;
- при захвате нейтронов ядрами В или Li, находящимися в теплоносителе—воде (борное регулирование, коррективировка водного режима) и в стержнях регулирования;

- в результате различных реакций быстрых нейтронов с конструкционными материалами активной зоны.

Вклад каждого из этих процессов в общее количество трития, образующегося на АЭС, определяется типом реактора, его параметрами, режимом эксплуатации и материалами, примененными в конструкции реактора. Дополнительным источником трития на АЭС с РБМК является газовый контур: тритий образуется в результате ядерных реакций на ядрах элементов продувочного газа. Данные табл. 4.39 характеризуют реакции, приводящие к образованию трития в реакторах АЭС.

Таблица 4.39

Реакции образования трития на тепловых нейтронах

Реакция	Содержание ядра-мишени в естественной смеси, %	Сечение реакции, σ
$D(n, \gamma)T$	0,015	$5,7 \cdot 10^{-4}$
$^3He(n, p)T$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$5,4 \cdot 10^3$
$^6Li(n, \alpha)T$	6,52	$9,4 \cdot 10^2$
$^7Li(n, n', \alpha)T$	92,48	0,025*
$^{10}B(n, 2\alpha)T$	19,8	0,02*
$H(n, \gamma) D(n, \gamma)T$	100	

* Усреднено по спектру нейтронов деления.

При делении ^{235}U тритий образуется в ТВЭЛах в количестве $1,23 \cdot 10^{-2}$ Ки/сут на каждый 1 МВт тепловой мощности реактора (выход трития в каждом акте деления ^{235}U составляет в среднем $8,7 \cdot 10^{-3}\%$). Благодаря диффузии в топливной композиции и другим процессам тритий поступает под оболочку ТВЭЛа, а через нее (диффузия) и неплотности в оболочке — в теплоноситель. Установлено, что в режиме нормальной эксплуатации активной зоны с ТВЭЛом в оболочках из циркониевого сплава в теплоноситель поступает около 0,1% трития, содержащегося под оболочкой.

Оценка различных реакций образования трития в первом контуре АЭС с ВВЭР при борном регулировании показала их следующую значимость (отн. ед.):

- выход из ТВЭЛов _____ 0,5;
- выход из стержней СУЗ _____ 0,15;

Образование в теплоносителе в реакции:

- $D(n, \gamma)T$ _____ 0,18;

$$\begin{aligned} & \cdot {}^{10}\text{B}(n, 2\alpha)\text{T} \underline{\hspace{10em}} 5,25; \\ & \cdot {}^{10}\text{B}(n, n', \alpha)\text{T} \underline{\hspace{10em}} 10^{-4}. \end{aligned}$$

Основной является реакция ${}^{10}\text{B}(n, 2\alpha)\text{T}$, ее вклад в образование трития составляет около 85%.

При работе АЭС ${}^{14}\text{C}$ образуется как в результате тройного деления ядер ${}^{235}\text{U}$, так и в результате реакций активации ядер ${}^{13}\text{C}$, ${}^{14}\text{N}$, ${}^{17}\text{O}$ (табл. 4.40). При тройном делении ${}^{235}\text{U}$ выход ${}^{14}\text{C}$ составляет $(1,7\text{--}1,8) \cdot 10^{-6}$ атомов/деление, так что основным поставщиком ${}^{14}\text{C}$ на АЭС являются реакции активации. Ядра-мишени (атомы C, N и O) в реакторе присутствуют в теплоносителе, замедлителе и топливной композиции, а также, хотя и в меньших количествах, — в конструкционных материалах активной зоны, поэтому ${}^{14}\text{C}$ образуется практически повсеместно в пределах активной зоны и в отражателе. Однако основная его доля удерживается в месте образования и за пределы не только АЭС, но и активной зоны не поступает. Так, например, ${}^{14}\text{C}$, образующийся в топливной композиции UO_2 , выделяется только при ее переработке.

Таблица 4.40

Реакция образования ${}^{14}\text{C}$ на АЭС

Реакция	Содержание элемента-мишени в природной смеси, %	Сечение реакции, σ		
		на тепловых нейтронах	на нейтронах легководных реакторов	на нейтронах быстрых нейтронах
${}^{13}\text{C}(n, \gamma) {}^{14}\text{C}$	1,108	0,009	0,001	$5 \cdot 10^{-7}$
${}^{14}\text{N}(n, p) {}^{14}\text{C}$	99,635	1,81	1,48	$1,25 \cdot 10^{-4}$
${}^{15}\text{N}(n, \alpha) {}^{14}\text{C}$	0,365	0	0	$1 \cdot 10^{-3}$
${}^{16}\text{O}(n, {}^3\text{He}) {}^{14}\text{C}$	99,693	0	0	$3 \cdot 10^{-4}$
${}^{17}\text{O}(n, \alpha) {}^{14}\text{C}$	0,37	0,235	0,183	$12 \cdot 10^{-2}$

В реакторах, охлаждаемых водой (BWR, PWR, ВВЭР), ${}^{14}\text{C}$ образуется главным образом в теплоносителе в результате реакций ${}^{17}\text{O}(n, \alpha){}^{14}\text{C}$ и ${}^{14}\text{N}(n, p){}^{14}\text{C}$ (азот присутствует в воде как микропримесь).

Относительный вклад реакции на ядрах ${}^{17}\text{O}$ и ${}^{14}\text{N}$ и суммарное количество ${}^{14}\text{C}$, образующегося на АЭС с легководными реакторами,

составляет 40–50% (при содержании азота в теплоносителе—воде $5 \cdot 10^{-6}$), вклад тройного деления ^{235}U — 5–10%.

В теплоносителе—воде первого контура АЭС — удельная активность ^{14}C составляет обычно $(1,5\text{--}10) \cdot 10^{-2}$ Бк/л; причем 60–70% — это углекислый газ и карбонаты, остальная доля — углерод, связанный взвешенными в воде микрочастицами, в очень малой доле (до 1%) обнаруживают ^{14}C в виде оксида углерода и метана.

Как показано ниже, ^{14}C , как и тритий, при работе АЭС не представляет серьезной радиационной опасности, и в массе своей оба эти радионуклида поступают в атмосферу при переработке ядерного топлива. В этом случае они становятся глобальными загрязнителями атмосферы, причем ^{14}C наиболее значимым из всех долгоживущих глобальных нуклидов (^{14}C , Т, ^{85}Kr , ^{129}I). По этой причине МАГАТЭ реализует международную программу «Определение выбросов ^{14}C из различных ядерных установок».

Точно так же, как и продукты деления, не все и не в равной мере продукты активации имеют возможность попасть за пределы АЭС; не все и не в равной мере они радиационно опасны для проживающих вблизи АЭС людей. ^{16}N имеет малый период полураспада ($T_{1/2} = 7,11$ с) и радиационно опасен только на АЭС: из-за малого периода полураспада он просто не успевает выйти за пределы АЭС. То же самое можно сказать и о некоторых других радионуклидах.

При работе АЭС происходит накопление радиоактивных продуктов коррозии как в теплоносителе (рис. 4.17), так и в отложениях, причем скорость накопления зависит от периода полураспада радионуклида. Процесс накопления не идет бесконечно, а достигает равновесного состояния, поэтому в каждый данный момент времени в технологическом контуре АЭС данного конструктивного оформления существует определенное характерное для этого контура соотношение между значениями активности каждого радионуклида продукта коррозии (рис. 4.18).

Следует отметить еще один специфический продукт активации — ^{134}Cs . Он образуется из стабильного продукта деления ^{133}Cs , который получается в цепочке радиоактивного распада ^{133}Sb (см. с. 409).

Изотоп ^{134}Cs имеет период полураспада $T_{1/2} = 2,046$ года, распадается по довольно сложной схеме с испусканием γ -квантов. Наибольший выход имеют γ -кванты с энергией (МэВ): 0,796 (85,1%), 0,604 (97,54%) и 0,569 (15,0%). В таблице 4.41 приведены данные о накоплении ^{134}Cs в реакторе на тепловых нейтронах, т. е. при делении ^{235}U . ^{134}Cs условно (для удобства пользования) от-

несен к продуктам деления и включен в таблицы накопления их при работе реактора на мощности и при выдержке облученного ядерного топлива.

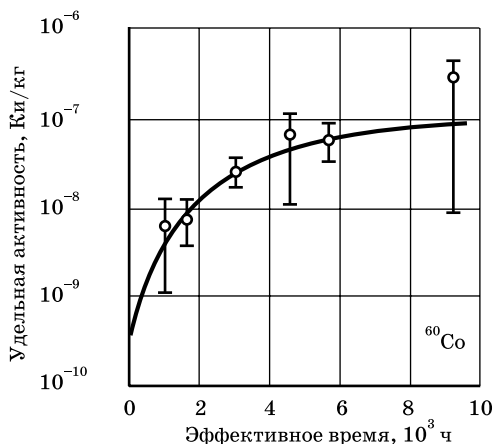


Рис. 4.17. *Накопление радиоактивных продуктов коррозии (для примера ^{60}Co в теплоносителе со временем работы АЭС (удельная активность продуктов коррозии в теплоносителе в зависимости от времени работы АЭС))*

^{134}Cs необходимо рассматривать отдельно, накопление его в активной зоне реактора связано с плотностью потока нейтронов.

Радиоактивные продукты деления и активации могут попасть в окружающую АЭС среду разными путями, с газоаэрозольными и жидкими отходами, но главный их источник один и тот же — основной технологический контур АЭС. Другими (дополнительными) источниками радиоактивных отходов могут быть вспомогательные контуры, например газовый контур, контур охлаждения СУЗ на АЭС с РБМК.

В заключение описания источников радиоактивных отходов важно отметить, что на АЭС они существуют двух типов. У *первого типа* активность его во времени подчиняется строго определенным для данного типа АЭС закономерностям и никакие внешние по отношению к источнику воздействия не могут изменить этой закономерности (по крайней мере, на достаточно большом

временном интервале), у *второго* — случайный, т. е. активность его во времени меняется случайным образом. К первому типу источников относятся источники активационного происхождения, например радиоактивные продукты коррозии или тритий. Активность каждого радионуклида продукта коррозии в технологическом контуре АЭС данного конструктивного оформления меняется во времени по строго определенному закону. Этот закон кратковременно изменяется во время остановок реактора или при дезактивации технологического контура, но после остановки или дезактивации при работе АЭС на мощности восстанавливается. Ко второму типу источников относятся продукты деления. Их активность в теплоносителе в каждый момент времени зависит от того, сколько негерметичных твэлов в это время эксплуатируется в активной зоне реактора и какова степень их негерметичности. Поскольку скорость образования дефектов в оболочках ТВЭЛа, а также скорость их развития неконтролируемы, процесс поступления продуктов деления в теплоноситель — процесс случайный. Это обстоятельство необходимо учитывать при нормировании газоаerosольного выброса АЭС в организации радиационного контроля над ним.

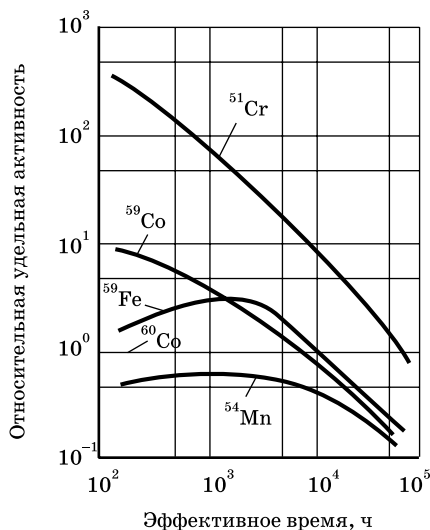


Рис. 4.18. Соотношение между значениями удельной активности радионуклидов продуктов коррозии в теплоносителе в зависимости от времени работы АЭС

Таблица 4.41

**Наработка ^{134}Cs в реакторах на тепловых нейтронах,
Ки/кВт**

Выдержка, сут	Кампания, мес.			
	4	12	36	∞
$\Phi = 10^{13}$ нейтр./ $(\text{см}^2 \cdot \text{с})$				
0	$9,5 \cdot 10^{-3}$	$8,8 \cdot 10^{-2}$	0,48	62,8
30	$9,25 \cdot 10^{-3}$	$8,5 \cdot 10^{-2}$	0,47	61,0
365	$6,8 \cdot 10^{-3}$	$6,3 \cdot 10^{-2}$	0,34	44,7
$\Phi = 3 \cdot 10^{13}$ нейтр./ $(\text{см}^2 \cdot \text{с})$				
0	$4,6 \cdot 10^{-2}$	0,43	2,3	62,3
30	$4,45 \cdot 10^{-2}$	0,42	2,3	60,6
365	$3,25 \cdot 10^{-2}$	0,30	1,65	44,5

4.6. Компоненты дозы облучения населения

Облучение населения различными источниками ионизирующего излучения (ИИИ) как фактор риска смерти и (или) заболевания далеко не единственный и далеко не главный.

Во-первых, имеется много видов деятельности со значительно бóльшим риском смерти, чем облучение в атомной энергетике. Так, согласно статистике смертности в США за 1988 г., наибольшая смертность связана с курением (150 тыс.), употреблением алкоголя (100 тыс.), автомобилями (50 тыс.), огнестрельным оружием (17 тыс.), электричеством (14 тыс.) и другими факторами. Рентгеновское облучение в медицине по числу смертей в год (2 300) стоит на 9-м месте, а атомная энергетика (100) — на 20-м месте.

Эти объективные данные не совпадают с общественным мнением. По результатам опроса различных групп населения США наиболее опасной считается атомная энергетика (только бизнесмены поставили ее на 8-е место), а рентгеновское облучение в медицине поставлено на 17–24-е место. Такое искаженное представление о роли различных факторов риска имеет особые социально-психологические причины, на которых здесь нет возможности остановиться.

Несмотря на то, что в современной России абсолютное число случаев смерти и последовательность факторов иные, общая картина подобна и может быть более яркой из-за сложности социально-экономического развития страны.

Во-вторых, известно, что совокупность экологических факторов обуславливает в среднем около 30% заболеваний (для районов в кризисном экологическом состоянии — до 50%). Среди экологических факторов наибольшее влияние на человека оказывают химические (химическое загрязнение атмосферы, воды, почв, продуктов питания). Так, около 80% всех случаев онкологических заболеваний обусловлено химическими канцерогенами, в том числе содержащимися в выбросах ТЭС (бензопирен и другие углеводороды, сернистый ангидрид, токсичные металлы: Be, V, Cr, Co, Cu, Fe, Zn, Ni, As, Pb).

Общество десятилетиями мирится с многочисленными признанными фактами превышения установленных предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Например, в Ростовской области выбросы загрязняющих веществ в атмосферу составляют 850 тыс. т в год (30% из них за счет ГРЭС), из которых наибольшие выбросы имеют место в г. Новочеркасске (275 тыс. т., в т. ч. 90% за счет Новочеркасской ГРЭС). По основным загрязняющим веществам в воздухе ПДК превышаются в Новочеркасске в 3–5 раз, в Ростове-на-Дону — в 1,3–5,7 раза, в Волгодонске — в 1,3–4 раза. Вокруг этих и других городов области сформировались районы с опасной экологической обстановкой (загрязнение почв, сельхозугодий, воды и других объектов экосферы).

Очевиден относительно малый вклад облучения в риски смерти и заболеваний по сравнению с другими социальными и экологическими факторами: по смертности не менее чем в несколько тысяч раз, по заболеваемости не менее чем в несколько десятков — сотен раз. Однако, учитывая общественное мнение (преувеличение рисков от облучения), было бы полезно рассмотреть облучение населения различными ИИИ как экологически вредного фактора, оценить вклад в общую дозу облучения различных ИИИ, выделить из них наиболее значимые.

Уместно отметить, что облучение, как и другие экологические факторы, нельзя считать безусловно вредным. До некоторых доз облучение является необходимым условием существования всего живого, в том числе и человека. Действительно, за время существования человечества существенно не изменялись ни интенсивность космического излучения, ни содержание радионуклидов в окружающей среде и в самом человеческом организме. Это говорит

о том, что облучение, которому подвергалось человечество в течение десятков тысяч лет, не было сколько-нибудь опасным или, во всяком случае, что человек в результате естественного отбора приспособился к такому уровню естественного радиационного фона.

Данные некоторых исследований свидетельствуют о том, что только при наличии в организме ионов (а они образуются под действием излучения) в нем нормально протекают метаболические процессы. При отсутствии облучения у человека как бы отключается природный механизм, отвечающий за приспособляемость организма к внешним условиям. Более того, широкая вариация интенсивности естественного радиационного фона, имеющая место в различных районах мира, никак не проявляется у проживающего в этих районах населения. Проведенное в 1988 г. широкомасштабное эпидемиологическое обследование населения в районах с повышенной радиоактивностью почв (доза облучения населения при этом в 10–100 раз выше среднемировой дозы для районов с нормальным радиационным фоном) не выявило достоверных сдвигов в структуре заболеваемости и смертности населения.

Эти и другие подобные данные, свидетельствующие о безопасности и даже естественной необходимости фонового облучения человека, противоречат безпороговой гипотезе о наличии линейной зависимости радиобиологического эффекта от дозы облучения. Эта гипотеза основывается на фактических данных, полученных при сравнительно больших кумулятивных дозах. Данные при малых дозах получить не удастся, так как статистика очень мала, а корреляция доза—риск маскируется одновременным действием многих факторов (курение, химические и др. факторы), которые более сильны, чем облучение.

С учетом вышесказанного в последующем изложении будем считать, что:

- человеческому организму в принципе не важно, какими ИИИ обусловлена суммарная эффективная доза облучения;
- доза фоновой облучения населения для районов с нормальным уровнем природного радиационного фона (среднемирового по данным НКДАР ООН и МКРЗ) с учетом его естественной вариации является, безусловно, безопасной;
- дополнительные дозы облучения, обусловленные любой деятельностью человека, требуют особого внимания, в том числе выявления источников дополнительного облучения и оценки связанных с ними доз облучения.

Знание и учет компонент дозовых нагрузок необходимы при выборе наиболее эффективных и экономичных способов

снижения дозовой нагрузки путем подавления факторов облучения, дающих наибольший вклад в общую дозу. Сопоставление доз облучения от естественных, техногенных и искусственных источников позволяет определить уровни, объемы, направленность и целесообразность проведения защитных мероприятий.

Годовая эффективная эквивалентная доза облучения населения в районах с нормальным уровнем радиационного фона складывается из нескольких компонент (табл. 4.42).

Доза внешнего облучения наполовину определяется космическим излучением и наполовину — излучением ЕРН почв (^{40}K , радионуклидов U-го и Th-го рядов в соотношении 0,12:0,09:0,14). Заметим, что доза облучения от космического излучения определена для местности на уровне моря. Для высокогорных районов доза больше — так на высоте 3 км доза облучения от космического излучения составляет 1 мЗв/год.

Доза внутреннего облучения формируется за счет поступления радионуклидов с вдыхаемым воздухом, с водой и пищей. Главным источником внутреннего облучения являются радон и продукты его распада (^{222}Rn и пр.), содержащиеся в воздухе (в среднем ~40% общей дозы фоновое облучения, максимально ~95% общей дозы). При этом доза от этого компонента источника облучения на открытом воздухе (от ^{222}Rn) составляет 0,06 мЗв/год и в помещении — 0,70 мЗв/год, а от ^{220}Th соответственно — 0,02 и 0,15 мЗв/год. Указанные дозы облучения от ^{222}Rn соответствуют его среднему содержанию в воздухе на открытой местности ~3 Бк/м³, а в воздухе помещений — ~12 Бк/м³.

Таблица 4.42

Компоненты дозы облучения	Эффективная эквивалентная доза (МЗв/год)			Σ, %
	внешнее обл.	внутреннее обл.	Σ	
1	2	3	4	5
Космическое излучение	0,300	—	0,300	15,00
Космогенные радионуклиды	—	0,015	0,015	0,75
Радионуклиды земного происхождения				
долгоживущие радионуклиды U-ряда, в т. ч. ^{222}Rn и пр.	0,090 —	0,960 0,760	1,050 0,760	52,50 38,00

Окончание табл. 4.42

Компоненты дозы облучения	Эффективная эквивалентная доза (МЗв/год)			Σ, %
	внешнее обл.	внутреннее обл.	Σ	
1	2	3	4	5
д.ж. р/н Th-ряда, в т. ч. ^{220}Th и пр.	0,140 —	0,186 0,170	0,326 0,170	16,30 8,50
^{40}K	0,120	0,180	0,300	15,00
Всего	0,650	1,340	~2,000	~100,0

С водой и пищей поступают ^{40}K (в мягкие ткани и в красный костный мозг), ^{238}U , ^{226}Ra (в костные ткани) и ^{232}Th .

Дозы фонового облучения варьируют в различных районах мира в пределах 1,0–5,0 МЗв/год при среднемировом значении 2,0 МЗв/год.

Среднемировые значения годовой эффективной эквивалентной дозы облучения, обусловленной техногенными ИИИ, приведены в табл. 4.43.

Таблица 4.43

Компоненты дозы облучения	Эффективная эквивалентная доза	
	МЗв/год	%
1	2	3
Рентгенологические обследования	0,4000	86,9
Глобальные радиоактивные выпадения (ядерные испытания до 1980 г.)	0,0200	43
Использование угля для отопления жилищ	0,0250	5–4
Предприятия ядерного топливного цикла (1990 г.), в т. ч. выбросы АЭС (включая аварийные) то же (2000 г.)	0,0010 0,0005 0,0025	0,2 0,1 0,5
Использование угля на ТЭС	0,0005	0,1
Переработка и использование фосфатных руд в сельском хозяйстве	0,0015	0,3
Использование фосфогипса в строительстве	0,0110	2,4

Окончание табл. 4.43

Компоненты дозы облучения	Эффективная эквивалентная доза	
	МЗв/год	%
1	2	3
Воздушный транспорт	0,0005	0,1
Бытовые приборы	0,0005	0,1

Наибольший вклад в дозу техногенного облучения дают рентгенологические процедуры (в среднем ~87%). Эта компонента дозы варьирует от 0,1 до 10,0 мЗв/год при среднем значении 0,4 мЗв/год. При этом жители крупных городов получают значительно большие дозы. По мере совершенствования диагностических процедур (самых процедур и системы организации обследования) эти дозы снижаются. Так, в середине 70-х гг. в СССР она составляла в среднем 2,5 мЗв/год, а в 1980 г. соответствующая доза облучения была 0,9 мЗв/год, в т. ч. за счет рентгеноскопии — 0,510 мЗв/год (57%), рентгенографии — 0,100 мЗв/год (11%) и флюорографии — 0,290 мЗв/год (32%).

В то же время эта компонента дозы для США составляла 1,4 мЗв/год, Франции — 0,6 мЗв/год, Японии — 0,4 мЗв/год, Швеции — 0,37 мЗв/год и Англии — 0,27 мЗв/год.

Известно, что генетически значимая доза от рентгенологических обследований при рентгеноскопии составляла 0,080 мЗв/год, при рентгенографии — 0,15 мЗв/год, при флюорографии — 0,001 мЗв/год. Таким образом, в 1980 г. в СССР и некоторых других странах практически при всех видах рентгенологических обследований превышалась генетически значимая доза (особенно при флюорографии).

Доза облучения за счет глобальных выпадений осадков со временем постепенно снижается, так как ядерные взрывы практически прекращены.

Доза облучения за счет сжигания угля для отопления жилищ также будет постепенно снижаться за счет развития систем централизованного теплоснабжения, замены угля на газ и других факторов. Использование фосфогипса (отходов производства минеральных удобрений) в строительстве практически прекращено. Значительно сократилось использование бытовых приборов, содержащих радиоактивные источники.

Дозы от предприятий ядерного топливного цикла в 1990 г. с учетом выбросов от АЭС (в т. ч. аварийных) не превышали в

среднем 0,001 мЗв/год. В отдельных районах Европы (северная, южная и центральная Европа) дополнительные дозы облучения, связанные с чернобыльскими выпадениями, достигали 1,0–1,2 мЗв/год (~50% естественного радиационного фона), в Юго-Западной Азии — 0,35 мЗв/год, в Западной Европе — до 0,15 мЗв/год. В большинстве районов Северного полушария дополнительная доза за счет чернобыльских выпадений не превышала 0,03 мЗв/год (1,5% естественного радиационного фона).

Для сравнения приведем годовые дозы облучения производственного персонала в некоторых видах деятельности: для экипажей авиатранспорта — 1–2 мЗв/год; для работников предприятий ядерного топливного цикла — не более 50 мЗв/год; для шахтеров (угольные и другие неурановые шахты) — 50 мЗв/год; для персонала курортов с радоновыми ваннами — более 300 мЗв/год.

Показателем значимости различных источников облучения для населения всего мира являются оценки годовых коллективных доз облучения (средние индивидуальные эффективные эквивалентные дозы облучения × численность населения, подверженного этому облучению). Эти оценки для 1980–1990 гг. приведены в табл. 4.44.

Таблица 4.44

Компоненты доз облучения	Годовая коллективная доза облучения (чел.·Зв/год · 10 ⁴)
Естественный радиационный фон	1 100
Испытания ядерного оружия	500
Медицина	160
Последствия аварии ЧАЭС	60
Уголь для отопления жилищ	10
Производство фосфатов (мин. удобрения)	0,6
Уголь для ТЭС	0,2
Атомная энергетика (персонал)	0,2
Воздушный транспорт	0,2
Бытовые приборы	0,2
Атомная энергетика (население) 1990 г.	0,1
Атомная энергетика (население) 2000 г.	1,0

Для сравнения степени радиационной опасности различных способов производства электрической энергии используем данные о коллективных дозах облучения населения, приведенных к 1 ГВт (эл.) производимой мощности (табл. 4.45).

Таблица 4.45

Вид топлива	Коллективная доза [чел.-Зв/год · ГВт (эл.)]
Уголь	4,0
Ядерное	2,5
Торф	2,0
Геотермальное	2,0
Нефть	0,5
Газ	0,03

При сравнении производства электрической энергии на АЭС и ТЭС (на угле) надо учитывать и другие параметры — количество потребляемого топлива, количество и вид отходов. На 1 ГВт (эл.) на АЭС потребляется 27 т обогащенного урана в год, а на ТЭС — 2,6 млн т угля. На АЭС в год образуется радиоактивных отходов около 850 т (высокоактивных ~35 т; среднеактивных ~350 т и низкоактивных ~450 т), которые полностью изолируются. На ТЭС даже при новейшей технологии с минимальным загрязнением окружающей среды образуются в год 6,5 млн т CO₂, 4,5 тыс. т NO, 0,9 тыс. т SO₂, а также 0,32 млн т золы, в том числе 0,4 тыс. т токсичных металлов. Эти отходы поступают либо в атмосферу, либо в золоотвалы и не могут быть изолированы.

Оценки НКДАР ООН и МКРЗ максимальных пределов коэффициентов риска возникновения злокачественных опухолей и наследственных эффектов вследствие облучения приведены в табл. 4.46 (число случаев на коллективную дозу облучения 104 чел.-Зв).

Таблица 4.46

	НКДАР	МКРЗ
1	2	3
Риск онкологических заболеваний		
лейкемия	50	20

Окончание табл. 4.46

	НКДАР	МКРЗ
1	2	3
рак легких	25–50	20
рак половой железы	25	25
рак щитовидной железы	10	5
рак желудочно-кишечного тракта	10–15	50
Всего	150	120
Риск возникновения наследственных эффектов		
в первом поколении	63	—
в первых двух поколениях	—	100
во всех последующих поколениях	185	200

Из приведенных выше данных очевидна определяющая роль ЕРН (природного и техногенно измененного радиационного фона) в формировании дозы облучения населения. Особо значим вклад в дозу облучения радона и продуктов его распада.

Именно поэтому в России приняты в 1996 году нормы радиационной безопасности НБР-96. В этих нормах впервые в максимально полном объеме учтены компоненты доз облучения от природных ИИИ и от ЕРН (в старых НРБ учитывались исключительно только техногенные ИИИ и ИРН). В НРБ-96 приняты коэффициенты риска: 0,56 1/чел.-Зв — для профессионалов и 0,073 1/чел.-Зв — для населения, а также пределы индивидуального риска от техногенного облучения: $1 \cdot 10^{-3}$ за год — для профессионалов и $5 \cdot 10^{-5}$ за год — для населения. Исходя из этого, установлены дозовые пределы: для профессионалов — 50 мЗв/год, для населения 5 мЗв/год.

Эффективная индивидуальная доза для населения 50 мЗв за 30 лет (1,7 мЗв/год) от всех источников, добавляемых к естественному радиационному фону и облучению от медицинских процедур (~2,5 мЗв/год), обеспечивает генетическую защиту, так как она равна половине дозы, вызывающей удвоение числа спонтанных мутаций.

Средние годовые эквивалентные эффективные дозы облучения от различных компонент не превышают установленных в НРБ пределов дозы. **Но в каждом конкретном районе для каждой группы населения необходимо определить реальные величины**

доз облучения, которые не должны превышать установленные в НРБ пределы.

Среди источников ионизирующего излучения (ИИИ), формирующих дозу облучения населения и производственного персонала, наиболее опасным считается радон в воздухе помещений. Обусловленная им доза облучения составляет в среднем 40% общей дозы для благополучных районов и может доходить до 90–95% общей дозы для районов с повышенной радоноопасностью.

Радон (радионуклид ^{222}Rn) — радиоактивный благородный газ, в 8 раз тяжелее воздуха, не имеет ни цвета, ни запаха, ни вкуса. Образуется из ^{226}Ra и распадается с периодом полураспада $T_{1/2} = 3,8$ сут, образуя как короткоживущие радионуклиды (^{214}Pb ; ^{214}Bi), так и долгоживущий ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,3$ года). Радиационную опасность ^{222}Rn представляет при вдыхании, причем доза внутреннего облучения от ^{222}Rn на 90% обусловлена ^{214}Pb и ^{214}Bi (клетки бронхиального эпителия и альвеолярной ткани) и на 10% — ^{210}Pb и продуктами его распада ^{210}Bi и ^{210}Po (преимущественно — костная ткань).

Результаты широкомасштабных исследований зависимости частоты заболеваний раком легких шахтеров и содержания радона в шахтах (рудниках), проведенные с начала 80-х гг. XX в. в Западной Европе, США и СССР, проанализированы и обобщены МКРЗ и НКДАР ООН. Твердо установлена прямая зависимость частоты заболеваний и содержания радона в шахтном воздухе. На основе этих данных установлены национальные гигиенические нормативы для населения и производственного персонала.

Так, в новых российских НРБ-96 установлено, что средние за год содержания радона в помещениях (жилых и общественных зданий) не должны превышать 100 Бк/м³ (эффективная эквивалентная доза — 1,5 мЗв/год) для проектируемых и строящихся новых зданий и 200 Бк/м³ (эффективная эквивалентная доза — 3,0 мЗв/год) — для существующих зданий. При превышении установленных нормативов должны быть применены защитные мероприятия, а если они не позволяют снизить содержание радона ниже 400 Бк/м³, то ставится вопрос о переселении жителей и (или) перепрофилировании помещений.

Считается, что при среднем содержании радона в домах 25 Бк/м³ из 1000 человек от рака легких погибнут 3–4 человека, а при содержании 200 Бк/м³ — 3–4 человека из 100.

Среднемировое содержание радона в помещениях — 45 Бк/м³ (на открытом воздухе — 5 Бк/м³), причем из почвы под здания

поступает ~ 41 Бк/м³, из строительных материалов ~ 4 Бк/м³, от природного газа и от воды соответственно 0,3 и 0,1 Бк/м³.

Вместе с тем содержание радона в конкретных помещениях изменяется в очень широких пределах. Даже в рядом стоящих зданиях содержания радона могут различаться в десятки и сотни раз. Оно сильно зависит от наличия в грунте (подстилающей породе) разломов (трещин), от проницаемости почвы (грунта) для радона, мощности и глубины залегания урано- и (или) радийсодержащих пород. По этим показателям выделяются радоноопасные зоны. В России такие зоны определены в районе г. Лермонтов (Ставропольский край), Белокуриха (Алтайский край), Выборг (Ленинградская обл.). Есть такие зоны и в Ростовской области.

Кроме степени радоноопасности территории застройки существенное (а иногда и определяющее) значение имеют радиоактивность строительных материалов и конструкция самого здания (фундаментов, межэтажных перекрытий, устройство систем вентиляции). В настоящее время нормативные требования устанавливают нормы обеспечения радоновой безопасности зданий, начиная со стадии проектирования (обследование территории под застройку).

Повышенную радоноопасность, кроме чисто природных причин, вызывает и масштабная производственная деятельность (техногенно повышенный радиационный фон). Среди таких видов деятельности следует указать добычу угля и его сжигание на ТЭС, производство строительных материалов, металлургию, использование подземных вод и другие факторы.

Установлено, что основными источниками поступления радона в шахтный воздух являются рудничные (шахтные) воды и массивы пород с высоким содержанием ²²⁶Ra и, соответственно, ²²²Rn. Содержание ²²²Rn в шахтных водах изменяется от 0,2 до 3 700 кБк/м³, и это приводит к концентрации его в шахтном воздухе до 37 кБк/м³. По данным многолетних исследований, содержание радона в угольных шахтах СССР изменялось в пределах от 10 Бк/м³ до 48 кБк/м³. Для применения систем радиационной безопасности и проведения защитных мероприятий установлен уровень вмешательства по средневзвешенной за год концентрации радона 500–1 500 Бк/м³ (этому соответствует эффективная эквивалентная доза 3–10 МЗв/год). При содержании ²²²Rn 1 500 Бк/м³ риск смерти для шахтеров — $1,2 \cdot 10^{-4}$ в год.

Учитывая особую роль ЕРН и ²²²Rn в формировании доз облучения населения и производственного персонала, была разработана и утверждена постановлением главы администрации Ростовской области от 06 августа 1997 г. № 267 региональная

целевая программа «Снижение уровня облучения населения и производственного персонала от природных источников ионизирующего излучения в Ростовской области на 1997–2000 гг. (РЦП «Радон-Ростов»).

Реализация программы позволила выявить в области территории и объекты с повышенным содержанием ЕРН (в т. ч. ^{222}Rn), которые дают наибольший вклад в дозу облучения населения и производственного персонала и принять меры к снижению доз облучения до безопасного уровня.

Контрольные вопросы и задания

1. Перечислите компоненты первичного космического излучения.
2. Что такое вторичное излучение.
3. Назовите источники радионуклидов природного происхождения.
4. Какие искусственные радионуклиды образуются при ядерных взрывах?
5. Ядерный топливный цикл.
6. Назовите основные компоненты дозы облучения человека.

Глава 5

ОСНОВНЫЕ СВОЙСТВА РАДИОНУКЛИДОВ И ПРОЦЕССЫ ИХ ПЕРЕНОСА В БИОСФЕРЕ

Введение

Содержание радионуклидов в объектах окружающей среды и их изменение определяются процессами их образования и переноса как в пределах одного геохимического резервуара (атмосферы, гидросферы, литосферы), так и между смежными резервуарами.

В свою очередь эти процессы можно понять только с учетом ядерно-физических, химических, геохимических и биохимических свойств радионуклидов и закономерностей процессов переноса их в различных средах. Полезную дополнительную информацию о свойствах и процессах переноса можно получить из данных для стабильных элементов — аналогов рассматриваемых радионуклидов.

К настоящему времени накоплен значительный объем данных о процессах образования, переноса и депонирования естественных и искусственных радионуклидов в биосфере. Но эти процессы столь многообразны, что даже качественное их описание возможно далеко не во всех случаях, а возможности количественного описания ограничены еще больше. Используемые в отдельных случаях математические модели требуют значительного числа параметров, получаемых для каждого конкретного случая из опыта.

Далее для каждого из наиболее значимых для радиоэкологии радионуклидов будет проведено описание его свойств и процессов переноса в биосфере. Схемы образования и переноса для них существенно отличаются из-за различия свойств среды, в которой они локализованы, и различия свойств самих радионуклидов. Количественное описание процессов переноса будет приведено только для отдельных частных случаев в качестве примеров использования модельных представлений для прогнозных оценок в дополнение к обычно определяемым в экологии опытным данным.

Известных в настоящее время радионуклидов огромное количество и полное описание их свойств невозможно и не нужно. *Во-первых*, свойства многих из них еще не изучены в достаточной степени. *Во-вторых*, радионуклиды с малым периодом полураспада практически не играют существенной роли в облучении живых организмов. *В-третьих*, содержание многих радионуклидов очень мало, что несущественно для радиоэкологии.

Из многих естественных радионуклидов для радиоэкологии практически существенны космогенные ^3H , ^7Be , ^{14}C , земного происхождения ^{40}K и радионуклиды рядов ^{238}U и ^{232}Th .

Из известных в настоящее время более 1000 искусственных радионуклидов нас будут интересовать всего несколько десятков радионуклидов из числа образующихся при ядерных испытаниях и при работе предприятий ядерного топливного цикла. Среди них радионуклиды, образующиеся при ядерных взрывах в результате реакций синтеза, реакций активации нейтронами и реакций деления тяжелых ядер. Среди радионуклидов, образующихся на предприятиях ядерного топливного цикла, интерес представляют радионуклиды, образующиеся на АЭС (продукты активации и продукты деления) и на заводах по переработке выгоревшего ядерного топлива (кроме радионуклидов, характерных для выбросов и сбросов АЭС, также уран и радионуклиды трансурановых элементов — нептуний Np, плутоний Pu, америций Am, кюрий Cm и др.).

5.1. Свойства и процессы переноса радионуклидов космического происхождения

Наиболее значимые для радиоэкологии космогенные радионуклиды ^3H , ^7Be , ^{14}C образуются в атмосфере. Из них ^3H и ^{14}C являются также искусственными радионуклидами, образующимися как в атмосфере, так и в водной среде.

^3H (тритий — Т), $T_{1/2} = 12,262$ года; $E_{\beta\text{max}} = 0,018$ МэВ; максимальный пробег электрона в воздухе 4,2 мм. В силу большого периода полураспада является глобальным загрязнителем атмосферы. Образуется в атмосфере в результате взаимодействия космического излучения с ядрами атомов воздуха. Средняя скорость образования ^3H в атмосфере $0,2 \text{ см}^{-2} \text{ с}^{-1}$, в литосфере — $10^{-3} \text{ см}^{-2} \text{ с}^{-1}$, в гидросфере — $10^{-6} \text{ см}^{-2} \text{ с}^{-1}$. Общее количество образуемого в год космогенного ^3H в атмосфере — 10^3 ПБк, в литосфере — 3,7 ПБк, а в гидросфере — $3,7 \cdot 10^{-3}$ ПБк. Всего в год образуется $(5,5\text{--}11,0) \cdot 10^{10}$ МБк космогенного ^3H . Общее количество его на Земле составляет $(92\text{--}185) \cdot 10^{10}$ МБк, из которых 65% находятся в океане, 27% — в поверхностных водах континентов и в литосфере, 8% — в атмосфере.

Тритий образуется и в результате испытаний термоядерного оружия, в период их проведения наблюдалось максимальное его содержание в атмосфере. С тех пор за счет радиоактивного распада содержание трития уменьшилось в 2–3 раза. В настоящее время среднее фоновое содержание ^3H в поверхностных водах составляет 3,4–4,2 Бк/л.

Тритий является одним из наиболее подвижных радионуклидов, обладает высокой миграционной способностью в природных средах. В отличие от других радионуклидов не удерживается никакими очистными барьерами.

Как правило, в атмосфере, сразу же после образования, ^3H соединяется с кислородом воздуха, образуя молекулы тяжелой воды НТО (77%), DTO и T₂O.

Физические, химические и биохимические свойства подобны таковым для обычной воды (H₂O). Интегрированный в живой организм тритий эффективно включается в состав биологической ткани, вызывая мутагенные нарушения как за счет воздействия β -излучения, так и за счет молекулярных изменений, вызванных заменой водорода нейтральным атомом гелия (в результате распада $^3\text{H} \rightarrow ^3\text{He}$).

Независимо от путей поступления в живой организм ^3H распределяется в нем равномерно и находится в виде свободного НТО или в виде связанного ^3H . Свободный НТО выводится из организма быстрее, чем связанный. Так, для человека период полувыведения свободного НТО равен 9,7 сут, а для связанного ^3H — от 30 до 450 сут.

^3H в виде НТО участвует в нормальном круговороте воды в природе. Упрощенная схема этого круговорота показана на рис. 5.1.

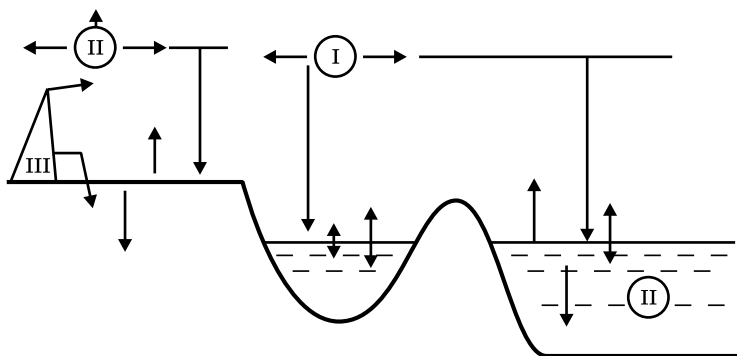


Рис. 5.1. Источники ^3H : I — космогенные; II — Ядерные взрывы; III — предприятия ЯТЦ

В атмосфере ^3H перемещается в виде паров воды с воздушными массами; поступает на поверхность Земли и водные поверхности в виде осадков, а возвращается в атмосферу в результате испарения и прямого обмена между водой и воздухом. При обмене ^3H между атмосферой и водой океана в него поступает вода, обогащенная ^3H , а из него — вода, бедная ^3H . При обмене ^3H между атмосферой и земной поверхностью в атмосферу поступает вода, обогащенная ^3H за счет недавно выпавших осадков. В верхних перемешивающихся слоях океана (моря) содержание ^3H наибольшее, с глубиной оно резко падает и может снова возрасти в глубоких придонных горизонтах. Значительная часть ^3H переносится в глубь океана (моря). Среднее время обмена воды в поверхностных слоях океана составляет $\sim 3,5$ года.

С земной поверхности НТО вначале поступает в почвогрунтовые, через них в подземные воды, а также по водосборам через гидрографическую сеть — в воды морей и океанов.

Кроме космогенного ^3H (I) в атмосфере он образуется при ядерных взрывах в атмосфере и под водой (II) а также и при работе предприятий ядерного цикла (III) в результате газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов. В последнем случае распространение ^3H в окружающей среде пространственно более ограничено.

С водой ^3H поступает практически во все растительные и животные организмы.

^7Be (бериллий-7), $T_{1/2} = 53$ дня.

Образуется под действием космического излучения в атмосфере, содержится и перемещается в ней в виде аэрозоли. Содерж-

жение ^7Be в приземном слое атмосферы в умеренных широтах около 3 МБк/м³. Наличие ^7Be выявлено в атмосферных осадках (в дождевой воде около 700 Бк/м³), в морской воде, иловых донных отложениях, в растительности и животных.

В морской воде наиболее вероятной химической формой нахождения бериллия являются продукты его гидролиза. В такой форме он легко сорбируется на взвешенном и коллоидном веществе (например, на гидроксиде железа) и осаждается на дно водоемов.

В живые организмы ^7Be поступает преимущественно через органы дыхания, причем время задержки в организме зависит от дисперсности аэрозолей. Внутри организма ^7Be транспортируется в виде неорганических соединений (фосфата или цитрата), свободно проникает в клетки всех тканей и может влиять на ее структуры. В виде растворимых соединений (хлорида, сульфата, нитрата) через кровь может накапливаться в скелете.

^{14}C (углерод-14), $T_{1/2} = 5\,570$ лет, $E_{\beta\text{max}} = 0,155$ МэВ; максимальный пробег электронов в воздухе 23 мм, в живой ткани — 0,38 мм.

Основным источником поступления ^{14}C в биосферу является его образование в атмосфере под действием космического излучения (скорость образования 2,2–2,3 см⁻²с⁻¹; или 4,1 ТБк/сут; или 1,5 пБк/год в атмосфере в целом).

Общее количество космогенного ^{14}C в биосфере — 8,5 ЭБк.

Считается, что на протяжении, по крайней мере, нескольких миллионов лет интенсивность космического излучения оставалась постоянной, в биосфере возникло равновесие между вновь образующимися и распадающимися ядрами космогенного ^{14}C .

Однако на содержание ^{14}C в биосфере (его концентрацию) большое влияние оказывает интенсивная производственно-хозяйственная деятельность человека.

Во-первых, в результате масштабного сжигания ископаемого органического топлива в атмосферу выбрасываются оксиды углерода, в которых содержание ^{14}C понижено. Это приводит к разбавлению в атмосфере ^{14}C стабильным ^{12}C .

Во-вторых, в результате ядерных взрывов в атмосферу поступает искусственный ^{14}C . В 60-х гг. XX в. содержание ^{14}C в атмосфере увеличилось примерно в 2 раза.

В-третьих, в результате выбросов и сбросов предприятий ядерного топливного цикла (АЭС и регенерационных заводов). На расстояниях 1–2 км от них содержание ^{14}C в некоторых областях экосферы в 1,5–2 раз и более превышает его фоновое содержание.

Основная химическая форма нахождения ^{14}C в атмосфере — $^{14}\text{CO}_2$, так как образующийся атом ^{14}C довольно быстро окисляется. В химических реакциях с участием углерода в биосфере не происходит разделения стабильного ^{12}C и радиоактивного ^{14}C изотопов углерода. Поэтому геохимия ^{14}C подобна геохимии ^{12}C . Круговорот углерода в биосфере в упрощенном виде показан на рис. 5.2.

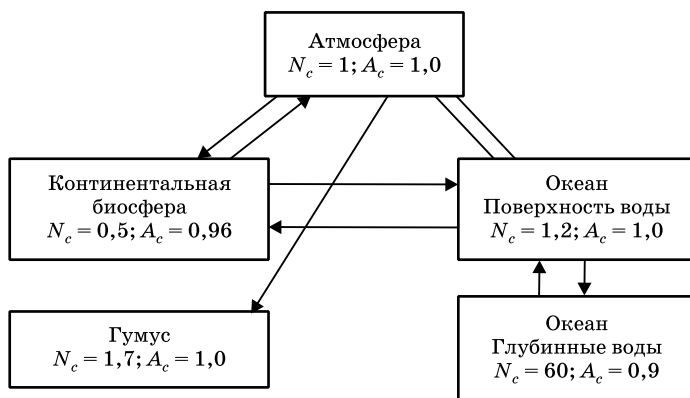


Рис. 5.2. Упрощенная схема круговорота углерода в целом и ^{14}C между основными геохимическими резервуарами, где N_c — количество углерода, в атмосфере $N_c = 1$; A_c — удельная активность ^{14}C , в атмосфере $A_c = 1,0$

Основными процессами круговорота $^{14}\text{CO}_2$ в биосфере являются:

- процессы вывода из атмосферы (сумма $\Sigma = 1,0$):
 - фотосинтез в океане _____ 0,49;
 - фотосинтез на земной поверхности _____ 0,47;
 - фотосинтез в поверхностных водах _____ 0,04;
- процессы поступления в атмосферу (сумма $\Sigma = 1,0$):
 - эмиссия из океанов _____ 0,48;
 - эмиссия из почвогрунтов и растительности _____ 0,44;
 - эмиссия из поверхностных вод _____ 0,035;
 - антропогенная эмиссия _____ 0,004.

Перевод ^{14}C в биосферу происходит в результате того, что растительный мир живет за счет атмосферного CO_2 , а животный —

питается растительностью. Разность поступающего и убывающего углекислого газа в атмосфере составляет не более +2%.

В самой атмосфере CO_2 переносится из океана на земную поверхность вследствие испарения, а перенос с земной поверхности в океан осуществляется за счет поверхностного (речного) и подземного стоков, а также эрозии и дефляции.

В обмене океан — земная поверхность преобладает поступление ^{14}C в океан над поступлением на земную поверхность в результате испарения с поверхности океана (в соотношении 20:1). В поступлении в океан с земной поверхности преобладают речной сток (~67%) и дефляция (~23%). В поступлениях в поверхностные воды континентов большое значение имеют эрозия почв (60%) и подземные стоки (~4,0%).

Наибольшие содержания CO_2 наблюдаются в атмосфере (58%) и водной толще океанов (~35%), наименьшие — на континенте (~7%), в том числе на земной поверхности 4,5% и в поверхностных водоемах ~2,5%.

По другим данным, распределение космогенного ^{14}C в биосфере (фиксируемого организмами) следующее: в океане — 90–95% (основная масса в глубоких горизонтах), в донных отложениях ~0,4%, в атмосфере — 1,5–3% и на земной поверхности ~4,0% (в том числе в гумусе ~3%, остальное — в наземных организмах).

За счет ^{14}C искусственного происхождения распределение в целом ^{14}C существенно изменяется, особенно в атмосфере и континентальной биосфере.

подавляющее количество выводимого из атмосферы и гидросферы CO_2 в почвы и осадки (78%) усваивается в процессе фотосинтеза в биомассе. Из этой фитомассы ~97% в конечном счете минерализуется и также участвует в круговороте углерода. Обмен ^{14}C в окружающей среде происходит довольно быстро. Так, период полувыведения ^{14}C из атмосферы составляет от 1,5 до 5 лет.

Так как живые организмы практически полностью состоят из соединений углерода, то ^{14}C накапливается в живых организмах. Поражающее действие ^{14}C связано с его вхождением в состав молекул белков и, особенно, молекул ДНК и РНК. Оно проявляется при ионизации среды электронами ^{14}C и атомами отдачи азота (при распаде $^{14}\text{C} \rightarrow ^{14}\text{N}$). Существенное значение имеет и эффект изменения химического состава молекул при распаде ^{14}C — так называемая *трансмутация* (превращение) атомов углерода в атомы азота. При трансмутации углерода в молекуле ДНК происходит генная мутация, которая обратима с трудом или совсем необратима.

5.2. Свойства и процессы переноса радионуклидов естественного (земного) происхождения

Источником радионуклидов земного происхождения (^{40}K , радионуклиды семейств ^{238}U и ^{232}Th) является земная кора. Независимо от пути образования Земли элементный состав исходного материала был близок к элементному составу Солнечной системы. Физические и химические процессы дифференцировали первичный материал на первичные (вулканические) и вторичные (осадочные) горные породы с собственным элементным составом. Он чрезвычайно разнообразен (варьируется в пределах нескольких математических порядков), но всегда включает естественные радионуклиды. Радиоактивные элементы являются легко окисляющимися металлами; их оксиды имеют относительно малую плотность и поэтому содержатся в земной коре преимущественно в виде оксидов и преобладают в земной коре (а не в ее плотной мантии). В монолитных горных породах и в других «запечатанных» вместилищах (ловушках) материнские и дочерние радионуклиды находятся вместе и, как правило, в состоянии радиоактивного равновесия. Из других мест радионуклиды могут уходить самыми различными путями в результате физических, химических процессов, началом которых может быть процесс радиоактивного распада.

На земной поверхности в результате геологических и биологических процессов и под воздействием климатических факторов сформировался почвенный покров. Его состав в значительной мере определяется составом подстилающих горных пород, но варьирует в зависимости от особенностей процесса накопления и выноса элементов при контакте с подстилающими породами, подземными и поверхностными водами и биомассой. Почвы включают неорганический материал (частицы, коллоиды), почвенный раствор, почвенные газы, органические вещества и живые организмы. Во все компоненты почвы входят естественные радионуклиды.

Упрощенная схема круговорота ЕРН приведена на рис. 5.3.

Основным резервуаром ЕРН являются горные породы. Особенности круговорота отдельных ЕРН представлены ниже, вместе с описанием их свойств.

^{40}K (калий-40), $T_{1/2} = 1,3 \cdot 10^9$ лет. В природном калии содержится 0,0119% ^{40}K . При β -распаде (89%) переходит в ^{40}Ar , а при К-захвате (11%) — в ^{40}Ca .

Калий — легко окисляющийся щелочной металл, образующий хорошо растворимые соли. В первичных горных породах его со-

держание наибольшее в кислых вулканических породах (граниты и др.). Из осадочных пород наибольшим содержанием ^{40}K обладают сланцы и песчаники.

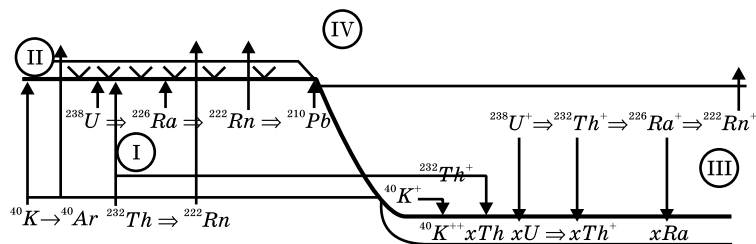


Рис. 5.3. Схема круговорота ЕРН в системе литосфера (I) — гидросфера (II) — биосфера (III) — атмосфера (IV). Переход в результате радиоактивного распада ($\Rightarrow$); диффузионный и механический перенос с водой, газами ($\rightarrow$); ионы +; химические соединения $x\text{K}$, $x\text{U}$, $x\text{Th}$

^{40}K является одним из главных ЕРН в почвах, водах, донных отложениях и в биологических объектах. Это один из важных биологических элементов.

В почве калий содержится преимущественно в виде оксида в неорганической фракции и в почвенном растворе — в виде солей. В биомассу на земной поверхности поступает преимущественно в растворимой форме через корневую систему и распределяется в живых организмах равномерно.

В водные экосистемы поступает из горных пород и почв в растворимой ионной форме и благодаря хорошей растворимости весьма однородно распределяется в толще вод. Его концентрация мало изменяется под действием химических и биологических факторов. Содержание ^{40}K в донных отложениях в 2–20 раз выше, чем в воде водоемов. Это результат того, что некоторые ионы калия адсорбируются взвешенными частицами, с которыми ^{40}K осаждается на дно водоема.

Процессы миграции радионуклидов семейств ^{238}U и ^{232}Th существенно более сложные из-за многообразия участвующих в них радиоактивных элементов. В отличие от материнских ^{238}U и ^{232}Th продукты их распада в результате разрушения минералов при радиоактивном распаде концентрируются в зоне нарушений и в

капиллярах минерала, что облегчает их выщелачивание из них и переход в подземные воды. Интенсивность миграции этих радионуклидов из горных пород (выноса и перехода в другие среды) зависит как от степени их разрушения, так и состава растворов.

^{238}U (уран-238) (99,28%), $T_{1/2} = 4,51 \cdot 10^9$ лет. Другие радионуклиды урана ^{235}U (0,71%) и ^{233}U (0,006%) в радиоэкологии практически не играют роли. Среди продуктов распада ^{238}U имеют значение ^{234}U , $T_{1/2} = 2,47 \cdot 10^5$ лет; ^{230}Th , $T_{1/2} = 8 \cdot 10^4$ лет; ^{226}Ra , $T_{1/2} = 1\,602$ года; ^{222}Rn , $T_{1/2} = 3,825$ дн.; ^{210}Bi , $T_{1/2} = 5,01$ сут; ^{210}Po , $T_{1/2} = 138,4$ сут и ^{210}Pb , $T_{1/2} = 21$ год.

Уран отличается высокой реакционной способностью и образует большое число соединений, в которых проявляется степень окисления +3, +4, +5 и +6. Из них наиболее распространены соединения урана со степенью окисления +6, хорошо растворимые в природных условиях. Это способствует выщелачиванию урана из ураноносных пород, его переносу и переотложению, выносу в водоемы. С другой стороны, наиболее устойчивые в природных условиях соединения урана со степенью окисления +4, которые характерны для восстановительной, бедной кислородом геологической среды. Соединения U^{+3} и U^{+5} могут быть получены только в лабораторных условиях.

Уран содержится в нескольких десятках минералов. Наивысшие содержания среди горных пород имеют первичные вулканические породы (гранит) и некоторые осадочные породы, образовавшиеся из первичных благодаря их разрушению и выщелачиванию из них урана.

Характер и способность к миграции урана определяются способностью U^{+6} участвовать в окислительно-восстановительных реакциях, присутствием в поровых растворах и жидких включениях водорастворимостью соединений со степенью окисления +6. Существенную роль играет также процесс окисления $\text{U}^{+4} \rightarrow \text{U}^{+6}$ в присутствии кислорода и при радиоактивном распаде.

В результате выветривания и выноса с подземными водами уран переходит в наземные воды (в водоемы) и к поверхности Земли (поступает в биомассу). Содержание урана в поверхностных водах (реках, озерах) обусловлено региональными различиями его содержания в горных породах, интенсивностью процессов выветривания и многообразием форм их нахождения в воде. Вариации содержаний урана в речных водах достигают трех порядков величины.

В моря и океаны уран попадает, в основном, в результате выветривания горных пород, стоков с земной поверхности с

обломочным и растворимым материалом, в меньшей степени при абразии берегов, с поднятой в атмосферу пылью, а также в результате вулканической активности. Содержание урана в морской воде в ~1000 раз меньше, чем в первичных горных породах.

Миграция урана в природных водах может происходить:

- в форме положительно заряженных катионов, например (UO_2OH^+);
- в форме отрицательно заряженных анионов — уранилкарбонатных комплексов, например $[(\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2]^{2-}$;
- в сформированном состоянии из донной механической взвеси и коллоидах.

Соотношения этих форм в природных водах очень сильно варьируют.

При характерных для морской воды условиях уран в ней находится в ионно-дисперсном состоянии в виде прочного уранилкарбонатного комплекса. Для других природных вод возможно существование урана в форме продуктов гидролиза, способных адсорбироваться на взвешенных частицах и с ними выводиться в донные осадки. Перенос же урана в составе взвешенного терригенного вещества ограничен прибрежными зонами.

Перенос урана в водной толще в силу хорошей растворимости его соединений происходит преимущественно под действием гидрологических факторов. Время пребывания его в водоемах очень велико (в океане — $5 \cdot 10^5$ лет), а распределение в водной толще однородное.

Отклонения от средних содержаний урана в водах существенно во внутренних и замкнутых водоемах. Они вызываются, в частности, климатическими условиями.

Способность урана к участию в осадкообразовании резко ограничена высокой устойчивостью карбонатного комплекса в воде и недонасыщением воды соединениями урана. Нет условий ни для непосредственного осаждения урана в виде его гидрата, ни для адсорбционных накоплений его в осадках. Повышенное содержание урана в некоторых осадках связано главным образом с некоторыми органическими материалами.

Отношение удельных активностей урана в воде и в донных отложениях океана составляет ~2,0.

В живые организмы уран поступает преимущественно в растворенном виде и существенно зависит от его валентности. Накапливается уран в основном в мягких тканях. Существенной роли уран и продукты его распада в обмене веществ у живых организмов не играют.

^{226}Ra (радий-226), $T_{1/2} = 1602$ года. Широко распространен в природе и является одним из основных источников естественного радиационного фона.

Радий химически подобен барию, имеет валентность 2. Растворимые соединения радия в воде — хлорид, нитрат, бромид, сульфид; нерастворимые — карбонат, сульфат, иодат и оксалат.

Содержится практически во всех объектах окружающей среды.

Независимо от химической формы при поступлении в живые организмы депонируется (накапливается) в костных тканях. Хорошо усваивается растениями и через них может поступать в организмы животных.

В донных отложениях морей (глубоководных) содержание радия существенно выше, чем в горных породах. Избыток радия имеет место и по отношению к воде. Вероятно это результат его соосложения и седиментации с гидроксидами железа и марганца ^{230}Th (материнского для ^{226}Ra). Часть ^{226}Ra может поступать в осадки и при прямом адсорбационном захвате его на взвешенных частицах.

^{222}Rn (радон-222), $T_{1/2} = 3,825$ дн.

Радиоактивный благородный (химически инертный) газ с плотностью $0,00973 \text{ г/см}^3$ при 0°C . Точка плавления -71°C , точка кипения $-61,8^\circ\text{C}$. Растворимость в воде $0,25 \text{ мл/1 мл H}_2\text{O}$ и уменьшается с повышением температуры. Растворим также во многих органических растворителях (сероуглероде, хлороформе, этиловом эфире, ксилоле, толуоле и др.).

Источником поступления ^{222}Rn в окружающую среду является ^{226}Ra , содержащийся в горных породах (первичный источник), а также ^{226}Rn и ^{222}Rn , содержащиеся в почвах, подземных водах, поверхностных водах и донных отложениях, наземных и водных растениях, а также вулканическая активность.

Основной путь переноса радона — из горных пород по трещинам с газовой фазой и с водой к поверхности Земли через почву, в которой может содержаться в значительном количестве в почвенном воздухе. Скорость энгаляции ^{222}Rn с земной поверхности и содержание его в приземном слое воздуха зависят не только от его содержания в почвенном воздухе, но и от многих других факторов. По этим причинам содержание радона в воздухе испытывает сложные временные вариации.

Содержание радона в природных водах в целом снижается от подземных и грунтовых вод к поверхностным. Особенно низкое его содержание в воде морей и океанов. Отсюда — низкое его содержание в воздухе над океаном.

В воздухе резко нарушается радиоактивное равновесие радона и продуктов его распада. При радиоактивном распаде ^{222}Rn продукты его распада приобретают электрический заряд и соответственно способность присоединяться к аэрозольным частицам и с ними перемещаться (в том числе и в процессе диффузии) и осажаться. Это приводит к сдвигу равновесия между радоном и продуктами его распада.

Кроме естественных источников радона в настоящее время существуют многочисленные антропогенные, связанные с различными технологиями использования природных ресурсов (минерального сырья, органического топлива, подземных вод и т. д.).

Основной путь поступления радона в организмы — ингаляционный (при дыхании), а главное радиационное воздействие связано с дочерними продуктами распада радона. Вторичными путями поступления радона являются вода и распад радия, инкорпорированного в организм.

^{210}Pb (свинец-210), $T_{1/2} = 21$ год.

Химические свойства ^{210}Pb подобны свойствам стабильного свинца. При миграции сопровождает радон, однако даже в воздушной среде поведение ^{210}Pb (как и других продуктов распада радона) отличается от поведения радона (см. выше). Если газообразный радон перемещается в атмосферном воздухе на большие расстояния, то продукты его распада (в т. ч. и ^{210}Pb) практически полностью и довольно быстро выпадают на земную поверхность с полевыми частицами, аэрозолями и атмосферными осадками. Продолжительность пребывания ^{210}Pb в воздухе зависит от устойчивости и времени пребывания в воздухе этих носителей (около 20–40 сут). Благодаря большому периоду полураспада ^{210}Pb при определенных условиях он может быть перенесен на большие расстояния.

На земной поверхности ^{210}Pb вместе с носителями задерживается не только на почве, но и на растительности, может попасть в поверхностные воды. К поверхности Земли выносятся также вместе с радоном из почвенного воздуха.

В природных водах (нейтральных и щелочных) переносится в основном в виде твердой взвеси и коллоидных частиц, и только в кислых средах возможен перенос в растворенном виде.

Основной путь загрязнения растительности ^{210}Pb — непосредственное отложение его на поверхности наземных частей растений с аэрозолями (~85%), другой путь загрязнения — переход в растение через корневую систему из почвы — менее значим (~15%). ^{210}Pb хорошо усваивается растительными организмами. Имеется

корреляция содержания ^{210}Pb в поверхностном слое почвы с биомассой растения.

Из содержащегося в воде ^{210}Pb значительная часть концентрируется в водных живых организмах (коэффициент концентрирования ^{210}Pb из морской воды $\sim 10^4$).

В организме животных депонируется преимущественно в костной ткани.

^{210}Bi (висмут-210), $T_{1/2} = 5,01$ сут.

^{210}Po (полоний-210), $T_{1/2} = 138,4$ сут.

По физическим и химическим свойствам подобны химическим элементам висмуту и свинцу. Основные валентности: II, IV и VI. Хорошо адсорбируют на различных материалах, особенно на металлах. Образуют коллоидные гидроксиды или основные соли в щелочных и нейтральных средах.

В объектах экосферы содержание определяется преимущественно распадом их долгоживущего радионуклида — в основном ^{210}Pb .

Содержание ^{210}Po в атмосферных осадках составляет 4–30 Бк/л, в воде озерных водоемов в 10–100 раз меньше. В почве его содержание варьирует в пределах 75–220 Бк/кг в зависимости от типа почвы.

В живые организмы ^{210}Bi и ^{210}Po поступают как за счет распада содержащихся в них ^{210}Pb , так и частично за счет питания (с белками и минеральными солями) и при дыхании. Почти одинаково концентрируются в костных и мягких тканях.

^{232}Th (торий-232), $T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$ лет.

Среди продуктов распада долгоживущими являются радионуклиды ^{228}Ra ($T_{1/2} = 5,8$ года); ^{228}Th ($T_{1/2} = 1,1$ года); ^{224}Ra ($T_{1/2} = 364$ сут) и ^{212}Pb ($T_{1/2} = 10,64$ ч). Продуктами распада ^{224}Ra является короткоживущий радиоактивный газ торон ^{220}Tn с $T_{1/2} = 54,5$ с. В природных условиях в большинстве случаев в ряду ^{232}Th имеет место радиоактивное равновесие.

Торий химически активен. Основная валентность IV. В природных условиях представлен оксидами, силикатами, фосфатами, карбонатами, фторидами. Известно несколько десятков минералов тория, главными из которых являются монацит, торит, уратоторит, торинанит. Почти все минералы тория содержат уран. Обычно минералы тория (циркон, пирохлор и др.) образуют прибрежные (морские и шельфовые) россыпные месторождения.

Интенсивность выноса тория из коры выветриванием и миграционная способность его в водной среде существенно меньше,

чем у урана, и не зависят от окислительно-восстановительных условий среды. Геохимические свойства тория резко отличны от таковых для урана. Это связано с тем, что наиболее распространенные минералы тория (монацит и циркон) чрезвычайно склонны к химическому разложению и торий сохраняется преимущественно в осадочных минералах. Основная часть тория мигрирует с крупным обломочным (терригенным) материалом. Из-за склонности к гидролизу и адсорбции на взвешенных частицах и коллоидах значительная часть тория осаждается из водной толщи в виде взвеси и коллоидов, причем сохраняет эти формы в водоемах вплоть до осадения на дно.

В целом из-за указанных выше свойств миграционная способность тория в природных водах сильно ограничена. Пространственное распределение его в водоемах более неравномерно, чем урана, а время пребывания относительно мало и соизмеримо со временем общего круговорота вод в водоеме (для океана <300 лет).

В отличие от урана, содержание которого в воде в 2 раза больше, чем в донных отложениях, содержание тория в донных осадках ~ в $4 \cdot 10^3$ раз больше, чем в воде. Его содержание в воде меньше, чем урана, в $1,2 \cdot 10^3$ раз, в то время как в донных отложениях — только в 6,6 раза.

Характерен и тот факт, что содержание ^{232}Th в донных отложениях близко к таковому для континентальных горных пород.

В живых организмах соли тория подвергаются гидролизу с образованием труднорастворимого гидроксида, который образует прочные комплексы с белками, аминокислотами и органическими кислотами. Очень мелкие частицы могут адсорбироваться на поверхности клеток мягких тканей. Может в существенной мере депонироваться в костной ткани.

5.3. Свойства и процессы переноса искусственных радионуклидов при ядерных взрывах

Среди более 300 радионуклидов — продуктов ядерных взрывов наибольшее значение для радиоэкологии имеют радионуклиды — продукты реакций синтеза и деления — ^3H , $^{84,90}\text{Si}$, ^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{103,106}\text{Ru}$, ^{131}J , ^{137}Cs , ^{140}Ba , $^{141,144}\text{Ce}$, ^{144}Pr , ^{147}Pm , продукты реакций активации — ^{14}C , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{65}Zn , $^{238-241}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Все они вносят вклад в облучение населения и окружающей среды, проникая в них разнообразными путями от места образования (атмосфера, океан, почвогрунты). К 1990 г. большая часть дозы от относительно короткоживущих радионуклидов (^{95}Zr , ^{106}Ru ,

^{131}J , ^{144}Ce и др.) была уже сформирована, а значительная часть дозы от ^{90}Sn и ^{131}Cs сформировалась к 2000 г.

Размер частиц, радионуклидный и химический состав, структура и другие свойства веществ, образованных при ядерных взрывах, зависят от многих факторов — мощности и типа взрыва, механизма его поведения, а также состава и других свойств среды, в которой проведен взрыв.

Формы образования ИРН при ядерных взрывах существенно зависят от их температур кипения (испарения). Из-за малого весового содержания продукты ЯВ в большинстве случаев не образуют самостоятельных частиц, а захватываются твердой фазой вещества огненного шара в процессе его конденсации. Они либо входят в состав этой фазы, либо адсорбируют на аэрозолях. При остывании огненного шара раньше всего начинают конденсироваться тугоплавкие химические элементы с наибольшими температурами кипения. Сюда относятся в первую очередь продукты активации (радионуклиды металлов) элементов конструкции. Они образуются, как правило, в виде довольно крупных сплавленных частиц и различных оксидов, прочно и однородно фиксирующихся в сплавленный агломерат. Сюда следует также отнести довольно крупные фрагменты — так называемые «горячие частицы». Это сферической или овальной формы образования, не растворимые в воде и малорастворимые в минеральных кислотах, имеющие высокую радиоактивность. В основном в них содержатся ИРН в виде оксидов, которые быстрее конденсируются из-за высоких температур кипения. Размер частиц от 0,1 до 70 мкм, активность частиц от единиц Бк до $\sim 10^3$ Бк, причем активность тем больше, чем больше размер частиц. В них обнаруживаются элементы Fe, Al, Ca, Si, а также Ti, Mn и другие.

При постепенном снижении температуры газовой фазы ЯВ ИРН могут входить в состав других химических соединений в результате взаимодействия с содержащимися в атмосфере парами воды, CO_2 , SO_4^{2-} , NO_3^- , F^- , Cl^- , Ca^{2+} , SiO_2 , металлами и органическим веществом. Образуются карбонаты, сульфиды, оксиды.

Образующиеся при ядерных взрывах аэрозоли обогащены радионуклидами — продуктами деления и ^3H , который имеет наименьшую температуру конденсации паров и поэтому интенсивно поднимается с горячим воздухом на большую высоту, далеко распространяется от места взрыва и выпадает с осадками не сразу.

Дальнейший перенос ИРН от места ЯВ во многом зависит от температуры конденсации (чем она ниже, тем дальше они распространяются в атмосфере), от состава и свойств веществ — носителей ИРН в атмосфере.

Частицы достаточно большой массы распространяются в атмосфере на относительно небольшие расстояния (~100 м). Аэрозоли и чрезвычайно малые частицы выбрасываются в тропосферу и с воздушными потоками распространяются в глобальном масштабе. Среднее время пребывания в тропосфере связанных с ними ИРН ~30 часов.

Часть ИРН и самих тонкодисперсных частиц попадает в стратосферу, распределяется в ней довольно равномерно при перемешивании воздушных потоков и может переноситься из одного полушария в другое. Среднее время пребывания таких частиц в стратосфере ~2 года.

Каждая из этих групп частиц выпадает на земную поверхность по-разному. В составе первой группы частиц достаточно большой массы в ближней к месту взрыва зоне выпадают преимущественно фрагменты ядерного заряда и элементов конструкции и с ними радионуклиды ядерного заряда и радионуклиды — продукты активации. На больших расстояниях от места взрыва выпадают частицы второй группы и с ними долгоживущие ИРН, такие как ^{90}Sr , ^{131}J , ^{140}Ba . В глобальном масштабе с частицами третьей группы выпадают на земную поверхность ^3H , ^{14}C , ^{90}Si , ^{137}Cs и радионуклиды плутония.

Различают две основные формы ИРН — *водорастворимую* (ионную) и *нерастворимую* (сплавленные частицы, коллоиды и др.). Соотношение между ними зависит от условий проводимого ЯВ, от физико-химических свойств ИРН и их носителей. Так, в выпадениях, содержащих высокие концентрации SO_4^{2-} , увеличена доля ИРН в виде нерастворимых сульфатов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce и др.).

В зависимости от указанных свойств содержания ИРН в нерастворимой фракции выпадение увеличивается в ряду $^{90}\text{Sr} < ^{137}\text{Cs} < ^{95}\text{Nb} < ^{144}\text{Ce}$ в ориентировочном соотношении 18:47:56:84. Это соотношение частично варьирует в зависимости от типа выпадения (осадки, снег, сухие выпадения), их химического состава и запыленности атмосферы.

От формы ИРН в растворимой фракции выпадения существенно зависит поведение их в водной среде, почвах и живых организмах. Водорастворимое состояние ИРН может быть катионным, анионным и нейтральным. Преобладающей формой в выпадениях 60-х гг. была катионная (для основных ИРН от 50 до 100%), которая представлена такими соединениями как хлориды, нитраты (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce), бикарбонаты (^{90}Sr), сульфаты (^{137}Cs). Доля анионной и нейтральной форм составляла в выпадениях от 0 до 54%, причем относительная доля ИРН в этой форме

увеличивается в ряду $^{90}\text{Sr} < ^{137}\text{Cs} < ^{144}\text{Ce}$. Это, как правило, различные неорганические и органические комплексные соединения радионуклидов.

Большая часть радионуклидов — продуктов ЯВ, содержащихся в аэрозольной форме, способны вовлекаться в обменные процессы в биосфере, в том числе в водной среде, в почве, биологических объектах.

Свойства основных ИРН — продуктов ЯВ приведены ниже. Свойства ^3H и ^{14}C космогенного происхождения были рассмотрены ранее (см. § 5.1). После термоядерных взрывов 60-х гг. содержание ^3H в атмосфере увеличилось в десятки и сотни раз. Снижение его содержания в атмосфере после этого происходило за счет радиоактивного распада и атмосферных выпадений по экспоненциальному закону с периодом полураспада $\sim 1,2$ года. На содержание ^3H в атмосфере в значительной мере влияет также его вторичное поступление с земной поверхности в результате испарения.

^{90}Sr (стронций-90), $T_{1/2} = 28,6$ года; чистый β -излучатель.

По химическим свойствам аналогичен кальцию, валентность II. В атмосфере при ядерных взрывах образуется в виде оксида, гидроксида, солей (карбонаты, нитраты и сульфаты).

Выпадает из атмосферы практически полностью в водорастворимой форме (30–90%), причем наименьшая растворимость имеет место при ЯВ в атмосфере, наибольшая — при выпадениях от ЯВ у поверхности Земли. Растворимость ^{90}Sr твердой фазы осадков и сухих выпадений соответственно 5–6 и 12%.

Хорошая растворимость ^{90}Sr в выпадениях, видимо, вызвана взаимодействием образующего при ЯВ оксида стронция с углекислотой и парами воды в атмосфере, в результате чего образуются гидроксид, карбонат и бикарбонат стронция.

Часть ^{90}Sr при ЯВ фиксируется в составе силикатных конгломератов (при мощных ЯВ у поверхности Земли и достаточном времени для конденсации паров в огненном шаре).

Со временем доля растворимых форм ^{90}Sr в выпадениях увеличивается вплоть до полного исчезновения твердой фазы.

Значительная часть ^{90}Sr в выпадениях (до 85%) находится в катионной форме и способна к быстрому обмену с окружающей средой. Этим и объясняется значительное его распространение в окружающей среде.

При попадании в воду ^{90}Sr распределяется между водой и взвешенным веществом с коэффициентом накопления около 100. Так, в морской воде ^{90}Sr на 85–90% содержится в ионной форме в самой воде, $\sim$ на 10% — на взвесах и $\sim$ на 3% — в коллоидной

форме. Почти не концентрируется в водорослях, накопления в донных отложениях незначительные. В почвах отличается хорошей растворимостью и высокой подвижностью и в обменных формах содержится в почвенном растворе. Из-за химического сродства с биологически важным элементом (кальцием) и связанной с этим способностью интенсивно поглощаться растениями и откладываться в костной ткани животных и человека независимо от путей поступления ^{90}Sr является одним из наиболее важных для радиоэкологии радионуклидов. Кроме того, у ^{90}Sr значительный период полураспада, большой выход в акте деления (2–6%), высокая растворимость и скорость миграции.

^{137}Cs (цезий-137), $T_{1/2} = 30,1$ года.

По химическим свойствам аналогичен калию, валентность I.

При ЯВ образуется в виде хорошо растворимых в воде оксидов и солей (карбонатов, нитратов и сульфатов). В глобальных выпадениях в водорастворимой фракции содержится до 70% ^{137}Cs , в нерастворимой — ~23%. В твердой фазе атмосферных осадков и в сухих выпадениях растворимость ^{137}Cs составляет 43 и 88% соответственно.

Большая часть (до 60%) ^{137}Cs находится в катионной форме.

При попадании в водную среду ^{137}Cs глобального происхождения его активность распределяется между водной фазой и взвесью, причем коэффициент накопления на взвеси около 500. В морской воде ~70% ^{137}Cs находится в ионной форме, ~23% — в адсорбированном состоянии на взвешах и ~7% — в коллоидной форме.

Слабо удерживается в воде и не накапливается в гидробионтах (коэффициент накопления $\ll 1$), но хорошо сорбируется донными отложениями.

В больших или меньших количествах ^{137}Cs содержится практически во всех объектах внешней среды. В живых организмах концентрируется преимущественно в мягких тканях.

^{41}Y , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{103}Rh , ^{106}Rn , ^{131}J , ^{140}Ba и другие.

Эти радионуклиды, как и другие продукты деления, образующиеся при ЯВ в результате взаимодействия с кислородом, азотом, углекислотой и влагой, образуют оксиды, гидроксиды и простые соли. Так, ^{41}Y образует Y_2O_3 , $\text{Y}(\text{OH})_2$, $\text{Y}_2(\text{CO}_3)_2$ и др., а ^{95}Zr — ZrO_2 , $\text{Zr}(\text{OH})_4$, $\text{ZrO}(\text{NO}_3)_2$, ZrOCO_3 , $\text{Zr}(\text{SO}_4)_2$, ZrOCl_2 .

Первичные частицы могут стать центром конденсации или войти в состав более крупных частиц. В глобальных выпадениях соотношение растворимой и нерастворимой фракций для этих

радионуклидов различно. Типичным примером являются выпадения ^{95}Zr , в которых 29% находится в растворимой, а 68% — в нерастворимой фракции.

Особым случаем является ^{131}J . Химическая форма его существования в атмосфере во многом определяется температурой, окислительным или восстановительным состоянием атмосферы, свойствами контактирующих с ним материалов. При наличии водяных паров он может быть в молекулярной форме (адсорбируется на ядрах конденсации — аэрозолях). Крупные аэрозольные частицы осаждаются в районе ЯВ. Небольшая часть ^{131}J реагирует с органическим веществом и образует органические иодиды.

При переходе радионуклидов в водную среду они могут адсорбироваться на взвешях, находиться в ионной или коллоидной формах. Коэффициенты концентрирования радионуклидов на взвешях очень высокие (для радионуклидов циркония и рутения $\sim 10^4$). В общем эта группа радионуклидов на 95–100% находится в воде в адсорбированном на взвешях состоянии и лишь на 3–5% — в коллоидной форме (входит в их состав или адсорбируется на них).

^{131}J в водной среде находится преимущественно (~на 90%) в ионной форме и лишь ~ на 8% — в коллоидной.

Некоторые радионуклиды этой группы могут находиться в различных формах в соизмеримых долях. Так, ^{132}Te на 43–45% находится в ионной и коллоидной формах и ~ на 12% — в адсорбированном на взвешях состоянии.

^{131}J как аналог биологически активного стабильного йода обладает высокой миграционной способностью. В организмы поступает через их поверхности или через органы дыхания, концентрируется во многих водных растениях.

^{140}La , ^{143}Pr , ^{144}Ce , ^{142}Pm и другие.

Эти радионуклиды редкоземельных элементов образуют при ЯВ, как и многие другие, оксиды и простые соли. Так, радионуклиды церия образуют CeO_2 , Ce_2O_3 , $\text{Ce}(\text{NO}_3)_3$, CeCl_3 и другие соединения. Наиболее характерная форма существования ^{144}Ce — CeO_2 .

В выпадениях ^{144}Ce содержится почти одинаково в растворимой фракции (~42%) и нерастворимой (~51% и более). В твердой фракции осадков и сухих выпадениях растворимость ^{144}Ce высокая — соответственно 73 и 95%. Большая часть этого радионуклида в выпадениях находится в ионной форме.

При переходе в водную среду ИРН редкоземельных элементов фиксируются преимущественно (до 75%) на взвешях в адсорбированном состоянии и лишь небольшие части находятся в ионной

(~2%) и коллоидной (~4%) формах. Коэффициент накопления на взвеси ^{144}Ce около 7 000.

^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{56}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn .

Эти и другие продукты активации образуются при ЯВ как правило, в виде относительно крупных сплавленных частиц, различных оксидов, которые прочно фиксируют эти радионуклиды. Основная валентность II и III. Кроме оксидов и гидроксидов могут образовывать соли, например хлориды.

Играют исключительно важную роль в жизни организмов, особенно водных. Для этих радионуклидов характерны большие величины коэффициентов накопления (~ 10^4) в морских организмах, поэтому они играют существенную роль в радиоэкологии водных экосистем.

Физико-химические состояния и формы нахождения этих радионуклидов в природных условиях очень разнообразны. Особую роль играет их способность образовывать сложные координационные комплексы со многими органическими функциональными группами.

Имеются данные о миграции этих радионуклидов в водных экосистемах. В водной среде легко адсорбируются на взвесах. Распределение этих радионуклидов между фракциями (растворимой, адсорбированной и коллоидной) сильно варьирует в зависимости от условий. Для радионуклидов железа и марганца формы их существования и поведения в морской воде обусловлены присутствием в ней этих элементов.

Так, ^{51}Cr мигрирует в речных и морских водах в виде ионов Cr^{3+} , CrO_4^{2-} , HCrO_4^- , гидроксида $\text{Cr}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, а также в составе взвесей и планктонных организмов. Во взвешенном состоянии обнаруживается ~25% ^{51}Cr .

Радионуклид ^{60}Co прочно связывается с донными отложениями, содержание его в воде очень мало (меньше, чем ^{137}Cs), слабо накапливается в гидробионтах (коэффициент накопления <1).

Из-за высоких коэффициентов накопления в водных организмах радионуклиды этой группы содержатся в значительных количествах, особенно в зонах «цветения» фитопланктона, где биомасса достигает $> 10 \text{ г/м}^3$.

^{238}Pu (плутоний-238), $T_{1/2} = 87,44$ года; ^{239}Pu , $T_{1/2} = 24\,110$ лет; ^{240}Pu , $T_{1/2} = 6\,530$ лет; ^{241}Pu , $T_{1/2} =$; ^{241}Am (америций-241), $T_{1/2} = 432,2$ года.

Все эти радионуклиды являются α -излучателями.

При ядерных взрывах наибольшие выходы имеют ^{234}Pu (84–94%) и ^{240}Pu (6–15%), меньший выход ^{241}Pu (0,3–1,1%)

и продукт его распада ^{241}Am . Они являются особенно опасными продуктами ядерных взрывов как в силу больших периодов полураспада, так и токсических свойств при поступлении в организм через органы дыхания.

На земную поверхность поступают в виде так называемых «горячих» частиц — достаточно крупных фрагментов ядерного взрывного устройства. Эти частицы почти нерастворимы в воде и только по мере разложения переходят в подвижное состояние.

Состояния в почвах радионуклидов трансурановых элементов самые различные, в том числе водорастворимые (обменное и подвижное).

5.4. Свойства и процессы переноса искусственных радионуклидов в ядерном топливном цикле

В ядерном топливном цикле (ЯТЦ) искусственные радионуклиды (ИРН) нарабатываются в ядерных реакторах АЭС и выбрасываются в окружающую среду как АЭС (~4% в общем загрязнении от ЯТЦ), так и заводами по переработке ядерного топлива (~96% в общем загрязнении от ЯТЦ).

Выбросы и сбросы ЯТЦ, как правило, организованные и контролируемые. Так, газоаэрозольные выбросы АЭС после очистки выводятся через высотные (100–150 м) вентиляционные трубы, что обеспечивает лучшие условия для их рассеяния в атмосфере со снижением концентрации ИРН в приземном слое воздуха. При нормальной эксплуатации технические меры обеспечивают высокие коэффициенты удержания ИРН, образующихся в активной зоне и в теплоносителе. Технические и технологические меры удержания ИРН на АЭС непрерывно совершенствуются.

Типичный радионуклидный состав основных выбросов и сбросов ИРН реакторов типа ВВЭР в расчете 1 ГВт (эл.)/год таков:

Таблица 5.1

Выбросы в атмосферу, ТБк		Сбросы в гидросферу, ТБк	
^3H	7,4	^3H	5,0
^{14}C	0,5	ГД ПА	$1,8 \cdot 10^{-2}$
РБГ	110–280		
^{131}I	$7,4 \cdot 10^{-4}$ – $9,2 \cdot 10^{-2}$		

Долгоживущие радионуклиды в составе аэрозолей выбрасываются в количестве $3,7 \cdot 10^{-4}$ – $1,1 \cdot 10^{-3}$ ТБк.

Качественный состав выбросов и сбросов предприятий ЯТЦ очень близок к таковому при ядерных взрывах, но количественные соотношения активностей различных радионуклидов и химические формы существенно другие и различаются даже для предприятий ЯТЦ. Причины этих различий рассмотрены в главе 4.

Типичный радионуклидный состав основных выбросов и сбросов регенерационного завода в расчете на 1 ГВт (эл.)/год таков.

Таблица 5.2

Выбросы в атмосферу, ТБк		Сброс в гидросферу, ТБк	
^3H	$2,9 \cdot 10^4$	^3H	92
^{14}C	29,6		
^{85}Kr	$5,9 \cdot 10^5$		
^{131}I	$2,9 \cdot 10^{-2}$		
ТУЭ	$1,5 \cdot 10^{-4}$		

Накопление ИРН в активной зоне и теплоносителе ядерного реактора продолжается много месяцев. За это время активность короткоживущих радионуклидов продолжает расти и, соответственно, возрастает их доля в общей активности ИРН. Абсолютные величины выбросов и сбросов отдельных радионуклидов зависят от технологической схемы АЭС (типов реакторов), от состояния его активной зоны, герметичности основного оборудования, продолжительности работы от начала кампании, принятых схем очистки (задержки и фильтрации).

В газоаэрозольных выбросах АЭС значимыми принято считать ^3H , ^{14}C , РБГ, радионуклиды йода и долгоживущие радионуклиды, а в жидких сбросах — ^3H , продукты деления и продукты активации.

На предприятия по переработке выгоревшее топливо поступает через значительное время после выгрузки из активной зоны, выдержки на самой АЭС, транспортировки на предприятие и на самом предприятии (более чем 120 сут). Поэтому в выбросах и сбросах регенерационных заводов преобладают долгоживущие радионуклиды, имеющие глобальное значение: ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{129}I , $^{134,137}\text{Cs}$ и трансурановые элементы; при этом выбросы регенерационных заводов по этим радионуклидам составляют значительную долю общих выбросов предприятий ЯТЦ: 99% выбросов ^3H , ^{85}Kr , ^{129}I , 70–80% выбросов ^{14}C .

Среди продуктов деления (ПД), нарабатываемых в активной зоне реактора из топливной композиции (UO_2), основными являются $^{89,90}\text{Sr}$, ^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{103,106}\text{Rh}$, $^{134,137}\text{Cs}$, ^{140}Ba , ^{140}La , ^{144}Ce , а также радиоактивные благородные газы (РБГ), в том числе ^{41}Ar , 9 радионуклидов криптона, 11 радионуклидов ксенона и 6 радионуклидов йода. Кроме того, в небольшом количестве выбрасывается ^{239}Np .

Эти радионуклиды накапливаются под оболочкой ТВЭЛов, могут химически взаимодействовать друг с другом и материалом оболочки, образуя различные соединения, например, йодиды (CsI , ZrI и др.), как летучие, так и менее летучие. Газообразные и легколетучие радионуклиды через неплотности в оболочке ТВЭЛов переходят в теплоноситель и с паром или с водой попадают в окружающую среду. Химические процессы продолжаются в теплоносителе и при дальнейшем прохождении радионуклидов через технологические среды и защитные барьеры вплоть до выхода в окружающую среду.

Среди продуктов активации (ПА) различаются продукты активации ядер собственно теплоносителя и продукты активации неосажденных, взвешенных частиц, находящихся в теплоносителе (продуктов коррозии материалов технологического контура). Основными ПА являются: ^3H , ^{14}C , ^{24}Na , ^{42}Kr , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{56}Mn , ^{59}Fe , $^{58,60}\text{Co}$, ^{65}Zr .

В ядерных реакторах в результате нейтронных реакций на ядрах топливной композиции нарабатываются трансурановые элементы: плутоний, нептуний, америций, кюрий.

Стартовой реакцией является реакция $^{238}\text{U}(n, \gamma)^{239}\text{U} \rightarrow ^{239}\text{Pu}$.

На 1 т исходного ядерного топлива нарабатывается за кампанию около 10 кг ^{239}Pu .

Радиоактивные отходы на самих АЭС и на заводах по регенерации отработанного ядерного топлива подвергаются сложной переработке, в результате которой их химический состав изменяется качественно и количественно, но всегда бывает очень сложным.

В продуктах переработки наиболее часто встречаются катионы Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , Cr^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , анионы SO_3^{2-} , SO_4^{2-} , NO_3^- и Cl^- , а также некоторые органические соединения. Так, при переработке ядерного топлива в жидкие РАО используется азотная кислота (отсюда присутствие в растворах азотнокислых солей Fe, Cr, Ni, нитратов урана и продуктов деления и др.). Извлечение ПД из солевых растворов осуществляется в основном осаждением их гидроксидами Fe и Al, карбонатом Ca, фосфатами Fe и Ca, сульфидом Fe, ферроцианидами тяжелых металлов. От-

сюда — сложность химического состава выбросов и сбросов предприятиями ЯТЦ.

Следует отметить, что сказанное выше относится к нормальной эксплуатации предприятий ЯТЦ. При авариях на АЭС, вероятность которых очень мала ($\sim 10^{-6}$), качественный и количественный состав выбросов ИРН существенно другой. Он зависит от характера разрушений активной зоны, мощности реактора, времени, прошедшего после последней перегрузки топлива. При серьезном разрушении активной зоны ядерного реактора в атмосферу может быть выброшено за 1 ч до 30% суммарной активности (т. е. $\sim 1,5\text{--}2,0 \cdot 10^9$ Ки). Это примерно в 250 раз меньше суммарной активности продуктов деления, образуемых при ЯВ мощностью 1 Мт.

Так как большинство ИРН образуются в активной зоне задолго до ее разрушения, то в аварийном выбросе содержание короткоживущих ИРН будет значительно ниже, чем при ЯВ. Отсюда — более медленный спад радиоактивного загрязнения от аварийного выброса, чем при ЯВ. Это иллюстрирует табл. 5.3, в которой представлен спад активности продуктов деления (в Ки) в зависимости от времени после ядерного взрыва мощностью 1000 Мт (числитель) и после останова реактора РБМК-1000 (знаменатель).

Таблица 5.3

Рад-д	1 ч	15 сут	3 мес.	1 год	10 лет
^{131}J	$5 \cdot 10^7 / 9 \cdot 10^7$	$1,25 \cdot 10^7 / 2,25 \cdot 10^7$	$5 \cdot 10^4 / 3 \cdot 10^4$		—
^{90}Sn	$1,7 \cdot 10^5 / 1 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^5 / 1 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^5 / 1 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^5 / 1 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^5 / 8 \cdot 10^6$
^{137}Cs	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^5 / 1,5 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^5 / 1,2 \cdot 10^7$
СИРН	$5 \cdot 10^{11} / 5,6 \cdot 10^9$	$7 \cdot 10^8 / 1,6 \cdot 10^9$	$9 \cdot 10^7 / 7 \cdot 10^8$	$9 \cdot 10^6 / 2,8 \cdot 10^8$	$3 \cdot 10^5 / 4,4 \cdot 10^7$

Таким образом, радиоактивное заражение после аварии на АЭС будет сохраняться дольше, чем при наземном ЯВ, но масштаб распространения (площадь зараженной поверхности) будет в десятки раз меньше (при небольшой высоте аварийного выброса). Правда, небольшая высота аварийного выброса считалась очевидной до аварии на ЧАЭС. В этой аварии первоначальная высота выброса достигла 1000–1 500 м, а сам выброс продолжался около

10 сут, причем динамика выброса оказалась сложной — менялись направление и скорость воздушных масс, переносивших радиоактивные частицы. Отсюда — огромные площади радиоактивного заражения и сложное пространственное распределение этого заражения. Суммарный выброс ИРН при аварии на ЧАЭС оценивался $\sim 5 \cdot 10^7$ Ки (около 3,5% ИРН, содержащихся в активной зоне к моменту аварии).

Необходимо отметить, что энергоблоки АЭС с водо-водяными реакторами снабжены дополнительным барьером безопасности — защитной оболочкой, которая удерживает внутри себя все радиоактивные продукты. Благодаря этому мощности аварий на таких энергоблоках будут существенно ниже. Так, при максимальной проектной аварии на реакторе ВВЭР-1000 выбросы в атмосферу увеличиваются всего в 4 раза по сравнению с выбросами при нормальной эксплуатации, а в случае запроектной аварии выбросы увеличиваются в 320 раз.

Ниже будут описаны свойства основных ИРН, связанных с выбросами и сбросами предприятий ЯТЦ. Некоторые из них уже были описаны в § 5.3. Для этих радионуклидов будут рассмотрены только свойства и процессы переноса, специфичные именно для ЯТЦ.

^3H (третий-3), $T_{1/2} = 12,3$ года.

В ядерном реакторе тритий образуется в результате тройного деления урана в топливной композиции; в результате (n, γ) -реакции на дейтерии, содержащемся в воде теплоносителя и образуемого в реакции $^1\text{H}(n, \gamma)\text{D}$; в результате различных реакций на ядрах бора и лития, содержащихся в теплоносителе (для борного регулирования и корректив водно-химического режима теплоносителя) или в стержнях регулирования:

1) $^{10}\text{B}(n, 2\alpha)^3\text{H}$;

2) $^6\text{Li}(n, \alpha)^3\text{H}$;

3) $^7\text{Li}(n, n'\alpha)^3\text{H}$.

Основной вклад (85%) в наработку трития дает первая реакция.

Выбрасывается в виде НТ и НТО. ^3H — один из основных радионуклидов, дающих вклад в дозу облучения от АЭС от выбросов его в атмосферу и в гидросферу. Типичный выброс ^3H от ВВЭР-1000 в атмосферу составляет 0,6 Ки/сут.

^3H относится к числу глобальных радионуклидов, влияющих на состояние атмосферы и гидросферы в глобальном масштабе. За 10 лет работы предприятий ЯТЦ среднемировые индивидуальные дозы облучения за счет выбросов ^3H возросли в 4 раза, а за счет сбросов в гидросферу — в 7 раз.

^{14}C (углерод-14), $T_{1/2} = 5\,570$ лет.

Образуется в ядерных реакторах в результате тройного деления урана в топливной композиции (5–10%) и в результате реакции активации нейтронами ядер ^{13}C , ^{14}N и ^{17}O (40–50%).

Из реакции активации 90% выхода ^{14}C дает реакция $^{17}\text{O}(n, \alpha)^{14}\text{C}$ и 10% — реакция $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$. Удельная активность ^{14}C в теплоносителе реакторов типа ВВЭР составляет $(1,5\text{--}10) \cdot 10^{-2}$ Бк/л, причем 60–70% его находится в виде углекислого газа и карбонитов, а 30–40% — в виде углерода, связанного с микрочастицами, взвешенными в воде теплоносителя.

В атмосферу ^{14}C поступает в виде различных соединений, в основном в виде CO_2 , частично — в виде CO и CH_4 . Различные типы водо-водяных реакторов дают различный химический состав выбросов ^{14}C . Выброс ^{14}C от энергетических реакторов составляет 30–40% фоновой (глобальной) загрязненности района АЭС этим радионуклидом.

^{14}C дает основной вклад в дозу облучения населения в районе АЭС (~70%). Относится к числу глобальных радионуклидов. За 10 лет работы предприятий ЯТЦ среднемировая индивидуальная доза облучения населения от выбросов ^{14}C возросла ~ в 10 раз.

^{85}Kr (криптон-85), $T_{1/2} = 10,7$ года.

Среди радиоактивных благородных газов (РБГ), выбрасываемых в атмосферу АЭС, ^{41}Ar , 9 радионуклидов криптона и 11 радионуклидов ксенона. Основными являются следующие:

Таблица 5.4

Радионуклид	$T_{1/2}$	Радионуклид	$T_{1/2}$
^{85m}Kr	4,4 ч	^{133}Xe	5,3 сут
^{85}Kr	10,7 мин	^{135m}Xe	15 лет
^{87}Kr	76 мин	^{135}Xe	9,2 ч
^{88}Kr	2,8 ч	^{138}Xe	17 мин

Большинство этих радионуклидов короткоживущие. Наибольшие вклады при делении в реакторах типа ВВЭР вносят ^{133}Xe (72,0%); ^{135}Xe (13,2%); ^{85}Kr (6,0%); ^{85m}Kr (5,4%); ^{87}Kr (1,0%); ^{88}Kr (2,2%) и ^{41}Ar (0,2%).

Из этих радионуклидов глобальное значение имеет только ^{85}Kr . Этот радионуклид имеет как космогенное, так и техногенное происхождение. Содержание космогенного ^{85}Kr со временем практически не изменяется. Выбросы техногенного ^{85}Kr

обусловлены главным образом предприятиями по переработке ядерного топлива. Из-за этого содержание ^{85}Kr в атмосфере медленно, но непрерывно растет по сравнению с ^{85}Kr космогенного происхождения.

За 20 лет (с 1964 по 1984 г.) среднее содержание ^{85}Kr в атмосферном воздухе Европы увеличилось с 0,24 до 0,85 Бк/м³ (при вариации содержания от 7 до 15 Бк/м³), а среднегодовой рост содержания ^{85}Kr составил ~ 0,01 Бк/м³. Во временной зависимости отмечено совпадение максимумов содержания ^{85}Kr и ^3H .

Выбросы ^{85}Kr от ВВЭР-1000 составили ~3,75 Ки/сут. Выбросы этого радионуклида от предприятий по переработке ядерного топлива значительно больше.

За счет выбросов ^{85}Kr предприятиями ЯТЦ за 10 лет средняя индивидуальная доза облучения на человека возросла в 10 раз.

^{129}J (иод-129), $T_{1/2} = 1,57 \cdot 10^7$ лет.

Наибольшие выходы при делении урана имеют короткоживущие радионуклиды йода. Так, на ВВЭР-1000 в выбросах преобладают радионуклиды ^{131}J , ^{133}J и ^{135}J (соответственно 60, 32 и 8%). Выброс ^{129}J очень мал. Выход его при делении урана ~0,9%. Однако из предприятий ЯТЦ наибольшие выбросы в окружающую среду ^{129}J дают заводы по переработке ядерного топлива. В целом ЯТЦ выбрасывают в окружающую среду около 2 т ^{129}J в год (к 2010 г. выброшено ~60 т ^{129}J).

Этот радионуклид имеет такие же химические и миграционные свойства, как и другие радионуклиды йода (см. выше), но в отличие от них он имеет очень большой период полураспада и глобальное значение. Он вступает в глобальный цикл природного йода, имеющий сложный характер с участием разнообразных химических форм. В выбросах ВВЭР ^{129}J , как и другие радионуклиды йода, проявляется в молекулярных, аэрозольных и органических формах в соотношении 1,5:1,0:1,1 соответственно. В органической форме основным соединением является йодистый литий (73%).

В элементарном виде йод оседает на поверхности растений со скоростью $5 \cdot 10^{-3}$ м/с. В органическом виде оседает с аэрозолями со скоростью $\sim 5 \cdot 10^{-5}$ м/с.

Радионуклиды йода имеют высокую миграционную способность из-за повышенной летучести, сложности химического поведения, многообразия водорастворимых форм, низких коэффициентов сорбции по отношению к наиболее распространенным минералам и почвам. Является одним из незаменимых биогенных

элементов, играющих важную роль в процессе обмена веществ. Особо высокие коэффициенты накопления радионуклидов йода имеют морские водоросли ($K = 200-500$), моллюски ($K = 10-70$) и рыба ($K = 10$). Коэффициент задержки радионуклидов йода наземной растительностью равен 0,2 (остальные 0,8 оседают на земную поверхность). С земной поверхности удаляются ветром, осадками и в результате возгонки.

^{129}J настолько опасен для глобальной радиоэкологии, что признан одним из основных кандидатов на уничтожение путем трансмутации.

Может в очень небольших количествах ($\sim 10^{-14}$ г на 1 г ^{127}J) образовываться в природных условиях (в литосфере и гидросфере) при спонтанном делении урана $\text{U}(3, f)$ и в результате реакций, вызванных нейтронами космического происхождения.

Среди других радионуклидов йода, выбрасываемых предприятиями ЯТЦ, к критическим относится ^{131}J (в воздухе и воде).

Продукты деления

^{137}Cs (цезий-137), $T_{1/2} = 30,1$ года.

Среди радионуклидов — продуктов деления в выбросах и сбросах АЭС наиболее часто рассматриваются ^{90}Sr , $^{134}, ^{137}\text{Cs}$, причем ^{134}Cs по существу не является прямым продуктом деления. В реакторах на тепловых нейтронах он образуется в результате нейтронной активации стабильного изотопа ^{133}Cs , который получается как конечный продукт цепочки распада продуктов деления с $A = 133$:

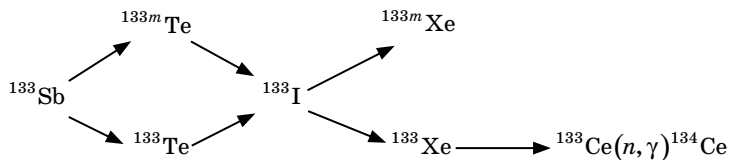


Рис. 5.4

Так же как и ^{137}Cs , радионуклид ^{134}Cs относится к числу критических для сбросов и выбросов АЭС в воздух, водоемы и почву. В глобальных выпадениях, в том числе черномыльских, ^{134}Cs уже нет из-за его относительно малого периода полураспада. В выбросах и сбросах заводов по переработке ядерного топлива его содержание может быть заметно выше, чем от АЭС.

Химические и миграционные свойства ^{134}Cs аналогичны таковым для ^{137}Cs . Так же как и ^{137}Cs , радионуклид ^{134}Cs распределяется почти во всех объектах экосферы. Так, в водоемах (например, в водоемах-охладителях АЭС) преимущественно накапливается в донных отложениях (~95%), значительно меньше остается его в воде (~5%) и совсем немного в гидробионтах (~0,1%).

В речных экосистемах коэффициент распределения радионуклидов цезия между донными отложениями и водой может достигать до 2 000.

Достаточно хорошо удерживается почвами, отдельными видами растений (особенно мхами и лишайниками). Соотношение активностей ^{134}Cs и ^{137}Cs существенно зависит от времени, прошедшего от момента выброса, — содержание ^{134}Cs снижается со временем с периодом полураспада $T_{1/2} \approx 2$ года.

Типичные загрязнения ^{40}Sr и ^{137}Cs объектов окружающей среды района расположения нормально действующей АЭС близки к таковым от глобальных выпадений и составили: ~ 10^{-7} Бк/л — для атмосферного воздуха; 10–250 Бк/кг ^{137}Cs и 1–10 Бк/кг ^{90}Sr — почвы; 0,5–15 Бк/кг — наземной растительности; от 0,01–0,04 Бк/л до 20 Бк/л — для воды; 10–60 Бк/кг ^{137}Cs и 2–4 Бк/кг ^{90}Sr — для донных отложений; от 0,001–0,0002 до 10 Бк/кг ^{90}Sr и от 0,004–0,08 до 75 Бк/кг ^{137}Cs — для гидробионтов. Выбросы и сбросы продуктов деления собственно от нормально действующей АЭС из-за их малости трудно выделить на фоне уже существующего глобального (фонового) загрязнения.

Продукты активации

Радионуклиды — продукты активации образуются на АЭС преимущественно в теплоносителе в результате нейтронных реакций на ядрах самого теплоносителя и на ядрах продуктов коррозии материалов технологического оборудования. Основными являются радионуклиды ^{51}Cr , ^{54}Mn , $^{58,60}\text{Co}$ и ^{65}Zn . Их ядерные и химические свойства, а также особенности миграции рассмотрены в § 5.3. В районе АЭС они обнаруживаются в атмосфере на уровне $(2\text{--}50) \cdot 10^{-9}$ Бк/л (^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{60}Co) и водных экосистемах: в воде на уровне $(1\text{--}30)$ Бк/л ($^{58,60}\text{Co}$). В водных экосистемах накапливаются преимущественно в донных отложениях (~98,6%), значительно меньше их в гидробионтах (~1,1%) и еще меньше — в воде (0,25–0,30%).

Коэффициент распределения продуктов активации между донными отложениями и водой может быть еще выше. Так, имеются данные, что ^{60}Co в речной экосистеме накапливается в донных отложениях относительно воды с коэффициентом 24 000.

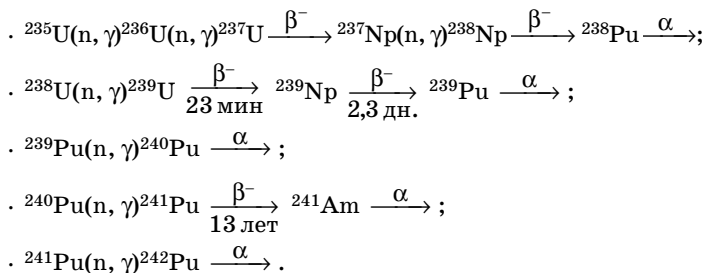
Трансурановые элементы (ТУЭ)

Таблица 5.5

Радионуклид	$T_{1/2}$, годы
^{238}Pu	87,44
^{239}Pu	24 110
^{240}Pu	6 530
^{241}Pu	15
^{241}Am	432,2

Все вышеуказанные радионуклиды претерпевают α -распад и все долгоживущие.

Трансурановые радионуклиды (элементы) образуются в результате последовательно повторяющихся актов захвата нейтронов (n, γ) и последующим β -распадом:



Здесь приведены только основные превращения, в результате которых образуются значимые для радиоэкологии радионуклиды.

С увеличением Z и A синтезируемого ядра его выход резко уменьшается. В отличие от ядерного взрыва, при котором синтез ТУЭ происходит за время (10^{-6} – 10^{-8}) с при очень высоком интегральном нейтронном потоке (до 10^{23} – 10^{23} нн/см²), в ядерном реакторе время синтеза может продолжаться в течение многих лет при меньшей интенсивности нейтронного потока. Наибольший выход имеет реакция 2; выход ^{239}Np и ^{239}Pu при плотности потока нейтронов в реакторе 10^{13} нейтрон/см² составляет 0,1 Ки/1 г U.

Реакция $^{238}\text{U}(n, \gamma) \text{}^{239}\text{U} \rightarrow \text{}^{239}\text{Np} \rightarrow \text{}^{239}\text{Pu}$ может происходить и в природных условиях под действием нейтронов спонтанного деления U(s, f) и нейтронов из (α, n) реакции на уране, содержащемся

в урановых рудах. Выход ядер ^{239}Pu в этом случае порядка $(0,4-15) \cdot 10^{-12}$ относительно содержания ядер ^{238}U в рудах.

Трансурановые элементы наиболее интенсивно нарабатываются в ядерных реакторах (в том числе и энергетических) и являются одним из самых ценных продуктов переработки выгоревшего ядерного топлива. Кроме ЯТЦ и ЯВ источником выбросов ТУЭ явилась авария на ЧАЭС.

Все трансурановые элементы химически очень активны. Характерная их особенность — способность образовывать соединения с водородом, азотом, кислородом, галогенами, а также комплексные соединения. Имеют степени окисления от +2 до +7.

Радионуклиды плутония имеют валентность от II до VII (II наименее характерна). В большинстве случаев они образуют нерастворимые соединения. Плутоний образует оксиды PuO (II), Pu_2O_3 (III), PuO_2 (IV) и фазы переменного состава от Pu_2O_3 до Pu_4O_7 . В водных растворах образуются ионы (от Pu^{3+} до Pu^{7+}), причем все ионы могут находиться в растворе одновременно (кроме Pu^{7+}). Они подвержены гидролизу (эта способность возрастает в ряду $\text{PuO} < \text{Pu}^{3+} < \text{PuO}_2^{2+} < \text{Pu}^{4+}$) и легко образуют комплексные соединения (эта способность увеличивается для различных ионов в ряду $\text{Pu}^{5+} > \text{Pu}^{6+} > \text{Pu}^{3+} > \text{Pu}^{4+}$).

Валентность ^{241}Am — от II до VII, причем наименее характерны II и VII, а устойчивые III, в твердом состоянии и в виде комплексов в растворе — IV. Оксиды: AmO (II), Am_2O_3 (III) и AmO_2 (IV). Образует нитрид AmN , сульфид Am_2S , а также металлоорганическое соединение $\text{Am}(\text{C}_5\text{H}_5)_3$. Америций образует растворимые соединения с галогенами (AmCl_2 , AmBr , AmJ_3), а также комплексные соединения с минеральными и органическими кислотами. В отличие от плутония соединения америция обладают большей растворимостью и, следовательно, большей миграционной способностью.

В степени окисления +3 свойства ТУЭ подобны свойствам лантаноидов, но обладают более выраженной способностью к комплексообразованию, которая она возрастает в ряду $\text{U} < \text{Np} < \text{Pu} \geq \text{Am}$. Соединения ТУЭ — (гидроксиды, фториды, иодиды, двойные сульфиды, фосфаты) — труднорастворимые.

В степени окисления +4 образуют оксиды, фториды, устойчивы в водных растворах (U , Np , Pu), образуют комплексы. Соединения ТУЭ — гидрооксиды, фториды, иодиды, фосфаты, карбонаты труднорастворимые. Сильные комплексообразователи (способность к комплексообразованию возрастает от U к Am).

В степени окисления +5 ТУЭ существуют в виде MeO_2^+ . Эта ионная форма определяет химические свойства — малую склонность к гидролизу и комплексообразованию.

В степени окисления +6 находятся в виде ионов MeO_2^{2+} . Известно большое число комплексных соединений.

В степени окисления +7 наиболее устойчив Pu. В твердом состоянии существует в виде ионов MeO_5^{5-} , MeO_5^{3-} , $[\text{Me}_2\text{O}_5(\text{OH})_2]^{4-}$ и MeO_4^- , а в растворах — в гидратированной форме аниона MeO_5^{3+} .

В общем закономерности миграции плутония и америция подобны, поэтому достаточно рассмотреть особенность миграции радионуклидов плутония. Они определяются растворимостью соединений плутония в природных средах, особенно его первоначальная химическая форма. При ядерных взрывах такой формой являются практически нерастворимые оксиды и, в основном, отдельные атомы, которые с глобальными выпадениями поступают на земную поверхность и только здесь могут образовывать растворимые соединения.

В выбросах ЯТЦ преобладают растворимые соединения плутония, а также его комплексные соединения с органическими лигандами. Особо сложным составом отличались выбросы при аварии на ЧАЭС. Их можно разделить на 4 группы:

- А — механически выброшенные из активной зоны тонкодисперсные частицы топлива, близкие по радионуклидному составу к отработанному топливу; осели на земную поверхность в ближней зоне ($R \leq 60\text{--}70$ км);
- Б — мелкодисперсное топливо и другие продукты, умеренно обогащенные летучими радионуклидами; содержание радионуклидов плутония в 2 раза больше ожидаемого; осели на земную поверхность в зоне $R \leq 100$ км;
- В — выбросы, сильно обогащенные летучими радионуклидами, в том числе плутонием; осели на земную поверхность в зоне $R \leq 150$ км и далее;
- Г — выбросы, обогащенные радионуклидами плутония до 200 раз, в том числе частично растворимые соединения плутония; осели на земную поверхность в дальней зоне.

Различия в этих группах выбросов обусловлены главным образом различием температур в аварийном реакторе к моменту взрыва. Содержание кислорастворимых форм плутония возрастает от групп А и Б к группам В и Г в 4–15 раз и достигает до 55–85%.

В настоящее время основным резервуаром радионуклидов плутония и ^{241}Am являются поверхность почв и донные отложения (более 99% поступивших и поступающих от глобальных и чернобыльских выпадений и от выбросов предприятий ЯТЦ). В биологических объектах этих трансурановых элементов не более 1% (в основном в растениях, а в животных еще в $5\text{--}10^4$ раз меньше).

Радионуклиды плутония находятся преимущественно в нерастворимой форме. Коэффициент диффузии в почве $\sim 10^{-9}$ см/с.

Приблизительно 10% этих радионуклидов могут находиться в растворимой, доступной для растений форме. Наибольшую концентрацию радионуклидов плутония содержат низкорастущие растения (травы, мхи, лишайники). Это следствие того, что радионуклиды плутония перераспределяются на земной поверхности в основном за счет ветрового переноса и эрозии. Коэффициент накопления трансурановых элементов растениями очень низкий (10^{-1} – 10^{-3}).

Изотопные отношения радионуклидов плутония, содержащихся в почве различных регионов, существенно различаются из-за различия источников их поступления (глобальный, от ЯТЦ, авария на ЧАЭС). Так, отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ от ядерных взрывов составляет 0,05–0,06, от глобальных выпадений — 0,176, от выбросов ЯТЦ вместе с глобальными выпадениями — 0,049–0,150, а от чернобыльских выпадений — 0,30–0,35.

Изотопные отношения для различных регионов варьируют в следующих пределах:

Таблица 5.6

Радионуклиды	Изотопные отношения
$^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}+^{240}\text{Pu}$	0,027–0,44
$^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$ – $3,7 \cdot 10^{-3}$
$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	0,049–0,35
$^{241}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	0,003–0,090
$^{242}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	$4,4 \cdot 10^{-3}$ – $4,0 \cdot 10^{-2}$

Видно, что основным радионуклидом плутония в выбросах является ^{239}Pu . Очень малы выбросы ^{238}Pu и ^{242}Pu . Несмотря на относительно низкие выбросы ^{241}Pu , они играют особую роль, так как в результате распада этого радионуклида образуется долгоживущий ^{241}Am . Поэтому содержание ^{241}Am в окружающей среде непрерывно возрастает. Так, за 50 лет (с 1940 по 1990 г.) содержание ^{241}Am в атмосфере увеличилось в 2 раза.

Абсолютное содержание радионуклидов плутония в почвах и атмосферных аэрозолях очень сильно варьирует, особенно в зависимости от расстояния от ЧАЭС. Так, в атмосферных аэрозолях содержание плутония уменьшается в 10^4 раз при переходе от ближней к дальней зонам (в которой содержание плутония

варьирует на уровне 19 Бк/л), плотность выпадений уменьшается ~в 170 раз (до уровня $1,25 \cdot 10^5$ Бк/м²), содержание на поверхности почвы уменьшается ~в 370 раз (до уровня ~10 Бк/м²). В целом по мере удаления от ЧАЭС уровень загрязнения приближается к фону глобального загрязнения — для земной поверхности (10–60) Бк/м². Средняя удельная активность радионуклидов плутония в почвах для европейской части России составляет ~140 Бк/кг при фоне глобального загрязнения около 60 Бк/кг.

5.5. Модели переноса радионуклидов в атмосфере

Наиболее опасным следствием аварии на ЯЭУ является выход в окружающее пространство радиоактивных продуктов реакций деления ДВ (делящегося вещества) активной зоны ядерного реактора. При этом формируются источники, очаги радиоактивного заражения, обусловленные такими последовательными процессами:

- образованием радиоактивных аэрозолей и распределением радиоактивных продуктов по их размерам и массам;
- распределением образовавшихся радиоактивных аэрозолей по объему источника в соответствии с закономерностями его формирования;
- переносом и рассеиванием радиоактивных аэрозолей в воздушной среде, водах, на земной поверхности, в помещениях и т. д.

Под **источником радиоактивного заражения** подразумевается область пространства, в которой находятся инжесктированные радиоактивные продукты, т. е. выбросы из ЯЭУ. В дальнейшем под действием атмосферных факторов источник деформируется, меняются его форма и размеры, а также распадается на множество других, менее мощных источников.

По данным аварии на Чернобыльской АЭС, размеры диспергированных частиц составили от единицы до десятков микрометров, и их распределение по размерам удовлетворительно аппроксимируется законом Мартина—Андреасена (рис. 5.5), при этом медианное значение распределения составляет 58 мкм и около 25% активности выброса приходится на крупные частицы.

В зависимости от **размеров** аэрозоли подразделяются на *грудисперсные* (диаметр 0,5–10 мкм), *коллоидные* (диаметр 5–500 нм) и *аналитической дисперсности* (диаметр 1–5 нм). По **форме** различают *изометрические частицы* (шар, куб), *ламеллярные* (пластина), *фибропластинчатые* (нити).

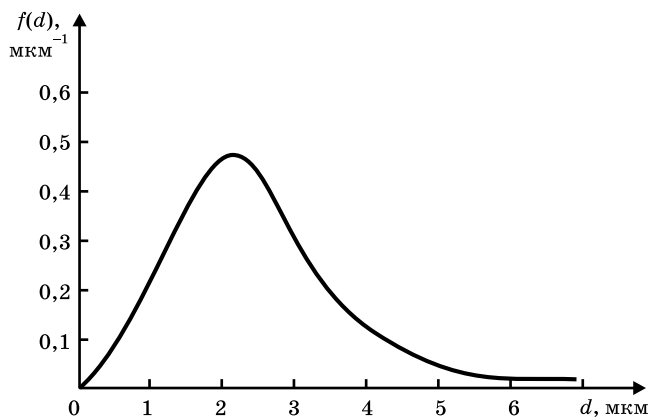


Рис. 5.5. Распределение активности по размерам частиц

Источники выброса подразделяются в зависимости от их продолжительности и пространственной конфигурации.

В зависимости от **продолжительности** выбросы могут быть мгновенными, кратковременными и непрерывными.

Мгновенный выброс по продолжительности настолько мал, что может рассматриваться как точечный источник определенной мощности.

Кратковременный выброс характеризуется продолжительностью, сравнимой со временем движения радиоактивного облака до рецептора, облако принимает форму струи; при этом метеословия таковы, что за время выброса их влияние практически не учитывается.

Непрерывный выброс протекает в течение времени, за которое из-за ветра формируется азимутальное распределение в соответствии с розой ветров. В зависимости от **пространственной конфигурации** источники выброса могут быть *точечными, объемными, линейными* и другими.

Распространение выбросов в атмосфере происходит по механизмам турбулентной диффузии и конвективного (ветрового) переноса.

Турбулентность атмосферы характеризуется крупно- и мелко-масштабными пульсациями ее параметров — плотности, давления, температуры, скорости, возникновением вихрей, переносом значительных воздушных масс в горизонтальном и вертикальном направлениях. В эти процессы вовлекаются выбросы, и при

их проникновении из тропосферы в стратосферу радиоактивное заражение может принимать глобальный характер.

Характер распространения выбросов в атмосфере в значительной степени зависит от скорости ветра и распределения температуры в вертикальном направлении (по высоте), что, в свою очередь, определяется температурой воздушной массы, поверхности Земли, тепловыми потоками солнечной радиации, влажностью воздуха, облачностью, степенью загрязнения воздуха и т. д.

В практике оценок степени и характера загрязнения выбросами ориентируются на категории устойчивости метеоусловий. Предлагаются различные принципы классификации последних. Наиболее широкое распространение получила классификация погодных условий по Пасквиллу, в которой в зависимости от степени устойчивости атмосферы предусматриваются **шесть категорий устойчивости**:

- предельно неустойчивая;
- умеренно неустойчивая;
- слегка неустойчивая;
- нейтральная;
- слегка устойчивая;
- умеренно устойчивая.

Возможны объединения двух категорий в одну.

В основу классификации положены такие факторы, как флуктуации солнечной радиации, ветра, значения вертикального температурного градиента и другие.

На рисунке 5.6 представлены типичные температурные профили в вертикальном направлении вблизи Земли.

В частности, для *сухоадиабатического градиента температуры* справедливо уравнение состояния сухого воздуха в вертикальном направлении с понижением температуры на 1 °C на 100 м уменьшения высоты. В этом случае на рассматриваемый объем воздуха не действует выталкивающая сила (сила Архимеда, или плавучести), так как температура объема адиабатически следует изменению температуры, так что имеет место квазиравновесие температуры воздуха и рассматриваемого объема. Для *неадиабатического распределения температуры* и отрицательного градиента температуры из-за возрастающей по высоте разности температур облака и окружающей атмосферы объем облака увеличивается, плотность падает, подъем облака ускоряется, так как выталкивающая сила при этом направлена в направлении подъема облака. Если плотность воздуха в облаке выше плотности атмосферы, облако будет опускаться с возрастающей скоростью и возрастающей плотностью. Такие атмосферные условия являются

неустойчивыми, они приводят к усилению турбулентности в атмосфере и размыванию радиоактивного облака выброса.

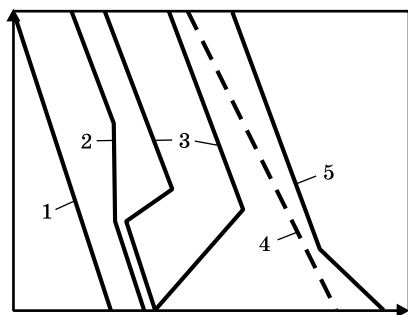


Рис. 5.6. Типичные примеры вертикального профиля температуры вблизи Земли: 1 — стандартный градиент температуры $0,65^\circ$ на 100 м; 2 — изотермический градиент, средний участок ломаной; 3 — температурная инверсия; 4 — сухадиабатический градиент; 5 — сверхадиабатический градиент

При градиенте температуры (по абсолютной величине) меньше сухадиабатического воздух, перемещающийся вверх, имеет температуру ниже, чем в окружающей среде; подъемная сила уравнивает гравитационную силу, турбулентность при этом ослабляется, размывание радиоактивного облака заметно снижается. Атмосферные условия такого случая являются устойчивыми. Условия между устойчивой и неустойчивой атмосферой называют *нейтральными*, при этом температурный градиент близок к сухадиабатическому.

Возникновение ветра сопровождается появлением значительных сил вязкости (трения) в поверхностном слое воздуха и способствует развитию так называемой *механической турбулентности*, которая заметно ослабляется в вертикальном направлении при устойчивых условиях атмосферы; неустойчивые условия, наоборот, способствуют ее развитию.

Механические перемешивания деформируют вертикальный профиль температуры, и при сильном ветре вблизи поверхности Земли устанавливается близкий к адиабатическому температурный градиент. Устойчивые условия способствуют развитию приподнятой инверсии при механической турбулентности. Слабый

ветер способствует появлению однородного профиля температуры.

Средний температурный градиент принято определять в слое воздуха на высотах 10–60 м над уровнем моря. Такой градиент связан с категориями устойчивости по Пасквиллу согласно данным, приводимым в табл. 5.7.

Таблица 5.7

Градиент температуры, °К	–1,9	от –1,9 до –1,7	от –1,7 до –1,5	от –1,5 до –0,5	от –0,5 до +1,5	> +1,5
Категория устойчивости по Пасквиллу	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>	<i>F</i>

Одним из важнейших показателей турбулентности атмосферы являются значения флуктуаций направления ветра, которые определяются с помощью флюгеров, устанавливаемых на высотах выбросов.

В таблице 5.8 приведены соотношения между угловой дисперсией флуктуации направления ветра в горизонтальной плоскости σ_θ и категориями устойчивости по Пасквиллу:

Таблица 5.8

σ_θ , угловой градус	2,5	15	20	5	10	25
Категория устойчивости по Пасквиллу	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>	<i>F</i>

Ветер считается слабым, если перенос выброса по турбулентному механизму преобладает над переносом ветровым потоком; в этом случае относительно источника выброса формируется штилевое облако выброса.

Рассеивание облака выброса сопровождается такими процессами:

- сухим осаждением или гравитационным оседанием (для частиц диаметром больше 10 мкм);
- отложением аэрозолей и адсорбцией паров на предметах по направлению распространения ветра;
- влажным оседанием, когда пары или аэрозоли проникают в капли дождя или в снежинки и далее выпадают в виде осадков; возможно выпадение паров и аэрозолей в слоях ниже дождевых облаков и т. д.;

- радиоактивным распадом исходных радионуклидов и накоплением дочерних продуктов распада.

Для описания процессов распространения радиоактивных продуктов в атмосфере используется модель атмосферной диффузии, основанная на дифференциальных уравнениях в частных производных переноса активности в воздухе.

В качестве простейшей математической модели, описывающей распространение радиоактивных выбросов в виде облака, рассматривается так называемая **турбулентная диффузионная модель**, в основу которой положены представления о наличии пульсаций всех параметров облака (плотности, температуры, давления, скорости) и усреднения тех же параметров во временных интервалах пульсаций. При этом масштабы турбулентности как величины, характеризующие средние длины переноса элементарных объемов облака, оказываются аналогами средних длин пробега молекул в классической диффузионной теории. По аналогии с этим вводятся и **турбулентные коэффициенты диффузии**, а переносимым параметром по диффузионному механизму является активность облака, представленная через объемную концентрацию активности A , Ки/м³. В таком случае объемная концентрация активности изменяется путем конвективного переноса облака ветром и диффузионным путем:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \text{grad} A - \text{div} D \text{grad} A = q, \quad (5.1)$$

где D — коэффициент турбулентной диффузии, м²/с;

$\mathbf{v}$ — вектор скорости конвективного переноса;

q — интенсивность источника активности в единичном объеме облака, Ки/м³ · с.

Рассматривая выброс и облако в отсутствие ветра как точечный источник активности Q (Ки), а также полагая изменение объемной концентрации за счет турбулентной диффузии значительно интенсивней изменения за счет радиоактивного распада, решение (5.1) получим в виде

$$A(x, y, z, t) = \frac{Q}{(4\pi t)^{1.5} \sqrt{D_x D_y D_z}} \exp \left[-\frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{D_x} + \frac{y^2}{D_y} + \frac{z^2}{D_z} \right) \right], \quad (5.2)$$

где D_x, D_y, D_z — диффузионные коэффициенты для неизотропной диффузии.

В случае распределенного источника $Q(x, y, z, t_0)$ решением для A является интегральное выражение, содержащее функцию

влияния (Грина), и, в частности, для одномерной модели эта функция имеет вид

$$G(x, t, \xi, t_0) = \frac{1}{2\sqrt{\pi D(t-t_0)}} \exp\left[-(x-\xi)^2 / 4D(t-t_0)\right].$$

Поэтому вместо (5.2) имеет место

$$\begin{aligned} A(x, t) &= \int_{-\infty}^{+\infty} G(x, t, \xi, t_0) A(\xi) d\xi = \\ &= \frac{1}{2\sqrt{\pi D(t-t_0)}} \cdot \int_{-\infty}^{+\infty} A(\xi) e^{-\frac{(x-\xi)^2}{4D(t-t_0)}} d\xi, \end{aligned} \quad (5.3)$$

где $A(x = \xi)$ — известное начальное распределение активности, Ки/м.

Решения (5.2), (5.3) указывают на то, что коэффициент диффузии численно равен половине дисперсии приращения координаты элементарного объема выброса в единицу времени:

$$D = \delta^2 / 2t \text{ (м}^2/\text{с)}.$$

Для однородной задачи с учетом скорости ветра v функция источника выражается как

$$G(x, t, \xi, t_0) = \frac{1}{2\sqrt{D\pi(t-t_0)}} \exp\left[-(x-vt-\xi)^2 / 4D(t-t_0)\right],$$

удовлетворяющая уравнению

$$\frac{\partial A}{\partial t} + v \frac{\partial A}{\partial x} = D \frac{\partial^2 A}{\partial x^2},$$

что эквивалентно рассмотрению турбулентной диффузии в подвижной системе координат $x' = x - vt$.

Решение вида (5.2) аналогично функции плотности вероятности для нормального закона распределения случайной величины. Отсюда, по аналогии, средние квадратичные отклонения случайной величины и коэффициенты диффузии связаны друг с другом соотношениями:

$$\sigma_x^2 = 2tD_x, \quad \sigma_y^2 = 2tD_y, \quad \sigma_z^2 = 2tD_z,$$

где квадраты σ_i^2 равны соответствующим дисперсиям.

При рассмотрении задач распространения выбросов используются дисперсии азимутального угла направления среднего ветра σ_θ^2 и флуктуации полярного угла σ_ϕ^2 .

В таблице 5.9 в качестве иллюстрации приводятся структуры различных диффузионных коэффициентов.

Таблица 5.9

Автор	Коэффициенты	Их значения
Сеттон, 1932 г.	$C_y, C_z,$ n_y, n_z	$\sigma_y = C_y \cdot x^{(1-0,5n_y)}$ $\sigma_z = C_z \cdot x^{(1-0,5n_z)}$
Фик, 1955 г.	D_x, D_y, D_z	$\sigma_y = \sqrt{2D_y t}; \sigma_z = \sqrt{2D_z t}$
Пасквилл	$\sigma_\theta^0(T, t)$ $\sigma_\phi^0(T, t)$	$\sigma_y = \sigma_\theta \cdot x; \sigma_z = \sigma_\phi \cdot \xi$
Крамер	$\sigma_\theta, \sigma_\phi, p, q$	$\sigma_y = \sigma_\theta \cdot x^p; \sigma_z = \sigma_\phi \cdot x^q$

Значения σ_θ, p, q для различных типов пульсаций приводятся в табл. 5.10.

Таблица 5.10

σ_θ^0	4°	7°	12°	20°
p	0,56	0,80	0,85	1,55
q	0,86	0,96	1,55	1,74

Таблица 5.11

Тип пульсаций	σ_θ^0	$v, \text{м/с}$	Тип пульсаций	n	C_y	C_z
A	—	2	B_2	0,15	0,48	0,50
B_2	20	3	B_1	0,26	0,44	0,38
B_1	13	7	C	0,48	0,54	0,32
C	7	13	D	0,57	0,41	0,08
D	4	5	—	—	—	—

При инверсии принимают следующие средние значения угловых отклонений: $\bar{\sigma}_\theta^0 \cong 9,3^\circ$; $\bar{\sigma}_\phi^0 \cong 1,8^\circ$, а при понижении температуры с высотой — соответственно $\bar{\sigma}_\theta^0 \cong 11,7^\circ$; $\bar{\sigma}_\phi^0 \cong 2,4^\circ$.

На рисунке 5.7 представлена схематично динамика распространения выброса из источника, а на рис. 5.8 — соответствующая система координат и дисперсии.

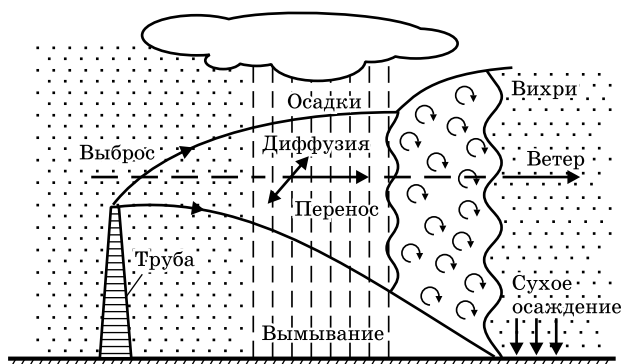


Рис. 5.7. Картина распространения выбросов

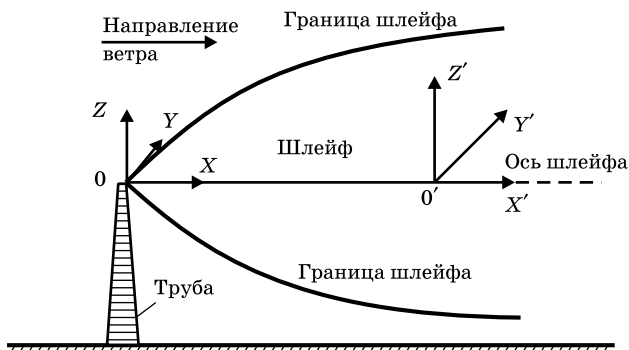


Рис. 5.8. Изображение систем координат

Оседание, т. е. выпадение на поверхность Земли части радиоактивного вещества из выброса, характеризуется плотностью потока такого вещества, попадающего на поверхность Земли, которая, по определению, является произведением объемной плотности на среднюю по нормали к поверхности Земли скорость оседания:

$$A_S(x, y) = u_g A_W(x, y, 0), \text{ Ки / м}^2 \cdot \text{с},$$

где соответствующие активности пропорциональны объемам радиоактивного вещества.

Скорость сухого оседания существенно зависит от состояния атмосферы, размеров и массы оседаемых частиц. В связи с этим рассматриваются три возможных модели оседания:

- *диффузионная* — для частиц размером менее 10 мкм (10^{-6} м);
- *вязкостная* по Стоксу — для частиц размером до 50 мкм;
- *модель Ньютона* — для частиц с размером от 100 мкм и более.

Согласно диффузионной модели, перенос элементарных частиц подчиняется закону Фика, т. е. диффузионный поток прямо пропорционален градиенту концентрации частиц и коэффициенту диффузии*.

Для вязкостной модели сила сопротивления частицы при ее движении в вязкой среде выражается формулой Стокса:

$$F = 6\pi \cdot \mu \cdot r \cdot u,$$

где $\mu = \nu \cdot \rho$ — динамическая вязкость;

ν, ρ — соответственно кинематическая вязкость и плотность среды;

r, u — линейный размер частицы и скорость ее движения.

В этом случае между скоростью движения частицы и высотой имеет место соотношение

$$\ln \left(\frac{1 - \bar{u}}{1 - \bar{u}_0} \right) + \bar{u} - \bar{u}_0 = \bar{h} - \bar{h}_0, \quad (5.4)$$

где $\bar{u}, \bar{h}$ — безразмерные параметры скорости и высоты, определяемые как характерное время выхода режима движения частицы на квазиравновесный.

$$\bar{u} = \frac{u}{u^*}; \quad \bar{h} = h/h^*; \quad h^* = \frac{u^{*2}}{g}; \quad u^* = \frac{2}{9} \frac{r^2 \cdot \rho g}{\nu \cdot \rho_s} \left(1 - \rho_s / \rho \right),$$

* При этом положение фронта диффузии оценивается как $x_{\text{дифф}} \sim \sqrt{tD}$, где D — коэффициент диффузии.

В таблице 5.12 представлены значения соответствующих параметров для момента контакта частицы с поверхностью Земли ($h = 0$) при исходных данных: $\rho = 1 \text{ г/см}^3$, $\rho_e = 1,3 \cdot 10^{-3} \text{ г/см}^3$, $v = 1,3 \cdot 10^{-5} \text{ м}^2/\text{с}$, $r = 10^{-5} \text{ м}$, $u_0 = 0$.

Таблица 5.12

u_k/u^*	0,1	0,2	0,3	0,5	0,8	0,85	0,9	0,99	0,999
h_0/h^*	$5,36 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$5,7 \cdot 10^{-2}$	0,193	0,81	1,05	1,4	3,6	5,9
t_k/t^*	0,1	0,223	0,356	0,693	1,6	1,9	2,3	4,6	6,9

Очевидно, что при $t \gg t^*$ падение частицы можно считать равномерным с постоянной скоростью u^* . В рассматриваемом примере характерные параметры имеют такие значения:

$$u^* = 1,29 \cdot 10^{-2} \text{ м/с}, \quad h^* = 1,7 \cdot 10^{-5} \text{ м}, \quad t^* = 1,3 \cdot 10^{-3} \text{ с}.$$

Для крупных частиц при их падении сила сопротивления со стороны атмосферы выражается формулой

$$F = C_x \rho_v u^2 / 2 S_m,$$

где C_x — аэродинамический коэффициент сопротивления;

$\rho_v u^2 / 2$ — скоростной напор;

S_m — площадь миделя частицы.

В таком случае равновесное значение скорости определяется как

$$u^* = \left(\frac{2gm}{\rho_e \cdot C_x \cdot S_m} \right)^{1/2} = \left(\frac{8}{3} \cdot \frac{\rho}{C_x \cdot \rho_v} \cdot gr \right)^{1/2},$$

а зависимость скорости падения от высоты имеет вид

$$\bar{u}^2 = 1 + (\bar{u}_0^2 - 1) \exp[-(\bar{h}_0 - \bar{h})], \quad (5.5)$$

где

$$\bar{u} = \frac{u}{u^*}; \quad \bar{h} = h/h^*; \quad h^* = \frac{m}{C_x \rho S_m} = \frac{4}{3} \frac{r \cdot \rho}{C_x \cdot \rho_v},$$

h^* — характерная высота для равновесной скорости.

Очевидно, при $v_0 > v^*$ скорость падения стремится к равносному значению асимптотически «сверху», а при $v_0 < v^*$ — «снизу». В частности, для частиц размером $r = 100 \text{ мкм} = 10^{-4} \text{ м}$ и $C_x = 0,5$ характерная высота $h^* = 0,27 \text{ м}$, и для $h_0 \gg h^*$ падение частицы практически происходит в квазиравновесном режиме со скоростью $u^* = 2,25 \text{ м/с}$.

В таблице 5.13 приводятся опытные данные для скорости осаждения радионуклидов при их выбросе из реактора.

Таблица 5.13

Нуклид	Скорость осаждения, см/с			
	Вода	Почва	Трава	Липкая бумага
^{137}C	0,9	0,04	0,2	0,2
^{103}Ru	2,3	0,4	0,6	0,4
^{95}Zr , ^{95}Nb	5,7	2,9	—	1,4
^{141}Ce	—	—	—	0,7
^{127}Tr	—	—	—	0,7

В таблице 5.14 представлены данные о времени пребывания аэрозолей в атмосфере с учетом всех реально действующих факторов, определяющих их удаление из атмосферы.

Таблица 5.14

Высота, км	Параметры аэрозолей		
	концентрация, $1/\text{см}^3$	размер, см	Время пребывания, нед
5	350	$2 \cdot 10^{-6}$	0,75
10	250	$3 \cdot 10^{-6}$	1,0
20	1	$6 \cdot 10^{-6}$	50

Для определения высоты подъема выбросов в виде облака разработаны модели их поднятия. Но практически ни одна из них не может быть принятой в качестве рабочей. В основу моделей положена идея расширения облака при сохранении в нем первичной выброшенной массы радионуклидов m , т. е.

$$m \frac{dv}{dt} = wg(\rho_1 - \rho_2), \quad (5.6)$$

где w — объем облака;

ρ_1, ρ_2 — плотности выбросов в облаке и воздухе атмосферы на рассматриваемой высоте.

Считая расширение облака процессом адиабатическим (поли-тропическим) с показателем « k », а для нижних слоев атмосферы

изменения плотности и температуры согласно принятой модели для стандартной атмосферы

$$\rho = \rho_0 \exp(-\alpha h), \quad T = 293 - \beta h,$$

где $\rho_0 = 1,33 \text{ кг/м}^3$, $\beta = 8^\circ \text{К/км}$, $\alpha = 1/7,15 \text{ 1/км}$, получим решением (5.6):

$$\Delta h = \frac{1}{\alpha(k-1)} \cdot \ln \frac{293 - \beta T_0}{293 - \beta T_0 - \beta \Delta h}, \quad \Delta h = h - h_0,$$

где T_0 — начальная температура в облаке.

При движении облака происходит его обеднение, истощение из-за ухода из него радионуклидов, так что объемная плотность активности выброса с учетом этого явления имеет вид

$$A_w^*(x, y, z) = A_w(x, y, z) \cdot f_1 \cdot f_2 \cdot f_3, \quad (5.7)$$

где f_1 — поправка на обеднение за счет радиоактивного распада;

f_2 — поправка за счет сухого выпадения радионуклидов;

f_3 — поправка за счет вымывания радионуклидов осадками.

Значения поправок находят по формулам:

$$f_1 = \exp\left(-\lambda \frac{x}{v}\right), \quad f_2 = f_{20}^{100 \frac{u}{v_0}}, \quad f_{20} = \exp\left[-\sqrt{\frac{2}{\pi}} \cdot 0,01 \cdot \int_0^x \frac{dx}{\sigma_z \cdot \exp(h^2/2\sigma_z^2)}\right],$$

где h — эффективная высота выброса;

$$f_3 = \exp\left(-\beta_0 J \cdot \frac{x}{v}\right), \quad \text{где } \beta_0 \text{ — параметр вымывания радионуклидов осадками, ч/мм} \cdot \text{с};$$

J — интенсивность атмосферных осадков, мм/ч.

В таблице 5.15 приведены значения параметров v и β_0 , используемых при определении f_2 и f_3 за счет осаждения радионуклидов по турбулентному механизму и вымывания осадками.

Таблица 5.15

Вещество	v , м/с	β_0 , ч/(мм · с)
Элементарный йод	$2 \cdot 10^{-2}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$
Органические соединения йода	$1 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$
Аэрозоль	$8 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-5}$

Расчет интегральной концентрации дочерних радионуклидов, возникающих в атмосфере при распадах материнских радионуклидов выброса, проводится путем замены

$$f_1 f_2 f_3 = f = \frac{\lambda C_1 (f_2)^{100 \frac{u}{v}}}{(\lambda_2 + \beta_{02} J_2) - (\lambda_1 + \beta_{01} J_1)} \cdot \left\{ \exp \left[-(\lambda_1 + \beta_{01} J_1) \frac{x}{v} \right] - \exp \left[-(\lambda_2 + \beta_{02} J_2) \frac{x}{v} \right] \right\},$$

где индексы «1» и «2» относятся к дочернему и материнскому радионуклидам, а C_1 — параметр, зависящий от шероховатости местности z_0 .

Для консервативной смеси выброса рекомендуется выражение

$$f = \frac{\lambda}{\lambda_2 - \lambda_1} \left\{ \exp \left[-\frac{\lambda_1 x}{\bar{v}} \right] - \exp \left[-\frac{\lambda_2 x}{\bar{v}} \right] \right\}.$$

Значения C_1 в зависимости от z_0 приводятся в табл. 5.16:

Таблица 5.16

z_0 , м	0,01	0,04	0,1	0,4	1,0	4,0
C_1	1,56	2,02	2,72	5,16	7,37	11,7

Распространение радионуклидов в реках и водоемах при попадании в них выбросов или сбросов жидких радиоактивных продуктов носит сложный характер и обуславливается механическим перемешиванием их с водой, донными отложениями, биотой, химическими реакциями и т. д.

Оценка концентрации радионуклидов при попадании их стационарного стока в реку определяется по формуле

$$C(x) = C_0 \cdot F(x) \exp \left(-\lambda \frac{x}{v} \right),$$

где C_0 — сточная концентрация;

v — средняя скорость течения реки;

x — расстояние от стока вниз по течению реки;

$F(x)$ — коэффициент разбавления стока речной водой, зависящий от характера течения, полноводности реки; для оценки наибольшего значения концентрации принимается $F = 1$, а на расстояниях $x > x_1$, x_1 — расстояние от стока, на котором заканчивается турбулентное перемешивание, следует принимать

$$F = \frac{vS}{v_1 S_1},$$

где S, S_1 — площади поперечных сечений русла реки и сбросного канала ($x \geq x_1$);

v, v_1 — средние скорости течения реки в этих сечениях.

В случае попадания стационарного стока радионуклидов в закрытый водоем концентрация их в интервале времени, когда донные отложения еще не появились, рассчитывается по формуле

$$C(t) = C_0 \cdot \frac{v_1 \cdot S_1}{m + \lambda \cdot W} \left\{ 1 - \exp \left[- \left(\lambda + \frac{m}{W} \right) \cdot t \right] \right\},$$

где m — расход воды (убыль) из водоема из-за испарения, инфильтрации в грунт;

W — объем водоема.

При постоянном уровне воды в водоеме $v_1 S_1 = m$.

Для больших интервалов времени значение t можно принимать равным времени работы АЭС.

Оценка концентрации радионуклидов в питьевой воде при их попадании в систему водозабора и после очистки системой фильтров проводится по формуле

$$C = kC_0,$$

где C_0 — концентрация радионуклидов на входе водозабора;

k — коэффициент проскока химических элементов в фильтрах; значения этого коэффициента приведены в табл. 5.17.

Таблица 5.17

Элемент	Ct	Mn	J	Ag	Sr	Co	Zn	Cs	Ce	Zr	Ru
k	1	0,9	0,8	0,6	0,5	0,5	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1

Коэффициент проскока для рутения зависит от вида комплексного химического соединения и может принимать значения больше приведенного.

Загрязнение донных отложений характеризуется поверхностной плотностью загрязнения дна водоема:

$$A_g = k_g \cdot mC \frac{1}{\lambda} [1 - \exp(-\lambda t)], \text{ Ки / м}^2,$$

где m — поверхностная плотность иловых отложений в водоеме, кг/м²; рекомендуется принимать $m \approx 40$ кг/м²;

C — концентрация радионуклида в воде, Ки/л;

t — время поступления в водоем радионуклидов;

k_g — коэффициент перехода радионуклида из воды в донные отложения.

Значения k_g приблизительно равны:

- для цезия, церия, рутения, циркония, марганца, кобальта, хрома, европия, плутония, америция, нептуния, калифорния — $5 \cdot 10^{-5}$ л/(с · кг ила);
- для стронция, иттрия, цинка, углерода — $3 \cdot 10^{-6}$ л/(с · кг ила);
- для трития, серебра, сурьмы, технеция, теллура — $4 \cdot 10^{-7}$ л/(с · кг ила).

Радиоактивное загрязнение орошаемых земель в результате их полива определяется по формуле

$$A = C \cdot W \frac{1}{\lambda} [1 - \exp(-\lambda t)], \text{ Ки/м}^2,$$

где C — концентрация радионуклида в орошаемой воде при ее расходе W , л/с · м².

В конкретных случаях орошения необходимо учитывать соответствующие временные интервалы орошения и расхода воды при этом.

5.6. Ветровой подъем радиоактивной пыли с подстилающей поверхности

Вторичное загрязнение атмосферы токсичной пылью, осевшей на подстилающую поверхность и вновь поднятой ветром в воздух, есть всегда, но особенно оно заметно при сильном загрязнении местности либо в экстремальных погодных условиях: при пыльных бурях, снежных черных буранах и других подобных явлениях.

В окрестностях АЭС вторичное загрязнение приземной атмосферы становится опасным, если на местности образовалась радиоактивная зона. Возможен также ветровой вынос токсичной пыли с загрязненной территории соседних промышленных предприятий. Поднятая ветром с земли радиоактивная пыль проникает в органы дыхания, загрязняет водоемы и растительность, в том числе сельскохозяйственные культуры, в результате чего радионуклиды по пищевым цепочкам попадают в организм человека. Кроме того, летом при выраженной ветровой эрозии почвы или зимой при метелевом переносе радиоактивного снега возможно смещение границ радиоактивной загрязненной зоны.

Механизм ветрового пылеобразования заключается в следующем. При небольшой скорости ветра $u_i = 2-3$ м/с, соответствующей наиболее часто встречающейся в средних широтах обычной погоде, наиболее мелкие радиоактивные частицы пыли подни-

маются с поверхности почвы в результате стохастического прорыва турбулентных вихрей к поверхности Земли. При указанной скорости ветра эта пыль не оседает под действием силы тяжести, размеры таких пылевых частиц в основном составляют сотые и десятые доли микрометра, достигая 1–2 мкм. Более крупные частицы радиоактивной пыли слишком тяжелы, чтобы долго удерживаться в воздухе; они поднимаются турбулентными вихрями в воздух и снова оседают, передвигаясь в ветровом потоке скачками, это так называемый *эффект сальтации*. Эффект исследован Чепилом, изучавшим ветровую эрозию пахотных почв и повторившим опыт Бегнолда в аэродинамической трубе. Сальтация является основным механизмом пылеобразования при увеличении скорости ветра до значений, при которых начинается ветровая эрозия. Размеры пылевых частиц при этом возрастают до 100 мкм. При падении частицы иногда рикошетируют от поверхности почвы, повторяя свой прыжок, или же передают свой импульс другим частицам, которые начинают в свою очередь подскакивать или перекатываться. При большой скорости ветра катящиеся частицы, сталкиваясь с более крупными, выступающими над поверхностью, могут в благоприятном случае получить сильный направленный вверх импульс и начать подскакивать. Таким образом, процесс переноса пыли ветром при эрозии почвы носит характер цепной реакции. При скорости ветра до 10 м/с крупные частицы диаметром около 500 мкм и более не могут подпрыгивать, а лишь перекатываются, а частицы диаметром более 1 мм остаются неподвижными. Поэтому из полидисперсных почвенных частиц ветер выдувает более мелкую фракцию.

С появлением ядерных испытательных полигонов начались исследования ветровой миграции радиоактивных продуктов с загрязненных ими территорий. Первое сообщение о попытке параметризации процесса сделали Хили и Фуко на II Женевской конференции по мирному использованию атомной энергии в 1958 г. Авторы исследовали процесс развеивания флюоресцирующих частиц, насыпанных на землю, при обычной небольшой скорости ветра и назвали явление *ветровым захватом частиц* (*wind pickup*), видимо подразумевая, что ветровая эрозия — это другой процесс, протекающий при сильном ветре и приводящий к явно выраженному выдуванию почвы. В последнее время в англоязычной научной литературе утверждается более лаконичный термин *resuspension*, который на русский язык переводится в громоздкой форме как *повторный переход во взвешенное состояние*.

В нашей стране работы по изучению ветрового подъема радиоактивной пыли с подстилающей поверхности начались после

радиационной аварии на оборонном предприятии Южного Урала в 1957 г., в результате которой на местности образовалась загрязненная зона (Восточно-Уральский радиоактивный след). Некоторые основные результаты этих исследований были опубликованы в открытой печати в подходящей форме только через 20 лет. Поскольку в рамках изучения результатов ветрового подъема радиоактивной пыли в атмосферу непосредственный механизм отрыва пылевых частиц от подстилающей поверхности не имеет значения, то не делалось различий между ветровым захватом и ветровой эрозией и весь процесс назывался *ветровым захватом радиоактивности с поверхности Земли*. В более поздних публикациях этот же процесс для общности стали называть *ветровым подъемом*, или *дефляцией* (сдуванием) *радиоактивности*. После радиационной аварии на Чернобыльской АЭС к изучению ветрового подъема радиоактивной пыли с поверхности Земли подключилось новое поколение исследователей и рассматриваемый процесс иногда стали называть *ветровым подхватом*. Этот термин вряд ли можно считать более удачным, а его использование параллельно с уже существовавшей терминологией достаточно оправданным.

Интенсивность процесса ветрового подъема радиоактивной пыли с поверхности земли характеризуется **коэффициентом ветрового подъема a** , который является коэффициентом пропорциональности между восходящим потоком Q радиоактивности с подстилающей поверхности и плотностью A ее радиоактивного загрязнения:

$$a = Q/A. \quad (5.8)$$

По физическому смыслу a — это восходящий поток примеси с поверхности Земли, плотность загрязнения которой равна единице, т. е. интенсивность пыления, или доля радиоактивности, поднятой ветром с поверхности Земли за единицу времени.

Для экспериментального определения a в полевых условиях наибольшую трудность представляет необходимость корректного измерения восходящего потока радиоактивности Q . Можно указать три способа определения этой величины.

Первый способ сводится к определению Q путем градиентных измерений концентрации радиоактивности в воздухе q над загрязненной поверхностью почвы, если зона загрязнения большая и однородна по рельефу и плотности загрязнения A : $a = -k_z(\Delta q/\Delta z)(1/A)A^{-1}$, где k_z — коэффициент турбулентного обмена по вертикальной оси Oz . Очевидно, что если измерения проводятся на периферии загрязненной зоны в районе с резким горизонтальным

градиентом плотности загрязнения A , то при ветре со стороны зоны значения a будут занижены (они могут быть даже отрицательными), а при ветре с противоположной стороны, наоборот, завышены. Измерения a могут быть корректными при малых горизонтальных градиентах.

Второй способ наиболее универсален и основан на измерении концентрации радиоактивности в точке на периферии загрязненной зоны. Сама зона разбивается на элементарные источники, мощность Q которых определяется из уравнения (5.8) через искомую усредненную величину a . Измеряемая концентрация радиоактивности в воздухе в точке наблюдения представляется суперпозицией результатов одновременного действия всех элементарных источников.

Окончательный вид расчетной формулы для коэффициента ветрового подъема будет зависеть от выбранной модели распространения примеси от элементарных источников, на которые разбита загрязненная зона. В качестве примера приведем расчетную формулу для a в случае небольших размеров загрязненной зоны, когда распространение примеси от элементарного квадрата — квазистационарного точечного наземного источника — описывается известным уравнением в рамках полуэмпирической теории турбулентной диффузии с граничными условиями:

$$\begin{aligned} k_z (\partial q / \partial z) + w = bq - aA \quad \text{при } z = z_0; \\ q \rightarrow 0 \quad \text{при } x = y = z \rightarrow \infty, \end{aligned} \quad (5.9)$$

где w — скорость гравитационного оседания примеси;

b — параметр взаимодействия с подстилающей поверхностью;

z_0 — динамическая шероховатость.

Для скорости ветра u по оси Ox и коэффициентов турбулентной диффузии k_z, k_y в приземном слое атмосферы примем следующие аппроксимации:

$$u = u_1(z/z_1)^m; \quad k_z = k_1(z/z_1); \quad k_y = b_y^2 u z_0 (x/z_0)^n, \quad (5.10)$$

где m — параметр атмосферной устойчивости;

u_1, k_1 , — скорость ветра и k_z на высоте $z = z_1$;

b_y — эмпирическая константа;

z_0 — высота источника;

$n = 1$ для расстояния $x \leq 12$ км по ветру.

Для расчета концентрации радиоактивности в атмосфере в данной точке местности (x, y) точечный источник примеси

последовательно помещается в центр каждого элементарного квадрата с координатами (x_0, y_0) , ось Ox ориентируется по направлению ветра и концентрация от каждого источника суммируется в рассматриваемой точке (x, y) . В общем случае в такой постановке задача может быть решена только численными методами. Но в частных случаях можно сделать упрощающие допущения и получить решение в аналитическом виде.

Обычно ветровая дезактивация почвы пренебрежимо мала, и слагаемое aA в уравнении (5.9) можно опустить. Кроме того, для наиболее часто встречающихся погодных условий, когда нет пылевых бурь, можно принять скорость гравитационного оседания $w \approx 0$. Для простоты можно положить $n = 1$ в уравнении (5.10) и $b = 0$ в формуле (5.9). Так как концентрация, рассчитанная для предельных случаев при $b = 0$ и $b = \infty$, отличается всего в 2 раза при всех $z \gg z_0$, то в расчетах, носящих характер оценок, такие допущения оправданы.

Поскольку за период отбора пробы радиоактивной пыли из воздуха направление ветра, как правило, неоднократно меняется, необходимо в расчетах проводить усреднение по розе ветров. С учетом этого можно получить расчетную формулу для определения a по измеряемым величинам q и A в следующем виде:

$$a = \frac{q \sqrt{2\pi} (1+m) k_1 b_y u \sum_j v_j}{z_1 S_0} \cdot \left\{ \sum_i v_i u_i \left[\sum_{x_0, y_0} \frac{A(x_0, y_0)}{(x-x_0)^2} \exp \left(-\frac{(y-y_0)^2}{2b_y^2 (x-x_0)} - \frac{z_1^{1-m} u_1 (z^{1+m} + z_0^{1+m})}{(1+m)^2 (x-x_0) k_1} \right) \cdot I_0 \left(\frac{2u_1 z_1^{1-m} (zz_0)^{\frac{1+m}{2}}}{(1+m)^2 (x-x_0)^{k_1}} \right) \right] \right\}^{-1},$$

где u — средняя скорость ветра всех направлений;

v_i, u_i — повторяемость и скорость ветра i -го направления в розе ветров за период отбора пробы радиоактивной пыли из воздуха;

I_0 — модифицированная функция Бесселя первого рода.

Третий способ основан на разделении нисходящего и восходящего потоков радиоактивной пыли, которое может быть осуществлено только в условиях горизонтальной однородности поля концентрации q . Это имеет место, например, при загряз-

нении местности глобальными радиоактивными продуктами ядерных взрывов, когда одновременно есть нисходящий поток радиоактивных аэрозолей F , переносящий радиоактивные продукты из стратосферного резервуара к поверхности Земли, и восходящий Q , обусловленный ветровым подъемом радиоактивной пыли с поверхности почвы. Суперпозиция этих потоков дает результирующий поток примеси, который и измеряется обычно на практике:

$$P = F - Q. \quad (5.11)$$

Разделить эти компоненты потока можно, если в качестве радиоактивных меток использовать два изотопа глобального происхождения — долго- и короткоживущий. *Долгоживущий*, поступаая из стратосферы, со временем будет накапливаться на поверхности почвы, т. е. для него характерен как нисходящий, так и восходящий компонент потока. *Короткоживущий* изотоп вследствие распада не будет успевать накапливаться на поверхности почвы, поэтому для него характерен только нисходящий компонент потока. Долгоживущий изотоп в процессе накопления на почве хорошо сорбируется почвенными частицами, поэтому его ветровой подъем с поверхности почвы происходит в виде почвенной пыли. Обозначая концентрацию почвенной пыли в приземном слое воздуха через C , концентрацию долгоживущего изотопа в воздухе, обусловленную ветровым подъемом с поверхности почвы, можно представить в виде

$$q_a = Cn_0/\rho, \quad (5.12)$$

где n_0 — концентрация изотопа в поверхностном слое почвы;
 ρ — плотность этого слоя.

Используя формулы (5.11), (5.12), из решения квазистационарной горизонтально однородной задачи распространение примеси по вертикали от наземного бесконечного источника в рамках полуэмпирической теории турбулентной диффузии можно получить выражение для коэффициента ветрового подъема в следующем виде:

$$a = q / A \left\{ \left[1 - (Cn_0 / qp) \right] \left[1/b' + 1/k_1 \ln(z/z_0) \right]^{-1} - \left[1/b + 1/k_1 \ln(z/z_0) \right]^{-1} \right\},$$

где b, b' — параметры взаимодействия с подстилающей поверхностью соответственно для долго- и короткоживущего изотопов.

Ветровой подъем зависит от времени, поскольку связан с метеоусловиями и состоянием подстилающей поверхности, он имеет выраженный сезонный и суточный ход (рис. 5.8, 5.9). Кроме того, после поверхностного загрязнения почвенно-растительного покрова радиоактивная пыль смывается дождями с растений и переходит на почву, а с течением времени происходит постепенная миграция радиоактивности из поверхностного слоя почвы вниз по почвенному профилю. В результате такой фиксации радиоактивности на местности коэффициент ветрового подъема a со временем уменьшается (рис. 5.11). По измерениям на радиоактивном следе, образовавшемся в результате радиационной аварии на Южном Урале, в течение 1957–1960 гг. коэффициент a , усредненный за летние месяцы каждого года, убывал со временем по экспоненте. Поэтому сделанная в некоторых работах попытка учесть постепенную фиксацию радиоактивности в почве добавлением в правой части граничного условия (5.10) слагаемого γA , где γ — скорость фиксации, вряд ли может быть признана обоснованной.

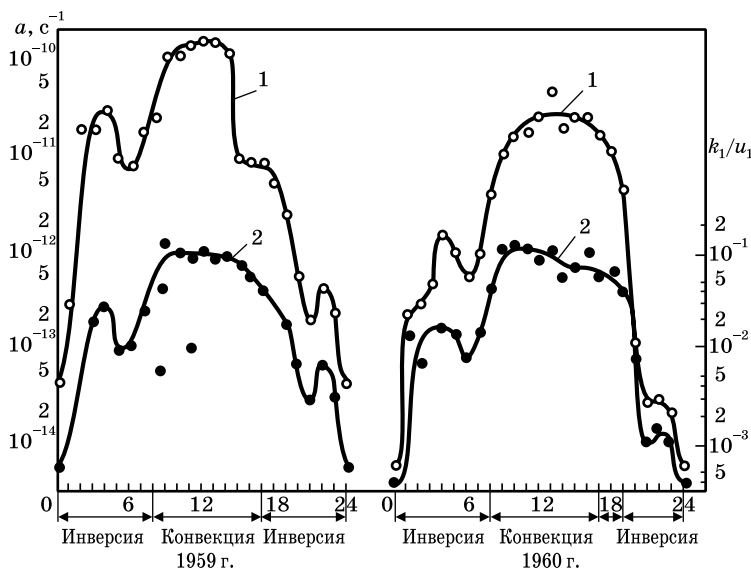


Рис. 5.9. Суточные изменения ветрового подъема в ясные дни 1959 и 1960 гг. в районе Южного Урала:
1 — a ; 2 — параметр атмосферной устойчивости

Процесс ветрового подъема радиоактивной пыли с земли, кроме a , может быть охарактеризован и другими параметрами. Удобным является коэффициент пропорциональности между концентрацией поднятой ветром радиоактивной пыли q_a и плотностью загрязнения подстилающей поверхности A , который называется **коэффициентом дефляции**:

$$k_a = q_a/A. \quad (5.13)$$

По физическому смыслу **коэффициент дефляции** k_a — это концентрация примеси в воздухе, создаваемая ветром над поверхностью почвы с единичной плотностью загрязнения. Строго говоря, этот параметр пригоден только для случая бесконечной однородно загрязненной плоскости, например для глобального радиоактивного загрязнения почвы продуктами испытательных ядерных взрывов.

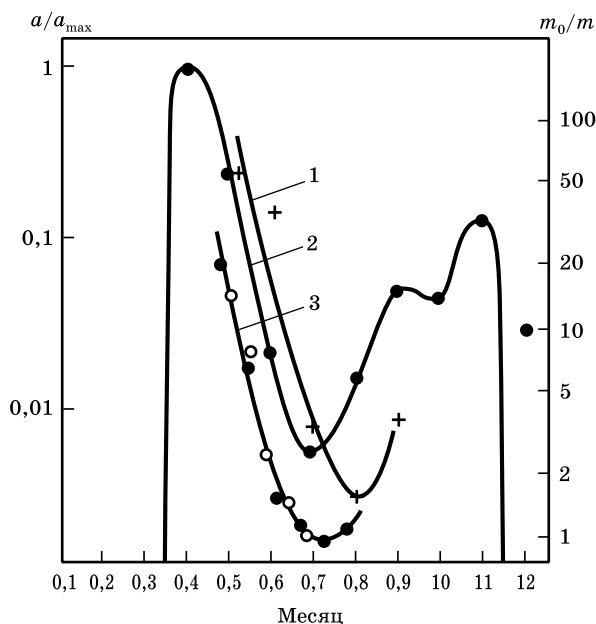


Рис. 5.10. Сезонные изменения ветрового подъема: 1 — Южный Урал, 1958 г.; 2 — район Чернобыля, 1986 г.; 3 — обратное отношение фитомасс, разнотравья (●) и гороха (○) к фитомассе в момент созревания плодов m_0/t

При небольших размерах загрязненного участка местности определение k_a по формуле (5.13) без указания расстояния до источника, высоты измерения концентраций q_a и метеорологических параметров не имеет физического смысла, а результаты измерений могут принимать любые значения. Например, в опытах по ветровому подъему хлорида иттрия с участка почвы площадью 1 м^2 были получены значения k_a , различающиеся на 8–9 порядков.

Результаты опытов по дефляции плутония на загрязненных почвах тоже не поддаются какой-либо трактовке.

Соотношение между параметрами a и k_a имеет вид

$$a/k_a = v_a = Q/q_a, \quad (5.14)$$

где v_a — эффективная скорость ветрового подъема радиоактивной пыли с земли.

Параметр v_a имеет размерность скорости и по аналогии с известным параметром v_g , равным отношению нисходящего потока примеси из атмосферы на Землю к ее концентрации в воздухе, трактуется как скорость восходящего потока с теми же оговорками, какие обычно делаются при трактовке v_g как эффективной скорости оседания примеси.

Используя выражение для v_a для пылеобразования над бесконечной горизонтально-однородной плоскостью, с учетом соотношения (5.14) можно получить аналитическое выражение для коэффициента дефляции

$$k_a = \frac{a}{\sqrt{\Lambda K_0}} \frac{I_0(\xi) + f K_0(\xi)}{I_1(\xi_0) + f K_1(\xi_0)},$$

где

$$\Lambda = \frac{v_g}{H} + \lambda; \quad \xi = \frac{2z_1}{k_1} \sqrt{\Lambda [k_0 + (k_1/z_1)z]}; \quad \xi_0 = 2z_1 / k_1 \sqrt{\Lambda k_0};$$

$$f = \frac{I_0(\xi_H) - I_1(\xi_H)}{K_1(\xi_H) - K_0(\xi_H)}; \quad \xi_H = 2z_1 / k_1 \sqrt{\Lambda [k_0 + (k_1/z_1)H]},$$

где I_0, I_1 — функции Бесселя мнимого аргумента первого рода нулевого и первого порядков соответственно;

λ — постоянная радиоактивного распада;

K_0, K_1 — функции Макдональда нулевого и первого порядков соответственно.

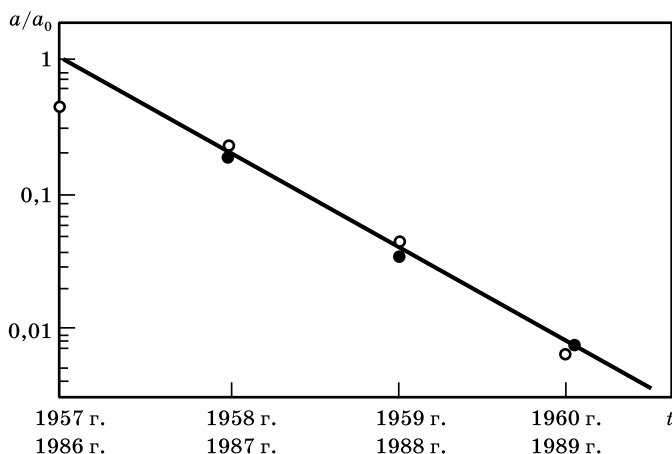


Рис. 5.11. Изменение со временем среднего за теплый сезон относительного ветрового подъема:

$\circ$ — Южный Урал; $\bullet$ — район Чернобыля

При типичных значениях $z_1 = 1$ м, $v_g = 2$ см/с, высоте приземного слоя атмосферы $H = 20\text{--}60$ м величина k_0 может меняться в пределах от $D \approx 6 \cdot 10^{-10}$ м²/с (коэффициент молекулярной диффузии) до $k_z \approx 0,1$ м²/с при $z = z_1$, чему соответствуют $v_a \approx 2\text{--}3$ см/с и $k_a \approx (3\text{--}5) \cdot 10^{-9}$ м⁻¹ при $a = 10^{-10}$ с⁻¹. Таким образом, по абсолютному значению параметры v_a и v_g в среднем мало отличаются один от другого даже при колебаниях метеоусловий в широких пределах: $|v_a| \sim (1\text{--}1,5)v_g$.

Близость скорости восходящего и нисходящего потоков по абсолютной величине позволяет приблизительно оценить коэффициент ветрового подъема a из условия баланса восходящего и нисходящего потоков примеси, если положить левую часть в уравнении (5.9) равной нулю для невесомой примеси. При этом условии $a = bq_a/A$.

Попытки, следуя той же логике, заменить в формуле (5.8) восходящий поток Q на нисходящий F не имеют физического смысла, хотя и дают иногда правильные по порядку величины оценки коэффициента a в условиях высокого уровня загрязнения местности при использовании планшетных данных в качестве оценки F . На периферии загрязненной зоны оценки коэффициента ветрового подъема a , полученные таким способом, всегда будут завышены.

В некоторых работах скорость ветрового подъема пыли v_r вводят формально как произведение коэффициента ветрового подъема a на некоторый параметр δ : $v_r = \delta a$, где δ — характерная глубина почвы, до которой проникла радиоактивность. Способ определения δ не указан, а физический смысл комбинации глубины почвы с потоком пыли в воздухе вряд ли может быть определен.

Существует способ определения эффективной толщины l поверхностного пылящего слоя почвы по результатам измерения сразу после образования радиоактивного следа на местности по формуле $l = C\Lambda/q_a\rho$.

Если положить $\delta = l$, то, принимая во внимание уравнение (5.12) и $A = n_0 l$, после небольших преобразований получим соотношение между v_a и v_r в следующем виде: $v_r = v_a(C/\rho)$.

Эффективная скорость ветрового подъема радиоактивности v_a , несмотря на физическую наглядность, в расчетах полей радиоактивности до сих пор не использовалась.

Рассмотрим изменение параметров ветрового подъема радиоактивной пыли со временем.

Изменение коэффициента дефляции со временем вследствие миграции радионуклида в глубь почвы можно определить по формуле

$$k_a = \frac{C}{\rho\Gamma(1+v)(v_D t)^{1+v_l}} \int_0^l z^v \exp(-z/v_D t) dz,$$

где t — время;

$v = v/v_D$ — отношение линейной скорости вертикальной адвекции радионуклида в почве к его диффузионной скорости.

Имеется эмпирическая формула для вычисления коэффициента дефляции, в которой учитывается закрепление плутония на почве в климатических условиях ядерного полигона в Неваде (полупустынные почвы) во временном интервале до 17 лет после загрязнения поверхности почвы плутонием. Формула имеет вид

$$k_a = 10^{-4} \exp(-0,15\sqrt{t}) + 10^{-9}, \quad (5.15)$$

где t — время, сут;

k_a — коэффициент дефляции, м^{-1} .

Другой вариант аппроксимации, полученный на этом же материале, имеет вид

$$k_a = 10^{-5} \exp[(-1,46 \cdot 10^{-7} - 2,2 \cdot 10^{-10} - \lambda)t] + 10^{-9} \exp[(-2,2 \cdot 10^{-10} - \lambda)t], \quad (5.16)$$

где t — время, с.

С одной стороны, формула (5.16) выгодно отличается от формулы (5.15) тем, что с течением времени коэффициент дефляции k_a в ней стремится к нулю, что отвечает физическому смыслу процесса. С другой стороны, стараясь придать ей универсальный вид, авторы, обобщая экспериментальные данные о долгоживущем плутонии, в показателях степени экспонент формально дописали постоянную радиоактивного распада λ . Но видно, что при разовом загрязнении местности коэффициент дефляции k_a не может зависеть от λ , поскольку радионуклид и в воздухе, и в почве распадается с одинаковой скоростью. Кроме того, разные радионуклиды обладают разной скоростью вертикальной миграции в почве, поэтому величина k_a для разных изотопов должна по-разному убывать со временем. Различия в миграционных свойствах разных радионуклидов в почве невелики, поэтому для грубых оценок может использоваться и универсальная формула.

Сравним эти формулы для полупустынной местности Невады с формулой для лесостепной полосы восточных предгорий Южного Урала:

$$a = 1,3 \cdot 10^{-9} \exp(-1,9), \quad (5.17)$$

где t — время, год;

a — коэффициент ветрового подъема, с^{-1} . Период полууменьшения коэффициента a , пропорционального коэффициенту k_a , составляет 4,4 мес., что примерно в 2 раза больше, чем для полупустынной местности.

Заметим, что a — среднее за теплое время года, когда в средних широтах возможно образование пыли на местности, поэтому формулу (5.17) нельзя использовать для времени масштаба месяца или суток.

В опытах по дефляции субмикронных частиц молибдата кальция над растительным покровом с шероховатостью $z_0 = 3,4$ см получена связь между коэффициентом ветрового подъема a и скоростью ветра u , определявшейся на высоте 2,1 м, в виде

$$a = 1,96 \cdot 10^{-13} u^{4,8}. \quad (5.18)$$

При увеличении интервала усреднения показатель степени у скорости ветра уменьшался от 4,8 до 4. Но поскольку в этих опытах способ усреднения скорости ветра не указан, а турбулентные характеристики атмосферы, видимо, не измерялись, практическое использование формулы (5.18) вызывает трудности.

Кроме скорости ветра на ветровой подъем пыли оказывает влияние состояние подстилающей поверхности. В некоторых

исследованиях приводятся эмпирические формулы, полученные в условиях равнинной местности в средней полосе страны (лесостепные предгорья Южного Урала). Эти формулы связывают коэффициент ветрового подъема a с шероховатостью подстилающей поверхности z_0 , высотой травы h и запасом фитомассы в воздушно-сухом виде m :

$$a = \frac{2 \cdot 10^{-10}}{z_0^{1,4}}; \quad a = \frac{2,5 \cdot 10^{-9}}{h^{1,4}}; \quad a = \frac{2,9 \cdot 10^{-8}}{m^{1,4}},$$

где a выражено в с^{-1} , z_0 , h — см, m — $\text{г}/\text{см}^2$.

В течение суток коэффициент a в сухую погоду меняется на несколько порядков величины, пыль образуется больше всего в дневное время при развитой конвекции.

Здесь рассмотрены только вопросы, связанные с параметризацией процесса ветрового подъема пыли с подстилающей поверхности. Использование этих параметров для расчетов смещения границ радиоактивной зоны под действием ветра, количества выносимой ветром из зоны радиоактивной пыли, так же как и механизмы пылеобразования и другие, необходимо рассмотреть отдельно.

5.7. Моделирование процессов миграции радионуклидов в экосистеме водоема

При разработке модели распространения радиоактивного загрязнителя в экосистеме водоема-охладителя встают очень важные и принципиальные вопросы: каким должен быть уровень моделирования процессов транспорта и накопления радионуклидов в компонентах водоема, т. е. каким образом надо «расчленить» экосистему водоема на подсистемы; как учесть в модели связи между подсистемами, чтобы модель адекватно отображала реальные процессы в водоеме и удовлетворяла поставленным целям моделирования? (Эти вопросы важны и при моделировании миграции радиоактивного загрязнителя в наземных экосистемах, но поскольку в моделях наземных экосистем можно исключить из рассмотрения ее отдельные составляющие, например зооценоз (в зависимости от целей моделирования), вопрос об уровне моделирования решается проще. Из-за существенно более сильной взаимосвязи компонентов биоценоза водоема между собой и с биотопом «отбрасывать» какие-либо компоненты нельзя.) Очевидно, что, так же как и при моделировании процесса переноса и накопления радионуклидов в наземных экосистемах, построения модели миграции радионуклидов в водоеме-охладителе на

популяционном уровне вполне достаточно, чтобы удовлетворить любым целям моделирования. Поскольку популяция — своеобразная единица экологического масштабирования, то ответ о передаче радионуклидов от одной популяции к другой и накоплении радионуклидов в каждой популяции позволяет определить не только эффект воздействия радиоактивного загрязнителя на популяцию, но и на человека, «контактирующего» с данной популяцией. Популяция (совокупность организмов одного вида, длительное время обитающих на одной территории) является своеобразной единицей экологического масштабирования. Поэтому процессы передачи радионуклидов. Естественно, что популяции в водоеме взаимодействуют с его абиотическими составляющими, поэтому в модели, построенной на популяционном уровне, должны присутствовать и эти компоненты.

Исходя из концепции модели на популяционном уровне в экосистеме водоема-охладителя, необходимо определить виды гидробионтов, составляющих гидроценоз водоема, определить структуру трофических взаимодействий между популяциями этих видов, структуру взаимодействия популяций с абиотическими компонентами и внешними составляющими биосферы.

Общий подход к такому построению модели заключается в выделении в гидробиогенезе водоема функционально однородных групп гидробионтов, описывающих структуру трофических связей. Это известные группы (рис. 5.12):

- *автотрофы* (процедуры) — хлорофиллоносные организмы растений (фитопланктон, водоросли, высшая водная растительность);
- *гетеротрофы* (консументы) — организмы, питающиеся организмами растений или консументами более низкого уровня (хищники);
- *сапрофиты* (деструкторы) — организмы (бактерии, грибки), разлагающие останки продуцентов и консументов при употреблении их в пищу.

Эти группы, взаимодействуя с абиотическими компонентами, другими (сторонними) компонентами биосферы, потребляя энергию извне (солнечная энергия, биогенные элементы, поступающие в водоем из прибрежной зоны), определяют общую структуру экосистемы любого водоема и ее функционирование. Для конкретного водоема необходимо детализировать каждую из групп до уровня популяций. Это задача решаемая. Однако параметризация такой модели, т. е. определение параметров взаимосвязи популяций, — задача крайне сложная, а при отмеченных выше поступлениях и уровнях содержания радионуклидов в

компонентах водоема практически нерешаемая: не удастся определить активность радионуклидов в каждой из популяций из-за ее малости. В то же время для решения задач санитарно-гигиенической охраны водоема модель транспорта радионуклидов в нем на популяционном уровне в определенном смысле избыточна: решать задачу санитарно-гигиенической охраны водоема можно, укрупнив структуру модели до уровня, определяющего передачу радионуклидов из водоема-охладителя АЭС человеку. Естественным образом редуцирование популяционной модели можно сделать, если представить ее подсистемы на уровне *гильдий*, т. е. совокупности видов, близких в функциональном отношении. Еще проще эта же задача (но, может быть, не в полном объеме) решается на уровне трехкамерной модели, в которой биологическая составляющая из-за сравнительной непродолжительности своего существования рассматривается как транзитное звено модели.

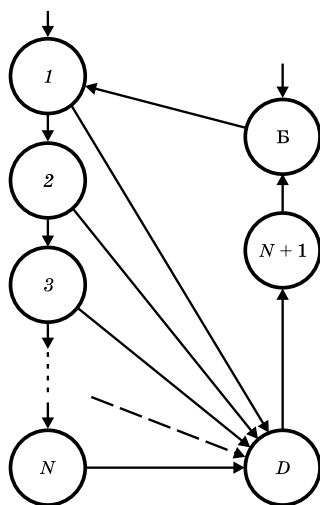


Рис. 5.12. Схема миграции радионуклидов в звеньях трофической цепи водоема-охладителя: 1 — продуценты; 2 — травоядные; 3 — консументы 1-го порядка; N — консументы i -го порядка; D — деструкторы; B — биогены; $N + 1$ — индекс трофического уровня

Структурная схема модели, построенной на уровне гильдий, показана на рис. 5.13. Балансовые соотношения для описания

динамики накопления радионуклидов в блоках этой модели в общем случае записываются в виде

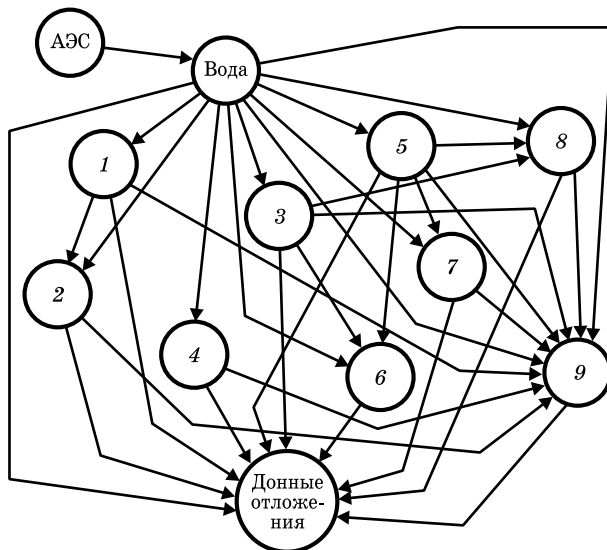


Рис. 5.13. Структурная схема модели миграции радиоактивного загрязнителя в экосистеме водоема-охладителя (на гильдиевом уровне): 1 — фитопланктон; 2 — зоопланктон; 3 — микрозообентос; 4 — макрофиты; 5 — моллюски; 6 — ракообразные; 7 — взвеси; 8 — земноводные; 9 — рыбы

$$\frac{dA_{ij}}{dt} = \sum_{l=1}^k q_{lij}(t) - \sum_{n=1}^m q_{nij}(t) + f_{ij}(t) - p_{ij}(t), \quad (5.19)$$

где $A_{ij}(t)$ — накопленная ко времени t активность j -го радионуклида в i -м компоненте экосистемы водоема-охладителя (в i -м блоке модели);

$q_{lij}(t)$ и $q_{nij}(t)$ — обменные потоки активности j -го радионуклида между l -м и i -м и между i -м и n -м компонентами экосистемы (блоками модели);

$f_{ij}(t)$ — внешние поступления j -го радионуклида в i -й компонент;

$p_{ij}(t)$ — безвозвратные потери (стоки) j -го радионуклида из i -го блока (компонента экосистемы);

k — число компонентов, «вносящих» j -й радионуклид в i -й компонент;

m — число компонентов экосистемы, в которые «вносятся» радионуклиды из i -го компонента.

Дополненная начальными условиями система уравнений (5.19) опишет динамику радионуклидов в каждом из блоков структурной схемы, показанной на рис. 5.14, и может послужить для прогноза радиационного состояния водоема-охладителя, его экосистемы при длительной эксплуатации АЭС. Привлекая далее связи, определяющие радиационное воздействие водоема (его компонентов) на человека, модель позволит оценить дозу этого воздействия. Эта же модель может послужить основой ряда блоков модели управления радиационным состоянием системы АЭС — водоем-охладитель. Однако «оживить» эту модель сегодня, т. е. использовать ее сегодня для прогноза или описания динамики радиоактивного загрязнителя в водоеме, к сожалению, нельзя: недостает необходимой информации.

Анализ и определение структуры отдельных членов системы (5.19), определение числовых значений параметров этой системы — одна из основных задач исследований, проводимых на водоеме-охладителе Игналинской АЭС в рамках радиационного экологического мониторинга.

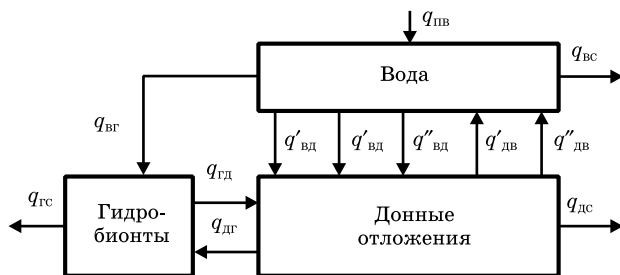


Рис. 5.14. Структурная схема редуцированной модели миграции радиоактивного загрязнения в водоеме-охладителе АЭС (обозначения см. в тексте)

Имеющиеся сейчас экспериментальные данные о поведении радионуклидов в водоемах-охладителях действующих АЭС позволяют реализовать модель, удовлетворяющую требованиям санитарно-гигиенического принципа защиты человека от радиа-

ционных воздействий, и использовать ее как для оценок радиационных воздействий, так и нормирования радиоактивных поступлений с АЭС в водоем-охладитель. Для этого общую схему миграции радионуклидов в компонентах водоема-охладителя (см. рис. 5.13) следует редуцировать, но так, чтобы, с одной стороны, сохранить те компоненты водоема, которые участвуют в формировании дозовой нагрузки на человека, а с другой — не оставить те из компонентов, конкретная (количественная) роль которых в переносе радионуклидов пока еще не определена.

С учетом сказанного следует выбрать для модели следующие компоненты экосистемы водоема-охладителя:

- *вода водоема-охладителя* (компонент экосистемы, в который непосредственно поступает радиоактивный загрязнитель с АЭС, он же обеспечивает перенос и распределение загрязнителя по всей акватории водоема, а также сток радиоактивного загрязнителя из водоема за счет контакта со сторонними водными системами; компонент, передающий радионуклиды другим компонентам экосистемы водоема-охладителя и непосредственно участвующий в формировании дозовой нагрузки на человека);
- *гидробионты* (компонент экосистемы, активно участвующий в круговороте веществ, обеспечивающий биологическую дезактивацию воды водоема-охладителя и непосредственно участвующий в формировании дозовой нагрузки на человека);
- *донные отложения* (место депонирования радиоактивного загрязнителя).

Таким образом, редукция более общей схемы модели до трехблочной *вода — гидробионты — донные отложения* не есть результат чисто волевых или чисто вынужденных (из-за отсутствия необходимой информации) усилий, предпринимаемых для упрощения модели, а результат системного подхода к рассматриваемой задаче, основанного на общих закономерностях переноса и накопления радиоактивного загрязнителя в водоеме. Сказанное основывается на следующих результатах анализа конкретных фактов, наблюдаемых на водоемах-охладителях АЭС.

Процесс перераспределения поступивших в воду водоема радионуклидов по абиотическим и биотическим компонентам экосистемы и связь их с внешними объектами определяются действующими гидрологическими и биохимическими факторами.

В любой момент времени активность радионуклидов в биологических компонентах водоема-охладителя много меньше, чем в абиотических.

Активность радионуклидов в биотических компонентах однозначно связана с активностью радионуклидов в абиотических компонентах, причем абиотический компонент «донные отложения» — главный хранитель радиоактивного загрязнителя в водоеме-охладителе.

Учитывая обоснованную сказанным допустимость редукции общей схемы миграции загрязнителя в водоеме, приходим к схеме миграции, показанной на рис. 5.13: В — вода водоема-охладителя (водный резервуар радионуклидов); Г — гидробионты (биотический резервуар); Д — донные отложения (донный резервуар); q — потоки радиоактивного загрязнителя в трехблочной системе В—Г—Д: $q_{пв}$ — внешние поступления радиоактивного загрязнителя в воду водоема-охладителя (источники); $q_{вс}$, $q_{гс}$, $q_{дс}$ — необратимые потери загрязнителя (стоки) из водного, биотического и донного резервуаров; $q_{гв}$ — потребление загрязнителя гидробионтами из водного резервуара; $q_{гд}$ — поступление загрязнителя из биотического резервуара в донный за счет отмирания гидробионтов и их выделений; $q_{дг}$ — потребление загрязнителя гидробионтами из донного резервуара; $q_{вд}^*$ — поступление радиоактивного загрязнителя из водного резервуара в донный за счет осаждения минеральных взвесей и при фильтрации; $q'_{вд}$ — то же за счет сорбции растворенной части загрязнителя донными отложениями; $q'_{дв}$ — процесс, обратный предыдущему; $q''_{вд}$ — осаждение взмученных донных отложений обратно на дно; $q''_{дв}$ — обратный предыдущему процесс.

Система уравнений, соответствующая принятой схеме модели миграции радиоактивного загрязнителя в водоеме-охладителе, имеет вид (для упрощения записана для одного j -го радионуклида):

$$\begin{cases} \frac{dA_{в}(t)}{dt} = q_{пв} - q_{вг} - q_{вд} - q_{вс} - q'_{вд} + q'_{дв} - q''_{вд} + q''_{дв} - \lambda A_{в}(t); \\ \frac{dA_{г}(t)}{dt} = q_{вг} + q_{дг} - q_{гд} - q_{гс} - \lambda A_{г}(t); \\ \frac{dA_{д}(t)}{dt} = q_{вд} + q_{гд} - q_{дг} - q_{дс} + q'_{вд} + q''_{вд} - q'_{дв} - q''_{дв} - \lambda A_{д}(t), \end{cases} \quad (5.20)$$

где $A_{в}(t)$, $A_{г}(t)$, $A_{д}(t)$ — активность радиоактивного загрязнителя (j -го радионуклида) в воде, гидробионтах и донных отложениях соответственно;

λ — постоянная распада j -го радионуклида. Начальные условия для системы (5.20): $A_{в}(0) = 0$, $A_{г}(0) = 0$ и $A_{д}(0) = 0$ или если j -й радионуклид с АЭС идентичен глобальному,

то A_i ($i = \text{В, Г, Д}$) при $t = 0$ равны $A_{\text{В}0}$, $A_{\text{Г}0}$ и $A_{\text{Д}0}$ соответственно.

Для параметризации модели (5.20) и отыскания путей ее решения воспользуемся рядом других экспериментальных фактов, не упомянутых выше. Водоем-охладитель можно рассматривать как систему с идеальным перемешиванием, так что $A_{\text{В}}(t) = c_{\text{В}}(t) M_{\text{В}}$, где $c_{\text{В}}(t)$ — удельная активность j -го радионуклида в воде; $M_{\text{В}}$ — масса воды водоема-охладителя (или объем). Накопленную ко времени t активность радионуклида j в биотическом резервуаре определим по средней удельной активности $c_{\text{Г}}(t)$ в составляющих гидроценоза водоема, каждая из которых имеет удельную активность $c_{\text{Г}i}(t)$ и массу $M_{\text{Г}i}(t)$, так что

$$A_{\text{Г}}(t) = c_{\text{Г}}(t) \sum_i M_{\text{Г}i}(t), \quad (5.21)$$

причем

$$c_{\text{Г}}(t) = \frac{\sum_i c_{\text{Г}i}(t) M_{\text{Г}i}(t)}{\sum_i M_{\text{Г}i}(t)}. \quad (5.22)$$

Очевидно, что $q_{\text{ВГ}} = a A_{\text{В}}(t) M_{\text{Г}}(t)$, а $q_{\text{ВГ}} = \beta A_{\text{Д}}(t) M_{\text{Г}}(t)$, где a и β — коэффициенты пропорциональности. Тогда поток $q_{\text{ВД}}$ равен

$$q_{\text{ВД}} = \left(\sigma_{\text{В}} \frac{v}{H} + \frac{G_{\text{Ф}}}{M_{\text{В}}} \right) A_{\text{В}}(t), \quad (5.23)$$

где v — средняя гранулометрическая крупность взвесей;

σ — доля $A_{\text{В}}(t)$ на взвесах в воде водоема;

$G_{\text{Ф}}$ — расход воды на фильтрацию в донный резервуар;

H — глубина водоема.

Понятно, что $q_{\text{ГВ}} = k A_{\text{Г}}(t)$, где k — коэффициент, характеризующий скорость поступления j -го радионуклида из резервуара гидробионты на дно водоема: потоки $q_{\text{ВС}}$, $q_{\text{ДС}}$ и $q_{\text{ГС}}$ (потоки стока из компонентов водоема) можно представить в следующем виде:

$$q_{\text{ВС}} = (G_{\text{СТ}} + \xi_{\text{ВП}} G_{\text{ИСП}}) c_{\text{В}}(t), \quad q_{\text{ДС}} = G_{\text{Ф}} \xi_{\text{ВД}} c_{\text{В}}(t), \quad q_{\text{ГС}} = \chi A_{\text{Г}}(t),$$

где $G_{\text{СТ}}$ — расход воды водоема на поверхностный сток;

$G_{\text{ИСП}}$ — расход воды на испарение;

$\xi_{\text{ВП}}$, $\xi_{\text{ВД}}$ — коэффициенты распределения активности в системах вода—пар и вода—фильтрат;

χ — коэффициент, учитывающий унос активности гидробионтов поверхностным стоком из водоема.

Принимая эти положения, можно заключить, что система уравнений (5.20) становится решаемой, поскольку есть возможность определить все ее параметры.

Дальнейшее упрощение рассматриваемой модели (в рамках санитарно-гигиенического принципа без потери информативности) можно видеть в выделении достаточно большого временного интервала моделирования, например 1 год*. Тогда $M_{\Gamma}(t) = M_{\Gamma}$, т. е. средней массе гидробионтов в водоеме в течение года (не меняется от года к году), а активность j -го радионуклида из блока «вода» в блок «донные отложения» переносится блоком «гидробионты» транзитом, поскольку время жизни основной массы гидробионтов меньше года, а процесс аккумуляции ими радиоактивного загрязнителя заканчивается за время от нескольких минут до нескольких суток, для отдельных видов — нескольких недель. При таком временном масштабе моделирования естественно считать, что $q'_{\text{вд}} = q'_{\text{дв}}$ и $q''_{\text{вд}} = q''_{\text{дв}}$. Поэтому в расчете на год система уравнений (5.20) упрощается и принимает вид

$$\begin{cases} \frac{d\tilde{A}_{\text{в}}}{dt} = q_{\text{пв}} - \Lambda \tilde{A}_{\text{в}}; \\ \frac{d\tilde{A}_{\text{д}}}{dt} = w \tilde{A}_{\text{в}} - \lambda \tilde{A}_{\text{д}}, \end{cases} \quad (5.24)$$

где Λ — параметр самоочищения воды водоема-охладителя от j -го радионуклида — определяет темп (скорость) самоочищения воды;

w — параметр, определяющий темп (скорость) накопления j -го радионуклида в донных отложениях водоема-охладителя (Λ и w — системные эмпирические характеристики водоема-охладителя, учитывающие в явной и неявной форме все его особенности и особенности его гидроценоза, т. е. гидрохимический, гидробиологический и гидрологический режимы экосистемы водоема-охладителя).

В явном виде изменения во времени удельной активности j -го радионуклида в воде водоема-охладителя $c_{\text{в}}(t)$ и в донных отложениях $c_{\text{д}}(t)$ определяются соотношениями:

$$c_{\text{в}}(t) = \tilde{c}_{\text{в}}(t) + \tilde{c}_{\text{д}}(t)F_{\text{в}}(\kappa_{\text{в}}, \kappa_{\text{д}}, M_{\text{в}}, M_{\text{д}}) \quad (5.25)$$

и

$$c_{\text{д}}(t) = \tilde{c}_{\text{д}}(t) + \tilde{c}_{\text{в}}(t)F_{\text{д}}(\kappa_{\text{в}}, \kappa_{\text{д}}, M_{\text{в}}, M_{\text{д}}), \quad (5.26)$$

* Напомним, что СП АС-88 устанавливают дозовые пределы для ограниченной части населения именно на таком временном интервале.

в которых $\tilde{c}_в(t)$ и $\tilde{c}_д(t)$ — значения удельной активности j -го радионуклида в воде и донных отложениях, накопленной ко времени начала наблюдений;

$F_в$ и $F_д$ — функции, определяющие взаимодействие донных отложений с водной массой водоема-охладителя; они зависят от значений коэффициента перехода радионуклидов из донных отложений в воду при взмучивании турбулентными пульсациями в водной массе ($\kappa_в$), значений коэффициента распределения j -го радионуклида в системе взвесь—вода ($\kappa_д$) и масс донных отложений ($M_д$) и воды ($M_в$).

Чтобы воспользоваться соотношениями (5.25) и (5.26) для определения удельной активности радиоактивного загрязнителя (j -го радионуклида) в воде и донных отложениях, — установить динамику активности j -го радионуклида [система (5.24)], надо знать ряд параметров, введенных при синтезе модели. Большинство этих параметров известно или рассчитывается известными методами, другие следует определять из временных рядов наблюдений на водоеме. К числу последних относится параметр самоочищения воды водоема-охладителя, его обычно определяют из результатов наблюдений за поведением радиоактивного загрязнителя в конкретном водоеме-охладителе.

Параметр самоочищения воды водоема-охладителя от радиоактивного загрязнителя (j -го радионуклида) определяют по данным об удельной активности этого радионуклида в воде и донных отложениях с учетом того экспериментального факта, что процесс самоочищения воды происходит со скоростью, существенно большей скорости радиоактивного распада нуклида. Опуская процедуру вывода, запишем соотношение для расчета Λ по обычно получаемой на АЭС экспериментальной информации о $c_д(t)$ и $c_в(t)$:

$$\Lambda = \frac{\lambda M_д [c_д(t) - c_{д0}(t_0)e^{-\lambda(t-t_0)}]}{M_в c_в(t) [1 - e^{-\lambda(t-t_0)}]} - \frac{G_\Phi}{M_в} (1 - \xi_{в\Phi}), \quad (5.27)$$

где t_0 — время начала измерений $c_д$ и $c_в$ на водоеме-охладителе.

Рассчитанные по этой формуле и экспериментальным данным значения Λ для водоема, расположенного в средней полосе бывшего Советского Союза, приведены в табл. 5.18.

Таблица 5.18

**Параметры самоочищения воды водоема-охладителя
АЭС в средней полосе России**

Нуклид	Λ , сут ⁻¹	$T_{\frac{1}{2} \text{ оч}}$, сут
⁵⁴ Mn	0,7 (0,4–1,0)	7,0 (0,7–1,7)
⁶⁰ Co	0,35 (0,2–0,6)	2,0 (1,2–3,5)
¹³⁴ Cs	0,045 (0,04–0,11)	16,0 (6,5–18,0)
¹³⁷ Cs	0,055 (0,04–0,13)	13,0 (5,5–18,0)

Примечание. В скобках указан разброс параметров, обусловленный погрешностями экспериментальных данных.

Как видно из таблицы, время полуочищения воды водоемов от всех радионуклидов (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, а также ¹⁴⁴Ce, ¹⁰⁶Ru, ⁹⁰Y) составляет несколько суток, в это же время для ⁹⁰Sr — год или даже годы*. По-видимому, эт. е. следствие известного факта: ⁹⁰Sr в воде обычно находится в растворенном виде, слабо аккумулируется гидробионтами и поэтому не выводится в течение длительного времени в донные отложения. Другие радионуклиды интенсивно аккумулируются гидробионтами, взвесями и в сравнительно короткое время выводятся из воды.

Обращает на себя внимание разброс значений Λ и соответственно времени полусамочищения воды водоема-охладителя, рассчитанных по формуле (5.27). Действительно, Λ для ¹³⁷Cs лежит в интервале от 0,04 до 0,13 сут⁻¹ (время полусамочищения от 5,4 до 18 сут). Конечно, этот разброс связан впрямую с разбросом экспериментальных данных об удельной активности нуклида в воде и донных отложениях, обусловленном малыми значениями активности, но в то же время реально отражает процессы, происходящие в водоеме.

Постоянная самоочищения воды водоемов-охладителей — величина, в которой скрыты особенности водоема, как бы его обобщенный параметр, который надо знать при расчете допустимого сброса радиоактивных веществ с жидкими отходами в водоем (согласно требованию СП АЭС). Расчет допустимого сброса должен быть сделан при проектировании АЭС, формула (5.27) работает только тогда, когда в водоеме уже есть радиоактивный загрязнитель.

* Вычислить Λ воды оз. Дружский после работы Игналинской АЭС в течение 3–4 лет не удастся из-за чрезвычайно низкой удельной активности радионуклидов, поступающих с АЭС, как в воде, так и в донных отложениях, невоспроизводимой от пробы к пробе (на 2012 год АЭС остановлена).

Таблица 5.19

Рассчитанные по формуле (5.28) значения параметров самоочищения воды водоемов-охладителей АЭС

Нуклид	Искусственный водоем		Оз. Друкшяй	
	Λ , сут ⁻¹	$T_{\frac{1}{2} \text{ оч}}$, сут	Λ , сут ⁻¹	$T_{\frac{1}{2} \text{ оч}}$, сут
⁵⁴ Mn	0,016	44	0,012	58
⁵⁸ Co, ⁶⁰ Co	0,040	17	0,030	23
⁶⁵ Zn	0,0018	390	0,0014	500
⁸⁹ Sr, ⁹⁰ Sr	0,0036	195	0,0028	250
¹⁰³ Ru, ¹⁰⁶ Ru	0,046	15	0,036	19
¹³¹ I	0,00036	1 950	0,00028	2 500
¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	0,040	17	0,030	23
¹⁴¹ Ce, ¹⁴⁴ Ce	0,045	15	0,036	19

Для расчета Λ некоторых радионуклидов можно воспользоваться информацией о содержании в воде и донных отложениях их стабильных аналогов или формулой

$$\Lambda = \frac{v_3 v_d}{H(1 + m\kappa_d)}, \quad (5.28)$$

где v_3 — темп седиментации взвесей (скорость заиливания водоема), кг/ (м² · год);

m — концентрация взвешенных частиц в воде водоема, кг/м³;

H — средняя глубина водоема, м;

κ_d — см. формулу (5.25, 5.26).

Все величины, входящие в соотношение (5.28), можно определить до пуска АЭС и полученное значение Λ применить для расчета допустимого сброса. Заметим, что результат определения Λ по формуле (5.28) удовлетворительно (в пределах разброса) согласуется с таблицей 5.19.

Есть и другие возможности оценки Λ будущего водоема-охладителя АЭС: по Λ , определенным на действующем водоеме-охладителе. Одна из таких возможностей основана на сравнении фильтрационных способностей дна того и другого водоемов.

Как уже было отмечено ранее, вода водоема-охладителя обладает свойством самоочищения, вследствие чего дно водоема становится местом накопления и хранения поступившего в него

радиоактивного загрязнителя, как говорят, *депозитарием радиоактивного загрязнителя*. Это создает условия, при которых даже малая доля загрязнителя (осевшего на дне), поднятая со дна, обусловит вторичное загрязнение воды водоема. Известны случаи, когда даже в отсутствие радиоактивных поступлений с АЭС в водоем в течение длительного времени в воде водоема-охладителя обнаруживался ранее поступивший радиоактивный загрязнитель. Причинами подъема радиоактивного загрязнителя со дна могут быть десорбция радионуклидов с частиц донных отложений, взмучивание донных наносов, вызванное воздействием турбулентных пульсаций, связанных с ветроволновыми нагрузками на водоем и русловыми течениями в водоеме.

Из соотношения (5.25) следует, что удельная активность j -го радионуклида, обусловленная вторичным загрязнением, равна

$$c_{\text{ввт}}(t) = \tilde{c}_d(t) F(\kappa_{\text{в}}, \kappa_{\text{д}}, M_{\text{в}}, M_{\text{д}}). \quad (5.29)$$

Видно, что для определения $c_{\text{ввт}}(t)$ необходимо знать, в частности, $\kappa_{\text{д}}^*$ — коэффициент, обратный мутности воды S , значение которой можно рассчитать. Расчет показывает, что ветроволновые нагрузки на водоем глубиной 4–8 м (характерная глубина искусственных водоемов-охладителей в средней полосе европейской части бывшего Советского Союза) при скорости ветра, большей 4–5 м/с^{-1**}, могут приводить к заметному влиянию вторичного загрязнения на формирование удельной активности радиоактивного загрязнителя в воде водоема. При меньшей скорости ветра эффект вторичного загрязнения воды водоема малосуществен. Естественно, что явление вторичного загрязнения воды водоема-охладителя зависит не только от его глубины и скорости ветра над зеркалом водоема. Оно существенно различно для разных донных отложений; их обычно классифицируют как илы тонкие, илы, илы с примесью песка, пески мелкие заиленные, первичные грунты. При равных условиях эффект вторичного загрязнения убывает при переходе от тонких илов к первичным грунтам. Так, коэффициент распределения радионуклидов (коэффициент распределения равен отношению активности в донных отложениях к активности в воде) между дном и водой при глубине водоема-охладителя 6 м и скорости ветра 5 м/с для тонких илов составляет $9,2 \cdot 10^3$, а для илов с примесью песка — $2,4 \cdot 10^4$.

* $\kappa_{\text{д}}$ — параметр, который, как отмечено ранее, определяет распределение радиоактивного загрязнителя в системе взвесь—вода.

** Обычная среднегодовая скорость ветра для ряда районов европейской части территории бывшего СССР.

Наряду с процессом взмучивания донных отложений в формировании вторичного радиоактивного загрязнения воды водоемов-охладителей может участвовать процесс десорбции радионуклидов из донных отложений. Однако оценки показывают, что этот процесс менее значим, чем процесс взмучивания.

Используя результаты расчета κ_d , можно оценить вклад вторичного загрязнения в удельную активность каждого из радионуклидов-загрязнителей в воде. В воде водоема-охладителя глубиной 5 м с заиленным дном (мощность илов 0,15 м) при $\rho = 2 \text{ кг/м}^3$, $\kappa_b = 8 \text{ м}^3/\text{кг}$ и $\kappa_d = 30 \text{ м}^3/\text{кг}$ (параметры, достаточно характерные для искусственных водоемов в средней полосе бывшего Советского Союза) удельная активность ^{60}Co примерно на 30% обусловлена вторичным загрязнением, а удельная активность ^{137}Cs , по оценкам авторов, — на 75%. Другие исследователи называют несколько отличные вклады вторичного загрязнения в удельную активность, но они того же порядка, причем растут с увеличением периода полураспада радионуклида. Для короткоживущих радионуклидов роль вторичного загрязнения воды мала, и при прогнозах удельной активности таких нуклидов в воде водоема этот процесс можно не рассматривать.

Тритий — один из радионуклидов, нарабатываемых на АЭС при работе ее на мощности. Естественно, что, как и другие радионуклиды, он может поступать в водоем-охладитель. Особенность его поведения в водоеме состоит в том, что он практически не выводится из воды водоема, и вследствие этого происходит постоянный обмен тритием между АЭС и водоемом-охладителем, обмен сопровождается постепенным накоплением трития в воде водоема. Количество нарабатываемого на АЭС трития и, следовательно, количество его, поступающее в водоем, зависит от типа реактора, установленного на АЭС, ее технологической схемы, поскольку типом реактора и технологической схемой АЭС определяются те каналы, в которых тритий образуется в наибольших количествах.

Тот факт, что между водоемом-охладителем и АЭС происходит постоянный обмен тритием, исключает при моделировании этого процесса возможность рассмотрения поведения трития на АЭС в отрыве от водоема и, наоборот, — в водоеме в отрыве от АЭС: необходимо рассматривать систему АЭС — водоем-охладитель. Эта система может быть представлена на разном иерархическом уровне агрегирования блоков АЭС и водоема, участвующих в образовании и транспорте трития, однако особенности поведения трития позволяют использовать достаточно высокий уровень иерархии при декомпозиции АЭС, а водоем-охладитель — одним

блоком, потери трития, из которого происходят единственным путем — с потерями водоемом воды (испарение, стоки, фильтрации в дно). Структурная схема модели динамики трития в системе АЭС — окружающая среда приведена на рис. 5.15. Модель учитывает тот факт, что тритий с АЭС поступает в водоем и в атмосферу (с газоаэрозольными выбросами). Математическая модель динамики трития в этой системе суть система дифференциальных балансовых уравнений вида

$$\frac{dA_i}{dt} = \sum_k \beta_{ik} - \lambda A_i + \sum_j g_{ij} \frac{A_j}{V_j} - \sum_l g_{il} \frac{A_i}{V_i}, \quad (5.30)$$

где A_i — активность трития в i -м блоке модели в момент времени t ;

β_{ik} — скорость поступления трития в i -й блок при образовании его по k -му каналу;

λ — постоянная распада трития;

g_{ji} — функция передачи трития одним блоком модели в другой;

V_i — количество воды в i -м блоке.

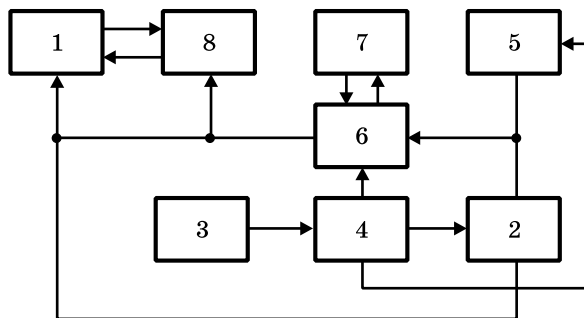


Рис. 5.15. Структурная схема модели динамики трития на АЭС: 1 — атмосфера; 2 — протечки, парения; 3 — источник образования трития (реактор); 4 — первый контур; 5 — второй контур; 6 — система водоочистки; 7 — жидкие сбросы; 8 — водоем-охладитель

Конкретное применение общей модели динамики трития к системе АЭС — окружающая среда, в частности к системе АЭС —

водоем-охладитель, при той же или иной технологической схеме АЭС (в зависимости от типа реактора, установленного на АЭС) может потребовать перекомпоновки структурной схемы, показанной на рис. 5.15. Однако сути модели это не меняет. Структурная схема динамики трития в системе АЭС с РБМК — водоем-охладитель имеет вид, представленный на рис. 5.16; математическая запись модели не отличается от (5.30).

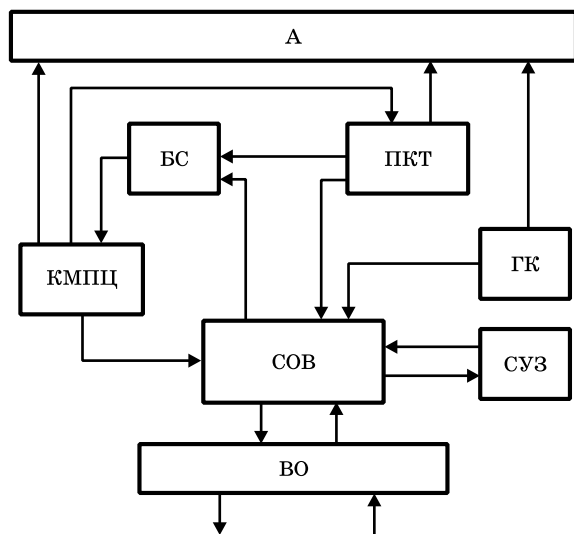


Рис. 5.16. Структурная схема модели переноса трития в системе АЭС — окружающей среда для АЭС с РБМК: А — атмосфера; БС — блок смещения; ПКТ — пароконденсатный тракт; КМПЦ — контур многократной принудительной циркуляции; ГК — газовый контур; СОВ — система оборотных вод; СУЗ — контур охлаждения СУЗ; ВО — водоем-охладитель

Параметры модели можно определить из результатов анализа временных рядов наблюдений за активностью трития в системах АЭС и водоеме-охладителе или методами параметрической идентификации. В результате применения приема параметризации модели сделан расчет накопления трития в воде водоема-охладителя АЭС с РБМК-1000 (рис. 5.17). Результаты

этого расчета, как видно из рис. 5.16 хорошо согласуются с данными прямого определения активности трития в водах водоема. Хорошее совпадение результатов применения модели с данными об удельной активности трития в воде водоема-охладителя (результаты наблюдения за активностью трития в водоеме в течение 10 лет) позволяет заключить, что модель достаточно адекватно отображает реальные процессы динамики трития в системе АЭС — водоем-охладитель и пригодна для долгосрочных прогнозов накопления трития в водоеме, хотя модель и не отражает мелкомасштабных флуктуаций в динамике трития, связанных с особенностями функционирования моделируемой системы.

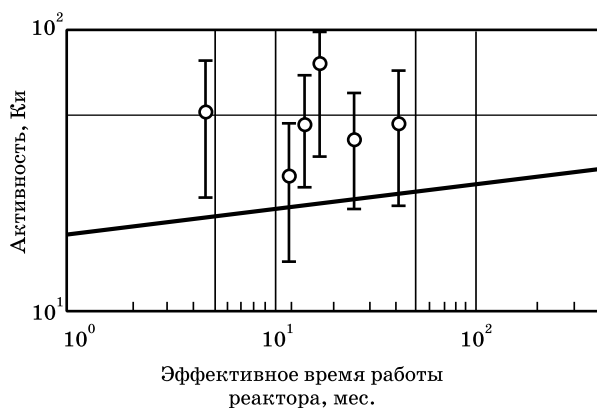


Рис. 5.17. Прогноз накопления трития в воде водоема-охладителя АЭС с РБМК-1000 (точки — результат измерения удельной активности трития в воде водоема)

С помощью этой модели показано (см. рис. 5.17), что к концу ресурсного срока работы АЭС удельная активность трития в воде водоема составит $\sim 5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л. Много ли это? Чтобы ответить на этот вопрос, можно рассчитать $ДК_{\beta}^T$ трития в воде водоема-охладителя, используя для этого специальную методику. Расчет показывает, что внешнее облучение β -частицами трития не создает заметных дозовых нагрузок даже при купании, поэтому не накладывает ограничений на удельную активность трития в воде (напомним: максимальная энергия β -частиц трития 18,6 кэВ, а средняя — 5,8 кэВ). Ограничение связано с внутренним облу-

чением при потреблении из водоема воды, если он используется для этого, или рыбы. В первом случае $ДК_v^T = 3 \cdot 10^{-8}$ Ки/л, во втором — $ДК_v^T = 1 \cdot 10^{-6}$ Ки/л, при комплексном использовании водоема следует в качестве $ДК_v^T$ принять первое значение. Сравнение $ДК_v^T$ с результатами прогноза по рассмотренной модели показывает, что удельная активность трития в воде водоема-охладителя к концу срока работы АЭС с большим запасом не достигнет допустимой. То же самое можно сказать по результатам прогнозирования накопления трития в оз. Друкшый — водоеме-охладителе Игналинской АЭС (удельная активность трития в нем к 2200 г. будет $3 \cdot 10^{-9}$ Ки/л).

Безусловно, сделанное сравнение не совсем корректно, так как в водоем-охладитель с АЭС поступает не только тритий, но и другие радионуклиды. Поэтому для определения $ДК_v^T$ в смеси с другими радионуклидами следует воспользоваться не только Методикой расчета допустимых радиоактивных поступлений в водоем. Однако при малости реально наблюдаемых поступлений как трития, так и других радионуклидов это не изменит общего вывода: поступление трития в водоем-охладитель АЭС с РБМК не вызывает опасений в части радиационных воздействий на человека. АЭС с ВВЭР поставляет в водоем больше трития, но расчет по модели (5.30) приводит к такому же выводу, что и для АЭС с РБМК.

На АЭС нарабатывается ^{14}C , он также может попасть в водоем-охладитель. Однако поступления ^{14}C столь малы, что нет необходимости делать каких-либо оценок о его радиационном воздействии на человека.

5.8. Продольный перенос радионуклидов речным потоком

Рассмотрение математической модели переноса радионуклидов в одномерном однородном потоке проводится с учетом следующих условий:

- имеются две фазы загрязнения: загрязнение в воде (раствор или взвешенные частицы) и загрязнение донных отложений;
- между фазами происходит обмен загрязняющим веществом. Поток вещества в растворенную (взвешенную) фазу пропорционален загрязнению верхнего слоя донных отложений. Поток загрязнения из воды в донные отложения пропорционален концентрации загрязнения в воде;
- процесс взаимообмена происходит в пределах равнодиффузионного слоя толщиной δ .

- в донных отложениях происходит миграция загрязнения по закону Фика;
- в объеме воды загрязнение переносится потоком воды и перемешивается за счет турбулентной диффузии;
- на участке русла отсутствуют области устойчивых водоворотов;
- общий расход боковых притоков пренебрежимо мал по сравнению с расходом в основном русле на наблюдаемом участке;
- процессы миграции в продольном и поперечном направлениях независимы.

Кроме перечисленных основных положений делаются дополнительные упрощения:

- пренебрегают продольной турбулентной диффузией по сравнению с адвективным переносом;
- считают, что загрязнение равномерно распределено поперек русла;
- пренебрегают распадом загрязняющего вещества.

В силу предположения о независимости перераспределения в продольном и поперечном направлениях распределение концентрации примеси q_f можно представить как произведение двух сомножителей

$$q_f(x, y, t) = q(x, t)q_{cr}(y, t),$$

где x — координата вдоль течения;

y — координата поперек русла;

t — время;

q — продольное распределение концентрации;

q_{cr} — поперечное распределение концентрации.

При полном перемешивании примеси в поперечном сечении речного потока функция q_{cr} оценивается выражением

$$q_{cr} = W(0)/W(x),$$

где $W(0)$ — расход реки в створе сброса;

$W(x)$ — расход реки на расстоянии x от места сброса.

Настоящий раздел посвящен рассмотрению сомножителя, описывающего продольное распределение примеси.

При сделанных предположениях распространение загрязнения вдоль русла описывается системой уравнений

$$\begin{aligned} \frac{\partial(qH)}{\partial t} &= -\frac{\partial(qvH)}{\partial x} + \alpha\rho|_{z=0} - \beta q; \\ \frac{\partial(\rho|_{z=0} \delta)}{\partial t} &= -\alpha\rho|_{z=0} + \beta q + D\left(\frac{\partial\rho}{\partial z}\right)_{z=0}; \end{aligned} \quad (5.31)$$

$$\frac{\partial p}{\partial t} = D \frac{\partial^2 p}{\partial t^2} \text{ при } z > 0.$$

Приняты следующие граничные и начальные условия:

$$q(0, t) = q_0(t) = \exp \left[-2 \left(\frac{t}{t_s} - 1 \right)^2 \right]; \quad (5.32)$$

$$q(x, 0) = 0; \quad \rho(x, 0) = 0.$$

где x — координата вдоль русла реки — начало координат в точке сброса;

z — вертикальная координата, направленная в глубь донных отложений, — начало координат на поверхности дна;

t — время; H — глубина реки;

v — скорость течения воды;

δ — толщина обменного слоя донных отложений;

$q(x, t)$ — концентрация загрязнения в воде;

$\rho(x, z, t)$ — концентрация загрязнения в донных отложениях;

D — коэффициент миграции загрязнения в донных отложениях;

α, β — кинетические параметры, характеризующие взаимный обмен загрязняющим веществом между водой и донными отложениями;

t_s — временной параметр, характеризующий длительность сброса.

Загрязнение обменного слоя в $\sigma(x, t)$ не включается. Как видно из рис. 5.18 и 5.19, распределение $\sigma(x, t)$ существенно отличается от распределения $q(x, t)$. У $\sigma(x, t)$ не наблюдается колоколообразной волны. Зависимость $\sigma(x, t)$ монотонна, причем максимальное значение прогнозируется вблизи точки сброса на протяжении всего времени. Таким образом, после прекращения сброса примесей участок вблизи места сброса продолжает оставаться наиболее загрязненным.

Расчет показал, что такая ситуация должна наблюдаться десятки тысяч часов (несколько лет).

Из рисунка 5.20 видно, что при увеличении длительности сброса форма кривой распределения сохраняет тот же вид, но загрязнение донных отложений возрастает.

Результаты натурных наблюдений говорят в пользу описанной модели. Так, наиболее загрязненный участок р. Течи по-прежнему расположен в верхнем течении, хотя сброс радиоактивных веществ с комбината «Маяк» прекращен более 50 лет назад.

Аналогично, самым загрязненным участком донных отложений р. Припяти по-прежнему остается именно та часть, которая была загрязнена в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., хотя с тех пор прошло более 25 лет.

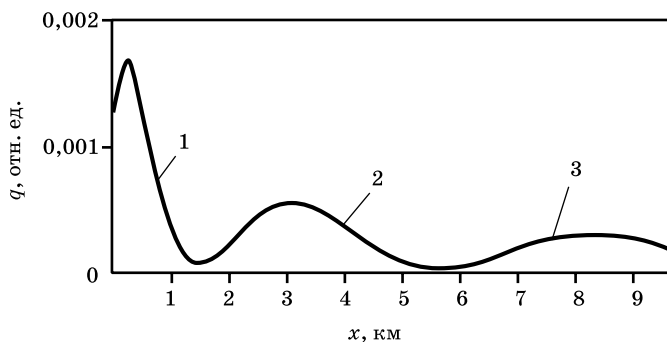


Рис. 5.18. Распределение загрязнения воды вдоль русла реки через 10 (1), 100 (2), 260 ч после сброса (3) (по оси абсцисс — расстояние от места сброса, ординат — удельная активность воды)

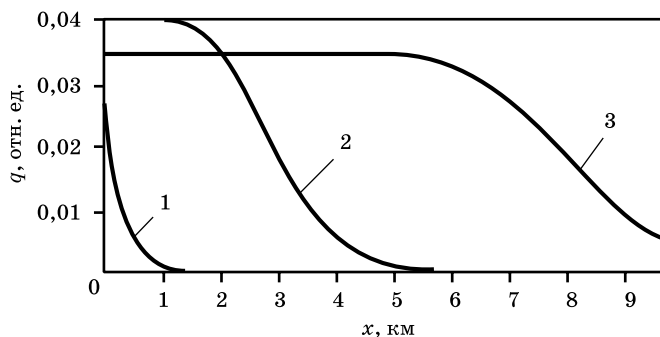


Рис. 5.19. Распределение загрязнения донных отложений вдоль русла реки через 10 (1), 100 (2), 260 ч после сброса (3) (по оси ординат — загрязнение единицы площади дна)

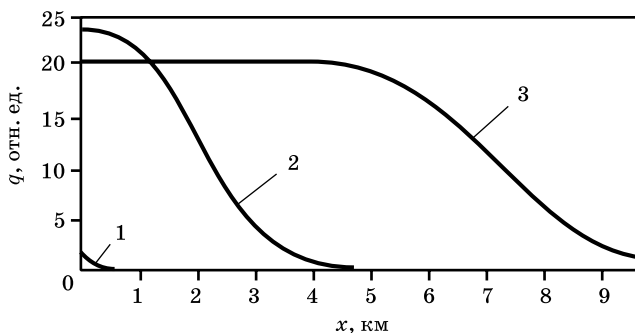


Рис. 5.20. То же, что на рис. 5.18, при длительности сброса 50 ч

Следует отметить, что использовавшиеся до настоящего времени модели переноса радиоактивных примесей речным потоком дают качественно другой прогноз. По математической форме они являются вариантами телеграфного уравнения. Модели этого типа в той или иной степени прогнозируют перемещение заднего фронта загрязнения вниз по течению сразу после прекращения сброса. Но в действительности такая картина наблюдается лишь в исключительных случаях.

Сопоставление приведенных результатов и натурных наблюдений показывает, что миграция загрязнения в донных отложениях имеет решающее значение для распространения загрязнения в речном русле, несмотря на то, что ее скорость гораздо меньше других составляющих переноса.

Контрольные вопросы и задания

1. Опишите основные свойства и процессы переноса радионуклидов космического происхождения.
2. Каковы механизмы переноса радионуклидов земного происхождения?
3. Как распространяются радионуклиды при ядерных взрывах?
4. Опишите основные модели переноса радионуклидов в атмосфере.
5. Каковы механизмы ветрового подъема.
6. Модели миграции радионуклидов в водных экосистемах.
7. Процессы переноса радионуклидов речным потоком.

Глава 6

РАДИОАКТИВНОСТЬ ЛИТОСФЕРЫ

Введение

Литосфера (земная кора) — твердая верхняя оболочка Земли (средней толщиной 33 км) из вулканических и осадочных горных пород. Под океаном она сложена в основном из базальтовых пород, а под континентом — над нижним слоем преимущественно базальтовых пород лежит слой гранитных, а еще ближе к поверхности — слои гранитных и осадочных пород. Самым верхним и очень тонким (как правило, толщиной не более 1 м) является почвенный покров.

Литосфера является основным резервуаром естественных радионуклидов на Земле. Вместе с другими элементами радиоактивные элементы входили в состав первичного вещества, из которого была сформирована Земля. В настоящее время в Земной коре содержание естественных радионуклидов следующее:

^{40}K (калий-40), $T_{1/2} = 1,31 \cdot 10^9$ лет; содержание 2,5%.

Средняя удельная активность $7,8 \cdot 10^2$ Бк/кг.

Масса $12,4 \cdot 10^{19}$ т.

Активность $3,1 \cdot 10^{31}$ Бк.

^{232}Th (торий-232), $T_{1/2} = 1,4 \cdot 10^{10}$ лет; содержание $1,3 \cdot 10^{-3}\%$.

Средняя удельная активность 32 Бк/кг.

Масса $3,2 \cdot 10^{20}$ т.

Активность $1,3 \cdot 10^{30}$ Бк.

^{235}U (уран-235), $T_{1/2} = 7,13 \cdot 10^8$ лет; содержание $1,8 \cdot 10^{-5}\%$.

Средняя удельная активность 1,8 Бк/кг.

Масса $8,8 \cdot 10^{15}$ т.

Активность $7,1 \cdot 10^{28}$ Бк.

^{238}U (уран-238), $T_{1/2} = 4,5 \cdot 10^9$ лет; содержание $2,6 \cdot 10^{-4}\%$.

Средняя удельная активность 37 Бк/кг.

Масса $1,26 \cdot 10^{19}$ т.

Активность $1,5 \cdot 10^{30}$ Бк.

Напомним, что кроме этих ЕРН, имеющих существенное значение для радиоэкологии, в земной коре имеется еще целый ряд естественных радионуклидов, которые практически не влияют на биосферу либо из-за большого периода полураспада ($>10^{16}$ лет): ^{48}Co , ^{87}Rb , ^{96}Zr , ^{130}Te , либо из-за очень низкого содержания — ^{138}La , ^{176}Lu , ^{187}Re .

По ЕРН был определен возраст Земли T . Наиболее надежно T определяется по ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th и их конечным продуктам распада — ^{206}Pb , ^{207}Pb и ^{208}Pb . В наиболее простом виде метод состоит в следующем. Число образовавшихся атомов радиогенных изотопов свинца ($X' - X_0$) (X' — настоящее, X_0 — первоначальное) за время существования Земли T равно числу распавшихся за это время ядер урана ($N - N_0$) (N — настоящее, N_0 — первоначальное):

$$X' - X_0 = N - N_0 = N(e^{\lambda T} - 1).$$

Определяют отношение содержания радиогенного свинца X' и X_0 к единственному стабильному изотопу свинца ^{204}Pb , который не является продуктом радиоактивного распада. Обозначив настоящее и исходное содержание ^{204}Pb соответственно a' и a_0 (причем $a' = a_0$), получим

$$\frac{X'}{a'} - \frac{X_0}{a_0} = \frac{N}{a'}(e^{\lambda T} - 1).$$

Из результатов масс-спектрометрических определений x'/a' в образцах из «запечатанных» горных пород (свинцовых руд и минералов) и x_0/a_0 в образцах железных метеоритов (первичного вещества), а также из измерений N можно определить величину T . Типичное отношение x'/a' для ^{206}Pb — 15–18, для ^{207}Pb ~15,3; а x_0/a_0 для ^{206}Pb ~9,4, для ^{207}Pb ~10,3. В результате получим достаточно надежную оценку возраста Земли — $4,5 \cdot 10^9$ лет. Позднейшие исследования показали, что после образования Земли (~3,75 · 10⁹ лет назад) земная кора сформировалась через $0,4 \cdot 10^4$ лет.

Для радиоэкологии особый интерес представляет радиоактивность почвенного покрова, поскольку он является пограничным

между литосферой, атмосферой и гидросферой и непосредственно влияет на наземную растительность и животный мир, формирует основные компоненты дозы облучения на открытой местности, во многом определяет вертикальные и горизонтальные процессы переноса радионуклидов и т. д.

6.1. Радиоактивность горных пород

Содержания ЕРН в объектах окружающей среды по существу прямо или косвенно определяются радиоактивностью горных пород, содержащих основную массу радиоактивных элементов. Действительно, радиоактивность почв связана непосредственно с радиоактивностью подстилающих (материнских) пород (из-за процессов выветривания, выщелачивания, растворения и т. д.), радиоактивность поверхностных вод — с радиоактивностью пород верхних геологических горизонтов (в основном осадочных пород) и почв (из-за процессов абразии берегов, растворения ЕРН, адсорбции и т. д.). Радиоактивность почв определяет в значительной мере содержание радионуклидов в биологических материалах и приземном слое воздуха (за счет процессов аккумуляции ЕРН растениями через корневую систему и через поверхности надземной части растений в первом случае и за счет процессов эманирования радона и торона с земной поверхности и ветрового подъема ЕРН с земной поверхности). Имеется взаимозависимость радиоактивности почв и растений, почв и атмосферы. Радиоактивность растений определяется как почвами, так и атмосферой, из которой непосредственно или через осадки некоторые радионуклиды поступают в растения. С другой стороны, после гибели растений большая часть их радионуклидов переходит в почву.

Радионуклиды земного происхождения вводятся в атмосферу в результате эманирования с земной поверхности (радон, торон и продукты их распада) и выветривания горных пород, почв с образованием радиоактивных аэрозолей. С другой стороны, происходит самоочищение атмосферы в результате осаждения радиоактивных аэрозолей на земную поверхность и вымывания их осадками (дождем, снегом).

В таблице 6.1 сведены известные в литературе данные о средних содержаниях ЕРН в изверженных (магматических) горных породах.

В изверженных породах имеется тенденция к увеличению содержания урана с ростом содержания SiO_2 (от ультраосновных к кислым породам). Наивысшее содержание урана среди известных пород имеют кислые сиениты и граниты.

Таблица 6.1

Изверженные (магматические) породы	А, Бк/кг			
	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	⁴⁰ K
Изверженные породы	18,5–52 ср. 30	48–130 ср. 39	48–137 —	815–925 ср. 658
1. Кислые (граниты, сиениты, липариты) SiO ₂ (60–75%)	7,4–740 ср. 43	12–364 ср. 64	—	496–2 790 ср. 1 115
Граниты	52–111	85–480	95–115	1 070– 1 110
2. Промежуточные, средние (диорит, андезит) SiO ₂ (52–65%)	6–160 ср. 41	10–128 ср. 60	—	465–1 860 ср. 837
3. Основные (габбро, базальт) SiO ₂ (40–52%)	6,0–10,0	10–12	14	240–434
Базальт	6,3	8,1	18–41	160
4. Ультраосновные (дунит, перидот) SiO ₂ < 40%	0,4–7,0	7,0– 25,0	7	124–150

В горных породах уран входит в кристаллическую структуру силикатов или находится в подвижной форме (до 90% урана в некоторых гранитах) и легко выщелачивается. Высокая интенсивность миграции и способность к концентрированию определяют типы урановых рудообразований, в том числе в магматических породах. В целом радиоактивность магматических пород выше, чем осадочных. Особо высокой радиоактивностью обладают граниты, содержащие 50–110 Бк/кг ²³⁸U, 85–480 Бк/кг ²³²Th, 95–115 Бк/кг ²²⁶Ra и 1 070–1 110 ⁴⁰K.

К гранитам пространственно тяготеют подземные радоновые воды (в корях выветривания, зонах трещиноватости и др.) с содержанием ²²²Rn 1–40 кБк/л.

Надо отметить, что некоторые магматические породы значительно обогащены ураном и торием. Так, некоторые сиениты и граниты содержат до 1 250 Бк/кг ²³⁸U и до 400 Бк/кг ²³²Th. Некоторые минералы обладают высокими содержаниями U или Th и являются основными компонентами радиоактивных руд. Основные урановые минералы — настуран, уранинит, урановая

смолка (50–80% U, 0–10% Th) и другие, а основными ториевыми минералами являются аронгит (66% Th, 1% U), торанит, торит (45–65% Th, 9–10% U), моноцит (< 25% Th, < 0,5% U) и моноцитовые пески (< 16% Th).

В таблице 6.2 приведены средние содержания ЕРН в типичных осадочных породах.

Таблица 6.2

Осадочные породы	А, Бк/кг			
	²³⁸ U	²³² Th	²²⁶ Ra	⁴⁰ K
известняки	11–148 ср. 30	3–22 ср. 7	–	31–372
карбонатные породы	6–30 ср. 17	1,4–8,4 ср. 4,6	–	16–93 ср. 62
карбонаты	18–27	4–8	15–37	85–92
доломиты, сидериты	4–43 ср. 14,8	1,2–3,3 ср. 1,9	–	15,5–81
песчаник	3,6–98 ср. 19	26–120 ср. 12	26	34–930 ср. 527
алевриты	5,5–22,1 ср. 14,8	6,8–34,0 ср. 20	–	186–620 ср. 311
гипс, ангидрит	1,2	0,8	–	–
глины, аргиллиты	42	48	–	–
Глины	36–41	45–49	–	718–819
глины квасцовые	≤3 670	3,7–6,3	2 200	1070
глины красные	11–30 18–37	22–96 30–111	420–1 720	– 480–1 220
глинистый сланец	10–1 107 ср. 49	20–68 ср. 46	15	186–1 270 ср. 840
Сланцы	44	45–48	–	700

Среди осадочных пород наибольшей радиоактивностью обладают глинистые сланцы (особенно битумизированные, карбонатного и фосфатного типа) и фосфатные породы. Первые могут содержать до 14 760 Бк/кг ²³⁸U и до 80 Бк/кг ²³²Th, а вторые —

до 3 700 Бк/кг ^{238}U и до 82 Бк/кг ^{232}Th . Повышенной радиоактивностью отличаются некоторые глины, особенно квасцовые: до 3 670 Бк/кг ^{238}U , до 2 200 Бк/кг ^{226}Ra и до 1 070 Бк/кг ^{40}K .

По степени радиоактивности осадочные материалы разделяются на 4 группы:

1) *низкой активности* (до 3,65 Бк/кг) — кварц, кальцит, доломит, сидерит, ангидрит, гипс, каменная соль;

2) *средней активности* (3,65–36,5 Бк/кг) — лимонит, барит, магнетит, турмалин, корунд, гранат, роговая обманка;

3) *повышенной активности* (36,5–365 Бк/кг) — слюда, глины, полевые шпаты, калийные соли, апатиты, глаукониты, трепелы, каолин, гидрослюда, глинистый бентонит, обсидиан, сильвин;

4) *очень высокой активности* (>365 Бк/кг) — циркон, монацит, ортит.

Соответственно этому различаются по степени радиоактивности и осадочные породы.

Пониженная радиоактивность характерна для хемогенных отложений (ангидриты, гипсы, каменная соль), чистых песков, песчаников, известняков, доломитов.

Средняя радиоактивность характерна для заглинизированных песков, песчаников, известняков и доломитов, алевроитов и мергелей, причем радиоактивность возрастает с ростом степени заглинистости.

Повышенная радиоактивность характерна для глин, глинистых сланцев, фосфоритов и калийных солей.

Часто повышенной радиоактивностью обладают каменные угли и битумы, иногда и чистые пески, песчаники и известняки, если они обогащены монацитовыми, глауконитовыми фракциями. Иногда повышенная радиоактивность осадочных пород связана с пластовыми водами хлоркальциевого и, особенно, сульфидно-кальциевого типа.

Из-за высокой миграционной способности урана и способности его к концентрированию формируются многие типы урановых рудообразований в гидротермах, углях, битумах, углистых сланцах, песчаниках, торфяниках, фосфоритах, бурых железняках, глинах с костными остатками рыб (литофациями). Урановые месторождения по **особенностям миграции** принято разделять на *механические*; *физико-химические* (в том числе из поверхностных и подземных вод); *биогенные* (обусловлены концентрированием урана живыми организмами) и *техногенные* (обусловлены физико-химическими процессами при промышленной деятельности, в том числе переотложениями урана при подземном выщелачивании и др.).

По происхождению месторождения разделяются на *эндогенные* (магматические, песчановые, гидротермальные); *экзогенные* (выветривание и осаждение); *металлургические* и иные.

Урановые месторождения по содержанию урана разделяют на очень богатые (0,3–2,5%), богатые (0,1–0,3%, они составляют около 60% мировых запасов), рядовые (0,05–0,10% — 15% мировых запасов) и бедные (0,03–0,05% и менее — 25% запасов). Кроме того, уран в рассеянном виде входит в состав более 150 пород и минералов. Среди них — граниты (содержание $\sim 2,5 \cdot 10^{-3}\%$), сланцы ($\sim 1,5 \cdot 10^{-2}\%$), фосфаты ($\sim 1 \cdot 10^{-2}\%$), а также многие руды (например, в медной руде $\sim 1,5 \cdot 10^{-2}\%$).

Кроме урановых месторождений, урановые аномалии могут быть связаны с месторождением углей, сланцев, торфа, фосфатов, нефти и газа.

В некоторых случаях урановые аномалии связаны с ураносодержащими породами с небольшой глубиной залегания (до 100 м), углеродисто-глинистыми сланцами, глауконитовыми и оболовыми песками и песчаниками (с содержанием $U > 600$ Бк/кг); бокситами и углистыми сланцами нижнего карбона ($U > 240$ Бк/кг), углеродсодержащим гравелитом, песчаниками и алевролитами ($U > 60$ Бк/кг), приповерхностными гранитами и гнейсами ($U > 60$ Бк/кг).

Средние содержания ЕРН в основных метаморфических горных породах приведены в табл. 6.3.

Таблица 6.3

Метаморфические породы	А, Бк/кг		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
диабаз	18	18	148
кварц-порфир	85	96	1517
кварциты	18,5–30	20–33	629
бокситы	104–135	333	740
кристаллический доломит	6,1	4,0	—
гнейс	37	40	—
серпентинит	0,24	0,4	—
скарн	37	60	—
амфиболит			
вулканич. происхожд.	6,1	8	—

Окончание табл. 6.3

Метаморфические породы	А, Бк/кг		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
осадочн. происхожд.	24,6	32	—
гнейсы, кр. сланцы	34–60 ср. 47	40–120 ср. 62	160–1 050 ср. 1 020
метааргиллит, сланцы	31	40	—
роговики (осад. происх.)	25	40	—
фосфориты	1 970	—	—

Среди метаморфических пород также встречаются породы, обогащенные ураном и торием вплоть до 25 000 Бк/кг ^{238}U и до 1 750 Бк/кг ^{232}Th .

В земной коре (особенно в породах и минералах с повышенным содержанием урана) имеются продукты спонтанного деления урана (S , f). Общее количество продуктов деления в земной коре довольно велико (например ^{90}Sr — $5 \cdot 10^{16}$ Бк), но их удельная активность чрезвычайно мала (например, удельная активность ^{90}Sr — $2 \cdot 10^{-6}$ Бк/кг).

В 1972 г. в Западной Африке, в Габоне (Окло), обнаружена радиоактивная аномалия, на которой около 2 млрд лет назад в течение 10^5 – 10^6 лет протекали процессы, обусловленные цепной реакцией деления ^{235}U . Это место — месторождение урановых руд в песчаниках с содержанием урана 0,1–1,0% и локальными включениями уранила (UO_2) с содержанием 20–60% между прослойками глинистого сланца и битума с развитой циркуляцией геотермальных вод (размеры включений до 10–20 м и толщиной до 1 м). В природном уране $2 \cdot 10^9$ лет назад содержалось ~ 3,7% ^{235}U . В целом высокое содержание урана со значительным содержанием в нем ^{235}U , наличие воды, отсутствие элементов, поглощающих нейтроны, создали условия развития самоподдерживающейся цепной реакции деления.

Эта исключительно интересная геохимическая аномалия позволяет получить интересные для настоящего времени данные о миграции продуктов деления и трансурановых элементов в природных условиях. По балансу таких продуктов деления как Ru, Kr, Xe, Nd, Sm определены:

- время протекания реакции — $1\,950 \pm 30$ млн лет;
- длительность протекания реакции — $(n \cdot 10^3 - 1 \cdot 10^6)$ лет) по соотношению радионуклидов ^{143}Nd и ^{144}Nd ;

- полный поток нейтронов — 10^{21} нн/см² по ^{147,148}Sm;
- уровень мощности — 16 500 МВт/год, что эквивалентно 16 блокам ВВЭР.

Определены миграционные особенности продуктов деления в различных средах.

6.2. Радиоактивность почв

Почва является наиболее распространенным на поверхности Земли природным ионнообменным материалом на границе литосферы и атмосферы — главным резервуаром радионуклидов (ЕРН — литосфера, ИРН — атмосфера). Она является наиболее емким и самым инерционным звеном в цепочках переноса радионуклидов в биологические объекты. Поэтому проблеме радионуклидов в почве уделяется особое внимание в радиоэкологии.

В процессе почвообразования ЕРН приносились от разрушавшихся материнских (подстилающих) пород в виде дисперсного материала, накапливались в тонких фракциях почвы в результате захвата (сорбции) их глинистым и коллоидным веществом. Поэтому содержание ЕРН в почвах определяется их содержанием в материнских породах, процессами выщелачивания их из этих пород подземными водами и другими процессами. ЕРН в процессе почвообразования и позднее участвуют в общем круговороте — часть их с газами через почву эманурует в атмосферу, часть концентрируется в наземных растениях, часть с грунтовыми водами и осадками выносятся в гидросферу.

Радиоактивность почв обусловлена рядом факторов:

- подстилающих материнских пород и характеристиками их выветривания. Наивысшая радиоактивность почв имеет место для подстилающих пород изверженного типа (граниты, гнейсы и др.);
- условиями осаждения и адсорбции ЕРН, влияющими на ионы радиоактивных элементов и их комплексы с различными анионами (для урана — с анионами VO_4^{3-} , PO_4^{2-} , AsO_4^{2-} , CO_3^{2-}), почвенными коллоидами, гидроксидами (для урана — с гидроксидами Si, Al, Ti, Fe, Mn)/pH почвенного раствора;
- реакциями образования комплексов с органическим (гумусным) материалом;
- действием микроорганизмов;
- действием климатических условий. Например, уран в общем значительно более подвижен в почвах регионов с полуаридным и аридным климатом, чем в почвах, насыщенных влагой, в тропических районах. Это является ре-

зультатом низкого содержания органического материала в почвах аридных регионов.

Одним из наиболее существенных факторов является влияние подземных вод, в том числе из глубоколежащих водоносных горизонтов высокоминерализированных пластовых вод. Для содержания некоторых радионуклидов (^{226}Ra , ^{222}Rn и его ДПР) в почвах иногда существенное значение имеет не только влияние подземных вод, но и подземных газов.

Именно этими факторами определяются сильная вариация содержания ЕРН и различия содержаний ЕРН в почвенных горизонтах. Вариация содержания U для нормальных почв ограничивается пределами $<12\text{--}100$ Бк/кг, а для почв урановых аномалий — $600\text{--}12\,500$ Бк/кг.

Во многих нормальных почвах горизонт А обогащен ураном из-за гумусных материалов (комплексов гумуса с глиной, силикатами, железом).

На некоторых ураноносных площадях может быть сильно обогащен ураном горизонт В (по сравнению с горизонтом А) из-за адсорбции и (или) конфискации (поглощения) его гидроксидами железа, алюминия, марганца и других соединений.

Содержание ^{222}Rn в почвенном воздухе варьирует в пределах от 0,37 до 740 кБк/м³ и зависит от радиоактивности и степени выветривания подстилающих материнских пород, структуры, текстуры и состояния почв. С содержанием ^{222}Rn в почвах естественно связаны и содержания его ДПР (^{210}Pb , ^{210}Bi и ^{210}Po), которые накапливаются в почве в результате распада ^{222}Rn и в результате процессов осаждения.

Данные о содержаниях ЕРН в почвах сведены в табл. 6.4.

Таблица 6.4

Почвы	А, Бк/кг		
	^{238}U	^{232}Th	40К
1	2	3	4
Земная кора	33 28–44	39 41–53	656 740–818
почвы	10–50 ср. 25	7–50 ср. 25	100–700 ср. 370
Почвы:			
— сероземы	31	48	670
— серо-коричневые	28	41	700

Окончание табл. 6.4

Почвы	А, Бк/кг		
	238U	232Th	40K
1	2	3	4
— каштановые	27	37	550
— черноземы	22	36	410
— серые лесные	18	27	370
— дерново-подзол.	15	22	300
— подзолистые	9	12	150
— торфянистые	6	6	90
Диапазон	6–50	7–53	100–700
Ср. мировые	26	26	370

Общей особенностью пространственного распределения ЕРН в почвах является увеличение их содержания к югу, что связано с ландшафтным и геологическим строением земной коры. Главными факторами, определяющими содержание ЕРН в почве, являются радиогеохимические особенности подстилающих пород. Другим фактором являются ландшафт и интенсивность потока солнечной радиации на земную поверхность. Почвы Севера со слабоминерализованными кислыми и гидрокарбонатно-кальциевыми инфильтрационными водами обеднены ЕРН. Почвы юга семиаридной и аридной зон (лесостепная, степная, полупустынная) с сульфатно-карбонатными и хлоридными водами с высокой минерализацией обогащены ЕРН. Так, территорию России по содержанию ЕРН в почвах и уровню обусловленной этим радиации можно разделить на три зоны.

Зона пониженной радиации — равнинная часть севера России — тундровый и таежный ландшафты. Содержание ЕРН в подстилающих горных породах низкое, также низкое содержание ЕРН в глеевых, болотно-подзолистых и болотных почвах (~14% территории России).

Зона умеренной радиации — лесостепные, таежные и горно-таежные ландшафты. Содержание ЕРН в осадочных и магматических породах соответствует средним, а содержание ЕРН в дерново-подзолистых и подзолистых почвах несколько выше, чем в северной зоне (~65% территории России).

Зона повышенной радиации — степные и горно-степные ландшафты. Содержание ЕРН повышено в подстилающих кислых магматических породах и почвах степной зоны (лугово-черноземные, каштановые) и горно-таежной зоны (дерново-подзолистые и подзолистые) (~17% территории России).

Связь содержания ЕРН с типом почв ясно видна из приведенной выше табл. 6.4.

Мощности эквивалентной дозы (МЭД) в воздухе на высоте 1 м над поверхностью почвы от единицы удельной активности (Бк/кг) ЕРН равны 0,662 нГр/ч, 0,427 нГр/ч и 0,043 нГр/ч соответственно от ^{232}Th , ^{238}U , ^{40}K (для почвы плотностью 1,6 г/см³, влажностью 10% и в предположении, что все продукты распада ^{238}U и ^{232}Th находятся в радиоактивном равновесии со своими предшественниками). Вклады от ЕРН в суммарную МЭД 44 нГр/ч составляют 11, 17 и 16 нГр/ч для ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K соответственно, при их среднем содержании в почвах (или 25, 40 и 35% суммарной МЭД) соответственно для ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K .

Результаты исследований 1964–1987 гг. в 23 странах (около половины населения земного шара) показали, что средние по странам (регионам) МЭД варьируют в пределах 24–85 нГр/ч. Значения МЭД для регионов варьируют от минимального для Канады (24 нГр/ч) до максимальных в Норвегии (73 нГр/ч), Швеции и Китае (80 нГр/ч).

Из-за высокого значения МЭД в таком огромном регионе, как Китай, предпринято дополнительное исследование удельной активности ЕРН в почвах. Выявлено, что средние удельные активности ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K приблизительно вдвое выше, чем принятые НКДАР ООН в качестве среднемировых величин. К среднемировым величинам МЭД близки величины МЭД для ФРГ, Венгрии, Италии, Японии (50–60 нГр/ч), особенно МЭД для США (46 нГр/ч), Великобритании (40 нГр/ч), Ирландии (42 нГр/ч), Бельгии и Австрии (43 нГр/ч).

Наибольшие уровни МЭД из-за высокой радиоактивности почв выявлены в ряде районов Индии и Бразилии: 150–1000 нГр/ч и вплоть до 6 000 нГр/ч в штатах Керала и Тамилнад (Индия) из-за монацитового песка, содержащего до 8–10% вес. тория; 130–1 200; 220–4 200 и 110–1000 нГр/ч для городов Гуарапари, Лиампа, Паус-ди-Калдас (Бразилия) соответственно.

Эти аномалии связаны с россыпями тяжелых песков, содержащих монацит, в котором содержание ^{232}Th доходит до 10%. В Индии аномалии представляют собой залежи монацита длиной 250 км и шириной около 0,5 км.

Радиоактивные аномалии в Бразилии также связаны с монацитовыми песками вдоль атлантического побережья (штаты Эспириту-Сайбу, Рио-де-Жанейро) и в районе геологического разлома вдали от побережья (штат Минья-Жерайе). Значительные аномалии различной природы выявлены также в провинциях Лацио и Кампанья (Италия), на Мадагаскаре, в Нигерии, во Франции (в основном до 2 мкГр/ч) и Иране (г. Рамсер) в районе с высоким содержанием ^{226}Ra в воде на площади в несколько квадратных км (0,7–50 мкГр/ч), на севере в районах, где процесс почвообразования заторможен (тундровые почвы), и на территориях, подверженных действию ледников (север Норвегии, Аляска), в почвенном покрове также обнаруживается значительное количество урана (>10 раз выше, чем среднемировые).

Повсеместно распространены менее четко выраженные природные радиоактивные аномалии, связанные, как правило, с изверженными породами, некоторыми глинами, песчаниками и другими породами с высоким содержанием ЕРН.

Для малых (локальных) аномалий над рудным телом, содержащим повышенное количество урана, в типичном случае над земной поверхностью достаточно резко изменяется интенсивность излучения урана, более резко — излучение ^{222}Rn и еще более резко — излучение ^{226}Ra .

Особый интерес представляют данные о содержаниях в почвах ДПР ^{222}Rn , которые не представлены в таблицах. Содержание ^{222}Rn и его ДПР в основном определяется потоком радона из глубины земной коры (с газом и в составе подземных вод). Содержание в почвах ^{210}Po варьирует в пределах 9,6–555 Бк/кг и иногда меньше равновесного. Величина отношений $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ в верхнем (0–5 см) слое почвы значительно больше 1 и уменьшается с глубиной.

Замечено существенное влияние мощности растительного покрова на содержание ^{210}Pb в почвах. Так, при исследовании содержания ^{210}Po в почвах сосновых лесов определено, что содержание ^{210}Pb минимально в суглинистых, лишенных растительности почвах ~ 85 Бк/кг, при наличии развитого растительного покрова ~ 320 Бк/кг, а при наличии мхов — до 470 Бк/кг.

Детальное исследование полного радионуклидного состава почв и проверка выполнения условий радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th трудоемки и дороги. Таких исследований выполнено немного. В основном из таких исследований на трех участках в гумидной климатической зоне, отличавшихся по генезису радиоактивного загрязнения, изучались содержания ЕРН. Участок № 1 на дерново-луговой почве загрязнен в результате

выхода на поверхность высокоминерализованных пластовых вод; участки № 2 и № 3 на глее-подзолистой почве, либо со скоплениями видоизмененной радиоактивной породы (уч. № 2), либо с повышенной радиоактивностью в результате включения радиоактивной породы в процесс почвообразования.

На всех этих участках по сравнению с первоначальными содержания ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{210}Po , ^{222}Rn и ^{220}Th были повышены в $10\text{--}10^3$ раз (для участков № 2 и № 3 — также ^{238}U и ^{234}U).

Таблица 6.5

№ участка	А, Бк/кг							
	^{238}U	^{234}U	^{232}Th	^{230}Th	^{228}Th	^{226}Ra	^{224}Ra	^{210}Po
1	48	44	27	25	1 480	10 100	320	7 880
2	700	855	24	61 200	3 885	35 150	200	41 330
3	2 780	1 154	22	235 200	10 064	14 130	115	10 175

Наибольшие содержания имеют место для ^{226}Ra , ^{210}Po и ^{230}Th . Радиоактивное равновесие нарушено как в ряду ^{238}U , так и ^{232}Th . Отмечено, что степень нарушения равновесия изменяется по профилю почвы как из-за отсутствия равновесия в источнике загрязнения, так и из-за различия миграционной способности радионуклидов в почвах. Этот эффект иллюстрируем результатами определения изотопных отношений для различных почвенных слоев на участках № 1 и № 3:

Таблица 6.6

№ участка	Глубина, см	$^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$	$^{230}\text{Th} / ^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra} / ^{230}\text{Th}$	$^{228}\text{Th} / ^{230}\text{Th}$	$^{228}\text{Th} / ^{224}\text{Ra}$
1	0–5	1,88	190	2 809	14,7	1,33	2,73
	5–10	1,18	112	3 667	32,7	0,22	1,68
	10–15	1,20	23	1 562	67,5	1,24	2,14
	15–20	0,88	2,3	682	300	3,86	2,14
	25–30	0,52	5,0	52	10,4	0,43	1,20
	40–45	0,63	2,1	4,1	2,0	0,90	1,22
2	0–15	1,01	128	141	1,10	11,3	4,09
	15–20	0,90	28,7	28,6	1,00	12,7	1,06

Окончание табл. 6.6

№ участ- ка	Глуби- на, см	$^{234}\text{U} /$ ^{238}U	$^{230}\text{Th} /$ ^{238}U	$^{226}\text{Ra} /$ ^{238}U	$^{226}\text{Ra} /$ ^{230}Th	$^{228}\text{Th} /$ ^{230}Th	$^{228}\text{Th} /$ ^{224}Ra
	20–35	0,05	0,94	0,03	0,04	14,3	0,57
	35–55	1,96	47	2,57	0,05	2,9	3,07

Особый интерес представляет возможность оценки степени радоноопасности территории.

Особенности формирования радоновых аномалий связаны со следующими факторами:

- *геологические.* Наличие под покровом рыхлых отложений пород с различным содержанием урана и тория и, в связи с этим, формирование в рыхлых отложениях дифференцированного поля радона. При этом могут образоваться достаточно контрастные локальные аномалии радона над зонами с повышенным содержанием урана и радия. Подобные аномалии обычно коррелируют с гамма-активностью, а повышенные содержания ^{222}Rn — с ^{238}U , ^{220}Th — с ^{232}Th .

Таким образом, условием формирования радоновых аномалий является наличие под покровом рыхлых отложений геологических формаций с урановой специализацией (горных пород с повышенным содержанием урана, проявлений минерализации и рудопроявлений урана, урановых месторождений);

- *структурно-тектонические.* Радоновые аномалии могут появляться в зонах активизации глубинных разломов тектонических структур (разрывных нарушений, зон трещиноватости и дробления, тектонически ослабленных блоков, участков сейсмической активности), их нахождения в стадии растяжения, при котором образуются естественные каналы для скопления и перемещения к поверхности подземных газов (He , CO_2 , Rn и др.). Над такими комплексными аномалиями обычно нет торона и нет корреляции содержания радона и гамма-активности;

- *геохимические.* Среди процессов, способствующих концентрированию радия (и, следовательно, усиленной эксгаляции радона), следует указать в первую очередь на формирование на небольших глубинах геохимических барьеров, в которых концентрируется радий. Такими барьерами могут быть, например, сульфатные барьеры в зоне окисления. Поднимающиеся снизу хлоридные сероводородные радийсодержащие воды в зоне окисления становятся сульфатными, радий осаждается с BaSO_4 и CaSO_4 и становится практически нерастворимым постоянным источником радона.

Прямыми признаками радоновых аномалий (кроме повышенного содержания радона в приземном слое воздуха) являются повышенная скорость эксгаляции радона с земной поверхности и повышенное содержание его в почвенном воздухе.

В воздух помещений радон поступает в основном из геологического пространства под зданием, и скорость его поступления зависит от концентрации урана (радона) в породах, почвах, подземных водах, коэффициентов эманирования, степени пористости пород, наличия разломов и других факторов. Поэтому при оценке степени радоновой опасности могут быть учтены лишь некоторые косвенные признаки Rn-риска:

- *радиогеохимические* (геологические формации с урановой специализацией, горные породы с повышенным содержанием ЕРН, месторождения и проявления урана, участки и зоны гидротермально или метасоматически измененных пород с урановой минерализацией и т. д.);
- *структурно-тектонические признаки* (разрывные нарушения, зоны трещиноватости и дробления, тектонически ослабленные блоки пород, участки сейсмической активности, характеризующиеся, как правило, повышенным эманированием);
- *радиогидрогеохимические признаки* (области с развитием радоновых вод).

При составлении карты потенциальной Rn-опасности России использован обширный исходный материал: *радиогеохимический* (распределение U, Ra, Rn в горных породах, рудах, почвах и подземных водах; данные о концентрациях Rn в помещениях); *геологический* (данные о неотектонических разломах и сейсмической активности и др.). Выделены геологические объекты, продуцирующие радон: месторождения и рудопроявления урана, специализированные на уран-формации; комплексы и горные породы, объекты, содержащие радон в аномальных количествах; аномалии в почвах, водах, воздухе зданий.

Выделены **три категории территорий** по степени радоноопасности:

- *безопасные* — отсутствуют горные породы — продуценты радона; массивы горных пород не нарушены; содержание радона в почвенном воздухе составляет несколько десятков кБк/м^3 ; скорость эксгаляции радона с земной поверхности $(1-3) \cdot 10^{-6} \text{ Бк/м}^2\text{с}$;
- *потенциально-опасные* — присутствуют потенциально-опасные породы или высокоспециализированные по урану образования перекрыты эманлирующими породами; содержание

радона в почвенном воздухе составляет несколько сотен кБк/м^3 ; скорость эксгаляции радона с земной поверхности $(9-12) \cdot 10^{-6} \text{ Бк/м}^2\text{с}$;

- *опасные* — широко развиты специализированные на уран (радий) породы, месторождения урановых и уран-содержащих руд; имеются области разгрузки потоков радона; содержание радона в почвенном воздухе более 10^3 кБк/м^3 ; скорость эксгаляции радона с земной поверхности $(18-25) \cdot 10^{-6} \text{ Бк/м}^2\text{с}$ и более.

Территорий, опасных по содержанию радона в России, выделено три: Прибалтийская (Ново-Онежская), Дальневосточно-Южно-Сибирская и Зауральская.

Территорий потенциально-опасных по радону выделено 12: Волго-Камская, Кольская, Ухта-Северо-Уральская, Северо-Кавказская, Енисейская, Прибайкальская, Анабарская, Бурлинская, восточная часть Дальневосточно-Южно-Сибирской, Северо-Восточная, Приморская и Камчатская.

В Северо-Кавказской потенциально-опасной по радону площади развиты молодые комплексы осадочных и магматических пород, обладающие высоким уровнем радиогеохимической специализации, особенно в пределах Эльбрус-Кисловодского выступа, характеризуемого к тому же повышенной сейсмичностью (до 6–7 баллов). Многолетние разработки урановых месторождений и другие факторы в районе Кавказских Минеральных Вод привели к значительному насыщению радоном, ураном, радием и другими элементами водоносных горизонтов и отдельных источников трещинных вод. На востоке рассматриваемой площади широкие поля повышенной гамма-активности связаны с миграцией радия и радона вследствие усиленной разработки нефтегазоносных структур. Отмечены значительные концентрации Rn в районах Ставрополя и Грозного.

Недостаточная изученность некоторых регионов радиогеохимическими методами не позволяет принять предложенное районирование как окончательное. Кроме того, следует учитывать сложный (непрямой) характер связи между U, Ra и свободным Rn в поверхностных условиях, и тот факт, что часто Rn-аномалии в почвенном воздухе и подземных водах обнаруживаются за пределами уранорудных полей, иногда без пространственной связи с обогащенными ураном породами. Поэтому расчетные оценки распространения эманаций желательно заменить прямым определением радона, тем более, что расчеты не могут учесть влияния антропогенных нагрузок на возрастание Rn-опасности вследствие нарушения геолого-ландшафтной обстановки, гидро-

геологического режима, роста амплитуд микросейсмического фона (при этом изменяются естественные пути миграции газов, вскрываются природные ловушки и экраны). Его можно считать первым приближением в решении проблемы радоноопасности, позволяющим планировать дополнительные исследования по радону в более широких масштабах с целью детализации и уточнения радоноопасных площадей.

На поверхностный слой земной поверхности (почвы) из атмосферы с осадками и сухими выпадениями поступают ИРН. Плотность этих выпадений, их пространственное распределение и временная зависимость зависят в первую очередь от источников поступления ИРН в атмосферу (глобальные — преимущественно от ядерных взрывов, локальные — преимущественно от природных ЯТЦ).

Плотность глобальных выпадений зависит от географической широты местности, от времени, прошедшего после выброса ИРН в атмосферу, от сезона и сильно зависит от метеорологических факторов. Имеется корреляция средней по значительности территории и по значительности интервала времени плотности выпадений и средней концентрации ИРН в воздухе, хотя кратковременные изменения плотности выпадения в данном масштабе не соответствуют колебаниям содержания ИРН в воздухе. Плотность выпадений от локальных источников (пространственное распределение и временная зависимость) еще в большей мере зависит от характеристики источника выброса и метеопараметров.

Суммарные (кумулятивные) отложения ИРН на земную поверхность распределяются в момент выпадений из содержания ИРН в верхнем слое почвы и содержания в наземной растительности. Со временем ИРН уходят в глубь почвы, уносятся водой и ветром (горизонтальный перенос), а часть, содержащаяся в растительном покрове, переходит в верхний слой почвы (после отмирания растений).

Очевидно, дать какую-либо общую картину загрязнения почв ИРН невозможно не только из-за крайней пространственной неоднородности плотности выпадений ИРН на земную поверхность, но из-за сложности процессов детального их вертикального и горизонтального переноса (миграции).

6.3. Радиоактивность минерального сырья

В процессы хозяйственной деятельности человечества вовлечены огромные объемы минерального сырья, радиоактивность которого влияет как на окружающую среду, так и на дозы

облучения населения и производственного персонала. В настоящем параграфе рассматривается радиоактивность основных видов минерального сырья и продуктов его переработки.

Органическое минеральное сырье. В наибольшей степени изучена радиоактивность ископаемых углей. Удельная активность ЕРН в углях различных месторождений различается в 10^2 – 10^3 и более раз, хотя при усреднении данных по странам они становятся близкими друг к другу. В таблице 6.7 приведены удельные активности ЕРН в углях месторождений различных стран — основных производителей угля по данным на 1988 г.

Таблица 6.7

Страны	А, Бк/кг			% мирового производства
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	
США	1–540 ср. 18	2–320 ср. 21	1–710 ср. 52	24%
СССР	ср. 28	ср. 25	ср. 120	16%
Китай	ср. 7	ср. 16	ср. 30	26%
В целом по миру	ср. 20	ср. 20	ср. 50	

Пределы вариации содержаний урана в месторождениях мира составляют 0,6–3 600 Бк/кг, а при наличии в районах месторождений урановых аномалий — 3,6–8,4 · 10⁴ Бк/кг. Максимальные содержания урана для разных стран сильно различаются: так в углях США это 245 Бк/кг, а в углях Швеции — $n \cdot 10^4$ Бк/кг; в лучших сортах углей Донбасса и Кузбасса — до 1,2 · 10² Бк/кг.

Данные о содержаниях других ЕРН в углях ограничены. Содержание ^{226}Ra в углях разных стран следующее: угли США — ср. 22 Бк/кг; Австралии — (30–48 Бк/кг); ФРГ — ср. 26 Бк/кг; Чехии — (4–13 Бк/кг); Польши — (2–35 Бк/кг).

Недавно изучен радионуклидный состав углей типа АШ Восточного Донбасса. Результаты анализа ограниченного числа проб позволяют получить оценки средних содержаний ЕРН в этих углях: ^{238}U — (76 ± 6 Бк/кг); ^{226}Ra — (34 ± 4 Бк/кг); ^{232}Th — (21 ± 2 Бк/кг); ^{40}K — (300 ± 20 Бк/кг).

Отмечается широкая вариация содержаний ЕРН в этих углях.

Наиболее детально изучена радиоактивность бурых углей Уртуйского месторождения (Читинская обл., Россия).

Особенностью этих углей является высокое содержание ^{238}U и явное обогащение углей радием по отношению к урану, причем при росте содержания ^{238}U в углях коэффициент радиоактивного равновесия снижается от 300–500% до 100–150% (в среднем 172%). Вариации содержания ЕРН очень широки: по ^{238}U — (100–12 300) Бк/кг (≥ 100 раз), по ^{238}Th — (24–800) Бк/кг (≥ 30 раз) и по ^{40}K — (2,5–780) Бк/кг (≥ 300 раз). В 80% проб содержание $^{238}\text{U} < 610$ Бк/кг (ср. 150 Бк/кг) при максимальном содержании ^{232}Th до 200 Бк/кг.

Данные кернового опробования (~по 400 пробам) по радионуклидному составу угля этого месторождения приведены в табл. 6.8.

Таблица 6.8

А, Бк/кг			
^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
125–13 850 ср. 770 ± 70	25–15 350 ср. 930 ± 70	37–390 ср. 120 ± 2	0–430 ср. 96 ± 14

Содержание ^{40}K возрастает с зольностью от 25 Бк/кг при зольности 3% до 300 Бк/кг при зольности 35%.

Угли Уртуйского месторождения по содержанию урана разделены на 3 сорта:

- 1-й сорт (потребительские угли) с содержанием $\text{U} < 123$ Бк/кг (ср. 100 Бк/кг) — 8% углей;
- 2-й сорт (энергетические угли) с содержанием $\text{U} < 123$ –1 230 Бк/кг (ср. 370 Бк/кг) — 87% углей;
- 3-й сорт (комплексные угли) с содержанием $\text{U} > 1 230$ Бк/кг (ср. 1 580 Бк/кг) — 5% углей.

Данные о содержании ЕРН в основной массе углей Уртуйского месторождения (энергетических углей) приведены в табл. 6.9.

Таблица 6.9

А, Бк/кг		
^{238}U	^{232}Th	^{40}K
100–1 200 ср. 410 ± 50	68–270 ср. 160 ± 8	62–2 000 ср. 680 ± 62

Данные о содержаниях ЕРН в потребительских углях Уртуйского месторождения приведены в табл. 6.10.

Таблица 6.10

А, Бк/кг			
^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
100–125 ср. 110	30–1 105 ср. 410	22–330 ср. 150	4–200 ср. 40

На ТЭЦ г. Краснокаменска сжигаются угли Уртуйского и Харанорского месторождений Читинской области. Средние содержания ЕРН в этих углях приведены в табл. 6.11.

Таблица 6.11

А, Бк/кг				
^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{210}Po	^{40}K
89	111	31	105	100*
48	90	48	90	50**

*) Уртуйское месторождение; **) Харанорское месторождение.

Видно, что во всех случаях имеет место нарушение радиоактивного равновесия в ряду ^{238}U — угли обогащены ^{226}Ra . В целом средние содержания ^{238}U в углях Уртуйского месторождения выше средних содержаний этого радионуклида в углях Донбасса, Кузбасса, Экибастуза, США.

Существенное значение имеет и радиоактивность продуктов сжигания углей на тепловых электростанциях — золы и шлака. Она влияет как на радиационную обстановку в районах расположения объектов тепловой энергетики, так и на радиационное качество золошлаковых отходов, часто используемых в качестве сырья для производства строительных материалов.

Среднемировые значения удельных активностей ЕРН в летучей золе ТЭС, работающих на угле, приведены в табл. 6.12.

Таблица 6.12

А, Бк/кг							
^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{228}Th	^{228}Ra	^{40}K
200	240	930	1 700	70	110	130	265

Коэффициенты концентрирования некоторых ЕРН в золе при сжигании угля: для радионуклидов рядов ^{238}U и ^{232}Th ≤ 6 ; для ^{40}K ~ 1 . Особенно высокие коэффициенты концентрирования

имеют место у ^{210}Pb и ^{210}Po . Это объясняется тем, что по сравнению с другими радионуклидами ^{210}Pb и ^{210}Po при горении улетучиваются, а затем конденсируются в нижней части дымохода на наиболее мелких частицах летучей золы. Средние активности некоторых ЕРН в продуктах сгорания угля приведены в табл. 6.13.

Таблица 6.13

Материал, страна	А, Бк/кг	
	^{226}Ra	^{40}K
Зола угольная		
— США	140	700
— ФРГ	215	
— Япония	215	
Шлак		
— США	166	960
— Польша	160	640
Зола летучая		
— США	115	407
— Польша	237	832
— Венгрия	22–555	—
— Австрия	—	518

Таблица 6.14

**Радионуклидный состав золошлаковых отходов
Несветайской и Новочеркасской ГРЭС (Ростовская обл.,
Россия), работающих на углях Донбасса**

А, Бк/кг			
^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
10–380 ср. 163 ± 29	32–129 ср. 97 ± 7	30–78 ср. 60 ± 3	526–1260 ср. 935 ± 15

Коэффициенты концентрирования ЕРН в ЗПО наибольшие для ^{210}Pb — 3,7; ^{40}K — 3,1; ^{226}Ra и ^{232}Th — 2,9; наименьшие — для ^{238}U — 2,3 и для ^{234}Th — 1,8.

Наиболее детальное исследование радиоактивности продуктов сжигания углей проведено для углей Ургуйского и Харанорского месторождений, сжигаемых на Краснокаменской ТЭЦ (Читинская обл., Россия). Эти данные сведены в таблицы для

потребительских углей (1-й сорт) Уртуйского и Харанорского месторождений.

Таблица 6.15

Материал	А, Бк/кг			
	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Уголь	100–125 ср. 110	30–1 105 ср. 410	22–330 ср. 150	4–200 ср. 40
Зола	150–1 120 ср. 570	26–130 ср. 410	925–1 080 ср. 585	74–784 ср. 690
Коэффициент обогащения КЗ	ср. 5,2	ср. 1,0	ср. 3,9	ср. 17,0

Таблица 6.16

Материал	А, Бк/кг				
	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{210}Po	^{210}Pb
Уртуйское месторождение					
Уголь	89	111	31	105	100
Шлак	55	240	118	11	48
Зола	92	629	170	492	999
КШ	0,62	2,16	3,80	0,10	0,48
КЗ	1,03	5,67	5,48	4,68	10,00
Харанорское месторождение					
Уголь	48	96	48	90	90
Шлак	85	303	141	13	44
Зола	81	348	155	163	521
КШ	1,70	3,16	2,94	0,14	0,49
КЗ	1,68	3,62	3,23	1,81	5,79

Для радионуклидов рядов ^{238}U и ^{232}Th коэффициент зольности $K_3 \leq 6$, причем для ^{210}Po и ^{210}Pb K_3 наивысшие, но K_3 ^{40}K существенно выше, чем по другим данным.

Из приведенных данных видно, что при сжигании углей зола обогащается ЕРН, в первую очередь ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{210}Po и ^{210}Pb со-

ответственно в 3,6–5,7; 3,2–5,5; 1,8–4,7 и 5,8–10,0 раз. Нелетучие компоненты радия и тория остаются при сжигании преимущественно в шлаках $K_{III} = 2,2–3,5$. Радионуклиды летучие ^{210}Po и ^{210}Pb практически в шлаках отсутствуют, но частью захватываются золой и, в основном, улетучиваются с выбросом в ультрадисперсном состоянии.

Результаты исследований показывают существенное влияние состава углей (месторождения) на K_3 и K_{III} . Вероятно, на K_3 и K_{III} влияют также параметры технологии сжигания, но этот вопрос до сих пор не изучен.

Радиоактивность других видов органического топлива изучена значительно меньше (см. табл. 6.17).

Таблица 6.17

Материал	A_U , Бк/кг
Уголь	0,6–3 600
Уголь*	$3,6–8,4 \cdot 10^4$
Нефть	ср. 0,06
Торф	0,6–3 600
Торф*	$6–4,8 \cdot 10^4$
Асфальт. иск.	ср. 0,012
Битум. иск.	ср. 1 200

*) для районов урановых аномалий.

Отдельные месторождения отличаются очень высоким содержанием урана. Так, в нефти месторождений Техаса (США) содержание ^{238}U составляет $(n \cdot 10^3 – n \cdot 10^4 \text{ Бк/кг})$.

Для природного газа наиболее существенное значение имеет содержание радона. Типичное содержание ^{222}Rn в природном газе $\sim 1000 \text{ Бк/м}^3$. В действительности вариации содержаний ^{222}Rn значительно шире. Так, для трех месторождений Канады пределы содержания — $(1,5 \cdot 10^5 – 3 \cdot 10^7 \text{ Бк/м}^3)$ при средних содержаниях $(2,3–17,5) \cdot 10^6 \text{ Бк/м}^3$. Максимальные содержания ^{222}Rn имеют место в скважинах — до $5,4 \cdot 10^7 \text{ Бк/м}^3$ для газовых месторождений трех штатов США (Техас, Канзас, Оклахома).

Особенности радиоактивности нефти и сопутствующих ей пластовых вод следующие. В результате распада урана и тория и выщелачивания из вмещающих пород в нефти постоянно образуются радионуклиды радия. В статическом состоянии нефть находится в природных ловушках, обмена радием между нефтью и подпира-

ющими ее водами нет (кроме зоны контакта вода—нефть) и в результате имеется избыток радия в нефти. При разработке месторождения пластовые и закачиваемые воды интенсивно поступают в нефтяные пласты, поверхность раздела вода—нефть резко увеличивается и в результате радий уходит в поток фильтрующихся вод. Содержание радия в воде доходит до 10^6 Бк/м³ при содержании его в безводной нефти $\sim 2,8 \cdot 10^2$ Бк/м³. При повышенном содержании сульфат-ионов растворенные в воде радий и барий осаждаются в виде радиобарита $Ba(Ra)SO_4$, который выпадает на поверхности труб, арматуры, резервуаров. Объемная активность поступающей на поверхность водонефтяной смеси по ^{226}Ra ~ 10 Бк/л, а по ^{228}Ra — 14 Бк/л (соответствует ЖРАО).

Нефтяные воды практически не содержат урана и тория, а типичные содержания ряда ^{226}Ra (^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Bi , ^{210}Po) составляют ~ 37 Бк/л.

Фосфатные породы. Фосфатные руды широко используются для производства фосфорных удобрений, а побочные продукты фосфатной промышленности применяют в промышленности стройматериалов.

Фосфатные породы по генезису разделяют на 3 типа:

1) **осадочные.** Таких пород в общем объеме производства около 80%. Из месторождений наиболее известные — в Марокко и в штате Флорида (США);

2) **вулканические.** Типичные месторождения этого типа — апатиты и фосфориты Кольского полуострова (Россия);

3) **биологического происхождения.** Типичным процессом является образование трикальцийфосфата при взаимодействии выщелачивающейся из органических остатков фосфорной кислоты с кальцием подстилающих пород. Могут быть и несколько иные процессы образования фосфатных пород этого типа. Примером могут служить так называемые майкопские глины, выходы к поверхности которых широко распространены в Ставропольском крае, Калмыкии и на востоке Ростовской области.

Во всех типах фосфатных пород содержания ^{40}K и ^{232}Th измеримы с их содержаниями в обычной почве. Содержание радионуклидов ряда ^{238}U в фосфатных породах осадочного и биологического типа повышено. Типичные содержания ^{238}U в них ~ 1500 Бк/кг, причем ^{238}U и его ПР обычно близки к радиоактивному равновесию.

Эффект технологически повышенного радиационного фона связан со сбросом жидких отходов при добыче и переработке фосфатов, с использованием фосфатных удобрений и использованием побочных продуктов и отходов этого производства.

Так, при добыче и переработке фосфатных пород 1-го типа (осадочных) при содержании в них $^{238}\text{U} \sim 1\,500$ Бк/кг такие же содержания будут ^{226}Ra и ^{222}Rn ($\sim 1,5$ МБк на 1 т породы). Соответственно будут повышенные содержания радионуклидов ряда урана в технологических водах и в атмосферном воздухе (в т. ч. ^{210}Pb и ^{210}Po).

При использовании фосфатных удобрений из расчета $3,6\text{--}10,9$ кг P_2O_5 на 1 га (в среднем $6,7$ кг) с содержанием ^{238}U в удобрениях в $5\text{--}50$ раз выше, чем в обычной почве, постепенно возрастает содержание урана в почвах.

Типичные содержания ^{226}Ra в фосфорных удобрениях составляют ($74\text{--}1\,590$ Бк/кг), а ^{228}Th — ($0,6\text{--}1\,620$ Бк/кг). Средние содержания ^{238}U и ^{226}Ra в P_2O_5 , производимых в некоторых странах, приведены в табл. 6.18.

Таблица 6.18

Страна	А, Бк/кг	
	^{238}U	^{226}Ra
Финляндия	1 700	480
ФРГ	2 600	1 700
США	9 200	1 300
Россия	—	930

Конкретные данные о радионуклидном составе фосфатных пород и фосфорных удобрений сведены в табл. 6.19 и 6.20.

Таблица 6.19

Удельные активности ЕРН в фосфатных породах (А, Бк/кг)

Порода, страна	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Фосфатные породы				
США	800–1 900 ср. 1 300	1000–2 100 ср. 1 220	<59	<48
Флорида	1 625– 2 970	1 625– 2 770	76–350	—
Арканзас	370	410	52	—
Айдахо	1 850	1 800	30	—
Монтана	1 400	1 500	25	—

Окончание табл. 6.19

Порода, страна	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Северная Каролина	960	870	40	—
Южная Каролина	4 800	4 800	78	—
Оклахома	300	370	30	—
Юта	150	150	20	—
Вайоминг	2 300	2 300	10	—
Марокко	1 745	1745	36	—
Сенегал	1 404	1 404	76	—
Австралия	417	417	20	—
СССР				
— апатиты Кольские	44–90	30–70	78–92	11–170
— фосфориты Кольские	—	390	25	430
— фосфориты Вятско-Камского бассейна (Егорьевск. местор.)	176–416	176–426	12–123	—
— фосфориты Прибалт.-Ладожск. бассейна (Кингисепское местор.)	150	150	120	—
— фосфориты Центр. Кизилбашского басс.	759	759	20	—
— фосфориты Карата-усск. местор.	166	166	16	—
— фосфоритное сырье Татарстана	220	220	46	—

Таблица 6.20

**Удельные активности ЕРН в фосфатных удобрениях
(А, Бк/кг)**

Материалы, страны	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
Фосфаты:							
— из апатитов, Россия	—	—	30	25	30	60	100

Продолжение табл. 6.20

Материалы, страны	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
— фосфоритов, Россия	—	—	390	380	480	25	230
— концентрат флотации, Россия	—	—	420	390	290	20	73
— фосфат из отожж. породы, ФРГ	670	—	480	—	—	25	110
Удобрения из фосфоритов							
— суперфосфат, Россия	—	—	110	300	150	44	120
ФРГ	520	—	520	—	—	15	140
США	740	670	790	—	—	20	—
Бельгия	1 100	—	910	—	—	<25	<180
— тройной суперфосфат, ФРГ	800	—	230	—	—	44	52
США	2 100	1 800	780	—	—	48	—
— фосфорно-калиевые удобрения, ФРГ	410	—	370	—	—	115	5 900
— азотно-фосфорные удобрения, ФРГ	920	—	310	—	—	30	41
— фосфат амм., Россия	—	—	100	—	—	48	—
— нитрофосф., Россия	—	—	850	870	920	10	—
— фосфат нитроаммон., Россия	—	—	—	—	15	30	—
— фосфат аммон., США	2 000	1 800	20	—	—	63	—
— фосфат диаммон., США	2 300	2 400	210	—	—	15	—

Окончание табл. 6.20

Материалы, страны	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
Азотно-фосфорно-калиевые удобрения							
ФРГ	440	–	270	–	–	15	5 200
Бельгия	470	–	210	–	–	<15	5 900
Россия	–	–	–	15	20	54	1 200

В сельскохозяйственном производстве применяют и другие ископаемые — так называемое *агрорудное сырье*. Содержания урана и тория в этом сырье, а также их удельные эффективные активности $A_{\text{эф}} = A_{\text{U}} + 1,24A_{\text{Th}}$ приведены в табл. 6.21 по данным для Татарстана.

Таблица 6.21

Материал	А, Бк/кг			
	^{238}U	^{232}Th	АЭФ	АЭФ max
Фосфатное сырье	221	46	273	510
Глауконитовые пески	62	46	113	129
Горючие сланцы	151	35	178	224
Цеолиты	36	34	77	127
Карбонатные породы	22	12	40	71
Сапропели озерные	31	34	71	118
Сапропели водохр.	19	29	54	82

По радиоактивности агроруды классифицируются:

- на *высокоактивные* (фосфаты);
- *среднеактивные* (фосфориты);
- *низкоактивные* (глауконитовые соли, сапропели, горючие сланцы);
- *чрезвычайно низкоактивные* (карбонатные породы).

Контрольные вопросы и задания

1. Какие радионуклиды земного происхождения Вы знаете? Назовите их основные свойства.

2. Каковы удельные активности основных изверженных и осадочных горных пород?
3. Каковы основные показатели урановых месторождений и аномалий?
4. Каковы уровни содержания ЕРН в почвах?
5. Назовите условия формирования радоновых аномалий.
6. Какие виды минерального сырья и продуктов их переработки с повышенной радиоактивностью Вы знаете?

Глава 7

РАДИОАКТИВНОСТЬ АТМОСФЕРЫ

Введение

Атмосфера является основным резервуаром и переносчиком радионуклидов космического и искусственного происхождения, а ее приземный слой — переносчиком радионуклидов земного происхождения. Основным носителем радионуклидов в атмосферном воздухе являются **аэрозоли** — дисперсные системы на основе частиц вещества в твердой или жидкой фазах, в том числе чисто дисперсные, конденсационные, пылевые (>1 мкм) и дымовые (<1 мкм). Кроме того, в атмосфере содержатся радиоактивные газы, которые в течение сравнительно длительного времени не присоединяются к аэрозолям.

В образовании и переносе радионуклидов наиболее существенную роль играют два слоя (резервуара) атмосферы: *тропосфера* (до 10–11 км в северных умеренных широтах и до 14–17 км в тропических) и *стратосфера* (от верхнего края тропосферы до 40 км). До 90% массы атмосферы сосредоточено в тропосфере. Основными компонентами состава атмосферы являются азот (78,09%), кислород (20,95%) и аргон (0,93%). Кроме того в ней содержатся CO_2 (0,03%), H_2 ($5 \cdot 10^{-5}\%$) и инертные газы: Ne ($5,24 \cdot 10^{-4}\%$), Kr ($1,0 \cdot 10^{-4}\%$) и Xe ($8 \cdot 10^{-6}\%$).

Радионуклиды могут высвобождаться в различных формах:

- *инертные газы* и продукты их радиоактивного распада, в том числе дочерние продукты эманаций земного происхождения;

- *высокоактивные радионуклиды*, которые в результате физических и химических процессов взаимодействуют с другими неактивными веществами;
- *мелкие частицы* с размерами ядер конденсации, которые взаимодействуют с аэрозолями;
- *крупные частицы*, образованные механически в результате естественных и техногенных процессов.

Таким образом, радионуклиды могут поступать в атмосферу в виде широкого спектра различных физико-химических форм и видоизменяться в процессах переноса. В упрощенном виде эти формы представлены на рис. 7.1:

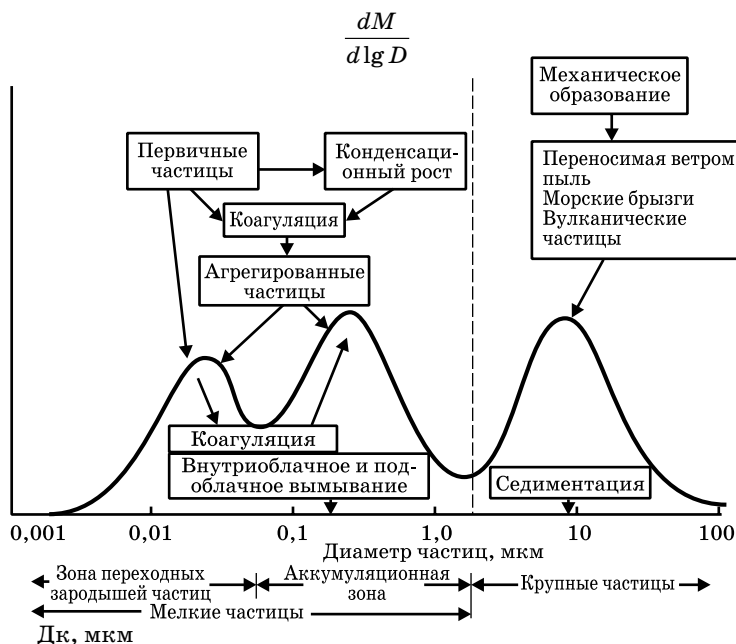


Рис. 7.1. Схема распределения атмосферных аэрозолей по размерам частиц (производная массы M от логарифма диаметра частиц)

Выделяются 3 характерные зоны:

1) **зона переходных зародышевых частиц** ($< 0,1$ мкм). Очень малые частицы являются продуктами конденсации паров и

преобразования газов в твердые частицы. Эти первичные частицы имеют очень малое время жизни и в результате коагуляции и агрегатирования вымываются из атмосферы в виде частиц $\leq 0,1$ мкм или более крупных частиц;

2) **зона аккумуляционных частиц (0,1–1,0 мкм)**. Из-за неустойчивости зародышевых частиц они в результате коагуляции и агрегатирования, конденсации паров увеличиваются в размерах и выводятся из атмосферы. В силу высокой диффузионной способности вероятность сухого и мокрого оседания одинакова. В результате действия инерционных и гравитационных сил более эффективно сухое оседание;

3) **зона гигантских частиц (от 2–3 до 100 мкм)**. Частицы этих размеров могут образовываться как в результате природных процессов (ветровой подъем почвенной пыли), так и в результате образования при ядерных взрывах или при крупной ядерной аварии («горячие частицы»). Кроме того, радионуклиды могут присоединяться к крупным неактивным частицам воздуха. Большую роль играют аэрозоли, образованные при распадах эманаций (радона, тория) в атмосфере.

Важную роль в радиоактивности атмосферы играет приземный слой воздуха, в котором содержатся радионуклиды как космогенного, так и земного происхождения, а также находятся основные источники техногенного радиоактивного загрязнения и проходят многие процессы переноса радионуклидов и поступления их на земную поверхность, в водные экосистемы, в живые организмы, в том числе и в организм человека. В приземном воздухе расположены практически все пункты контроля за радиоактивностью атмосферы. Определение объемных активностей радионуклидов и их временных вариаций позволяют решать проблемы радиоэкологии и ядерной метеорологии.

В радиоэкологии этот контроль необходим для выявления источников и масштабов воздействия ядерных взрывов, крупных радиационных аварий, работы предприятий ядерного топливного цикла и предприятий добывающих и перерабатывающих огромные объемы минерального и органического сырья на живые организмы, в том числе на человека.

В ядерной метеорологии некоторые радионуклиды могут использоваться в качестве трассеров процессов в атмосфере, литосфере и гидросфере и на границах их разделов. Появляется возможность определять характер общей циркуляции атмосферы, глобальных и региональных переносов воздушных масс, переноса радионуклидов. В зависимости от решаемой задачи в качестве трассеров используются те или иные радионуклиды или их пары.

Одним из распространенных трассеров является ^7Be , в том числе и в комбинации с радионуклидами ^{222}Rn , ^{32}P , ^{10}Be , ^{22}Na и другими. Отношения космогенного ^7Be к радионуклиду земного происхождения ^{222}Rn могут передавать информацию о характере перемещения воздушных масс в верхнем и нижнем слоях атмосферы.

В зависимости от источника (процесса) образования радионуклиды принято разделять на **естественные (ЕРН)** и **искусственные (ИРН)**.

Первые могут быть космогенного и земного происхождения. Вторые являются результатом ядерных взрывов, крупных радиационных аварий, работы предприятия ядерного топливного цикла.

Радиоактивность атмосферы влияет на электрофизические свойства атмосферы. Особенно существенны такие изменения в районах с повышенной радоноопасностью и при наличии значительных выбросов искусственных радионуклидов. Например, установлено, что даже через год после аварии на ЧАЭС электропроводность воздуха более чем в 100 раз была выше в загрязненных районах, чем в незагрязненных. В районе ЧАЭС (при $R \leq 7$ км) проводимость воздуха $\lambda_+ = 600 \pm 200$ фСм/м, $\lambda_- = 800 \pm 200$ фСм/м, а интенсивность ионообразования $2\,000\text{ см}^{-3}\text{с}^{-1}$, в то время как в незагрязненных районах эти величины составляли соответственно $\lambda_+ = (1,3-4,2)$ фСм/м, $\lambda_- = (1,4-4,2)$ фСм/м и $10-15\text{ см}^{-3}\text{с}^{-1}$.

При этом отличались превышения санитарно-гигиенических нормативов по концентрации аэрозолей и оксидов азота в приземном воздухе.

Надо отметить, что кроме таких аварийных выбросов радиоактивность атмосферы непрерывно возрастает за счет некоторых глобальных радионуклидов (например, ^{85}Kr), являющихся продуктами деятельности предприятий ядерного топливного цикла.

Возможно влияние и локальных радиоактивных аномалий, являющихся результатом природных процессов или результатом деятельности человека.

7.1. Естественные радионуклиды космогенного происхождения

Под действием космического излучения в атмосфере образуются десятки радионуклидов. Основные из них являются результатом взаимодействия высокоэнергетических ($> \text{ГэВ}$) протонов первичных космических лучей (КЛ) и вторичных нейтронов

с ядрами атомов N, O, Ar атмосферы: ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na и других (см. табл. 7.1).

Таблица 7.1

**Содержание некоторых (основных) космогенных
радионуклидов в атмосфере**

Радионуклид, его $T_{1/2}$, реакция об- разования	Скорость образования, ат/см ² с	Содержание в воздухе, Бк/м ³	Содержание в осадках, Бк/л
$^3\text{H}^*$ 12,3 года $^{14}\text{N} (n, ^3\text{H}) ^{12}\text{C}$ $^{16}\text{O} (n, ^3\text{H}) ^{14}\text{N}$	0,2–0,5 0,25 атм. 0,084 троп.	$(2-20) \cdot 10^{-5}$ $1 \cdot 10^{-2}$	0,2–4,0
^7Be 53,3 дн. $^{14}\text{N} + p \rightarrow ^7\text{Be}$ $^{16}\text{O} + n \rightarrow ^7\text{Be}$	0,081 атм. 0,027 троп.	$(1,2-5,0) \cdot 10^{-3}$ Ср. $3,0 \cdot 10^{-3}$	
^{10}Be $2,5 \cdot 10^6$ лет	$4,5 \cdot 10^{-2}$	$\text{Be}^{10}/\text{Be}^7$ $(7 \pm 3) \cdot 10^{-15}$	$(4-40) \cdot 10^{-8}$
$^{14}\text{C}^*$ 5 568 лет $^{14}\text{N} (n, p) ^{14}\text{C}$	$2,5 \pm 0,5$ 1,1 атм. 1,6–2,5 троп.	$(2-7,5) \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-2}$
^{22}Na 2,6 года скалывание	—	$(2-8) \cdot 10^{-7}$ Ср. $3 \cdot 10^{-7}$	$(4-40) \cdot 10^{-6}$
^{24}Na 14,7 ч скалывание	—	$(2-8) \cdot 10^{-6}$ Ср. $3 \cdot 10^{-6}$	$(4-40) \cdot 10^{-3}$
^{32}S 104 года	—	$(4-20) \cdot 10^{-8}$	$(4-20) \cdot 10^{-6}$
^{32}P 14,3 дн. скалывание	—	$(8-1000) \cdot 10^{-6}$	$(2-20) \cdot 10^{-4}$
^{33}P 25,3 дн. скалывание	—	$(8-1000) \cdot 10^{-6}$	$(2-20) \cdot 10^{-4}$
^{35}S 87,5 дн. скалывание	—	$(8-1000) \cdot 10^{-6}$	$(2-20) \cdot 10^{-4}$

Окончание табл. 7.1

Радионуклид, его $T_{1/2}$, реакция об- разования	Скорость образования, ат/см ² с	Содержание в воздухе, Бк/м ³	Содержание в осадках, Бк/л
³⁶ Cl $3 \cdot 10^5$ лет ³⁵ Cl(n, γ) ³⁶ Cl	—	—	—
³⁷ Ar 35 дн. ³⁷ Cl(n, p) ³⁷ Ar	—	—	—
³⁹ Ar 269 лет ³⁸ Ar(n, γ) ³⁹ Ar	—	—	—
⁴¹ Ar 1,8 ч ⁴⁰ Ar(n, γ) ⁴¹ Ar	—	—	—
⁸¹ Kr $2 \cdot 10^5$ лет ⁸⁰ Kr(n, γ) ⁸¹ Kr	—	—	—
⁸⁵ Kr* 10,7 года ⁸⁴ Kr(n, γ) ⁸⁵ Kr ⁸⁶ Kr(p, pn) ⁸⁶ Kr	—	($0,24 \cdot 10^{-7}$) (1964) ($6, -8,1$) 10^{-7} (1979–1985)	—
¹²⁹ J* $1,6 \cdot 10^7$ лет ¹²⁹ Xe(n, p) ¹²⁹ J ¹³⁰ Xe(n, np) ¹²⁹ J	—	—	—

Примечание. (*) отмечены радионуклиды, являющиеся одновременно искусственными (результат работы предприятий ЯТИЦ).

Кроме того, космогенные радионуклиды образуются в межпланетном пространстве в метеоритах и других космических телах. В приземном слое воздуха определяются более 30 космогенных радионуклидов, в том числе и наиболее значимые для радиоэкологии ³H, ⁷Be, ¹⁴C, ²²Na, ²⁴Na. Эти радионуклиды дают значительный вклад в формирование доз облучения человека (см. табл. 7.2).

Таблица 7.2

**Эффективные эквивалентные дозы от ряда
радионуклидов**

радионуклид	мкГр/год	мкЗв/год
^3H	0,01	0,01
^7Be	0,08	0,03
^{14}C	13,0	12,0
^{22}Na	0,1–0,27	0,15

Дозы облучения формируются как за счет ингаляционного, так и за счет перорального поступления через воду, растительность. Оценки доз различных авторов могут существенно различаться. Так, кроме приведенных в табл. 7.2 доза от ^7Be по последней оценке при ингаляционном поступлении эффективная эквивалентная доза составляет 0,0012 мкЗв/год, что на порядок ниже оценки НКДАР ООН. От перорального поступления ^7Be с овощами доза составляет 0,056 мкЗв/год. Таким образом, суммарная доза для г. Москвы составляет ~0,06 мкЗв/год.

Надо иметь в виду, что составляющие радиационного фона (в том числе от космогенных радионуклидов) являются постоянно действующим фактором, формирующим дозу как в отдельном регионе, так и в мире в целом. Для многих регионов вклад антропогенных факторов может быть ниже, чем природных (таких как космогенные радионуклиды).

Скорость образования радионуклидов наибольшая в стратосфере и превышает таковую для тропосферы для ^3H в 17 раз, ^7Be — в 5 раз, ^{22}Na — в 15 раз. В то же время для ^{14}C она в 5 раз меньше в стратосфере, чем в тропосфере. Средние скорости образования космогенных радионуклидов определяются средней интенсивностью космического излучения и сечениями соответствующих ядерных реакций, а вариации скорости образования коррелируют с вариациями космического излучения. И те и другие могут быть периодические (суточные, многолетние) и непериодические, обусловленными событиями на солнце. Вариация содержания радионуклидов, кроме того, связана с особенностями циркуляции воздушных масс, изменениями климатических и метеопараметров.

Зависимость содержания космогенных радионуклидов в атмосфере от космических лучей связана с действием трех факторов: 1) интенсивности первичных космических лучей; 2) силы

геомагнитного поля; 3) солнечной активности (через моделирующий эффект солнечного ветра). Различные космогенные радионуклиды в зависимости от реакций их образований дают возможность получить более детальную информацию о вариации космических лучей.

В общем перенос космогенных радионуклидов идет в направлении стратосфера — тропосфера — приземный слой воздуха — земная поверхность. Этот перенос обеспечивается движением воздушных масс, сухим осаждением (седиментацией) и вымыванием атмосферными осадками.

Таким образом, содержание космогенных радионуклидов в атмосфере зависит :

- от скорости их генерации в стратосфере и тропосфере космическим излучением (с учетом его вариаций) и средним временем жизни радионуклида в соответствующем резервуаре);
- процесса сорбции радионуклида на аэрозолях;
- обмена воздушных масс между стратосферой и тропосферой;
- процессов сухого осаждения аэрозолей и вымывания его из тропосферы (зависящих от метеопараметров в пункте отбора проб).

Из всех чисто космогенных радионуклидов наибольшее содержание в атмосфере имеет сравнительно легко определяемый гамма-излучающий радионуклид ^7Be . Поэтому его содержанию в атмосфере посвящено отдельное рассмотрение.

^7Be

Содержание этого радионуклида в атмосферном воздухе (среднее, вариации) представляет интерес для радиэкологии, метеорологии и для изучения природных вариаций космических лучей.

В радиологии ^7Be является одним из ЕРН, формирующих общий радиационный фон и его флуктуации. Он позволяет выделять радиоактивные загрязнения на уровне фона, определять вклад в дозу собственно от ^7Be , а также служит репером при определении других радионуклидов в аварийных условиях — по отношению измерений объемной активности ^7Be к его среднему значению можно ввести поправку в результаты определений других радионуклидов при экспресс-определении в нестандартных условиях.

В стратосфере в образовании ^7Be преобладает реакция скалывания на протонах с энергией $> 1 \text{ ГэВ}$ $^{14}\text{N} + p \rightarrow ^7\text{Be}$ с максимальным

сечением 50 Мбарн, а в тропосфере преобладает реакция на вторичных нейтронах $^{14}\text{N} + n \rightarrow ^7\text{Be}$ и $^{16}\text{O} + n \rightarrow ^7\text{Be}$ с сечением ~10 Мбарн для нейтронов > 100 МэВ. Согласно расчетам, плотность потоков первичных протонов и вторичных нейтронов в стратосфере уменьшается с высотой по экспоненте. По некоторым данным плотность потока максимальна при $H = 20$ км и убывает при возрастании H до 35 км и при уменьшении H до поверхности Земли. Распределение потока КЛ зависит от геомагнитной широты, но при $H = 0-15$ км равномерно в пределах ~3%.

В стратосфере содержится 70–80% ^7Be (скорость генерации 0,041 ат/см²с), а в тропосфере — 20–30% (скорость генерации 0,027 ат/см²с). Время жизни ^7Be в стратосфере оценивается в 1,0–1,5 года и определяется $T_{1/2}$ и обменом воздушных масс между стратосферой и тропосферой. В тропосфере распределение ^7Be по высоте и широте определяется в основном перемещением воздушных масс и вымыванием аэрозолей. Время жизни ^7Be в тропосфере — 24–30 сут. В стратосфере эти процессы менее интенсивны, колебания объемной активности связаны исключительно с вариацией КЛ и зависят от активности солнца, геомагнитной широты и высоты над уровнем моря.

Из-за наличия между стратосферой и тропосферой слоя мощной температурной инверсии (тропопаузы) ^7Be переносится в весенне-летний период перестройки атмосферы из стратосферы в тропосферу. Кроме того, как установлено выше, в самой тропосфере генерируется ^7Be . Скорость генерации ^7Be в атмосфере одна из самых высоких — 0,081 ат/см²с (выше только скорость генерации ^3H и ^{14}C).

Определить долговременные вариации объемной активности ^7Be , связанные с 11-летним циклом солнечной активности, достаточно сложно.

По среднегодовым значениям объемной активности это возможно при достаточно длительном цикле мониторинга и при условии, что метеоусловия в пункте контроля регулярно изменяются в пределах времени контроля. Согласно литературным данным, коэффициент корреляции объемной активности ^7Be и числа солнечных пятен (обратно пропорционально потоку КЛ) составляет $0,83 \pm 0,03$. Резкие изменения содержания ^7Be имеют место через несколько суток после солнечного протонного события (солнечной вспышки). Вспышка длится от нескольких часов до нескольких суток. Число таких вспышек в период высокой солнечной активности достигает до 5–7 в год.

Резкое уменьшение потока галактических КЛ после солнечных протонных событий (Форбуш-понижение) не всегда

сопровождает солнечные вспышки. Поток высокоэнергетичных протонов при солнечных событиях увеличивается в разы, а поток галактических КЛ при форбуш-понижении уменьшается на проценты.

Трудности выделения четкой связи между содержанием ^7Be и солнечной активностью связаны с существенным влиянием на содержание ^7Be метеорологических факторов. Не всегда удается установить даже тренд этой зависимости.

Другим фактором вариаций содержания ^7Be в атмосфере является сезонная перестройка атмосферы с активным перемещением воздушных масс. При этом в тропосферу из стратосферы поступает воздух с высоким содержанием ^7Be . Кроме того, изменяется качество осадков, вымывающих аэрозоли из атмосферы (снег и затяжные дожди в осенне-зимний период сменяются ливневыми дождями в весенне-летний период). Количество мокрых выпадений чаще всего возрастает с увеличением количества осадков, морозящие дожди лучше удаляют радиоактивные аэрозоли. Коэффициент вымывания после затяжных дождей (8 ч) увеличивается от 30 до 80% (в зависимости от размера частиц аэрозолей).

Еще одним фактором, определяющим содержание ^7Be , являются циркуляции воздуха синоптических масштабов (циклона — антициклона) с периодом 1–7 сут в масштабе 1000–3 000 км. Иногда эти крупномасштабные ветра охватывают всю толщу атмосферы и затрагивают нижнюю часть стратосферы.

Содержание ^7Be вследствие этих эффектов определяется и местом контроля, для которого характерны те или иные климатические и метеорологические условия.

Сезонная вариация содержания ^7Be в нижних слоях атмосферы с весенне-летним максимумом и осенне-зимним минимумом прослеживается в целом ряде работ. Например, сезонные вариации для трех постов наблюдения представлены в табл. 7.3 (МБк/м³ ^7Be). Различия содержаний ^7Be в разных пунктах контроля связаны не столько с различием потока КЛ на разных геомагнитных широтах (не более 3% для высот ≤ 15 км), сколько с различием климатических и метеорологических условий вследствие различия в перемещивании воздушных масс и условий вымывания аэрозолей — носителей ^7Be .

Таким образом, содержание ^7Be в приземном воздухе зависит:

- от скорости генерации его в стратосфере и тропосфере протонами и нейтронами КЛ за время его жизни в соответствующем резервуаре;
- сорбции его на аэрозолях;

- обмена воздушных масс между стратосферой и тропосферой;
- вымывания и сухого осаждения аэрозоля — носителя из тропосферы.

Таблица 7.3

Годы	Зима	Весна	Лето	Осень	Средн.	Мах/min
г. Вильнюс с 1976 по 1982 г.	$2,6 \pm 0,5$	$4,3 \pm 0,5$	$4,6 \pm 0,5$	$3,3 \pm 0,5$	$3,7 \pm 0,9$	1,55
г. Москва	$3,2 \pm 0,9$	$5,5 \pm 0,6$	$5,4 \pm 1,2$	$3,5 \pm 0,8$	$4,4 \pm 0,5$	1,66
г. Ростов н/Д 2001–2006						
2001	1,5	3,0	4,9	2,1	2,9	3,2
2002	4,4	3,7	5,1	2,3	3,8	2,2
2003	2,0	3,1	5,8	4,0	3,7	2,9
2004	2,3	3,9	6,4	4,0	4,1	4,1
2005	3,3	5,7	6,4	3,4	5,3	1,9

Содержание ^7Be в растительности, по литературным данным, наибольшее в прошлогоднем опаде: в листе — 16–52 Бк/кг сухого вещества, в траве — 20–25 Бк/кг сухого вещества и в опаде 45–175 Бк/кг сухого вещества.

Для оценки дозы от ^7Be при ингаляционном и пероральном поступлении пока еще данных недостаточно и оценки доз заметно различаются. Источниками расхождения являются величины переводного коэффициента $(2,8\text{--}5,2) \cdot 10^{-11}$ Зв/Бк, объема вдыхаемого воздуха $8,1 \cdot 10^3$ м³/год и среднего содержания ^7Be в овощах — 20–40 Бк/кг, годового потребления — 100 кг/год.

7.2. Естественные радионуклиды земного происхождения

Основным резервуаром ЕРН ^{40}K , ^{232}Th , ^{235}U , ^{238}U является земная кора (литосфера). В атмосферу эти радионуклиды поступают в процессе ветрового подъема с земной поверхности (почвы), а продукты распада их (эманации ^{222}Rn , ^{220}Tn и их дочерние продукты распада) — за счет вертикальной диффузии из толщи земной коры.

Средние удельные активности ЕРН в земной коре и почвах приведены в табл. 7.4.

Таблица 7.4

Радионук- лиды $T_{1/2}$, А ср.	^{40}K	^{232}Th	^{235}U	^{238}U
$T_{1/2}$, лет	$1,31 \cdot 10^9$	$1,4 \cdot 10^{10}$	$7,13 \cdot 10^8$	$4,5 \cdot 10^9$
А ср., Бк/кг литосфера почва диап. почва ср.	$7,8 \cdot 10^2$ $(1-7) \cdot 10^2$ $3,7 \cdot 10^2$	32,0 7–53 26,0	1,8 — —	37,0 6–50 26,0

В таблице 7.5 приведены содержания ЕРН в приземном слое воздуха.

Таблица 7.5

Радионуклид	Содержание в воз- духе, Бк/м ³	Примечания
^{238}U	$1,3 \cdot 10^{-6}$	при запыленности 50 Мкг/м ³
^{232}Th	0,2–1,2 ср. 0,7	над континентом
^{222}Rn	1–11 ср. 3,8 2,6–6,3 ср. 0,37 ср. 0,037 2–9,3 ср. 4,3 ср. 0,5 ср. 3,7 ср. 3,7	над континентом Россия над океаном над океаном, вдали от берега Европа Сев. Африка Индия над Черным морем
^{212}Pb	0,09–0,12 0,11 0,008	Россия Индия Сев. Африка

Окончание табл. 7.5

Радионуклид	Содержание в воздухе, Бк/м ³	Примечания
²¹⁰ Pb	$(3,7-600) \cdot 10^{-6}$ ср. 0,5 $(52-215) \cdot 10^{-6}$ ср. $110 \cdot 10^{-6}$ $(185-1\ 800) \cdot 10^{-6}$ ср. $670 \cdot 10^{-6}$ $(110-555) \cdot 10^{-6}$ ср. $300 \cdot 10^{-6}$	над океаном Сев. полушарие, умеренные широты над континентом Индия Европа
²¹⁰ Bi	ср. $0,5 \cdot 10^{-3}$	Сев. полушарие, умеренные широты
²¹⁰ Po	ср. $0,04 \cdot 10^{-3}$ $(0,004-0,14) \cdot 10^{-3}$ ср. 0,035	Сев. полушарие, умеренные широты Европа

Содержание долгоживущих ЕРН (примордиальных) в приземном слое воздуха определяется преимущественно запыленностью этого слоя, содержанием ЕРН в почвогрунтах и скоростью эксгаляции эманаций с земной поверхности. Так, содержание ²³⁸U, определяемое в приземном слое воздуха при запыленности его 50 мг/м³, практически совпадает с расчетной оценкой, полученной при указанной запыленности и средней удельной активности ²³⁸U в почвах — 25 Бк/кг.

Содержание эманаций (²²²Rn и ²²⁰Tn) и продуктов их распада в воздухе определяется в основном эксгаляцией их с земной поверхности (почв, грунтов, растительного покрова) и турбулентной диффузией их в атмосфере. В некоторой степени на содержание долгоживущих продуктов распада радона (²¹⁰Pb и ²¹⁰Po) влияет вулканическая деятельность.

Содержание ²²²Rn в приземном слое воздуха иногда хорошо коррелирует с содержанием ²²⁶Ra в приповерхностном слое почвы. Но районы с высоким содержанием ²²²Rn в воздухе все же чаще связаны с особой геологической структурой и особыми геохимическими характеристиками подстилающих пород, (см. ниже).

Типичные скорости эманирования радона с земной поверхности изменяются от $2 \cdot 10^{-4}$ Бк/м²с для скальных пород до

$(8-21) \cdot 10^{-3}$ Бк/м²с для горных почв, $(4-50) \cdot 10^{-3}$ Бк/м²с для подзолистых почв, $(5-38) \cdot 10^{-3}$ Бк/м²с для пустынных почв и до $(21-53) \cdot 10^{-3}$ Бк/м²с для черноземов. В зонах с аномальной геологией и геохимией подстилающих пород скорость эксгаляции радона доходит до $5,25 \cdot 10^2$ Бк/м²с. Средневзвешенная по площади земли скорость эксгаляции радона равна $1,6 \cdot 10^{-2}$ Бк/м²с.

Содержание радона в почвенном воздухе изменяется от $2,6 \cdot 10^3$ до $4,4 \cdot 10^4$ Бк/м³. Кроме земной поверхности радон и продукты его распада поступают в атмосферу из растений и природных вод, а также в результате хозяйственной деятельности человека (образования радона в домах, сжигания каменного угля и природного газа).

Локальными источниками радона являются геотермальные станции, предприятия по добыче фосфатов и прочие объекты.

Содержание радона в атмосфере в одном и том же районе испытывает вариации в зависимости от погодных условий, времени суток и сезона, высоты над поверхностью Земли. Так, например, если содержание ²²²Rn в приземном слое воздуха в условиях развитой воздушной конвекции ~9 Бк/м³, в условиях устойчивости атмосферы (дымка, туман) ~28 Бк/м³, то оно возрастает до максимума ~67 Бк/м³ в условиях приземной инверсии в утренние часы.

В сезонных колебаниях содержания радона в воздухе проявляется максимум летом—осенью и минимум зимой—весной. Так, среднее для штата Нью-Джерси (США) за 6 лет наблюдений содержание радона в приземном слое воздуха составляет 8 Бк/м³ (типичное для континентальных районов), в то время как сезонный минимум в феврале—марте составляет 4–5 Бк/м³, а сезонный максимум в августе—сентябре — 11–12 Бк/м³. В суточном ходе минимум наблюдается в послеполуденное время (12–15 ч), а максимум — после полуночи (0–6 ч) при расхождении максимума и минимума в 2 раза. С увеличением высоты от поверхности Земли концентрации ²²²Rn и ²²⁰Th уменьшаются (табл. 7.6).

Таблица 7.6

<i>H</i> , м	²²⁰ Rn, %	<i>H</i> , м	²²⁰ Th, %
0,01	100	0	100
1,00	95	5	70
10,0	87	10	50
100	69	25	20
1000	38	50	5

От метеопараметров (температура, влажность воздуха, ветер) зависит не только содержание ^{222}Rn , но и состояние равновесия между радоном в воздухе и продуктами его распада (ДПР). Типичное среднее значение коэффициента равновесия ^{222}Rn и его короткоживущих ДПР для высоты 1 м над поверхностью Земли $F = 0,8$ (ранее принято $F = 0,6$). Изменение концентрации ДПР Rn в воздухе обусловлено как радиоактивным распадом, так и поведением ДПР: присоединением свободных ДПР к аэрозольным частицам, рекомбинацией, осаждением и седиментацией, перемещением в результате диффузии. Все эти факторы приводят к сдвигу радиоактивного равновесия между ^{222}Rn и его ДПР и сильной зависимости этого равновесия от внешних условий.

При среднемировом значении концентрации ^{222}Rn в атмосферном воздухе 5 Бк/м³ и среднем $F = 0,8$ средние для континентальных районов ЭРОА* = 4 Бк/м³. В зависимости от географического региона типичный интервал вариации ЭРОА по регионам составит 1–10 Бк/м³.

Общее содержание радона в атмосфере оценивается в 10^{18} Бк, из которого 10^{16} Бк обусловлено эманированием радона из почвы.

Прямыми признаками радоновых аномалий (кроме повышенного содержания радона в приземном слое воздуха) является повышенная скорость эксгаляции радона с земной поверхности.

7.3. Искусственные радионуклиды (ИРН)

К искусственным относятся радионуклиды, образующиеся в процессах деления тяжелых ядер и/или возникающие в различных реакциях активации ядер.

В атмосфере ИРН образуются при испытаниях ядерного оружия: ^3H , ^{14}C , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{65}Zn , ^{85}Kr , $^{89,90}\text{Sr}$, ^{106}Rn , $^{129,131}\text{J}$, ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{144}Cl , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am .

Другим источником ИРН являются крупные аварии ядерных объектов, в том числе с выбросом $^{103,106}\text{Ru}$ + ^{106}Rh , $^{134,137}\text{Cs}$.

Практически постоянными источниками поступления ИРН в атмосферу являются выбросы АЭС и других предприятий ядерного топливного цикла.

При ядерных взрывах радионуклиды выбрасываются с частицами различного размера и состава на различную высоту, в том числе в стратосферу и тропосферу.

Основной вклад в глобальное загрязнение вносят аэрозоли и чрезвычайно мелкие частицы, которые с воздушными массами

*ЭРОА — эквивалентная равновесная объемная активность.

переносятся в масштабах всей планеты. Частицы больших размеров распространяются на расстояния порядка сотни километров. Частицы, несущие радионуклиды, распространяются в стратосфере достаточно гомогенно, имеют $T_{1/2} = 2$ года.

Рассмотренные группы частиц определяют характер их выпадений на земную поверхность как в зоне ядерного взрыва, так и на больших расстояниях от места взрыва (долгоживущие радионуклиды), в том числе в глобальном масштабе. Из них наиболее важную роль играют ^{90}Sr , ^{137}Cs , а также глобальные радионуклиды ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I и трансурановые элементы (изотопы плутония).

В настоящее время радиоактивность атмосферы, обусловленная ядерными взрывами и последствиями крупных аварий, минимальна. Основной вклад в содержание ИРН в атмосфере дают выбросы предприятий ЯТЦ, в том числе и действующие АЭС.

Все источники загрязнения атмосферы ИРН будут более подробно рассмотрены далее.

7.4. Ядерные взрывы

Испытания ядерного оружия в атмосфере являются источниками дополнительного облучения населения земного шара.

По данным ООН, с 1945 по 1980 г. произведено 423 взрыва суммарной мощностью 545,4 Мт. Сведения о количестве испытаний ядерного оружия в атмосфере пятью странами — участниками «ядерного клуба» приведены в табл. 7.7. В 1963 г. США, СССР и Великобритания подписали договор о прекращении экспериментальных ядерных взрывов в атмосфере, космическом пространстве и под водой. Франция отказалась присоединиться к этому договору и продолжала испытания ядерного оружия в атмосфере до 1974 г., а КНР — вплоть до 1980 г.

Ядерное оружие испытывали на полигонах в Маралинге (Австралия), Семипалатинске (СССР), штате Невада, близ Лас-Вегаса (США), на атолле Муруроа (во французской Полинезии) и в китайской провинции Синцзянь.

При этих взрывах образовалось большое количество радионуклидов как в результате процессов деления ядра, так и при реакциях синтеза легких ядер. Принято считать, что выход продуктов деления пропорционален мощности взрыва за счет реакции деления, а выход нуклидов — за счет продуктов активации таких, например, ядер, как ^3H и ^{14}C , — пропорционален мощности взрыва за счет реакции синтеза.

Таблица 7.7

**Количество экспериментальных ядерных взрывов,
произведенных в атмосфере странами, владеющими
ядерным оружием**

Страна	Период времени, гг.	Количество взрывов	Суммарная мощность, Мт
США	1945–1962	193	138,2
СССР	1949–1962	142	357,5
Великобритания	1952–1962	21	16,7
Франция	1960–1974	45	11,9
КНР	1964–1980	22	20,7

При взрывах мощностью 100–200 кт вблизи или на поверхности Земли радионуклиды разносятся на высоте тропосферы. После вхождения в атмосферу радиоактивные продукты взрывов быстро перемещаются вниз до высоты около 4 км в результате турбулентного перемешивания и конвективного переноса. Поэтому из тропосферы радиоактивные осадки выпадают на земную поверхность самое большее за несколько месяцев. Как правило, период полураспада составляет 20–40 дней. При этом самые крупные частицы (более 10 мкм, до нескольких мм) содержатся в составе сухих выпадений, а остальные — преимущественно с дождем или снегом.

При взрывах мощностью 1–50 Мт высота выброса радиоактивного облака достигает 3–10 км (тропосфера).

При более мощных взрывах радиоактивные продукты выбрасываются в стратосферу, где перемешивание вертикальных слоев воздуха слабое, а осаждение медленное. Радиоактивные аэрозоли микроскопических размеров ($\sim 4 \cdot 10^{-5}$ см) в составе радиоактивного облака остаются в стратосфере от нескольких месяцев до нескольких лет, а ветры переносят это облако над всей Землей (стратосферный перенос). До $2/3$ общего количества осадков составляют стратосферные осадки, с которыми на земную поверхность поступают ИРН ядерных взрывов.

Сезонные изменения в переносе масс воздуха из стратосферы в тропосферу (обмен стратосфера — тропосфера) определяют и сезонные изменения в выпадениях радионуклидов на земную поверхность. Внутри тропосферы смешивание (см. выше)

происходит главным образом благодаря турбулентной диффузии и конвекции. Снижение радиоактивного облака в тропосфере до высоты ≤ 4 км приводит к значительному увеличению концентрации радионуклидов в приземном слое воздуха, значительным выпадениям. Это направленное вниз движение увеличивается над антициклоническими и уменьшается над циклоническими образованиями (из-за образования соответственно нисходящих и восходящих потоков). Отсюда — существенная зависимость плотности радиоактивных выпадений от метеопараметров. Кроме того, скорость очистки тропосферы от радиоактивных аэрозолей и соответственно плотность радиоактивных выпадений зависят от размеров аэрозолей и их физико-химических свойств (в том числе формы химических соединений), растворимости, электрического заряда, характера радиоактивного распада, наличия других аэрозольных частиц в атмосфере (пыли, солей, жидкостей) и характера подстилающей земной поверхности.

Выпадения бывают с осадками и без них (сухие). Выпадения с осадками связаны с захватом радиоактивных аэрозолей при образовании облачных элементов ($<0,1$ мкм) и прохождением дождевых капель от облаков к земной поверхности (>5 мкм). Аэрозоли промежуточных размеров (0,1–5 мкм) удаляются менее эффективно. Они удаляются из атмосферы, вероятно, в процессе турбулентной диффузии, конвекции и столкновений с другими частицами.

Наличие других частиц приводит к увеличению скорости выпадений. Примером может служить наличие солей (NaCl и др.) над морями и океанами.

Сухие выпадения происходят как в дни без осадков, так и в дни с ними. В умеренных широтах с осадками выпадают в 9 раз больше радиоактивных продуктов. В засушливых зонах сухие выпадения становятся преобладающими.

Средняя удельная активность атмосферных осадков при длительных наблюдениях при усреднении большей части их колебаний (за месяц и более) прямо зависит от среднего содержания радиоактивных аэрозолей в нижних слоях тропосферы. Для надежного округления этой корреляции необходимо обобщение данных из различных районов.

Для выпадения на земную поверхность характерны сезонные колебания: весенний максимум в марте — мае (в Северном полушарии) и сентябре — ноябре (в Южном полушарии). Это связано с весенней перестройкой высоты тропосферы. Возможны максимумы, связанные с изменением метеорологических параметров и с близостью источников радиоактивности.

Необходимо отметить разное поведение различных радионуклидов в атмосфере и в выпадениях. Это — фракционирование, связанное в первую очередь с особенностями образования и начальной локализацией (места образования после взрыва, размерами и химической формой частиц, а также с особенностями выпадений). В качестве примера резкого различия поведения можно привести ^3H и ^{137}Cs .

Радиоактивные осадки, образующиеся при ядерных испытаниях, подразделяются на *локальные*, выпадающие в пределах до 100 км от места взрыва, *тропосферные* и *стратосферные*. Тропосферные осадки выпадают на поверхность Земли на расстоянии многих сотен и тысяч километров от места взрыва. Среднее время пребывания тропосферных осадков в атмосфере составляет около 30 суток. Стратосферные выпадения включают, как правило, основную часть продуктов деления и обуславливают большую часть глобального радиоактивного загрязнения внешней среды продуктами деления.

Радиоактивные вещества, образующиеся при испытательных ядерных взрывах, создают радиационное воздействие — *внутреннее облучение* (от вдыхания радиоактивных веществ, содержащихся в приземных слоях атмосферы, и употребления в пищу продуктов питания и питьевой воды, загрязненных радионуклидами) и *внешнее облучение* (от радиоактивных веществ, присутствующих в приземном слое воздуха или выпавших на поверхность Земли).

В испытаниях 1954–1962 гг. в атмосферу поступило ^3H $2,4 \cdot 10^{20}$ Бк, $2,2 \cdot 10^{17}$ Бк ^{14}C (до начала испытаний в атмосфере ежегодно образовывалось $3,7 \cdot 10^{16}$ Бк ^3H и 10^{15} Бк ^{14}C космогенного происхождения) и $17,1 \cdot 10^{18}$ Бк других долгоживущих ИРН (в Северном полушарии — $13,1 \cdot 10^{18}$ Бк, в Южном полушарии — $4,1 \cdot 10^{18}$ Бк). В составе этих выбросов были ^{89}Sr — 2,5%; ^{90}Sr — 3,5%; ^{95}Zr — 5,1%; ^{103}Ru — 5,2%; ^{106}Ru — 2,44%; ^{131}I — 2,9%; ^{134}Cs — 0,036%; ^{137}Cs — 5,57%; ^{140}Ba — 5,18%; ^{141}Ce — 4,58%; ^{144}Ce — 4,69%.

За все время проведения ядерных взрывов (до 1990 г.) на земную поверхность выпало $5,99 \cdot 10^{17}$ Бк ^{90}Sr (из выброшенных в атмосферу $6,04 \cdot 10^{17}$ Бк), $9,6 \cdot 10^{17}$ Бк ^{137}Cs (из выброшенных — $9,64 \cdot 10^{17}$ Бк). На 1982 г. в стратосфере еще циркулировало около $1,8 \cdot 10^{15}$ Бк ^{90}Sr и $3,2 \cdot 10^{15}$ Бк ^{137}Cs . Большая часть выпадений (~75%) приходится на Северное полушарие.

Кроме того, при ядерных взрывах образовалось значительное количество трансурановых элементов. По данным НКДАР ООН (1982 г.), плотности выпадений (Бк/м²) и интегральные концентрации в атмосфере (мкБк/м³·год) ТУЭ следующие:

Таблица 7.8

	Земной шар в целом		Умеренная зона Сев. пол.	
	Бк/м ²	МБк/м ³ ·год	Бк/м ²	МБк/м ³ ·год
²³⁸ Pu	0,90	1,6	1,5	2,6
^{239, 240} Pu	35,0	62,0	58,0	100,0
²⁴¹ Pu	440,0	770,0	730,0	1 300,0
²⁴¹ Am	15,0	1,7	25,0	2,8

Средние уровни глобального загрязнения к концу 60-х гг. составили по ⁹⁰Sr 0,045 Ки/км², по ¹³⁷Cs — 0,080 Ки/км² и по радионуклидам плутония — 0,005 Ки/км².

Большая часть дозы облучения населения земного шара от радионуклидов ⁹⁵Zr, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce, ¹³¹I, образовавшихся в результате всех проведенных по 1980 г. испытаний, уже сформирована. Значительная часть дозы ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs сформировалась к 2000 г.

Рассмотрим результаты многолетнего контроля за радиоактивными выпадениями продуктов ядерных взрывов в атмосфере.

Падение радиоактивности со временем можно описать эмпирическим уравнением вида

$$A = at^n,$$

где a — константа;

t — время, отсчитываемое с даты соответствующего ядерного испытания;

n — константа, равная 1,64.

Рост содержания в атмосфере Земли одного из основных продуктов ядерных взрывов ⁹⁰Sr в период их проведения иллюстрирует табл. 7.9:

Таблица 7.9

Атмосфера	1960 (май)	1961 (май)	1962 (апрель)	1963 (январь)
Стратосфера Северного полушария <21 км 21–30 км	0,25 МКи 0,25 МКи	0,22 МКи 0,12 МКи	1,11 МКи 0,13 МКи	4,51 МКи 1,21 МКи
Южное полушарие <21 км 21–30 км	0,25 МКи 0,19 МКи	0,26 МКи 0,12 МКи	0,21 МКи 0,05 МКи	0,42 МКи 0,10 МКи

Окончание табл. 7.9

Атмосфера	1960 (май)	1961 (май)	1962 (апрель)	1963 (январь)
Тропосфера	0,03 МКи	0,03 МКи	0,16 МКи	0,32 МКи
Земная атмосфера в целом	1,0 МКи	0,8 МКи	1,7 МКи	6,6 МКи
Земля в целом (на- коплен.)	4,3	4,2	4,9	5,8
Итого	5,3	5,0	6,6	12,4

Основными процессами переноса ^{90}Sr из стратосферы, по данным 1960–1961 гг., являются вертикальное перемешивание — 0,24 МКи, вертикальное движение и осаждение — 0,20 МКи горизонтальное движение через разрывы тропосферы — 0,24 МКи. Среднее время пребывания долгоживущих продуктов деления в стратосфере Земли, по данным 1959–1961 гг., для ^{90}Sr составляет 1,8–2,5 года, причем скорость переноса ^{90}Sr из стратосферы в тропосферу была в 2 раза больше в Северном полушарии ($\tau_{\text{ср.}} = 1,8$ года), чем в Южном ($\tau_{\text{ср.}} = 2,8$ года). Для сравнения: среднее время пребывания ^7Be в стратосфере оценивается в пределах 0,25–1,7 года.

Кроме долгоживущих радионуклидов в атмосферу Земли при ядерных взрывах выбрасывались короткоживущие радионуклиды. В выпадениях на земную поверхность их средняя активность (МКи/км²) и доля в выпадениях относительно выпадений ^{90}Sr приведены в табл. 7.10:

Таблица 7.10

Радионуклид	1961 г., МКи/км ² (доля)	1962 г., МКи/км ² (доля)
^{89}Sr	32,8 (1,0)	106,3 (1,0)
^{95}Zr	55,8 (1,7)	192,0 (1,8)
^{103}Ru	27,2 (0,83)	—
^{106}Ru	5,9 (0,18)	61,6 (5,9)
^{131}J	26,6 (0,81)	—
^{140}Ba	59,0 (1,80)	59,5 (0,56)
^{141}Ce	51,2 (1,56)	131,0 (1,23)
^{144}Ce	17,0 (0,52)	157,0 (1,48)

Изменение содержания радионуклидов в атмосфере в период официального запрета ядерных испытаний представлено в табл. 7.11.

Таблица 7.11

Содержание радионуклидов в атмосфере 1962–1966 гг.

Радио- нуклид	Время отбо- ра пробы	Содержание эле- мента в атмосфере	Место отбора пробы
^3H	1961 г.	523 Т. Е.*	Москва
	1962 г.	Ср. 703,14 Т. Е.	Москва
	1963 г.	Ср. 2075 Т.Е.	Москва
^{137}Cs	1958– 1960 гг.	$3,9 \pm 0,3 \cdot 10^{-6}$ расп/мин $\cdot$ м ³	Подмосковье
	1960– 1961 гг.	$0,9 \pm 0,1$ расп/ мин $\cdot$ м ³	о. Хейса
	1962 г.	96 МКи/км ²	Вильнюс
	1965 г.	6,96 МКи/км ²	Вильнюс
	1966 г.	1,2 МКи/км ²	Вильнюс

* 1 Т. Е. — 1 атом трития на 10^{18} атомов H_2

Рассмотрим поведение трития и цезия в атмосфере более подробно как пример различного поведения ИРН — продуктов ядерных взрывов (упомянутый выше эффект фракционирования).

Тритий (^3H) и цезий (^{137}Cs) относятся к числу тех радионуклидов, которые остаются в атмосфере после ранее проведенных ядерных взрывов. Поведение трития, образующегося при термоядерных взрывах, отличается от поведения других продуктов деления. В процессе остывания огненного шара, возникшего после взрыва, раньше всего начинают конденсироваться пары тугоплавких химических элементов с наибольшей температурой кипения, поэтому образующиеся аэрозольные частицы обогащены этими радионуклидами и обеднены легкоплавкими. Температура конденсации паров трития наиболее низкая, поэтому он успевает подняться с потоками горячего воздуха на большую высоту. Пары начинают конденсироваться на низкотемпературной периферии радиоактивного облака, в частности на его вершине в стратосфере, где скорость подъема со временем становится равной нулю.

Понятно, что различия в поведении трития и цезия в атмосфере обусловлены разным фракционированием в процессе подъема огненного шара, образующегося при термоядерном взрыве, в стратосферу на разную высоту (что приводит к разнице в периоде полувыведения их из атмосферы); большим влиянием атмосферных осадков на выпадение трития по сравнению с цезием; существенным преобладанием вторичного поступления в атмосферу трития в результате испарения влаги с земной поверхности по сравнению с вторичным ветровым подъемом пыли с поверхности почвы вследствие ее глобального загрязнения ^{137}Cs . Эффективная скорость осаждения трития из атмосферы на Землю в 1995–1997 г. примерно в 10 раз меньше, чем ^{137}Cs .

Частицы радиоактивных выпадений от ядерных взрывов образуются в результате плавления вовлеченных в огненный шар частиц гранита при наземных взрывах в результате концентрации с последующей коагуляцией испарившегося бомбового вещества при воздушных взрывах.

При подземных ядерных взрывах с выбросом грунта одним из возможных механизмов образования частиц является дробление расплавленной породы, прилегающей к котловой полости и частично выбрасываемой в атмосферу.

Радиоактивные продукты взрыва концентрируются на поверхности частиц (или расплавленной породы) в соответствии с давлением насыщенных паров; при этом пироплавкие элементы (или их оксиды) распространяются по объему частиц, а легколетучие или изотопы, имеющие летучих предшественников, — в тонком поверхностном слое, что приводит к фракционированию изотопов. Если учесть при этом различные скорости падения частиц, то легко понять, что изотопный состав выпадений на разных расстояниях от места взрыва различен. Частицы при подземных взрывах, а также горячие частицы при воздушных взрывах имеют, как правило, шарообразную или каплевидную форму, т. е. такие частицы проходят стадию жидкой капли.

Если известен материал, из которого состоят частицы, можно точно определить температуру затвердевания частиц. Зная также температурный режим в огненном шаре, ядерные и теплофизические характеристики различных изотопов (или их оксидов) и сделав ряд упрощающих предположений (наличие термодинамического равновесия в процессе формирования частиц, постоянство объемной и поверхностной концентраций изотопов в частицах различного размера и др.), можно строить схему фракционирования изотопов в частицах радиоактивных выпадений. Однако указанные предположения очень трудно проверить на частицах

ядерных взрывов. Трудно также сделать прогноз поведения изотопов, занимающих промежуточное положение между тугоплавкими и летучими, таких как Tc, Ru, Sn, Sb, Te.

Рассмотрим дальнейшие процессы, происходящие с радионуклидами, образующимися в результате ядерных взрывов.

Радионуклиды, образующиеся в результате ядерных взрывов, выбрасываются с частицами различного состава на определенную высоту, начиная с атмосферы и кончая тропосферой. Если радионуклиды, попадающие с частицами достаточно большой массы в атмосферу, распространяются на относительно небольшие площади земной поверхности с радиусами примерно сотни километров, то аэрозоли и чрезвычайно мелкие частицы, выбрасываемые в тропосферу, под действием воздушных потоков вносят основной вклад в глобальное загрязнение окружающей среды. Время пребывания радионуклидов в тропосфере достигает ~30 часов. Третья группа частиц, несущих радионуклиды, попадают в стратосферу, где распространяются достаточно гомогенно, частично препятствуя осаждению частиц из тропосферы. При перемешивании воздушных потоков в стратосфере радионуклиды переносятся из одного полушария в другое. Время пребывания частиц в стратосфере достигает почти двух лет.

Рассмотренные группы частиц, несущих радионуклиды, определяют характер их выпадения на поверхность Земли. Он определяется видом местных радиоактивных загрязнений в зоне ядерного взрыва, радиоактивных отложений на больших расстояниях от места взрыва в виде долгоживущих радионуклидов ^{131}I , ^{140}Ba , ^{89}Sr , а также глобальных загрязнений, отличающихся определенной неравномерностью и обусловленных долгоживущими радионуклидами. Из них наиболее важную роль играют ^{90}Sr , ^{137}Cs , а также ^3H , ^{85}K , ^{14}C и изотопы плутония. При выпадении на поверхность Земли и загрязнении ее экологических систем происходит перенос и взаимодействие радионуклидов с окружающей средой, что может нанести ущерб здоровью человека.

Таким образом, тритий естественного происхождения образуется в атмосфере и появляется на поверхности Земли в виде радиоактивной составляющей дождевой воды с концентрацией порядка нескольких тритиевых единиц. В связи с термоядерными испытаниями уровень трития в атмосферных осадках, а следовательно, в поверхностных водах и других источниках возрастает. Количество трития, выпавшего в определенном месте земной поверхности, зависит от расстояния до места взрыва, удаленности от значительных масс океанской воды, географического положения, метеорологических условий и других факторов.

Силой взрыва продукты реакции выносятся в верхние слои атмосферы, образуя своеобразный резервуар трития. Этот резервуар может сохраняться продолжительное время, вызывая загрязнение атмосферы вблизи земной поверхности. Так, в течение 1963 г. было зарегистрировано очень высокое содержание трития в атмосферных осадках, хотя испытания были прекращены летом 1962 г.

После последнего взрыва, проведенного 16 октября 1980 г. в КНР, в ноябре и декабре 1980 г. в приземной атмосфере были зарегистрированы короткоживущие ^{141}Ce , ^{95}Zr и рост концентрации долгоживущих ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{144}Ce в воздухе. Высокая концентрация трития в осадках появилась только на следующий год после весенней перестройки высоты тропопаузы, когда ледяные кристаллы, содержащие тритий, опустились из стратосферы до уровня дождевых облаков.

До начала проведения ядерных взрывов в атмосфере концентрация трития космогенного происхождения в атмосферных осадках составляла $0,3 \pm 0,06$ Бк/л воды. После термоядерных взрывов концентрация в осадках превышала это значение в десятки и сотни раз.

Систематические наблюдения за концентрацией ИРН в атмосферных осадках на глобальной сети станций Всемирного метеорологического общества проводятся с 1961 г. На территории СССР эти наблюдения на станциях Гидрометеослужбы начались с июля 1969 г. На рисунке 7.2 видно, как изменяются со временем концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воздухе.

Хорошо видно, что с 1963 по 1967 г., когда загрязнение приземной атмосферы в масштабах страны происходило в основном только за счет процессов самоочищения стратосферного резервуара, убывание концентрации рассматриваемых радионуклидов происходило по экспоненциальному закону. Если бы в последующие годы китайских взрывов не происходило, процесс самоочищения атмосферы от радиоактивных продуктов в первом приближении продолжался бы по этому же закону, концентрация каждого из них убывала бы по экспоненте, изображенной на рисунке пунктиром.

Дополнительные поступления радиоактивных продуктов мощных ядерных взрывов, производившихся в КНР, в атмосферу Северного полушария вызывали увеличение концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в приземной атмосфере бывшего СССР (эта область значений на рисунке заштрихована). Видно, что с 1968 по 1985 г. загрязнение атмосферы в СССР было вызвано именно китайскими ядерными взрывами.

После радиационной аварии на Чернобыльской АЭС, произошедшей 26 апреля 1986 г., наблюдался новый скачок концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr (об аварии на ЧАЭС см. параграф 7.5). При расчете средневзвешенных значений концентрации по территории страны с 1986 г. из усреднения исключались данные, полученные в загрязненной при аварии зоне (зоне отселения). Из рисунка 7.2 видно, что влиянием китайских ядерных взрывов на загрязнение воздушного бассейна бывшего СССР с 1986 г. по настоящее время можно пренебречь.

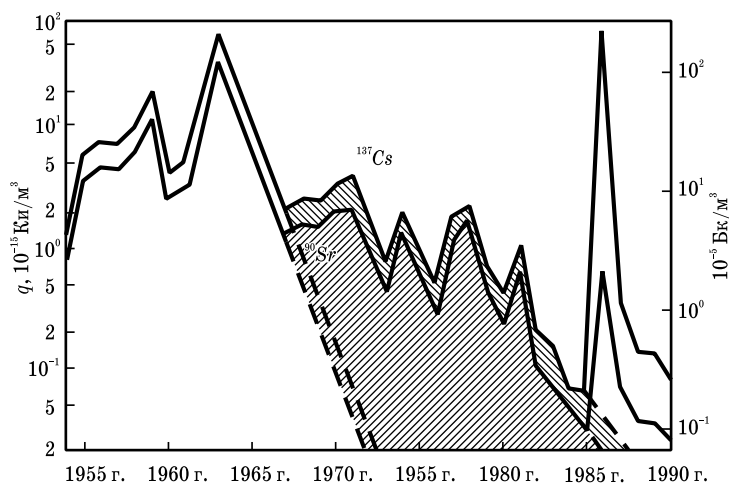


Рис. 7.2. Концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в воздухе, средневзвешенная по территории СССР

Радиологические последствия испытаний ядерного оружия в атмосфере следует рассматривать как в пространстве, так и во времени. Что касается распределения радиоактивных загрязнений в пространстве, то здесь определяющую роль сыграли два фактора — расположение испытательных полигонов и перемещение воздушных потоков в стратосфере, которое повлияло на неравномерность осаждения радиоактивных частиц на земную поверхность.

Индивидуальная эквивалентная доза облучения вследствие проведения испытаний ядерного оружия в атмосфере составила 4,5 МЗв в СССР, а в среднем по земному шару — 3,8 МЗв, причем основной вклад (~2,6 МЗв) в указанные дозовые нагрузки вносит ^{14}C , обладающий очень большим периодом полураспада. Однако в пересчете на среднюю продолжительность жизни человека вклад ^{14}C составит всего ~10%. Коллективная доза облучения населения Земли в результате таких испытаний — $5 \cdot 10^6$ чел.-Зв без учета ^{14}C . Коллективная доза облучения, определяемая этим радионуклидом, составляет $2,6 \cdot 10^7$ чел.-Зв. Для сравнения следует сказать, что для достижения таких уровней дозовых нагрузок на население Земли вследствие естественной природной радиоактивности требуется от 0,5 до 2 лет соответственно. На основе наиболее консервативной оценки увеличение среднегодовой эффективной дозы облучения, обусловленное ядерными взрывами в атмосфере, составляет ~0,01 МЗв. В то же время уровень естественного природного радиоактивного облучения в 1990 г. не превысил 0,006 МЗв.

Как уже было сказано ранее, основной вклад в содержание ИРН в атмосфере вносят ядерные взрывы 1945–1980 гг., причем наибольшую роль из них играют последние по времени испытания ядерного оружия в КНР.

Рассмотрим вклад испытаний ядерного оружия в КНР на Синь-Цзянском полигоне вблизи озера Лобнор в радиоактивное загрязнение объектов природной среды на территории бывшего СССР после заключения в 1963 г. Московского договора о прекращении испытаний.

Всего высотных взрывов (на высоте ~1 км) в КНР с 16 октября 1964 по 16 октября 1980 г. было проведено 22 (в том числе один на высоте ~14 км). В основном продукты этих взрывов были заброшены на высоту от 3 до 9 км.

После прекращения ядерных взрывов в атмосфере Северного полушария в 1963 г. радиоактивность приземного воздуха в СССР почти полностью была обусловлена продолжавшимся поступлением радиоактивных продуктов из стратосферы, куда они были заброшены при проведении ядерных взрывов до 1963 г. Радиоактивное загрязнение атмосферы над территорией страны в начале 1964 г., т. е. до начала атмосферных ядерных взрывов в КНР, характеризовалось следующими данными.

Концентрация суммы β -активных продуктов в нижнем слое атмосферы колебалась в разные месяцы в пределах $(296 - 445) \cdot 10^{-5}$ Бк/м³. Суммарная β -активность атмосферных выпадений в среднем по стране составляла от 7 до 15 Бк/м²сут. Из

долгоживущих радионуклидов техногенного происхождения в атмосфере присутствовали ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{54}Mn , ^{106}Ru , и ^{125}Sb .

Широкомасштабное загрязнение воздуха продуктами китайских ядерных взрывов началось с 1968 г., после чего мощные ядерные взрывы в КНР проводились почти ежегодно до последнего взрыва 16 октября 1980 г., последствия которого прослеживались до аварии на Чернобыльской АЭС, т. е. до апреля 1986 г.

Радиоактивные продукты этого последнего взрыва в атмосфере в основной массе были заброшены в стратосферу. Наибольшая их часть задержалась в тропосфере и распространялась на запад, где и была зарегистрирована на территории Киргизии и Узбекистана. Но основной перенос осуществлялся на восток. На территории бывшего СССР повышенные уровни суммарной β -активности атмосферных аэрозолей были зарегистрированы уже через несколько дней во Владивостоке — до $300 \cdot 10^{-5}$ Бк/ м^3 . В дальнейшем, обогнув земной шар, радиоактивные продукты взрыва появились у западных границ и прошли по югу страны. В конце октября — начале ноября 1980 г. повышение радиоактивности приземного воздуха отмечалось в Закавказье и Средней Азии. Наиболее высокая приземная концентрация наблюдалась в середине и в конце ноября в Ашхабаде и Ташкенте и достигла $600 \cdot 10^{-5}$ Бк/ м^3 . Максимальные выпадения суммарной β -активности были зарегистрированы в ноябре: в первой декаде — в Ростове-на-Дону (16 Бк/ м^2 сут), во второй декаде — во Фрунзе (23 Бк/ м^2 сут), в конце ноября — в Хабаровске (19 Бк/ м^2 сут). На остальной части территории СССР заметного повышения суммарной β -активности аэрозолей и выпадений не наблюдалось, однако почти во всех пробах, отобранных в конце октября — ноябре, присутствовали «свежие» осколки деления продуктов взрыва: ^{89}Sr , ^{91}Y , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , а также ^{237}U .

На рисунок 7.2 представлены среднегодовые концентрации долгоживущих ^{137}Cs (период полураспада $T_{1/2} = 30,174$ года) и ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28,6$ года) в 1954–1990 гг.

Таким образом, проведение в КНР испытаний ядерного оружия в атмосфере начиная с 1966–1967 гг. оказывало заметное влияние на загрязнение воздушного бассейна на территории бывшего СССР долгоживущими ^{137}Cs и ^{90}Sr . Средневзвешенная по территории страны максимальная концентрация в воздухе этих радионуклидов в среднем за год достигала $\sim 4 \cdot 10^{-15}$ Ки/ м^3 для ^{137}Cs и $2 \cdot 10^{-15}$ Ки/ м^3 — для ^{90}Sr (1971 г.).

7.5. Авария на ЧАЭС

Рассмотрим последствия аварии на ЧАЭС в первое время после аварии.

На ядерных реакторах аварии с выбросом радионуклидов в атмосферу происходили трижды: Уиндскейл, Англия (10 октября 1957 г.), Три-Майл-Айленд, США (28 марта 1979 г.), и Чернобыль, СССР (26 апреля 1986 г.)^{*}.

Выброс в результате аварии в Уиндскейле произошел через вентиляционную трубу высотой 125 м, продолжался в течение суток и состоял преимущественно из РБГ и летучих радионуклидов. Основными радионуклидами в выбросе были ^{137}Cs ($2,2 \cdot 10^{13}$ Бк), ^{131}I ($7,4 \cdot 10^{14}$ Бк), ^{89}Sr ($3 \cdot 10^{12}$ Бк), ^{90}Sr ($7 \cdot 10^{10}$ Бк), ^{106}Ru ($3 \cdot 10^{12}$ Бк), ^{132}Te ($4,4 \cdot 10^{14}$ Бк), ^{133}Xe ($1,2 \cdot 10^{16}$ Бк), ^{239}Pu ($1,6 \cdot 10^9$ Бк). Интегральная концентрация ^{131}I в воздухе достигала в районе аварии 30 Бк/м³·сут. След от выпадений из выброса простирался на расстояние ~4 км к юго-востоку. Радиоактивное облако распространилось на юго-восток и достигло Бельгии, Голландии, Германии, Норвегии.

Выброс в результате аварии на АЭС Три-Майл-Айленд произошел из-под защитной оболочки реактора, продолжался около 30 ч и был сравнительно небольшим (в сутки — 10^{17} Бк). В составе выбросов были преимущественно РБГ (^{133}Xe , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, ^{135}Xe) и небольшое количество ^{131}I (<1,1 Бк). От места аварии выброс распространялся преимущественно на север на расстояние около 50 км.

Выброс в результате аварии на 4-м блоке ЧАЭС, в отличие от предыдущих, отличался значительной мощностью, продолжительностью и высотой. Выброс происходил из горящей активной зоны, продолжался 10 дней, был высотой до 2–3 км и по суммарной мощности составил $\sim 2 \cdot 10^{18}$ Бк (3–4% активности, содержащейся в активной зоне к моменту аварии). Радионуклидный состав выбросов был близок к составу топлива, но с преобладанием в выбросе летучих радионуклидов: кроме РБГ было выброшено 20% из содержащихся в активной зоне радионуклидов ^{131}I ($6,7 \cdot 10^{17}$ Бк), ~10% радионуклидов цезия ($1,9 \cdot 10^{16}$ Бк ^{134}Cs и $3,7 \cdot 10^{16}$ Бк ^{137}Cs) и примерно 3% радионуклидов редкоземельных элементов и актиноидов. Из выброшенных в атмосферу активностей на месте осело 0,3–0,5%, а в пределах 20 км — около 1,5–2,0%. В ближней зоне в течение 5 первых дней на земную поверхность осело грубодисперсное (больше 10 мкм) вещество — «горячие» топливные частицы. В период аварии наблюдались ветры всех возможных направлений.

^{*} На момент выхода книги достоверных данных о последствиях аварии на АЭС «Фукусима» не было.

Первичный выброс (ночью 26 апреля) распространялся на запад на небольшой высоте — несколько сот метров. Днем конвективным потоком радиоактивное облако перемещалось в вертикальном направлении в слое высотой до 2–3 км, а часть его поднималась еще выше. Факел выброса днем 26 апреля повернул на северо-запад и север (на следующий день облако достигло Скандинавии — здесь были самые большие за пределами СССР выпадающие доли — $1 \cdot 10^5$ Бк (м^2)). В последующие дни выбросы распространялись как через Польшу на Европу, так и на востоке и юго-востоке — в сторону Турции и Греции. Таким образом, к 30 апреля завершился полный разворот ветра и до середины мая в большей или меньшей мере загрязнение от чернобыльских выпадений распространилось во всем Северном полушарии. Выпадения были крайне неравномерны (в зависимости от количества локально выпавших осадков). За исключением нескольких отдельных территорий, загрязнение от аварии на ЧАЭС за пределами СССР было в целом низкое (дозы от этих загрязнений были ниже доз от естественных радионуклидов).

Состав выбросов различался на разных удалениях от места аварии из-за различия в поведении отдельных составляющих выброшенного вещества.

Далее рассмотрим более детально сам процесс развития аварии и ее последствия для ближней и дальней зоны в пределах территории СССР.

Радиационная обстановка вблизи ЧАЭС после аварии определялась по трем величинам:

- по мощности экспозиционной дозы γ -излучения, полученной 29–30 апреля на трех расстояниях от аварийного энергоблока: 200–250 м, 4 км от АЭС и вблизи 4-го энергоблока;
- по результатам γ -спектрометрических исследований проб почвы;
- по результатам анализов проб почвы, в которых была обнаружена высокая доля летучих цезия и йода и почти полное отсутствие нелетучих церия и циркония.

На основе данной информации и ранее проведенных исследований утечки продуктов деления из облученного топлива, нагретого до высокой температуры, была предложена рабочая гипотеза выброса, из которой следовало, что в аварийном выбросе можно выделить 4 основные стадии:

- **1-я стадия** — выброс, обусловленный взрывом из-за ввода положительной реактивности;

- **2-я стадия** — выброс, связанный с горением графитовой кладки реактора;
- **3-я стадия** — выброс за счет процессов, идущих при повышении температуры топлива и топливосодержащей массы из-за энергии радиоактивного распада накопленных продуктов деления;
- **4-я стадия** — резкое уменьшение выброса в результате стабилизации и последующего постепенного снижения температуры.

Таблица 7.12

Активность выброса и распределение продуктов деления на 4-м энергоблоке и вне его на 1-й и в конце 3-й стадии

Радионук- лиды	1-я стадия (26.04)		Активность радионуклидов на 06.05.86 (3-я стадия)						
	Активность выброса		Внутри блока				Все- го, %	Вне блока	
	Абсо- лют- ная, МКи	От- носи- тель- ная, %*	В топливе		На засыпке и конструк- циях			Абсо- лют- ная, МКи	От- носи- тель- ная, %
			Абсо- лют- ная, МКи	От- носи- тель- ная, %	Абсо- лют- ная, МКи	Отно- си- тель- ная, %			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Радиоактив- ные благо- родные газы:	10	<3	9	<20	1	2-3	<20	36	<80
в том числе: ¹³³ Xe	5	<4	9	<20	1	2-3	<20	35	<80
^{85m} Kr	0,15	1,5	—	—	—	—	—	—	<80
⁸⁵ Kr	—	—	0,2	<20	0,015	2-3	<20	0,7	<80
Летучие продукты деления (кроме Cs):	15	<2	<20	<20	<63	<63	83	17	17
в том числе: ¹³¹ I	4,5	5	7,3	<20	22	<60	80	7,3	20

Окончание табл. 7.12

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
^{132}Te	4	4	2,4	<20	7,8	<65	85	1,8	15
Цезий:	1	1	4,6	<20	16	<70	90	2,3	10
в том числе ^{134}Cs	0,15	1	1	<20	3,5	<70	90	0,5	10
^{136}Cs			2	<20	7,2	<72	92	0,8	8
^{137}Cs	0,3	1	1,6	<20	5,4	<67	87	1,0	13
Нелетучие продукты деления:	8–10	0,3– 0,4	300– 600	20–40	800– 1100	57– 78	<97	30	2–3
в том числе: ^{90}Sr	0,016– 0,02	0,3– 0,4	1–1,5	20–30	3,7– 4,2	66– 76	<96	0,2	4
Актиноиды	0,25– 0,3	0,3– 0,4	70	<80	15–16	17– 18	97– 98	1,7– 2,5	2–3

* За 100% принята активность радионуклидов в РБМК на 26.04.86 г.

Представление о пространственно-временном изменении радиационной обстановки в первые дни мая 1986 г. дают данные табл. 7.13:

Таблица 7.13

Активность радионуклидов, выпавших в отдельных регионах (оценено по результатам измерений в первые дни мая 1986 г.), МКи

Регион	Дата измерения				Плотность выпадения, Ки/км ²
	10.05	11.05	12.05	13.05	
Белоруссия — Зап. Украина	18,4	14,5	12,2	16,0	20–600
В том числе Киев — Мозырь	14,5	10,5	8,5	11,5	
Гомель — Могилев	0,6	1,3	0,7	1,2	20–70
Пинск — Брест	0,8	0,4	0,5	0,4	
Центр. Нечерноземная зона — Восточная Украина — Поволжье	3,5	3,0	2,0	2,5	

Окончание табл. 7.13

Регион	Дата измерения				Плотность выпаждений, Ки/км ²
	10.05	11.05	12.05	13.05	
В том числе Калуга — Тула — Астра- хань	2	1,4	0,5	0,9	20–50
Кавказ В том числе Батуми — Туапсе			1	1	До 20
Минеральные Воды			0,12	0,1	До 6
Армения				0,01	До 3
Прибалтика			0,2		
Ленинград — Таллинн			0,2	0,15	
Мурманск				0,03	

Радиоактивные продукты аварии на Чернобыльской АЭС регистрировали все метеостанции Арктики. Из глобальных выпадений перед этой аварией наблюдали ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, их средняя концентрация в воздухе составляла примерно $0,09 \cdot 10^{-5}$ и $0,15 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ соответственно. После аварии усредненная за май 1986 г. концентрация ¹³⁷Cs в Заполярье возросла примерно в 300, а на Крайнем Севере — в 60 раз. Видно, что количество содержащихся в атмосфере ИРН резко сокращалось со временем, так же как и выпадавших на земную поверхность. Из данных, приведенных в табл. 7.14, следует, что в мае 1986 г. наибольшие выпадения ¹³⁷Cs (553 Бк/м²мес) наблюдали на Кольском полуострове, наименьшие (27,5 Бк/м²мес) — на азиатской части Арктики. Высокая плотность выпадений ¹³⁷Cs в июне 1986 г. в западной части территории российской Арктики объясняется вторичной ветровой миграцией радиоактивной пыли.

Из таблицы 7.14 видно, что наиболее интенсивные выпадения ¹³⁷Cs наблюдали в Мурманске, где суммарная плотность выпадения за месяц была в 2,5 раза больше усредненной по метеостанциям Кольского полуострова.

После аварии на Чернобыльской АЭС месячные атмосферные выпадения радионуклидов, усредненные по территории Заполярья, изменялись в широких пределах (см. табл. 7.15).

Таблица 7.14

Динамика выпадений ^{137}Cs из атмосферы в различных районах Арктики после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., Бк/(м²мес)

Месяц	Управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды		
	Мурманское	Северное	Амдерминское, Диконское, Тиксинское, Певекское
Май	553,0	187,3	27,5
Июнь	512,3	15,1	8,21
Июль	3,14	6,85	1,98
Август	1,64	4,4	0,91
Сентябрь	1,27	3,74	0,63
Октябрь	0,70	3,11	0,65
Ноябрь	0,61	2,58	0,50
Декабрь	0,46	0,68	0,13

Атмосферные выпадения радионуклидов в Заполярье после аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., Бк/(м²мес)

Таблица 7.15

Месяц	^{137}Cs	^{134}Cs	^{144}Ce	^{106}Ru
Май	81	41	4,4	59
Июнь	67	34	3,3	6,7
Июль	2,2	1,11	0,22	0,11
Август	1,11	0,37	0,30	1,85
Сентябрь	0,74	0,30	0,04	0,74
Октябрь	0,74	0,15	0,15	0,74
Ноябрь	0,37	0,15	0	0,74
Декабрь	0,19	0,11	0,37	0,11

Эти данные свидетельствуют о том, что радиоактивное загрязнение российского сектора Арктики обусловлено в основном атмосферными ядерными испытаниями, проведенными в 1945–1980 гг., и в существенно меньшей степени аварией на Чернобыльской АЭС.

Загрязненная радионуклидами территория в результате аварии на Чернобыльской АЭС является поверхностным источником поступления радиоактивных аэрозолей в атмосферу за счет ветрового подъема.

Для расчета переноса радионуклидов от поверхностного источника необходимо знать мощность его пыления, равную вертикальному турбулентному потоку радионуклидов в приземном слое атмосферы Q (Ки*м⁻²*с⁻¹). Часто на практике используют величину Q , отнесенную к плотности загрязнения поверхностного слоя c' (Ки/м²) и называемую **интенсивностью ветрового подъема** $\alpha = Q/c'$ [с⁻¹]. В общем случае для плоского источника с неоднородной поверхностью и плотностью загрязнения интенсивность ветрового подъема радионуклидов может зависеть от физических характеристик как поверхности, так и самих радионуклидов, пространственных координат X , Y и времени.

На практике для быстрой оценки средней концентрации радионуклидов у земли используется эмпирический **коэффициент ветрового подъема**, определяемый соотношением $R = q'_{1,0}/c'$, где $q'_{1,0}$ — средняя концентрация радионуклидов на высоте 1 м.

Концентрацию радионуклидов в воздухе можно рассчитать по двум моделям. Для оперативной оценки переноса, рассеяния и осаждения радионуклидов можно применять гауссову модель наземного непрерывного точечного источника при условии полного отражения примеси от подстилающей поверхности. В основе второй модели лежит использование полуэмпирического уравнения турбулентной диффузии.

При помощи последней модели удастся учесть сухое осаждение примеси на подстилающую поверхность и рассчитать поле концентрации радионуклидов на территории как вне источника, так и с ним. Таким образом, загрязнение прилегающей к аварийной зоне территории Чернобыльской АЭС за счет ветрового подъема было рассчитано для ¹³⁷Cs.

Сравнение расчетной концентрации ¹³⁷Cs в воздухе у земли с измеренной фильтровентиляционными установками производительностью до 4 000 м³·ч⁻¹ в Припяти, Чернобыле, п.г.т. Полесское и с. Заполье показало удовлетворительное согласие, учитывая, что в расчете были использованы максимальная для

конкретных метеоусловий интенсивность ветрового подъема и скорость сухого осаждения.

Слабые в среднем ветры, переувлажненная и задержанная почва загрязненной зоны обуславливают малую интенсивность ветрового подъема радионуклидов в атмосферу. Окончание техногенной деятельности в зоне зимой 1988 г. и формирование поля наземной концентрации под воздействием естественных процессов ветрового подъема радионуклидов снижают среднемесячную концентрацию ^{137}Cs до $1 \cdot 10^{-17}$ Ки/л.

7.6. АЭС и предприятия ядерного топливного цикла

В выбросах нормально работающей АЭС присутствуют ^3H , ^{14}C , ^{58}Co , ^{124}Sb , ^{125}Sb , ^{134}Cs , ^{129}J , а также следующие РБГ и продукты деления (ПД) и активации (ПА) (см. табл. 7.16):

Таблица 7.16

Состав газоаэрозольных выбросов АЭС на базе ВВЭР-1000

Радионуклиды	$T_{1/2}$	Вклад, %	Радионуклиды	$T_{1/2}$	Вклад, %
РБГ			Продукты деления		
^{41}Ar	1,83 ч	0,2	^{89}Sr	50,515 дн.	$-1 \cdot 10^{-5}$
^{85}Kr	10,71 года	6,0	^{90}Sr	28,5 года	$-1 \cdot 10^{-5}$
^{85m}Kr	4,48 ч	5,4	^{95}Zr	64,05 дн.	$1,3 \cdot 10^{-4}$
^{88}Kr	76,3 мин	1,0	^{131}J	8,04 дн.	$9 \cdot 10^{-4}$
^{133}Xe	5,24 дн.	72,0	^{133}J	6,61 ч	$4,2 \cdot 10^{-4}$
^{135}Xe	9,08 ч	13,0	^{137}Cs	30,174 года	$5,2 \cdot 10^{-4}$
Продукты активации			^{144}Ce	281,34	$2 \cdot 10^{-4}$
^{51}Cr	27,73 дн.	$4 \cdot 10^{-4}$			
^{54}Mn	312 дн.	$5 \cdot 10^{-4}$			
^{60}Co	3,27 года	$1,5 \cdot 10^{-4}$			
^{110m}Ag	250,4 дн.	$8,6 \cdot 10^{-5}$			

Из них глобальное значение имеют некоторые, в том числе ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{129}J , а региональное — ряд РБГ, ПА и ^{131}J . В радиологическом отношении критическими (по вкладу в общую дозу облучения): в области выбросов признаются ^{135}Xe (39%), ^{133}Xe (67%), ^{88}Kr (17%), ^{87}Kr (1,5%), ^{85}Kr (0,7%) ($\Sigma 95\%$). В выпадениях критическими признаются ^{131}J (0,15%), ^{133}J (0,06%) и ^{137}Cs ($<0,33\%$) ($\Sigma 0,24-0,63\%$).

По вкладу в суммарную дозу важнейшими являются ^{135}Xe (39%), ^{133}Xe (36,8%), ^{88}Kr (17%), ^{131}J (3,3%), ^{87}Kr (1,45%), ^{85}Kr (0,73%), ^{133}J (0,13), ^{60}Co (0,12%) и ^{137}Cs (0,08–1,45) ($\Sigma 98,6-99,1\%$).

Годовые выбросы конкретных АЭС зависят от типа реактора, его мощности, числа энергоблоков и могут быть существенно различными. Они оцениваются расчетом или могут быть получены в результате мониторинга с определением объемной активности в приземном слое воздуха. Существенно, что объемные активности радионуклидов в приземном слое воздуха зависят от расстояния от места инъекции (вентиляционных труб АЭС). Такие оценки приведены в табл. 7.17 для блока ВВЭР-1000 при нормальной эксплуатации и при планово-предупредительном ремонте (ППР) по коэффициенту $K = (OA_{\text{ППР}} / OA_{\text{Норм}})$.

Таблица 7.17

Объемные активности в выбросах ВВЭР-1000 (Бк/м³)

Радионуклид / R	Объемная активность			K
	1 км	30 км	240 км	
^{133}Xe	16	0,32	0,015	1,8
^{135}Xe	2,9	0,058	0,002 7	3,4
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	1,2	0,024	0,000 8	3,7
^{85}Kr	1,2	0,024	0,001 1	3,7
^{87}Kr	0,22	0,004 4	0,000 11	1,8
^{88}Kr	0,44	0,008 8	0,000 4	1,8
^{41}Ar	0,044	0,000 88	0,000 032	1,8
^{131}J	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$6,8 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$	21,0
^{133}J	$5 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-8}$	20,0
^{135}J	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$	21,0

Окончание табл. 7.17

Радионуклид / R	Объемная активность			K
	1 км	30 км	240 км	
^{60}Co	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$4,6 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$	5,0
^{51}Cr	$7 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$	—
^{54}Mn	$7 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$	—
^{137}Cs	$6,7 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-7}$	1,0

Объемные активности радионуклидов (абсолютные значения), их распределение в зависимости от расстояния и коэффициент возрастания при ППР зависят от многих факторов. Главными из них являются физико-химическая форма радионуклидов в выбросах, их $T_{1/2}$, конструкция реактора и эффективность защитных барьеров в системах вентиляции и очистки газоаэрозольной фракции до выброса в вентиляционную трубу АЭС.

Наиболее существенными для облака выбросов, дающих вклад в дозу внешнего облучения, являются РБГ. Например, для ВВЭР-1000 объемные активности РБГ приведены в табл. 7.18.

Таблица 7.18

Объемная активность, Бк/м³

Радионуклид	Доля в выбросах, %	$R = 3 \text{ км}$	$R = 5 \text{ км}$	$R = 240 \text{ км}$
^{41}Ar	0,2	16	7	0,01–0,02
^{85}Kr	6,0	622	290	0,4–0,6
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	5,4	510	220	0,3–0,5
^{87}Kr	1,0	75	30	0,03–0,04
^{88}Kr	2,2	190	80	0,1–0,20
^{133}Xe	72,0	7 500	3 500	5–8
^{135}Xe	13,2	13 000	6 000	8–10

Для выпадений наибольшее значение в аэрозольных выбросах имеют относительно короткоживущий ^{131}I и долгоживущий ^{137}Cs . Для ВВЭР-1000 в зависимости от расстояния от вентиляционной трубы объемные активности этих радионуклидов (10^{-6} Бк/м³) представлены в табл. 7.19.

Таблица 7.19

<i>R</i> , км	¹³¹ J	¹³⁷ Cs
3–4	8–16	5–10
4–5	6,5–10	4–9
5–7	5–10	3–6
7–10	3–7	2–4
10–15	2–4	1,5–3,0
15–20	1,5–3,0	1–2
20–30	1–2	0,7–1,4
30–40	0,7–1,3	0,45–0,9
40–50	0,5–1,0	0,35–0,70
250	0,04–0,08	0,03–0,06

Как видно из приведенных данных расчетных оценок, с расстоянием объемные активности резко уменьшаются для всех радионуклидов газовых и газоаэрозольных выбросов АЭС из-за эффекта разбавления, а газоаэрозольные — из-за сухого осаждения и мокрого вымывания. Расчетные оценки выполнены по известным моделям переноса радионуклидов и во всех случаях не превышают для нормально работающих АЭС установленные предельно допустимые концентрации.

Несомненно, особую ценность представляют результаты многолетнего радиоэкологического контроля в районах расположения конкретных АЭС. Такие данные за многолетний период получены для Нововоронежской и Ленинградской АЭС. Так, для Нововоронежской АЭС с 1970 по 1989 г., включая 1986 г. (в скобках), приведены в табл. 7.20 (мкБк/м³) данные для газоаэрозольных выбросов.

Видно, что очень часто объемные активности минимальны (ниже пределов определения аппаратуры). Зависимость от расстояния от АЭС из приведенных данных по диапазону измеренных концентраций четко не прослеживается. Эффект аварии Чернобыльской АЭС наблюдается только для ряда долгоживущих радионуклидов — продуктов деления в виде совпадения максимальных значений со значениями в год аварии для ^{134,137}Cs, ^{141,144}Ce и частично ^{103,106}Rh.

Таблица 7.20

Радионуклид	Промплощадка	$R = 4$ км	$R = 50$ км
^{51}Cr	по-74 (11)	по-28 (по)	по-92 (по)
^{54}Mn	по-24 (22)	по-11 (11)	по-5,5 (0,4)
^{58}Co	по-30 (5,2)	по-3,7 (2,2)	по-3,7 (1,1)
^{60}Co	5,9-204 (100)	0,7-28 (7,4)	по-66,6 (0,7)
^{95}Zr	по-490 (11)	по-500 (62)	10-490 (27)
^{95}Nb	по-119 (52)	по-1120 (92)	по-1140 (54)
^{103}Rh	по-250 (360)	по-226 (300)	по-280 (155)
^{106}Rh	по-530 (255)	по-550 (255)	по-707 (740)
^{134}Cs	1,8-130 (130)	1,5-175 (175)	2,2-166 (74)
^{137}Cs	11-306 (800)	4,2-360 (360)	8,1-166 (170)
^{141}Ce	по-34 (34)	10-33 (33)	по-15 (15)
^{144}Ce	по-52 (52)	по-43 (43)	по-44 (44)

По данным 90-х гг., для этой АЭС (для района ее расположения) средние объемные активности составили для ^{90}Sr 0,3 мкБк/м³, для ^{137}Cs 0,8 мкБк/м³, для ^{131}I 0,3 мкБк/м³, для ^{144}Ce 0,7 мкБк/м³, а для суммы РБГ 0,12 Бк/м³.

Для АЭС на базе реакторов РБМК-1000 (типа Чернобыльской) с худшей системой очистки примером могут служить средние многолетние объемные активности для района расположения ЛАЭС (мкБк/м³) (кроме 1986 г.).

Средние многолетние содержания наиболее важных радионуклидов находятся в пределах 1-10 мкБк/м³ для ^{137}Cs и 2-20 мкБк/м³ для ^{131}I и продуктов активации. Повторяемость значащих определений этих радионуклидов для $R = 0$ доходит до 50-75%, для $R = 1$ до 15-70%, для $R = 5$ км до 15-50%, а для $R = 10$ км до 0-8%.

Кроме того, при повторяемости < 15% определяются также радионуклиды ^{59}Fe , ^{65}Zn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{99}Mo — $^{99\text{m}}\text{Tc}$, $^{134}, ^{137}\text{Cs}$, $^{141}, ^{144}\text{Ce}$, ^{140}Ba , ^{140}Mo . Частота значащих определений изменяется от внешних причин (авария на ЧАЭС) и от особенностей работы самой ЛАЭС.

Таблица 7.21

<i>R</i> , км/рн	⁵¹ Cr	⁵⁴ Mn	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹³¹ I
1	15	5,3	1,8	16,0	7,4	12,7	10,8
3	9	1,4	0,4	3,0	1,4	1,9	5,2
6	0,1	0,1	< по	0,3	0,1	0,2	0,4
14	< по	0,1	< по	0,3	0,1	0,1	0,3

Так, 29 апреля 1986 г. основной вклад в радиоактивность приземного воздуха внесли радионуклиды ¹³²I, ¹³¹I, ¹³²Te (>65%) при содержании 2,4–5,6 Бк/м³ и ¹³⁷Cs (~10%) при содержании 0,6 Бк/м³. К сентябрю этого года из этих радионуклидов остались наиболее долгоживущие ¹³⁴, ¹³⁷Cs.

Из-за малых содержаний радионуклидов повторяемость значимых их определений ≤100% и в целом уменьшается с расстоянием от ЛАЭС.

Таблица 7.22

**Средние многолетние данные о повторяемости
определения ИРН в районе ЛАЭС (%)**

<i>R</i> , км/рн	⁵¹ Cr	⁵⁴ Mn	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁹⁵ Zr	⁹⁵ Nb	¹³¹ I
0	53	80	37	93	75	76	60
2	18	25	16	38	24	25	27
5	21	23	14	49	22	29	33
14	2	0	0	5	1–8	1–8	4

Кроме того, определялись объемные активности радионуклидов плутония с повторяемостью почти 100%. При *R* < 3 км, ≤5 км и ≥5 км соответственно ²³⁸Pu 0,105; 0,018 и 0,004 мкБк/м³; ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu — 0,042; 0,012 и 0,05 мкБк/м³.

Повторяемость определений ИРН изменяется и во времени. Так, во временной зависимости повторяемости есть эффект аварии на ЧАЭС (для ¹³¹I) и от ремонтных работ на АЭС (для ⁶⁰Co).

Максимумы содержания в атмосфере ИРН стационарного происхождения в целом уменьшаются с увеличением расстояния от АЭС, но прослеживается и максимум содержания при *R* = 0,5–5,0 км.

При инцидентах на АЭС наблюдались повышенные содержания ИРН в атмосфере, в том числе $^{134}\text{Cs} < 12\text{--}26 \text{ мкБк/м}^3$, $^{137}\text{Cs} < 31\text{--}72 \text{ мкБк/м}^3$, $^{131}\text{J} < 37\text{--}56 \text{ мкБк/м}^3$, $^{51}\text{Cr} < 70\text{--}200 \text{ мкБк/м}^3$, $^{54}\text{Mn} < 18\text{--}43 \text{ мкБк/м}^3$, $^{58}\text{Co} < 3 \text{ мкБк/м}^3$, $^{65}\text{Zn} \leq 2,5 \text{ мкБк/м}^3$, $^{95}\text{Zr} < 4\text{--}20 \text{ мкБк/м}^3$, $^{103}\text{Ru} < 10 \text{ мкБк/м}^3$, $^{141}\text{Cl} < 5,2 \text{ мкБк/м}^3$.

Получены данные корреляционного анализа многолетних данных для двух временных периодов: 1) до и после аварии на ЧАЭС и 2) непосредственно в год аварии на ЧАЭС. Для первого периода имеет место минимум глобальных загрязнений и получены коэффициенты корреляции для ряда стационарных радионуклидов, в том числе для ^{60}Co , ^{54}Mn $r = 0,79$; $^{134,137}\text{Cs}$ $r = 0,36$; ^{151}Cr и ^{131}J $r = 0,30$.

Для второго периода характерен наибольший вклад от загрязнения от аварии на ЧАЭС и коэффициент корреляции был наибольший для $^{134,137}\text{Cs}$ $r = 0,995$.

В целом по многолетнему опыту мониторинга ИРН в воздухе в районах расположения АЭС можно сделать следующие выводы:

- объемные активности ИРН стационарного происхождения при нормальной работе АЭС в целом низкие (части их содержащие ниже пределов их определения), несколько повышены в периодах проведения ремонтных работ и при инцидентах. Максимум содержаний ИРН приходится на расстояниях от АЭС $R = 0,5\text{--}5,0 \text{ км}$, абсолютные объемные активности варьируют от ПО до $1,2 \text{ мкБк/м}^3$;
- вероятность определений несколько различна для разных радионуклидов и в целом уменьшается с расстоянием от АЭС (при расстояниях $>10 \text{ км}$ она не более нескольких %), а при расстояниях $>35 \text{ км}$ практически равна нулю);
- в период аварии на ЧАЭС уровни содержания резко возросли, в т. ч. (Бк/м^3) ^{99}Mo 0,22; ^{103}Ru 0,25; ^{106}Ru 0,004; ^{131}J 5,1; ^{132}J 0,06; ^{132}Te 0,64; ^{134}Cs 0,4; ^{137}Cs 0,85; ^{140}Ba — ^{140}La 0,31; ^{141}Ce 0,09; ^{144}Cl 0,07; ^{239}Np 0,81.

7.7. Глобальные радионуклиды ^{85}Kr и ^{129}I

Среди глобальных радионуклидов особый интерес представляют долгоживущие ^{85}Kr и ^{129}I . Как указывалось в § 7.1, они являются одновременно космогенными и искусственными; содержание их связано с работой АЭС и предприятий ядерного топливного цикла. Другим глобальным радионуклидам посвящено достаточно много работ, поэтому они в этом разделе специально не рассматриваются.

^{85}Kr (криптон-85), $T_{1/2} = 10,74$ года, $\beta - 672$ кэВ (99,57%).

Этот радионуклид отнесен к глобальным из-за сравнительно большого периода полураспада $T_{1/2}$ и малого очищения из атмосферы за счет осадчения на земную поверхность и поглощения в водных экосистемах. Он относится как к космогенным радионуклидам (см. § 7.1), так и к искусственным — образуется при испытании ядерного оружия и при работе предприятий ядерного топливного цикла в реакциях деления тяжелых ядер. Рост содержания ^{85}Kr искусственного происхождения в атмосфере может изменять ее электропроводность, что приведет к труднопредсказуемым глобальным геофизическим эффектам, в том числе и к изменению климата.

Вариации содержания ^{85}Kr в атмосфере во времени вызываются как метеорологическими условиями, так и нестабильным характером его источников техногенного происхождения (ядерные взрывы, крупные аварии ядерных объектов, нестационарным ростом предприятий ЯТЦ).

По оценкам авторов, только 0,2% ^{85}Kr поглощается природными объектами, а остальной ^{85}Kr находится в атмосфере. Эта оценка основана на известных в литературе данных по растворимости криптона в поверхностных и океанических водах, адсорбции криптона природными материалами, диффузии в газах, жидких и твердых телах.

Поступающий в атмосферу ^{85}Kr равномерно перемешивается в ней приблизительно через 2 года. За такой же период выравнивается содержание ^{85}Kr в обоих полушариях. Как показали одновременные определения в различных пунктах, при повышении содержания ^{85}Kr в Северном полушарии в данный период времени приблизительно через 2 года за счет смешивания воздушных масс его содержание в обоих полушариях выравнивается.

Основными источниками ^{85}Kr являются (активности, соответствующие равновесным значениям):

- **космогенный** — в реакции (n, γ) $1,8 \cdot 10^{12}$ Бк = 50 Ки;
- **радиогенный** — в спонтанном делении (S, f) $2,5 \cdot 10^{12}$ Бк = 68 Ки;
- **природный ^{85}Kr** — $\sum 4,3 \cdot 10^{12}$ Бк = 118 Ки ОА $\approx 1 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³.

Литературные данные о содержании природного ^{85}Kr в атмосфере варьируют в пределах 10–1 400 Ки. От ядерных взрывов ^{85}Kr поступал в атмосферу в основном в 50-е–60-е гг. XX в. и продолжал поступать вплоть до 1980 г. В среднем при одном ядерном взрыве выделяется $\sim n \cdot 100$ Ки ^{85}Kr .

Поступление ^{85}Kr от ядерных взрывов:

Годы	Поступление	ОА ^{85}Kr
1945–1956	$4,7 \cdot 10^{16}$ Бк	1,3 МКи
1961–1963	$6,4 \cdot 10^{16}$ Бк	1,7 МКи
к 1995 г.	$1,6 \cdot 10^{16}$ Бк	0,43 МКи ОА $4 \cdot 10^{-3}$ Бк/м ³

К 1995 г. поступление ^{85}Kr в атмосферу составило $1,6 \cdot 10^{16}$ Бк, объемная активность — $4 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³. В настоящее время за счет радиоактивного распада активность ^{85}Kr от этого источника значительно уменьшилась.

Вклад ^{85}Kr от работы АЭС считается относительно малым, так как ~99% образующегося в ядерном реакторе ^{85}Kr остается в ТВЭЛах вплоть до момента их переработки на радиохимических заводах. Поэтому основной вклад в содержание ^{85}Kr в настоящее время дают предприятия ЯТЦ. При наработке оружейного ^{239}Pu на 1 т образуется 0,62 МКи ^{85}Kr . При переработке отработанного ядерного топлива водо-водяных реакторов выход ^{85}Kr составляет 0,124 Ки/ГВт.

По литературным данным вклады от различных источников ^{85}Kr в радиоактивность атмосферы представлены в табл. 7.23:

Таблица 7.23

Предприятие	Скорость образования, Ки/год	Вклад, МКи
Природные	1,0	10–5
ЯВ	$2 \cdot 10^4$ Мт ⁻¹	4–1962 г. 1–1980 г.
АЭС	300 ГВт ⁻¹ ·год ⁻¹	<1
ЯТЦ	$3 \cdot 10^5$ ГВт ⁻¹ ·год ⁻¹	70
Всего	—	72

Без очистки от РБГ действующие радиохимические заводы вырабатывают $1,42 \cdot 10^{18}$ Бк (38,3 МКи/год) (США), а при возрастании мощности в 2 раза — $3,15 \cdot 10^{18}$ (85,2 МКи/год). Это соответствует равновесной концентрации 13 Бк/м³ в атмосфере. При учете радиохимических заводов России и КНР оценка равновесной объемной активности должна увеличиться ~в 1,5 раза.

Для оценки в последующем полезно использовать коэффициент переноса общей активности ^{85}Kr в соответствующую активность в атмосфере: 1 МКи = $9,2 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³.

Приведенные в таблице 7.24 оценки дают общее представление о вкладе различных источников ^{85}Kr в его поступление в атмосферу. Более реалистичные данные получены экспериментальным путем. Прямые регулярные наблюдения за содержанием ^{85}Kr в атмосфере начались в 50-е гг., а в настоящее время проводятся в США (*H.G. Oslund*), Венгрии (*E. Csongere*, Германии (*W. Weiss e.a.*), Испании (*C. Hera*), Польше (*K. Rozansky*), Словакии (*Z. Dvorzak, L. Wilhelmova*), России (*С.А. Пахомов*).

Таблица 7.24

Источник	Скорость образования, Ки/год	Общее содержание в атмосфере, МКи	Объемная активность в атмосферном воздухе, Бк/м ³
Природные	1	10^{-5}	$9,3 \cdot 10^{-8}$
Радиогенный		$6,8 \cdot 10^{-5} **$	$6,32 \cdot 10^{-7}$
Космогенный		$5,0 \cdot 10^{-5} **$	$4,65 \cdot 10^{-7}$
Всего		$1,18 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$
ЯВ	$2 \cdot 10^4 \text{ лет}^{-1}$	4,0 (1962) 1,0 (1980) 0,43 (1995) 0,25 (2000)	$3,7 \cdot 10^{-3}$ $9,3 \cdot 10^{-3}$ $4,0 \cdot 10^{-3}$ $2,3 \cdot 10^{-3}$
АЭС	300 ГВт^{-1}	<1,0	$<9,3 \cdot 10^{-3}$
ЯТЦ	$3 \cdot 10^5 \text{ ГВт}^{-1}$ $1,25 \cdot 10^5 \text{ Вт}^{-1}$	72 (1925) $2,15 \cdot 10^3 *$	$6,7 \cdot 10^{-1}$ 20

* Без учета наличия систем улавливания на предприятиях ЯТЦ и их работе на полную мощность.

** Равновесные содержания.

Сводка этих данных приведена в табл. 7.25.

Равновесная природная концентрация ^{85}Kr в атмосфере оценивается от $0,9 \cdot 10^{-7} \text{ Бк/м}^3$ до $1,1 \cdot 10^{-6} \text{ Бк/м}^3$.

Первое и единственное определение ^{85}Kr в атмосфере Европы 1950 г. $0,016 \text{ Бк/м}^3$ не противоречит оценке вклада в содержание ^{85}Kr от первой стадии испытания ядерного оружия $0,037 \text{ Бк/м}^3$ для 1962 г. Однако последующие определения дают значительно более высокие уровни содержания ^{85}Kr . Так, для 1963 г. это $0,303\text{--}0,320 \text{ Бк/м}^3$, что связано не только с ядерными взрывами, но и работой предприятий ЯТЦ. В последующие годы объемная активность ^{85}Kr непрерывно возрастает сравнительно небольшими темпами: $\sim 0,2 \text{ Бк/м}^3$ в год вплоть до 1985 г. включительно.

Таблица 7.25

Содержание $^{85}\text{Kг}$ в атмосферном воздухе Европы

Год определений	Содержание, Бк/м ³	Год определений	Содержание, Бк/м ³
1950	0,016	1971	0,477 0,547 0,578 0,581 0,516* Ср. 0,548
1954	0,022 0,027	1972	0,549 0,552 0,583 0,596 0,544* Ср. 0,574
1955	0,022	1973	0,560 0,577 0,578 0,580 0,596 0,644* Ср. 0,588
1957	0,074*	1974	0,577 0,584 0,585 0,606 0,559* Ср. 0,585
1958	0,080 0,096	1975	0,585 0,596 0,632 657 0,559* Ср. 0,624
1959	0,091 0,115*	1976	0,634 0,630 0,656 0,566* Ср. 0,553

Продолжение табл. 7.25

Год определения	Содержание, Бк/м ³	Год определения	Содержание, Бк/м ³
1960	0,108 0,179 0,144* Ср. 0,161	1977	0,276 0,630 0,640 0,628 0,653 0,660* Ср. 0,581
1961	0,152 0,240 0,274 0,178* Ср. 0,239	1978	0,628 0,653 0,631 Ср. 0,637
1962	0,239 0,267 0,237* Ср. 0,264	1979	0,658 0,763 0,660 Ср. 0,703
1963	0,318 0,32 0,303* Ср. 0,317	1980	0,710 0,712 0,675 Ср. 0,710
1964	0,321 0,366 0,381 0,366 0,240* Ср. 0,367	1981	0,777(37)*
1965	0,356 0,400 0,392* Ср. 0,393	1983	0,70–1,10 0,740* 0,700* 0,810 0,720–0,760 Ср. 0,780
1966	0,381 0,398 0,423 0,418* Ср. 0,394	1984	0,851 0,80–0,85 0,70–1,00 Ср. 0,842

Окончание табл. 7.25

Год определения	Содержание, Бк/м ³	Год определения	Содержание, Бк/м ³
1967	0,418 0,431 0,433 0,443 0,444 0,448* Ср. 0,442	1985	0,65–0,75 Ср. 0,70
1968	0,429 0,466 0,459 0,485 0,499 0,450 0,470* Ср. 0,465	1986	0,65–0,85 1,0–1,4 Ср. 0,8
1969	0,508 0,548 0,526 0,532 0,488* Ср. 0,527	1990–1992	Ср. 1,0
1970	0,486 0,526 0,551 0,564 0,575 0,496* Ср. 0,544		

С 1965 г. определяющую роль в резком ускорении роста концентрации ^{85}Kr в атмосфере стали играть предприятия ЯТЦ. Так, в 1967 г. она возросла в США до 0,467 Бк/м³, а в Европе в 1972 г. — до 0,60 Бк/м³ (в среднем 0,04 Бк/м³ в год в 1966–1970 гг., а в 1979–1980 гг. — 0,05 Бк/м³). В Европе с 1981 по 1984 г. рост от уровня 1981 г. составил от (0,777 ± 0,037) Бк/м³ до (0,851 ± 0,037) в 1984 г. (в среднем на 0,028 Бк/м³, или ~3,5% в год). В США рост содержания ^{85}Kr происходил теми же темпами, хотя абсолютные содержания были ниже (в 1983 г. в среднем 0,74 Бк/м³).

В 1986 г. заметный рост содержания ^{85}Kr до уровня 1,0–1,4 Бк/м³ наблюдался в период аварии на ЧАЭС.

Особого внимания заслуживают масштабные определения ^{85}Kr , проведенные с 1987 по 1992 г. в 14 пунктах бывшего СССР (в районах вблизи Нововоронежской АЭС и комбината «Маяк»), приведенные в работе Радиового института им. В.Г. Хлопина (всего ~1 500 определений).

В отдельные периоды отмечались 10-, 20-кратные превышения фонового уровня (в непосредственной близости к комбинату «Маяк» в Челябинске и Нижнем Тагиле, 1992 г.). Это, вероятно, было связано с выбросом ^{85}Kr на комбинате «Маяк», а также с перерывами в работе предприятий ЯТЦ и изменением некоторых метеопараметров, приводящих к кратковременным вариациям концентрации ^{85}Kr (25–30% и более в течение года), и для различных станций контроля. Подобные резкие изменения наблюдались на ряде европейских станций.

Здесь уместно упомянуть о выявленной в связи между содержанием ^{85}Kr и высотой тропопаузы (коэффициент корреляции $r = 0,62$). Величины, не соответствующие этой корреляции, имеют место тогда, когда во время пробоотбора смешивание воздушных масс было ограничено либо высоким давлением, либо температурной инверсией; с ростом высоты тропопаузы происходит увеличение содержания ^{85}Kr в среднем на 30%. По полученным данным построена эмпирическая зависимость содержания ^{85}Kr в атмосфере C_{Kr} от времени (Γ — год определения):

$$C_{\text{Kr}} = \Gamma - 0,125 + 0,011(\Gamma - 1900) \text{ Бк/м}^3.$$

По этому соотношению с 1987 по 1994 г. годовой прирост содержания глобального ^{85}Kr составил порядка $(1,1 \pm 0,7)\%$. По данным за 1987 г., по 10 пунктам построено широтное распределение ^{85}Kr для 30–60° с.ш.: для 40° с.ш. — 0,91 Бк/м³, максимум для широты 45° с.ш. — 0,97 Бк/м³ и при 52°30' с.ш. — 90 Бк/м³.

По результатам морских экспедиций в проливе Ла-Манш в 1989–1994 гг., изменения среднего $C_{\text{ср}}$ и максимального C_{max} содержания ^{85}Kr выглядят следующим образом:

Таблица 7.26

Дата	n	$C_{\text{ср}}, \text{Бк/м}^3$	$C_{\text{max}}, \text{Бк/м}^3$
01–05.1989	3	1,4	$11,0 \pm 1,4$
05.1990	6	1,2	$2,32 \pm 0,22$

Окончание табл. 7.26

Дата	<i>n</i>	$C_{\text{ср.}}, \text{Бк/м}^3$	$C_{\text{max}}, \text{Бк/м}^3$
11.1990	3	1,6	$2,1 \pm 0,3$
09.1991	(1)	—	40 ± 4
08.1994	(2)	2,3	$3,5 \pm 0,4$

Видна широкая вариация во времени объемной активности ^{85}Kr , зависящая от деятельности конкретных источников.

Современные уровни содержания ^{85}Kr превышают исходные («доатомные») почти в 10^6 раз. Только за 10 лет (с 1975 по 1985 г.) содержание ^{85}Kr возросло в 10 раз. При полной загрузке мощностей перерабатывающих предприятий ЯТЦ и при их работе без систем газоочистки в условиях интенсивного развития ядерной энергетики дальнейший рост содержания ^{85}Kr в атмосфере можно считать неизбежным.

Не исключена возможность введения в будущем квот на выброс ^{85}Kr в атмосферу. Это потребует не только совершенствования систем газоочистки на предприятиях ЯТЦ (в том числе на АЭС), но и создания региональных систем контроля ^{85}Kr , обеспечивающих его мониторинг в зоне влияния источников выбросов. Такие системы могут быть использованы и в различных международных программах по контролю ядерных вооружений.

Особый интерес представляет содержание ^{85}Kr в воздухе в работе действующих АЭС. Он является наиболее долгоживущим радионуклидом среди выбросов РБГ. По данным литературы, от реактора ВВЭР-1000 содержание ^{85}Kr в зависимости от расстояния распределяется следующим образом (для сравнения приведены также для $^{85\text{m}}\text{Kr}$ и ^{133}Xe), Бк/м³:

Таблица 7.27

Радионук- лид	$T_{1/2}, \text{ч}$	$R =$ 3 км	$R =$ 5 км	$R =$ 14 км	$R =$ 39 км	$R =$ 108 км	$R =$ 240 км
^{85}Kr	15 418	622	290	63	13,7	3,0	1,0
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	4,4	510	220	41	7,6	1,4	0,43
^{133}Xe	126	7500	3500	764	166	36	12,0

На максимальное расстояние РБГ распространяются за 13,5 ч при скорости ветра 5 м/с.

Как правило, при нормально работающей АЭС результаты определения ^{85}Kr вблизи и вдали от АЭС не отличаются в пределах погрешности от уровней глобального фона, в то время как содержания ^{133}Xe значительно различаются, так как относительный вклад последнего в выброс РБГ составил 72%, а ^{85}Kr только 6%. Из-за эффекта рассеяния (разбавления) на расстоянии $n \cdot 10$ км содержания ^{85}Kr , как правило, ниже предела его определения современными методами и не отличаются от уровня глобального содержания. Однако при близости пунктов контроля от АЭС (и особенно в отдельные периоды контроля) могут значительно отличаться содержания ^{85}Kr от его глобального содержания. Эти особенности имели место для ряда АЭС в Европе [18,19,40].

^{129}J (иод-129); $T_{1/2} = 1,57 \cdot 10^7$ лет; E_γ 39,58 кэВ (7,51%); $E_{\text{хр}}$ $K_{\alpha 1} = 29,72$ кэВ (36,9%) $\rightarrow K_{\alpha 2} = 29,46$ кэВ (19,9%); $K_{\beta 1} = 33,62$ кэВ (7,09%); $K_{\beta 2} = 34,43$ кэВ (2,36%) и $K_{\beta 3} = 33,56$ кэВ (3,65%).

Этот радионуклид относится к глобальным из-за очень большого $T_{1/2}$, большого числа химических форм и высокой сорбируемости на различных поверхностях, значительной роли в биологических процессах и высокой миграционной способности в биосфере.

^{129}J природного происхождения образуется при взаимодействии нейтронов КИ с ядрами ксенона в атмосфере по реакциям $^{128}\text{Xe} (n, \gamma) ^{129m}\text{Xe}$ 8 дн. $\rightarrow ^{129}\text{J}$, $^{129}\text{Xe} (n, p) ^{129}\text{J}$ (космогенный ^{129}J), а также в реакциях спонтанного деления актиноидов (s, f) и нейтронного захвата теллура $^{128}\text{Te} (n, \gamma) ^{129g,m}\text{Te}$ $\xrightarrow{33,6 \text{ дн.}}$ ^{129}J в литосфере (радиогенный ^{129}J). Общее количество природного ^{129}J составляет $1,22 \cdot 10^{12}$ Бк.

Искусственный ^{129}J образуется в результате антропогенной деятельности в реакциях деления за счет испытаний ядерного оружия ($0,37 \cdot 10^{12}$ Бк) и наибольшее количество — за счет деятельности предприятий ЯТЦ в мире в целом за год $(1,1-2,2) \cdot 10^{13}$ Бк. Последняя оценка основана на содержании ^{129}J в отработанном ядерном топливе (37–3 700 Бк/т) и количестве переработанного ядерного топлива.

В целом суммарное содержание ^{129}J в биосфере Земли составляет $\sim 2,2 \cdot 10^{14}$ Бк. Для сравнения: другие глобальные радионуклиды содержатся в очень большом количестве например, ^{14}C — $3,7 \cdot 10^{15}$ Бк, ^3H — $1,5 \cdot 10^{18}$ Бк и ^{85}Kr — $3,9 \cdot 10^{19}$ Бк.

По различным оценкам авторов, к 2010 г. наработки ^{129}J составят ~ 60 т и суммарное количество ^{129}J в атмосфере Земли будет $7,4 \cdot 10^{16}$ Бк. Суммарная активность в биосфере Земли составит в 2000 г. — $2,22 \cdot 10^{14}$ Бк, а в 2060-м — $7,4 \cdot 10^{16}$ Бк.

На заводах по переработке отработанного ядерного топлива действуют все более совершенные системы улавливания ^{129}J . Благодаря этому в газоаэрозольных выбросах таких заводов содержание ^{129}J варьирует от 20 до $2 \cdot 10^5$ Бк/м³, причем без систем улавливания количество выбросов ^{129}J в 25 раз больше. Для радиохимического завода мощностью 1 500 т ОЯТ/год в атмосферу попадает при наличии систем улавливания до $2,9 \cdot 10^{10}$ Бк/год. Даже при наличии систем улавливания ^{129}J из-за очень большого периода полураспада остается проблема его утилизации. В одной из последних работ рассматривается проблема утилизации ^{129}J методом трансмутации.

Существенное значение для проблемы ^{129}J имеет отношение его содержания к содержанию стабильного йода $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$ в объектах окружающей среды. Максимальные отношения $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$ имеют место для атмосферного воздуха ($\sim 10^{-5}$), дождевой воды, а минимальные — для некоторых биологических объектов ($< 10^{-6}$).

По данным авторов исследований, это отношение варьирует от 10^{-11} до 10^{-5} – 10^{-6} для различных объектов, но в районе радиохимических заводов достигает 10^{-3} . Это следствие различной степени изотопного разбавления.

При работе АЭС поступления ^{129}J в атмосферу ничтожны, как по абсолютному значению, так и по отношению к выбросам относительно короткоживущего ^{131}J . Так, при 3-летней кампании и суточной выдержки в топливе ВВЭР-1000 содержатся $8,96 \cdot 10^{-1}$ Ки ^{129}J и $2,37 \cdot 10^7$ Ки ^{131}J . Плотность выпадения на землю на расстоянии до 20 км от этого реактора составляет для ^{129}J от $8 \cdot 10^{-12}$ до $1,4 \cdot 10^{-10}$ Бк/м², а для ^{131}J — до $3,4 \cdot 10^{-5}$ Бк/м². Если в качестве исходных взять данные по наработке активности в ВВЭР-1000, то отношение $^{131}\text{J}/^{129}\text{J}$ составит приблизительно $2,6 \cdot 10^7 : 1$.

Если предположить, что системы улавливания йода одинаково эффективны, и использовать известные данные о содержаниях ^{131}J , то в районе расположения АЭС с ВВЭР-1000 сверх уровня глобального загрязнения окружающей среды содержания ^{129}J составят:

Таблица 7.28

	^{131}J ,	^{129}J ,
Среднесуточный выброс (оценка), Бк	$3,7 \cdot 10^8$	14
Среднегодовой выброс (оценка), Бк	$6,3 \cdot 10^9$	530
Среднегодовой выброс (реально), Бк	$7,0 \cdot 10^{11}$	$3,8 \cdot 10^3$

Окончание табл. 7.28

	^{131}J ,	^{129}J ,
Содержание в воде ВО, Бк/л	0,74	$2,8 \cdot 10^{-8}$
Содержание в воде непроточных водоемов, Бк/л	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$
Содержание в донных отложениях, Бк/кг	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$
Плотность выпадений на землю на расстоянии 0,5; 20 км (Бк/м ²)	$3,7 \cdot 10^{-3}$ $3,4 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-10}$ $8 \cdot 10^{-12}$

Для этого реактора отношения содержания ^{129}J с системой улавливания йода к содержанию его без такой системы составят:

- среднегодовой выброс, (Бк) _____ $1,4/240-530$;
- содержание в воде ВО, (Бк/л) _____ $2,8 \cdot 10^{-8}/1 \cdot 10^{-6}$;
- содержание в донных отложениях, (Бк/кг) _____ $5,4 \cdot 10^{-5}/2 \cdot 10^{-3}$;
- плотность выпадений на земную поверхность, (Бк/м²) _____ $1 \cdot 10^{-14}-1,4 \cdot 10^{-10}/8 \cdot 10^{-12}-5,3 \cdot 10^{-9}$.

Экспериментальных данных о содержаниях ^{129}J очень мало из-за методических трудностей, но для отношения $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$ выполнены оценки для различных объектов.

Таблица 7. 29

	^{129}J	^{127}J
Морская вода	$(3,3-39) \cdot 10^{-3}$ Бк/л	$(5-6) \cdot 10^{-10}$ г/л
Поверхностная вода	$1,3 \cdot 10^{-4}$ Бк/л	$2 \cdot 10^{-11}$ г/л
Водоросли:		
— одноклеточные,	2,6 Бк/кг (сух.)	$4 \cdot 10^{-7}$ г/кг (сух.)
— многоклеточные,	65,3 Бк/кг (сух.)	$1 \cdot 10^{-5}$ г/кг (сух.)
— бурые	<98,0 Бк/кг (сух.)	< $1,5 \cdot 10^{-5}$ г/кг (сух.)
Почвы	0,33 Бк/кг	$4,0 \cdot 10^{-8}$ г/кг
Наземные растения:		
— покрытосемянные,	0,026 Бк/кг (сух.)	$4,0 \cdot 10^{-9}$ г/кг (сух.)
— мхи,	0,33 Бк/кг (сух.)	$5,0 \cdot 10^{-8}$ г/кг (сух.)
— зола растений	3,27 Бк/кг	$5 \cdot 10^{-7}$ г/кг

Для этих оценок использовались удельная активность ^{129}J $6,53 \cdot 10^6$ Бк/1г, среднее содержание ^{127}J в объектах окружающей среды и отношение $^{129}\text{J}/^{127}\text{J}$.

Контрольные вопросы и задания

1. Каковы источники образования радиоактивности в атмосфере вы знаете?
2. Перечислите наиболее значимые ИРН.
3. Какие ИРН принято относить к глобальным?
4. Какие ИРН образуются при нормальной работе АЭС и других предприятий ЯТЦ?
5. Каковы особенности глобальных радионуклидов ^{85}Kr и ^{129}I ?
6. Какова роль ИРН от ядерных взрывов в 50-е — 80-е гг. XX в. и в настоящее время?
7. Каковы механизмы формирования выбросов ИРН при авариях на АЭС Три-Майл-Айленд и Чернобыльская?
8. Какие страны и в каком объеме производили ядерные взрывы в атмосфере?
9. Как во времени изменялось загрязнение атмосферы ИРН?
10. Каково влияние испытаний ядерного оружия в КНР?

Глава 8

РАДИОАКТИВНОСТЬ ГИДРОСФЕРЫ

Введение

В широком смысле **гидросфера** — совокупность всех вод Земли, находящихся в твердом, жидком и газообразном состоянии, а в более узком смысле — прерывистая водная оболочка Земли, расположенная между литосферой и атмосферой и состоящая из воды в жидком и твердом состоянии.

В настоящей главе рассматривается радиоактивность гидросферы в этом узком смысле вместе с радиоактивностью подземных вод, а также радиоактивность донных отложений в водоемах.

В моря и океаны радионуклиды поступают из атмосферы, в том числе путем выпадения, и из литосферы, в том числе из гидрографической сети.

В подземные воды радионуклиды поступают преимущественно из литосферы в результате выщелачивания горных пород, а также по гидрографической сети.

Все воды представлены двумя фазами — собственно водной и твердой (осадки, взвешенные в воде частицы, частицы горных пород). Радионуклиды перераспределяются между этими фазами путем сорбции на неорганических и органических взвешенных частицах, осаждения и растворения, коагуляции и диспергирования коллоидов, деятельности микроорганизмов, потребления и выделения белков. Распределение характеризуется коэффициентом K_d , равным отношению концентрации радионуклида в твердой

(Бк/кг) и в жидкой (Бк/л) фазах. Для разных радионуклидов K_d различается на шесть порядковых величин, а для одного радионуклида в разных условиях — на три порядка (главным образом в зависимости от состава раствора и природы твердого вещества).

8.1. Радиоактивность морей и океанов

По существу морская вода является хлоридно-сульфатно-натриево-магниевым раствором, в котором в виде следов и примесей находятся все остальные химические элементы, в том числе и радиоактивные. Основные компоненты этого раствора находятся в нем в постоянных концентрациях, но для большинства микроэлементов характерны пространственные и временные колебания их абсолютного и относительного содержания. Это связано со специфически сложным поведением микроколичеств вещества в растворе (когда начинают сказываться специфические законы адсорбции, коллоидообразования и др.), а также влиянием растворимого и коллоидного органического вещества, бактерий, гидробионтов и различных взвесей. Взвешенное вещество включает планктон, минеральные частицы терригенного и вулканического происхождения, детрит (тонкие минеральные и органические остатки отмерших организмов). Взвеси имеют полудисперсный состав с размерами частиц от 0,01 до 1 мкм, причем основная часть взвеси представляет собой тончайший материал. Удельная поверхность взвеси и коллоидов в морской воде исключительно велика — при среднем содержании взвеси в океане $\sim 1 \text{ г/см}^3$ удельная ее поверхность составляет 10–40 м²/г. На границе раздела взвесь—раствор непрерывно происходят обменные процессы адсорбционного накопления ионов и атомов, изоморфного их замещения и другие физико-химические процессы. Несмотря на то, что адсорбция на поверхности живых организмов существенно ниже адсорбции на неорганической взвеси, ее влияние на геохимию океана велико из-за высокой избирательной способности гидробионтов к поглощению отдельных элементов и накоплению их в количествах, существенно больших их содержания в растворе. Типичные величины коэффициентов распределения содержания некоторых радионуклидов между твердой и жидкой фазами в морских водах следующие: р/н йода $K_d = 10$; р/н стронция $K_d = 10^2$; р/н цезия $K_d = 2 \cdot 10^3$; р/н плутония $K_d = 5 \cdot 10^4$ и ряда лантаноидов $K_d = 5 \cdot 10^5$.

В результате этих и других процессов многие параметры морской среды тесно связаны с биомассой морских организмов, их жизнедеятельностью, составом и миграцией.

Формы нахождения радионуклидов определяются процессами их фрагментации и механизмами переноса от источника, т. е. формой, в которой радионуклид поступает в морскую среду; преобладающей формой существования его в морской среде и его природных носителей, степени влияния механизма миграции на форму нахождения его в морской среде.

ЕРН в морях и океанах

ЕРН поступают в моря и океаны в основном из атмосферы и литосферы, частично могут образовываться в самой водной среде. Их средние содержания варьируют на уровне 22–110 Бк/м³ для ³H, 7,4 Бк/м³ для ¹⁴C и 630 Бк/м³ для ⁷Be.

Содержание ⁴⁰K определяется преимущественно солевым составом морской воды и варьирует в пределах 8,9–11,8 Бк/м³.

Содержание ²³⁸U в океанских и морских водах варьирует в пределах 0,04–73 Бк/м³. Уран поступал в морские воды главным образом в процессе выветривания горных пород, а также в результате стока воды с поверхности суши с обломочным и растворенным материалом. Вклад других источников поступления урана в моря и океаны (абразия берегов, с пылью, в т. ч. вулканической) значительно меньше и не играет решающей роли в геохимическом балансе урана (так же как и других ЕРН). Уран хорошо растворим в морской воде, его перенос в водной толще происходит под действием гидрологических факторов. При значительном времени пребывания в океане (5–10⁵ лет) уран распределен в океане достаточно однородно как по глубине, так и по географическим координатам. Региональное различие варьирует в пределах 31–43 Бк/м³ при среднем содержании 37 Бк/м³. Некоторые более существенные отклонения встречаются вблизи берегов (континентов) под влиянием речного стока и взмучивания прибрежных отложений. Во внутренних и замкнутых бассейнах содержание урана существенно зависит от климатических факторов. Так, в прибрежных водах Японии содержание урана снижено до 20–22 Бк/м³ под влиянием речных стоков, а в Балтийском море варьирует в пределах 6–18 Бк/м³ и коррелирует с соленостью воды (содержание урана растет с удалением от берегов), т. е. проявляется также влияние речных стоков. Для Черного моря такого эффекта не наблюдается из-за того, что в речных водах содержание урана достаточно велико и среднее его содержание в воде этого моря соответствует среднему для океана.

На содержание урана в замкнутом Каспийском море существенно влияет в целом засушливый климат — содержание урана доходит до 120 Бк/м³.

Содержание первых продуктов распада урана в морской воде близко к его содержанию: ^{234}U — 46–48 Бк/м³, ^{234}Th ~40 Бк/м³, т. е. в пределах погрешности имеет место радиоактивное равновесие.

Радий-226 характеризуется высокой миграционной способностью в воде, вследствие этого его содержание в поверхностных водах морей и океанов относительно равномерно: 3–18 Бк/м³ при средних значениях 3,6 и 5,7 Бк/м³ (по различным источникам данных). Исходя из химических свойств радия, можно считать, что его миграция в водной среде происходит главным образом в ионной форме.

По разным данным, средние содержания ^{222}Rn в водах океана варьируют в пределах 5,7–7,9 Бк/м³, что в общем соответствует содержанию материнского радионуклида ^{226}Ra . Содержания других дочерних продуктов распада ^{226}Ra также близки к его содержанию, но несколько ниже: ^{210}Pb — 0,4–5,0 Бк/м³ (среднее 2,7 Бк/м³), ^{210}Po — 0,19–3,7 Бк/м³ (среднее 2,7 Бк/м³).

Содержание ^{232}Th в морских и океанских водах варьирует в достаточно широких пределах — от 0,008 до 2 Бк/м³. Он поступает в воды океана как вследствие процессов выветривания, так и с обломочным материалом в стоках рек. Поведение в воде ^{232}Th и других радионуклидов ряда тория (^{228}Th , ^{230}Th) резко отличается от поведения урана. Из-за склонности к гидролизу и адсорбции на взвешенных частицах и коллоидах радионуклиды тория имеют ограниченную миграционную способность и быстро осаждаются из водной толщи на дно. Поступает в моря и океаны и с терригенным материалом и часто сохраняет эту форму вплоть до осаждения на дно. Следствием такого поведения радионуклидов тория является широкая вариация их содержаний в водах морей и океанов: 0,008–2 Бк/м³ для ^{232}Th , 0,007–0,12 Бк/м³ для ^{228}Th , 0,002–0,052 Бк/м³ для ^{230}Th (последний принадлежит к цепочке распада ^{238}U). Есть четкая зависимость содержания тория в воде по мере приближения к берегам из-за увеличения содержания тория во взвешенном материале. Наиболее четко этот эффект проявляется в водах Азовского моря: у берегов содержание ^{232}Th ~0,9 Бк/м³, а вдали от берегов — 0,016 Бк/м³.

Содержания основных ЕРН в донных отложениях морей и океанов варьируют в пределах 12–36 Бк/кг для ^{238}U , 3–400 Бк/кг для ^{226}Ra и 0,17–16 Бк/кг для ^{232}Th . Обращает на себя внимание относительно большое содержание в осадках ^{226}Ra , и, особенно, ^{232}Th , по сравнению с их содержанием в воде — соотношение Бк/кг: Бк/м³ для ^{226}Ra равно ~40, а для ^{232}Th ~4 · 10³ (для ^{238}U это отношение равно 0,3).

Это естественным образом связано с известной способностью радия концентрироваться в известковых раковинах морских организмов и в водорослях и, соответственно, со значительным переносом его на дно. Для тория повышенная способность переноса на дно происходит благодаря с его низкой растворимости и связи его с терригенным (обломочным) материалом.

ИРН в морях и океанах

Основным источником поступления ИРН в моря и океаны являются атмосферные выпадения (глобальные и локальные) на их поверхность, а также жидкие стоки (жидкие РАО) и вторичные источники — перенос радионуклидов с загрязненной земной поверхности водосборных бассейнов через гидрографическую сеть. Естественно выпадения первоначально в наибольшей степени концентрируются в поверхностном слое морей и океанов. Распределение ИРН по поверхности отражает распределение суммы выпадений по географическим координатам.

Темпы насыщения ИРН в поверхностном слое океана существенно меньше темпов увеличения их запаса на поверхности континентов (для ^{90}Sr отмечено различие ~ в 5 раз). Уровень содержания ИРН в поверхностных водах определяется и скоростью обмена поверхностных вод с водами нижних слоев. Среднее время пребывания ^{90}Sr в слое перемешивания в Тихом океане ~3 года, в Атлантическом — ~3,5 года. Уровни загрязнения зависят от особенностей гидрологического режима рассматриваемого водоема и степени изолированности его вод. Наибольшие отличия будут иметь место для мелководных и внутренних бассейнов. Так, воды Черного моря отличаются значительно большим содержанием ^{90}Sr как из-за повышенной интенсивности выпадений на его акватории, так и из-за затрудненного водообмена между поверхностным и глубинными слоями.

Формы нахождения и распределения в компонентах морской экосистемы для различных ИРН различны.

Некоторые данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде морей России в настоящее время приведены в табл. 8.1.

Таблица 8.1

Водоем	^{90}Sr , Бк/м ³	^{137}Cs , Бк/м ³
Тихий океан	1,5–5,1	—
Японское море	2,0–10,3	—
Охотское море	2,0–5,5	—

Окончание табл. 8.1

Водоем	^{90}Sr , Бк/м ³	^{137}Cs , Бк/м ³
Белое море	3,5–13,0 ¹⁾	16–22
Баренцево море	2,8–11,5 ¹⁰⁾	3–9
Балтийское море	6,6–26,8 ²⁾	58–84 ³⁾
Каспийское море	7,3–20,3	—
Азовское море	20,4–41,7 ⁴⁾	2–5,5 ⁵⁾ max да 10–30
Черное море	17,3–53,8 ⁶⁾	20–23

В отдельных акваториях этих морей содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs значительно выше. Кроме ^{90}Sr и ^{137}Cs в этих местах выявлены значимые содержания и других ИРН. Это связано с наличием других источников радиоактивных загрязнений: слива жидких РАО, захоронения РАО, аварийного затопления атомных подводных лодок, близостью ядерного полигона (на Новой Земле) и других. Это относится в первую очередь к северным морям.

Так, в водах Баренцева моря вблизи Новой Земли содержание ^{137}Cs в 3–4 раза выше, чем было указано ранее. Имеются некоторые особенности и в глубинном распределении ИРН. Так, в Белом море глубинные воды содержат больше ^{137}Cs (16–22 Бк/м³), чем поверхностные, из-за разбавления их речными стоками и уменьшения их солености.

Рассмотрим для примера более подробно динамику изменения загрязнения ИРН одного из морей — Азовского. Преобладающим источником радиоактивного загрязнения этого внутреннего и сравнительно небольшого по площади моря является активный дренаж и вынос стоками рек ИРН с загрязненных водосборов основных рек Приазовья: Дон (пл. водосбора 422 тыс. км²) и Кубань (пл. водосбора 58 тыс. км²). Сама акватория моря и водосборы Приазовья загрязнялись дважды: глобальными выпадениями в период ядерных испытаний и в период после аварии на ЧАЭС. Так, в первый период в 1964 г. максимальные среднегодовые содержания ^{90}Sr в р. Дон составили 144 Бк/м³, в р. Кубань — 60 Бк/м³, а во втором периоде в 1987 г. соответственно в р. Дон — 64 Бк/м³, в р. Кубань — 45 Бк/м³. В последние годы (1997–2000 гг.) среднегодовые содержания ^{90}Sr в этих реках снизились до уровня (9,6–7,6) Бк/м³ для р. Дон, а в р. Кубань —

(9,9–8,0) Бк/м³. Динамика изменения содержаний ⁹⁰Sr в воде Азовского моря представлена в табл. 8.2:

Таблица 8.2

	⁹⁰ Sr, Бк/м ³	
1966	125–231	ср. 168 ± 35
1968–1970	70–90	Керченский пролив
1973	54 47 316 94	Керченский пролив Таганрогский залив Зал. Сиваш открытое море
1985	36	
1986	41	
1987	33–95	ср. 54
1988	34–100	ср. 42
1989	39	
1998	25	
1999	9–19	
2000	17	

Из таблицы видно убывание содержания ⁹⁰Sr в воде Азовского моря в конце 60-х–70-х и начале 80-х гг., затем происходит резкое возрастание во второй половине 1986 г. и последующий спад — вплоть до настоящего времени. Такой же эффект имел место и для содержания ¹³⁷Cs в воде: вначале резкий рост (1986 г. — 42–480 Бк/м³; в 1987 г. — 11–259 Бк/м³), а затем спад в последующие годы (1988 г. — 33–110 Бк/м³; 1991–1992 гг. — 10–11 Бк/м³ и в 1999 г. — 0,2–5,5 Бк/м³).

Характерно, что максимальные содержания ⁹⁰Sr в постчернобыльский период ~ в 3 раза ниже, чем максимальные в период после ядерных испытаний. Это связано с относительно низким выходом ⁹⁰Sr в чернобыльских выпадениях.

Далее будут рассмотрены загрязнение дна Азовского моря и некоторые особенности его радиоэкологии.

8.2. Радиоактивность поверхностных и подземных вод континентов

Радиоактивность природных вод

В питьевом водоснабжении преимущественно используются поверхностные воды из рек, озер, водохранилищ, а также грунтовые воды из колодцев, родников и подземные воды (артезианские скважины, глубокие скважины для извлечения так называемых трещинных вод из зон кристаллических массивов). Радиоактивность вод обусловлена переходом радионуклидов из вмещающих пород в воду в результате растворения неустойчивых минералов или выщелачивания (переход элемента из минерала без нарушения его кристаллической структуры).

При оценках радиационного качества питьевых вод принято учитывать из ЕРН калий-40, радионуклиды рядов урана-238 и тория-232.

Не рассматриваются ЕРН ряда ^{235}U (его содержание в природном уране ~ в 22 раза меньше, чем ^{238}U). Удельные активности космогенных радионуклидов малы, поэтому при рассмотрении радиационной безопасности питьевой воды вкладом от облучения этими радионуклидами можно пренебречь (кроме особых случаев, связанных с ЕРН ^3H , ^{14}C).

Радиоактивность вод изменяется в очень широких пределах в зависимости от радиоактивности вмещающих пород, интенсивности их выветривания, механизма выноса радионуклидов из этих пород водой, гидрогеологических условий, химического состава воды, формы нахождения ЕРН в воде, близости берегов и глубины водоема и даже климатических условий. Вариации содержания ЕРН в водах даже одного типа в данной климатической зоне могут достигать одного порядка, а в разных климатических зонах — 2–3 порядков и более. Установить какие-либо фоновые значения содержания ЕРН в природных водах затруднительно.

В северных широтах (осадки преобладают над испарением) распространены гидрокарбонатно-кальциевые воды с минерализацией 0,1–0,2 г/л, а в южных засушливых районах (испарения преобладают над осадками) — сульфатно-хлоридно-натриево-кальциевые воды с минерализацией 2–5 г/л. В соответствии с этим изменяется и радионуклидный состав вод. Так, средние содержания ^{238}U в речных водах варьируют ~ от 1 Бк/м³ в северных широтах до 600 Бк/м³ в южных аридных областях, достигая $(1-5) \cdot 10^5$ Бк/м³ в водах озер засушливых районов, как и в артезианских водах и водах минеральных источников.

Содержания ЕРН в поверхностных водах широко варьируют даже для вод конкретного водоема и зависят от многих факторов, в том числе от количества взвешенного тонкодисперсного материала в воде, которое само по себе изменчиво и зависит от времени и места отбора проб воды для анализа. На мелководье, например, содержания ЕРН в 1,5–3,0 раза выше среднего из-за большого содержания взвеси в воде.

Радиоактивность вод обусловлена прежде всего присутствием в них $^{238}, ^{234}\text{U}$, $^{226}, ^{228}, ^{224}\text{Ra}$, ^{222}Rn , ^{220}Th и ^{40}K . Значительно меньше удельные активности ^{210}Pb и ^{210}Po . Содержания ^{232}Th очень низки, но в редких случаях могут встречаться значительные содержания долгоживущих радионуклидов $^{228}, ^{230}\text{Th}$.

В отличие от горных пород и илов в природных водах, как правило, нарушено радиоактивное равновесие в рядах урана и тория. Это связано с различием химических свойств и миграционных способностей радиоактивных элементов и их изотопов. Так, миграционная способность радионуклидов урана много больше миграционной способности радионуклидов тория, а из двух изотопов более подвижным будет наиболее короткоживущий, так как он при выщелачивании не связан с кристаллической решеткой и не успевает диффундировать из раствора в кристаллическую структуру вмещающих пород. Типичные соотношения активностей ЕРН в природных водах приведены в табл. 8.3.

Таблица 8.3

	Поверх. воды	Воды осад. пород	Воды кристал. пород
$^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$	1–1,5	1,2–2,5	2–5 max 15
$^{230}\text{Th} / ^{238}\text{U}$	0,001–0,5	—	0,05
$^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$	0,03	3–15 (обычно <1)	—
$^{230}\text{Th} / ^{238}\text{U}$	0,1	–	0,1 max 3
$^{228}\text{Th} / ^{232}\text{Th}$	0,9–2,5	2,4–12	–
$^{230}\text{Th} / ^{232}\text{Th}$	1,0–4,5	1,6	2,2
$^{226}\text{Ra} / ^{232}\text{Th}$	0,4–25	0,01–25; ср. 0,4	0,1–3,0; ср. 0,2
$^{224}\text{Ra} / ^{228}\text{Ra}$	–	0,1–2,0; ср. 1,0	0,07–6,0; ср. 1,4

В подземных водах содержание ^{238}U больше, чем в поверхностных. Так, например, содержание урана в грунтовых водах выше содержания его в поверхностных водах США в 4 раза.

Степень нарушения радиоактивного равновесного отношения $^{222}\text{Rn}/^{226}\text{Ra}$ в подземных водах больше, чем в поверхностных, в результате эманирования ^{222}Rn из горных пород и растворения его в воде. Содержание ^{222}Rn в воде из глубоких скважин может превышать 100 кБк/м^3 , в то время как для большинства потребителей питьевой воды из поверхностных источников и из водоносных горизонтов содержание ^{222}Rn не превышает 1 кБк/м^3 .

Согласно данным табл. 8.3, в наибольшей степени радиоактивное равновесие нарушается в ряду $^{238}\text{U} \rightarrow ^{230}\text{Th}$ для любых природных вод.

Имеющиеся в литературе данные о содержаниях ЕРН в природных водах сведены в табл. 8.4.

Таблица 8.4

Радионуклид	А, Бк/м ³	Примечание
^3H	190–610 1 070–9 600 ср. 4 440 (2,0–3,6) · 10 ⁴ ср. 3,1 · 10 ⁴ 130–1,75 · 10 ⁵	Поверхностные воды Поверхностные воды р-н Н.-Ворон. АЭС Водоем-охладитель II бл. Н.-Ворон. АЭС Поверх. воды в рез. испыт. ядерн. оружия
^{40}K	3,7–244 ср. 37–370 ср. 488 ср. 1 110–3 700	Поверхностные воды Реки Евр. России, ср. полоса Озера Евр. России, ср. полоса Подземные воды Евр. России, ср. полоса
^{238}U	0,19–629 ср. 18 0,15–3,0 ср. 2 1,2 < 4 · 10 ⁴ 3–123 000 ср. 6–60 59 90	Поверхностные воды Поверхностные воды, Европа Реки Европы Реки Евр. России Озера Озера непроточные высыхающие Подземные воды Евр. России, ср. полоса Артезианск. скваж., Евр. Россия Гл. скваж. (трещ. воды, зоны кристал. стр-р), Россия

Продолжение табл. 8.4

Радионуклид	А, Бк/м ³	Примечание
	13 3–492 000	Водопровод, Россия, Москва Питьевые воды, Россия
²³⁴ U	0,37–126 3 3–550 000 ср. 15–80 4–400 000 ср. 8–90 1 620	Поверхностные воды Реки Евр. России Озера, Евр. Россия, ср. полоса Подземные воды, Евр. Россия, ср. полоса Гл. скваж. (трещ. воды, зоны кристал. стр-р), Евр. Россия
²³⁴ Th	3–550 000	Питьевые воды, Россия
²³⁰ Th	ср. 3–135 5 13 25 0,5–1 800	Подземные воды, Евр. Россия, ср. полоса Колодцы, Евр. Россия, Брянск. обл. Артез. скв., Евр. Россия, Тверск. обл. Гл. скваж. (трещ. воды, зоны кристал. стр-р), Россия Питьевые воды, Россия
²²⁶ Ra	0,37–111 7–44; ср. 25 9–153; ср. 73 2,6–37 4–155; ср. 10–30 3,6–292; ср. 36,5 7–300; ср. 7–37 36,5–35,6·10 ⁴ ср. 73–1 100 36,5–328 ср. 73–146 4–18 500 ср. 10–70 60 148 <1800 110 2,8·10 ⁵ 3,7·10 ³ 1,8·10 ³	Поверхностные воды Поверхностные воды, Европа Реки Реки и водопровод, Европа Реки, Евр. Россия, ср. полоса Озера Озера, Евр. Россия, ср. полоса Подземные воды (осад. породы) Подземные воды (кисл. магм. породы) Подземные воды, Евр. Россия, ср. полоса Артезианская, Евр. Россия, Брянск. обл. Гл. скваж. (трещ. воды, зоны кристал. стр-р), Россия Мин. Воды, Россия Мин. Воды, Пятигорск Мин. Воды, Ухта Мин. Воды, Славяновск

Продолжение табл. 8.4

Радио- нуклид	А, Бк/м ³	Примечание
	292–7·10 ⁴ ср. 2190–2 920 4–18 500	Магистраль Воды урановых месторождений Питьевые воды, Россия
²²² Rn	7–666 ср. 10 10 ⁴ 10 ⁴ –10 ⁶ ср. 10 ⁴ –3·10 ⁴ 3,7·10 ³ –18,4·10 ⁴ ср. 5,55·10 ⁴ 3,7·10 ⁴ –15·10 ⁵ ср. 3,7·10 ⁵ 20 000 415 000 <10 ⁶	Поверхностные воды, Европа Реки и озера, Евр. Россия, ср. полоса Подземные воды, Евр. Россия, ср. полоса Вода осадочных пород Вода кисл. магм. пород Артезианская, Россия Гл. скваж. (трещ. воды, зоны крист. стр-р), Россия Питьевые воды, Россия
²¹⁰ Pb	3,7–5,2 1–11 2–8 1–100	Открытые водоемы Реки Евр. России, ср. полоса Озера Евр. России, ср. полоса Питьевые воды, Россия
²¹⁰ Po	ср. 2,2 0,01–3,0 1–7 0,4–15 15 37 0,5–100 <48–555 ср. 1–1,85 4	Открытые водоемы Реки, Евр. Россия, ср. полоса Озера, Евр. Россия, ср. полоса Подз. воды, Евр. Россия, ср. полоса Артез. скваж., Россия Глубокие скважины, Россия Питьевые воды, Россия Питьевая вода Водопровод, Россия, Москва
²¹⁰ Bi	3 19 8	Колодцы, Россия Артезианские скваж., Россия Глубокие скважины, Россия
²³² Th	8,2·10 ⁻⁴ –4,1·10 ⁻³ ср. 0,81 ср. 0,04–0,4 ср. 0,08–0,4 ср. 0,2–1 800 10 0,1–1 800	Поверхностные воды Речная Реки, Евр. Россия, ср. полоса Озера, Евр. Россия, ср. полоса Подз. воды, Евр. Россия, ср. полоса Глубокие скважины, Россия Питьевые воды, Россия

Окончание табл. 8.4

Радионуклид	A, Бк/м ³	Примечание
²²⁸ Th	1–73 000	Подземные питьевые воды, Евр. Россия, ср. полоса
²²⁸ Ra	2–2 · 10 ⁵ ср. 20–100	Подземные питьевые воды, Евр. Россия, ср. полоса

Кроме данных о содержаниях ЕРН в поверхностных водах внесены данные и для подземных вод, так как около 10% населения земного шара используют воду из подземных горизонтов, а в отдельных районах подземные воды являются единственным источником водоснабжения.

Содержание урана в большинстве вод в среднем составляет не более 2,5 Бк/м³, но в урановых провинциях на порядок выше — 12–120 Бк/м³, а в отдельных случаях может превышать 600 Бк/м³, особенно если в воде повышенное содержание сульфидов, хлоридов, карбонатов, фосфатов, нитратов или гумусного материала.

Подземные и родниковые воды содержат уран в количестве, в общем на порядок большем, чем поверхностные. Океанские воды содержат уран в количестве 12–73 Бк/м³. В большинстве природных вод содержание урана существенно выше, чем содержание тория: Th/U $\approx$ 0,05.

Содержание урана в речных водах изменяется в пределах 1,2–1 200 Бк/м³. Такие вариации содержаний, как указывалось выше, связаны со значительными различиями содержания урана в горных породах, интенсивности их выветривания, с многообразием форм нахождения урана в речных водах. Большая часть урана содержится в речных водах в растворимых формах. Содержание урана во взвешенном материале низкое и подвержено сильному влиянию климатических условий. Радионуклиды радия в воде находятся главным образом в ионной форме и характеризуются высокой миграционной способностью. Известна способность радия концентрироваться в известковых раковинах и водорослях — отмечен значительный перенос радия на дно водоемов.

В воде концентрация радия ниже, чем можно ожидать из условия радиоактивного равновесия с ураном, вследствие эффективного удаления радия из водной фазы.

Миграционная способность тория в водной фазе и интенсивность его выноса из коры выветривания меньше, чем у урана (торий сохраняется преимущественно в коре выветривания). Основная часть тория мигрирует в реках с обломочным материалом во взвешенном и коллоидном состояниях и быстро осаждается из водной толщи из-за склонности к гидролизу и адсорбции на взвеси, частицах и коллоидах.

В ряде случаев содержания тория возрастают по мере приближения к береговой линии (как следствие увеличения содержаний его во взвеси и повышенного содержания самой взвеси). Наиболее четко это прослеживается в Азовском море, где содержание тория в воде изменяется в пределах 0,16–8,80 Бк/м³.

Питьевые воды имеют сравнительно низкие содержания ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po и ²¹⁰Bi и имеется очень большой разброс в содержаниях ²¹⁰Po (до 4-х порядков).

Наиболее подробно изучена радиоактивность поверхностных и подземных питьевых вод средней полосы Европейской России. Данные об удельных активностях ЕРН включены в следующие табл. 8.5.

Суммарные α - и β -активности этих вод варьируют в пределах:

Таблица 8.5

	$A_{\Sigma\alpha}$, Бк/м ³	$A_{\Sigma\beta}$, Бк/м ³
Реки и озера	40–250	350–850
Подземные воды	40–360	1 000–4 000
Колодцы	530	~810
Артезианские скважины	3 600	2 550
Трещинные воды	2 280	1 480

Фоновая β -активность природных вод на 50–90% обусловлена ⁴⁰K, а в α -активность наибольший вклад вносят ²³⁴U, ²³⁸U, ²²⁴Ra, ²²⁶Ra (если не учитывать ²²²Rn и ²²⁰Th и продукты их распада).

Вода из колодцев характеризуется 40% избытком ²³⁴U по отношению к ²³⁸U. Изотопные отношения: ²³⁴U / ²³⁸U = 1,4; ²²⁶Ra / ²³⁰U = 6; ²²⁶Ra / ²²⁸Ra = 2,4; ²²⁴Ra / ²²⁸Ra = 4,1.

Вода артезианских скважин (из водоносных горизонтов зоны известковых пород) отличается относительно более высокими

удельными активностями радионуклидов радия, особенно ^{224}Ra , и высокими суммарными активностями.

Воды из трещиноватых водоносных зон кристаллических пород обычно имеют очень высокие изотопные отношения ($^{234}\text{U} / ^{238}\text{U} = 17$) и высокие суммарные активности.

Подземные питьевые воды по радионуклидному составу классифицируются на три типа: урановые, радиевые и смешанные.

Воды радиевого типа имеют высокие изотопные отношения $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U} = 10\text{--}18$ при относительно небольших отношениях $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U} = 1,4$ и $^{210}\text{Po} / ^{238}\text{U} = 0,12\text{--}1,2$. Суммарные активности этих вод изменяются в широких пределах: $A_{\Sigma\alpha} = 120\text{--}3\,500$; $A_{\Sigma\beta} = 170\text{--}2\,550$ Бк/м³. Радионуклидный состав вод этого типа можно проиллюстрировать данными для источников в Тверской области (№ 1) и в Московской (№ 2, 3).

Таблица 8.6

Радионуклид	А, Бк/м ³		
	№ 1	№ 2	№ 3
^{238}U	59	4	11
^{234}U	100	16	12
^{226}Ra	600	60	195
^{228}Ra	200	14	39
^{210}Pb	19	<10	20
^{210}Po	15	<5	3
$A_{\Sigma\alpha}$	3 500	120	380
$A_{\Sigma\beta}$	2 550	170	180

Воды уранового типа характеризуются низким изотопным отношением $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U} = 0,04\text{--}1,0$, близким к 1, изотопным отношением $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U} = 1,1\text{--}2,6$ и низким отношением $^{210}\text{Po} / ^{238}\text{U} = 0,01\text{--}0,08$. Суммарные активности этих вод относительно невелики: $A_{\Sigma\alpha} = 150\text{--}1\,160$; $A_{\Sigma\beta} = 110\text{--}1\,100$ Бк/м³.

Радионуклидный состав вод уранового типа можно проиллюстрировать данными для источников в Белгородской области (№ 1, 2) и Московской (№ 3).

Таблица 8.7

Радионуклид	А, Бк/м ³		
	№ 1	№ 2	№ 3
²³⁸ U	510	240	48
²³⁴ U	560	260	123
²²⁶ Ra	21	16	123
²²⁸ Ra	8	8	<5
²¹⁰ Pb	20	<10	15
²¹⁰ Po	9	3	4
A _{Σα}	1 160	520	150
A _{Σβ}	1 100	260	110

Для вод смешанного уран-радиевого типа характерно изотопное отношение $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U} \cong 1$ и относительно низкие суммарные активности $A_{\Sigma\alpha} = 260\text{--}840$ и $A_{\Sigma\beta} = 160\text{--}590$ Бк/м³.

Примеры радионуклидного состава для трех источников этого типа (Московская область):

Таблица 8.8

Радионуклид	А, Бк/м ³		
	№ 1	№ 2	№ 3
²³⁸ U	268	157	61
²³⁴ U	325	188	130
²²⁶ Ra	266	150	117
²²⁸ Ra	22	<2	25
²¹⁰ Pb	20	10	20
²¹⁰ Po	26	13	12
A _{Σα}	840	500	260
A _{Σβ}	590	440	160

Для этих вод характерно близкое к 1 изотопное отношение $^{224}\text{Ra} / ^{238}\text{U} = 1,2\text{--}2,1$ и низкое изотопное отношение $^{210}\text{Po} / ^{238}\text{U} = 0,08\text{--}0,2$.

Среди подземных источников иногда встречаются источники с высоким содержанием ^{210}Po . Это объясняется тем, что водозаборная скважина попадает в зону тектонической структуры с усиленной эманулирующей способностью. Примерами таких источников являются 2 водозаборные скважины (Московская область).

Таблица 8.9

Радионуклид	А, Бк/м ³	
	№ 1	№ 2
^{238}U	41	42
^{234}U	59	90
^{226}Ra	202	508
^{228}Ra	33	5
^{210}Pb	10	25
^{210}Po	170	472
$A_{\Sigma\alpha}$	570	1 490
$A_{\Sigma\beta}$	520	1 050

Для этих источников изотопное отношение $^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$ близко к 1 (1,4–2,1), а изотопные отношения $^{226}\text{Ra} / ^{238}\text{U}$ и $^{210}\text{Po} / ^{238}\text{U}$ высоки (4–12).

8.3. Радиоактивность донных отложений

Накопление радионуклидов в донных отложениях водоемов происходит в основном в результате следующих процессов:

- реакций гидролиза, обмена и других между соединениями, содержащими радионуклиды, с образованием малорастворимых соединений, осаждающихся в конечном итоге на дно водоема;
- сорбции на взвешенных в воде частицах с последующим осаждением на дно водоема;
- сорбции непосредственно на материале донных отложений (особо важный механизм для мелководных водоемов);
- поглощение, переработка и перенос на дно с гидробионтами (особо важный механизм для пресноводных мелководных водоемов);
- вынос из рек с обломочным материалом с последующим

осаждением на дно или в растворимой форме с последующим действием вышеперечисленных процессов.

При сбросе материалов, содержащих радионуклиды, в гидрографическую сеть радионуклиды переносятся речным потоком вниз по течению и распределяются между взвешенными в воде частицами и донными отложениями (между этими фазами происходит обмен радионуклидами), причем содержание ЕРН в донных отложениях пропорционально содержанию ЕРН во взвешенном состоянии. Распределение радионуклидов от места сброса ниже по течению зависит от скорости потока, его глубины, периода полураспада радионуклида и других факторов.

Вообще между водой и дном (жидкой и твердой фазами) в водоемах устанавливается определенное сорбционное равновесие, причем содержание радионуклидов (в частности, урана) в донных отложениях может быть на 3–4 порядка выше, чем в воде (для морей).

Для морских экосистем основной вклад в выведение радионуклидов из воды вносят литодинамическая и биологическая адсорбция.

Литодинамическая адсорбция состоит в поглощении радионуклидов поверхностью взвешенных частиц и илов и осаждении их на дно. Большую роль в этом процессе играют глинистые минералы, органический углерод, железо, марганец и алюминий.

Биологическая адсорбция происходит непрерывно в процессе солевого обмена водными организмами с внешней средой (водой) и обусловлена проницаемостью для ионов покрова тела всех видов гидробионтов. Для конкретного организма она заканчивается либо трансформацией по пищевым цепям, либо вовлечением его в донные осадки (после отмирания). Скорость сорбирования и коэффициенты поглощения радионуклидов из воды определяются индивидуальными особенностями того или иного вида (морфологические черты организма, возраст, площадь адсорбционной поверхности тела).

Геохимическая роль донных отложений двойка — они могут как депонировать радионуклиды (и тем способствовать самоочищению воды), так и десорбировать их (загрязнять воду).

Так, например, донные отложения являются основным источником радионуклидов радия (^{226}Ra , ^{228}Ra) в воде.

ЕРН в донных отложениях

Избыток радия в осадках и недостаток его в морской воде является результатом соосаждения и седиментации с гидроксидами железа и марганца материнского элемента радия-иония.

Содержание радия снижается с ростом карбонатов в осадках. Его содержание выше в мелкодисперсных осадках. Содержание радия в осадках возрастает с удалением от берега (обратная зависимость у урана). Диапазон содержаний ^{226}Ra в морских осадках варьирует от 11 до 146 Бк/кг. Способность урана к осадконакоплению резко ограничена высокой устойчивостью его карбонатного комплекса в морской воде. Типичные для океанских осадков содержания урана — 12–37 Бк/кг, но в осадках некоторых морей (в основном органических) содержание урана обычно повышено. Так, в осадках Черного моря, фьордов Балтийского моря содержание урана составляет 123–1 230 Бк/кг.

Содержание Th в осадках близко к его содержанию в континентальных горных породах: для океанских осадков — 0,7–64 Бк/кг при наиболее вероятном значении 20 Бк/кг.

Для большинства ЕРН донные отложения являются накопителем и играют определяющую роль в очищении водных систем от радионуклидов. Установлено избыточное по сравнению с ожидаемым в результате радиоактивного распада радионуклида-предшественника содержание в донных отложениях ^{234}Th (по сравнению с ^{238}U), ^{210}Pb (по сравнению с ^{226}Ra) ^{222}Rn (по сравнению с ^{226}Ra), ^{230}Th (по сравнению с ^{234}U), ^{228}Th (по сравнению с ^{234}U) и ^{231}Po (по сравнению с ^{235}U).

Установлено также накопление в донных отложениях ^{137}Cs . В пресноводном водоеме активность ^{137}Cs распределяется между его компонентами следующим образом: в биомассе (0,1% по массе) — 4%, в воде (85% по массе) — 6%, в грунте (14,9% по массе) — 90% активности.

Для иллюстрации радионуклидного состава донных отложений в различных водных системах приведем несколько примеров.

Данные по содержаниям ЕРН в донных отложениях северо-западной части Тихого океана при содержании урана в воде $(3,3 \pm 0,2)$ мкг/л сведены в табл. 8.10.

Таблица 8.10

$A_{\text{уд}}, \text{Бк/кг}$				
^{238}U	^{232}Th	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb
26,5	44,2	470	391	383

В таблице приведены усредненные по толще (до 0,57 м) донных отложений удельные активности ЕРН. Между тем с глуби-

ной отложений удельная активность ^{238}U , ^{232}Th увеличивается, а ^{230}Th и ^{210}Pb — уменьшается.

Содержания некоторых ЕРН в донных отложениях Черного моря: ^{238}U (25–197) Бк/кг (ср. 102 Бк/кг); ^{232}Th (14–46) Бк/кг (ср. 28 Бк/кг) и ^{230}Th (7–15) Бк/кг (ср. 10,5 Бк/кг).

В 2000 г. исследовался радионуклидный состав донных отложений Цимлянского водохранилища. В таких проточных водоемах, как это водохранилище, донные отложения могут быть нескольких типов, каждый из которых имеет свой характерный состав ЕРН.

Действительно, донные отложения Цимлянского водохранилища по содержанию ^{40}K классифицированы на 4 типа (группы).

Таблица 8.11

группа	A_{K-40} , Бк/кг	$\bar{A}_{K-40}$, Бк/кг	Число проб
1	0–100	32 ± 2	13
2	100–450	418 ± 84	44
3	450–550	492 ± 17	16
4	550–800	660 ± 60	13

1-й тип осадков содержит много известняка и, возможно, биологического материала, для которых характерно низкое содержание ^{40}K (соответственно 90 и 60 Бк/кг).

2-й тип осадков содержит в основном песок и сравнительно небольшое количество глины, биологического материала и известняка (для песков содержание ^{40}K составляет 260–370 Бк/кг).

3-й и 4-й типы осадков содержат в основном глинистый и биологический материал.

По содержанию ^{226}Ra , ^{228}Ac и изотопным отношениям $^{40}\text{K} / ^{226}\text{Ra}$ и $^{40}\text{K} / ^{228}\text{Ac}$ осадки также можно классифицировать на 4 группы.

Таблица 8.12

Группа	$\bar{A}_{\text{Ra-226}}$, Бк/кг	$\bar{A}_{\text{Ac-228}}$, Бк/кг	$^{40}\text{K} / ^{226}\text{Ra}$	$^{40}\text{K} / ^{228}\text{Ac}$
1	12 ± 1	34 ± 4	2,7	9,4
2	27 ± 20	26 ± 5	15,5	16,0

Окончание табл. 8.12

Группа	$\bar{A}_{\text{Ra-226}}$ Бк/кг	$\bar{A}_{\text{Ac-228}}$ Бк/кг	$^{40}\text{K} / ^{226}\text{Ra}$	$^{40}\text{K} / ^{228}\text{Ac}$
3	42 ± 18	28 ± 5	11,6	18,0
4	40 ± 26	34 ± 10	16,5	19,5

Видно, что содержание Ac возрастает от 1-й группы к 4-й.

Так как ^{228}Ac является продуктом распада ^{232}Th , который привносится в водоем преимущественно с обломочным материалом и в виде сорбированного на взвеси, то, вероятно, образцы 2–4 групп относятся к прибрежным районам (осадки формируются наносами). Первую группу с относительно низким содержанием ^{40}K (относительно ^{226}Ra и ^{228}Ac) можно отнести к известковому типу, для которого характерно низкое содержание всех ЕРН (видно по $\bar{A}_{^{226}\text{Ra}}$ и ^{228}Ac). В осадках 2-й и 4-й групп для $^{40}\text{K}/^{226}\text{Ra}$ и $^{40}\text{K}/^{228}\text{Ac} = 10\text{--}20$ и возрастает от 2-й к 4-й группе. Это указывает на возрастание содержания глины (и уменьшение содержания песка).

Таким образом, подтверждается правильность разделения осадков на 4 типа: известковые (гр. 1), песчаные с примесью известняка, глины (гр. 2) и глинистые (гр. 3 и 4) с различным содержанием биологического материала. В 25% проб имеет место радиоактивное равновесие в ряду радия — ^{226}Ra : ^{222}Rn : ^{214}Pb : $^{214}\text{Bi} \cong 1:1:1$. Это свидетельствует об отсутствии дисбаланса на границе раздела вода—осадки или он относительно мал при значительной толще осадка.

С другой стороны, отношение $^{234}\text{Th} / ^{226}\text{Ra}$ возрастает от 2 до 5 с ростом абсолютного содержания ^{234}Th , т. е. все больше нарушается равновесие с ростом содержания ^{234}Th (^{238}U). Это свидетельствует о возрастающей роли биогенных процессов и выходе ^{226}Ra из осадков в воду (в восстанавливающую среду) при удержании ^{238}U в осадке.

Для остальных 75% проб отношение $^{226}\text{Ra} : ^{214}\text{Pb} : ^{214}\text{Po}$ варьирует в широких пределах, причем в большей части этих проб (до 75–80%) радиоактивное равновесие нарушено. Вероятно для этих сравнительно маломощных осадков имеет значение эксгаляция ^{222}Rn с поверхности осадков в воду, причем она тем больше, чем меньше толщина слоя осадков — с уменьшением содержаний ^{226}Ra , характеризующего мощность осадка, число случаев нарушения равновесия увеличивается от 50 до 100%.

В 80% проб изотопное отношение $^{228}\text{Ac} : ^{212}\text{Pb} : ^{208}\text{Tl} = 1 : 1 : 1$, т. е. соблюдается радиоактивное равновесие в ряду ^{232}Th . Это обусловлено характером поступления ^{232}Th в водоем — преимущественно с обломочным материалом и взвешенными частицами, на которых он сорбирован, и малой ролью эксгаляции торона ^{230}Th из отложений в воду.

ИРН в донных отложениях

Особый интерес представляет проблема загрязнений донных отложений ИРН, особенно прибрежных экосистем морей и внутренних пресноводных водоемов.

Прибрежные экосистемы морей (дельты рек, эстуарные акватории) отличаются относительно высокой способностью фильтрации ИРН из морской воды в донных отложениях, макрофагах и зообионтах. В таких зонах зафиксированы максимальные уровни загрязнения морей. Для многих морей в этом ключевую роль играют аккумулярующие свойства глинистых отложений и водорослей. Фильтрационные способности таких зон определяются насыщенностью речных и талых вод ИРН, темпами седиментации и биологической продуктивности, скоростью стоковых течений, условиями перемешивания морских и пресных речных вод.

В зонах дельты и эстуарной акватории крупных рек темпы осадконакопления на много порядков выше, чем в открытом море. В частности, в этой зоне происходит смешивание пресной воды из рек с соленой морской водой, в результате коагуляция глинистых коллоидов вызывает массовое оседание мелкодисперсной части взвеси. В системе донный осадок — вода сорбционный потенциал глинистых минералов зависит от содержания иллита, смектита, хлорита, каолинита во фракции $<0,001$ мм. В условиях высокой скорости седиментации в зоне смешивания речных и морских вод происходит активное накопление в донных отложениях таких ИРН, как ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{60}Co , и отчасти ^{90}Sr , который достаточно устойчив в водной фазе и для которого не характерно эффективное накопление в донных отложениях.

В выведении ИРН из эстуарных вод участвует и сорбция их самими донными отложениями. Определенная часть ИРН из речных вод вовлекается в процесс биологической сорбции, которая также заканчивается в донных осадках. Для морских и пресноводных форм гидробионтов существует крайняя граница распределения по солености (так называемая *критическая соленость*), число видов резко сокращается с падением солености ниже этой критической (~5–8%). С падением солености возрастает содержание ИРН (в частности ^{137}Cs) в донных отложениях и рыбах (при

одинаковом уровне содержания ^{137}Cs в воде и прочих равных условиях). В этой биофильтрации вод важную роль играют заросли прибрежной растительности (от нитчатых водорослей до макрофагов), при отмирании которых накопленные в их тканях ИРН переходят в грунты.

Наиболее интенсивное загрязнение ИРН российских морей происходило в 1960–1970 гг. Источниками загрязнения являлись ядерные взрывы, предприятия ЯТЦ, судостроительные и судоремонтные заводы и базы атомного флота, захоронения РАО и силовые ядерные установки (отстой и утилизация судов). Большинство этих источников загрязнения характерны для арктических морей. С речными стоками в 1961–1990 гг. в Белое и Баренцево моря поступило ^{90}Sr $\sim 3,8 \cdot 10^{14}$ Бк, в море Лаптевых — $4,6 \cdot 10^{14}$ Бк, в Восточно-Сибирское — $1,7 \cdot 10^{14}$ Бк, в Карское — $1,4 \cdot 10^{15}$ Бк. В последующие годы загрязнения уменьшились на порядок за счет сокращения сбросов ИРН, их естественного радиоактивного распада и процессов самоочищения (в том числе аккумуляции ИРН алевритовыми и глинистыми отложениями в прибрежных акваториях). Процессы очищения воды за счет отложений для различных ИРН различны. Если очищение речной воды от ^{137}Cs больше происходит за счет его удержания донными осадками и пойменными водами в ближней от источника зоне, то очищение от ^{90}Sr происходит во много раз медленнее и преимущественно в дальней зоне (подобное распределение в речной системе имеет ^3H). Скорости поступления различных ИРН в донные отложения также сильно различаются. Так, скорость поступления ^{137}Cs в донные отложения р. Енисей от сбросов горнохимического комбината Красноярск — $(44\text{--}163)$ Бк/м²год (максимально до 720 Бк/м²год), а $^{239,240}\text{Pu}$ — $(0,4\text{--}4,9)$ Бк/м²год (максимально до 8,4 Бк/м²год). Более простая ситуация наблюдается с источниками загрязнения ИРН южно-российских морей и других водоемов. Главными источниками их загрязнений были глобальные выпадения после ядерных испытаний и после аварии на ЧАЭС, причем эти выпадения поступили в моря не столько с выпадениями непосредственно на акваторию морей, сколько со стоками крупных рек региона, куда они попали в результате дренажа и смыва их с водосборов этих рек, имеющих, как правило, огромные площади.

Черное и Азовское моря относятся к зоне существенного влияния аварии на ЧАЭС (других источников загрязнения ИРН практически не было). В современных донных отложениях Черного моря очевидно прослеживается аккумуляция взвесей вод рек Днепр и Дунай определенной части чернобыльских выбросов. Эти части

довольно значительны. Так, за период июнь—октябрь 1986 г. со стоками Днепра в море поступило $21,8 \cdot 10^{12}$ Бк ^{90}Sr (около 7% чернобильского выброса) и $18,5 \cdot 10^{11}$ Бк ^{137}Cs (0,1% чернобильского выброса). Содержание ^{137}Cs в воде Черного моря с 1986 по 1988 г. возросло в 4 раза. После аварии поступление ^{137}Cs в придунайские и приднепровские отложения существенно превысило таковые для глубоководной части моря, причем для придунайских отложений это поступление было заметно выше, чем для приднепровских. В кернах отложений северо-западной части Черного моря прослеживаются два пика содержания ^{137}Cs : на глубине 37–38 см (соответствует 1965 г. — от глобальных выпадений после испытаний ядерного оружия) и широкий пик на глубине 0–12 см (соответствует 1986–1994 гг.). Уровни содержания ^{137}Cs в них составляют 40–45 Бк/кг. В современных донных отложениях Черного моря содержание ^{90}Sr доходит до 20 Бк/кг, а ^{137}Cs — до 170 Бк/кг.

Особый интерес представляет радиоэкология Азовского моря. Это внутриконтинентальный водоем в зоне типичного сухого аридного климата, в котором гидрохимический режим и процессы осадконакопления определяются в основном речными стоками двух крупных рек (Дон и Кубань), имеющий низкую минерализацию (1–13%) из-за малого размера и мелководья. В целом механическая, химическая и биологическая седиментация в этом море чрезвычайно динамична и специфически дифференцирована по площади дна рис. 8.1.

В донных отложениях в 1987–1988 гг. диапазон содержания ^{137}Cs составлял от 16,3 до 264 Бк/кг сухого веса (Рябинин и др., 1992). Среднее значение этой величины в 1987 г. составляло $(100,9 \pm 66,8)$, а в 1988 г. — 74,0 Бк/кг сухого веса. Среднее значение ^{134}Cs в 1987 г. составляло 22,1, а в 1988 г. — 14,4 Бк/кг сухого веса. Содержание ^{90}Sr в донных осадках в 1986 г. было невелико и составляло в среднем $(1,37 \pm 0,86)$ Бк/кг сухого веса, при максимуме 2,89 и минимуме 0,65 Бк/кг сухого веса.

При явно выраженном понижении содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде с 1986 по 1989 г. аналогичного изменения в содержании этих нуклидов в водорослях Азовского моря не наблюдалось. Диапазон содержания ^{137}Cs в разных видах водорослей составлял от 0,8 до 12,5 Бк/кг сырого веса. Содержание ^{90}Sr было более однородным и изменялось от 2,0 до 1,4 Бк/кг сырого веса. Антропогенные радионуклиды изучались в осадках шельфа северной части Черного моря. Максимальная концентрация ^{137}Cs в поверхностном слое (до 7 см) донных отложений шельфа составляла 42 Бк/кг (Доманов и др., 1996). Их происхождение связывается с чернобильскими выпадениями.



Рис. 8.1. Радиоэкологические данные Азовского моря
(данные экспедиции ММБИ, 1997 г.)

Накопление ИРН в море происходит в условиях смешения пресной речной воды с соленой черноморской. Соленость воды в пределах акватории Азовского моря изменяется от 0,3–0,5‰ в районе устья р. Дон в Таганрогском заливе и 8,06‰ в районе устья р. Кубань до 10‰ у выхода из Таганрогского залива в море и 11,7‰ у дна вблизи Керченского пролива. Именно перемещением соленых черноморских вод и пресных вод речных стоков определяется гидрохимический и гидрологический режим Азовского моря. Другие реки, впадающие в восточную и северную части акватории, из-за незначительности по водным ресурсам не влияют на процессы в Азовском море.

Активная водная эрозия почвенного покрова и сток взвеси с водосборных бассейнов двух крупных рек региона обуславливают радиоактивное загрязнение Азовского моря ИРН глобальных выпадений, в т. ч. чернобыльских, с терригенными и взвешенными веществами.

Физико-географические условия седиментации определяются подводным рельефом (см. рис. 8.1). Крутые береговые склоны

переходят в ровное и плоское дно. Глубина от берегов постепенно нарастает и лишь отмели нарушают это однообразие. Центр моря (на глубине 10–13 м) занимает равнина размером не более 120×120 км. Более глубокая южная ее часть прилегает к Керченскому и Таманскому полуостровам.

В рельефе дна Таганрогского залива выделяется ложбина с очень пологим склоном (глубина 4–10 м). Следует отметить в рельефе дна Азовского моря Донской (Ростовский) канал, подводные каналы портов Таганрога, Темрюка, Бердянска, угольной гавани Мариуполя и порта завода «Азовсталь».

В восточной части Азовского шельфа на глубине 9–13 м мелко- и крупноалевритовые илы содержат в основном незначительные количества ^{137}Cs (11–27 Бк/кг). В глинистых илах центральной, самой глубокой (~13 м) части моря содержания ^{137}Cs более высокие (до 80 Бк/кг). В мелкоалевритовых илах сравнительно глубокого (10–11 м) Темрюкского залива содержится до 30–80 Бк/кг ^{137}Cs . Отмечено, что рост содержания ^{137}Cs связан с ростом пелитовой фракции в осадках: при ее содержании 10–20% содержания ^{137}Cs равно (10–20) Бк/кг, а при 93–95% — (75–85) Бк/кг.

В крупных алевритах на мелководье (глубина 2–6 м) с активным гидродинамическим режимом отмечено минимальное содержание ^{137}Cs — (0,6–20,0) Бк/кг.

Накопление ИРН в Таганрогском заливе происходит в условиях резкого смешивания пресной воды р. Дон с соленой морской водой при изменении солености в пределах 0,15–5,0‰ вплоть до 9–11‰ на выходе из залива.

По оси Таганрогского залива в мелкоалевритовых илах наблюдается увеличение содержания ^{137}Cs от 30 до 60 Бк/кг. Максимальное содержание ^{137}Cs (до 100 Бк/кг) отмечено во впадине на глубине 8–9 м к востоку от косы Кривой. Максимальное содержание ^{90}Sr составляет (0,3–9,0) Бк/кг, причем наибольшие содержания отмечены в открытой, самой глубокой части моря, где аккумулируются мелкие алевриты и глинистые илы.

Максимальное содержание $^{239,240}\text{Pu}$ — (0,2–1,5) Бк/кг — в Таганрогском заливе. К югу от косы Беглецкая на глубине 6 м в этом желобе залегают глинистые илы и содержание плутония составляет 1,5 Бк/кг. В то же время в дельте р. Дон содержание плутония в донных отложениях минимальное — 0,35 Бк/кг.

По вертикальным распределениям ИРН по нескольким 10-сантиметровым кернам осадков определены скорости осадко-накопления и датированы максимумы скорости осадчения ИРН. Так, в распределении ^{137}Cs с глубиной отмечены максимумы его содержания: 88,4 Бк/кг сухого веса — на глубине 8–10 м

и 127 Бк/кг сухого веса на глубине 4–6 м. Первый идентифицирован как следствие испытания ядерного оружия, второй вызван черныбыльскими выпадениями.

В различных местах акватории Азовского моря состав и толщина слоя донных отложений и, соответственно, характер вертикального распределения ИРН различны. В большинстве кернов содержание ИРН снижается сверху вниз. Так, в 10 см алевритовых осадков содержания снижаются сверху вниз для ^{90}Sr (от 2,8 до 2,2 Бк/кг), ^{137}Cs (от 36 до 10 Бк/кг), $^{239,240}\text{Pu}$ (от 0,6 до 0,4 Бк/кг). В более глубоких кернах (толщиной 16–18 см) в прибрежной полосе с высокой скоростью седиментации содержания ^{137}Cs возрастают сверху вниз до максимальных значений на глубинах от 12 до 18 см. Скорость накопления ИРН возрастает, как правило, от мелких песков к глинистым илам, связанным с речной взвесью.

Динамику изменения загрязнений можно проследить по данным о содержаниях ^{90}Sr и ^{137}Cs в водах и грунтах с середины 80-х гг. В воде Азовского моря в 1985 г. и по апрель 1986 г. содержание ^{90}Sr составляло 11 Бк/м³, а с мая 1986 г. в низовьях Дона и в северо-восточной части Азовского моря его содержание возросло до 50 Бк/м³. В донных отложениях Нижнего Дона в 1985–1986 гг. ^{90}Sr было 0,65–2,89 Бк/кг (ср. $1,4 \pm 0,9$ Бк/кг), что соответствовало таковому в 1961–1962 гг. (в 60-х гг. содержание ^{90}Sr в результате интенсивных ядерных испытаний возросло до 125–230 Бк/кг).

В донных отложениях динамика изменения содержаний ИРН после аварии на ЧАЭС представлена в табл. 8.13:

Таблица 8.13

Годы	^{90}Sr , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	Примечание
1986	3 1–3	26 2–60	Таганрогский залив глинистые осадки прибрежные пески
1987–1988	–	16–264; ср. 22	Море в среднем
1987	0,2–5,7; ср. 2,1	101 ± 67	Море в среднем
1988	–	74	Море в среднем
1997	–	0,5–100,0; ср. 34	Море в среднем

Окончание табл. 8.13

Годы	^{90}Sr , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	Примечание
1998	—	0,5–57,9	Море в среднем
1999	—	0,5–23,0	Море в среднем
1999	0,3–9,0	10–100	Таганрогский залив

Содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в настоящее время составляет 0,3–0,5 Бк/кг в донных отложениях в центре моря, а в Таганрогском заливе — 1,5 Бк/кг.

Из-за того, что реки перегорожены плотинами и поступление взвешенных частиц вместе с потоками затруднено, возможно, что значительная часть чернобыльских выпадений поступила на морскую акваторию с воздушными потоками во время аварии.

Более четко механизм накопления ИРН путем смыва их с поверхности водосбора с последующим выносом вниз по течению р. Дон прослеживается на примере проточного пресноводного водоема Цимлянского водохранилища. Содержания (2000 г.) ИРН в воде р. Дон, Цимлянского водохранилища и водоема-охладителя Ростовской АЭС находятся на фоновом уровне: ^3H — (2,5–3,2) кБк/м³; ^{90}Sr — (5,6–7,3) Бк/м³ (для сравнения: в 1990 г. — 11–28 Бк/м³), ^{137}Cs — (0,3–0,7) Бк/м³, $^{239,240}\text{Pu}$ — (0,042–0,045) Бк/м³.

Содержание ^{137}Cs в донных отложениях водохранилища широко варьирует — от 0,5 до 100 Бк/кг сухого веса, причем максимальные содержания отмечаются в глинистых и алевроитоглинистых илах Приплотинного участка водохранилища. В зонах максимальной аккумуляции содержание ^{137}Cs прослеживается до глубины отложений 45–50 см с выходом на два максимума: первый отчетливо проявляется на глубине 15–25 см (соответствует чернобыльским выпадениям), а второй вырисовывается только на максимальной глубине пробоотбора — (45–50 см) и, вероятно, обусловлен глобальными выпадениями начала 60-х гг. Отношение запасов глобальных и чернобыльских выпадений составляет 1:2,5. Максимальная плотность отложений ^{137}Cs в донных осадках — (0,01–0,20) Ки/км² — в настоящее время приблизительно в 2–2,5 раза ниже запаса, определенного в 1990 г. по слою отложений 0–15 см, — (0,2–0,7) Ки/км².

Содержание ^{90}Sr в донных отложениях Цимлянского водохранилища составляет (3,2–5,6) Бк/кг сухого веса, а запасы оцениваются на уровнях (0,010–0,024) Ки/км².

Изотопные отношения содержаний ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях изменяются в 1,5–4,0 раза.

Содержания $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ в верхних слоях донных отложений водохранилища широко варьируют в пределах (0,07–0,41) Бк/кг. Запас радионуклидов в донных отложениях водоема-охладителя составляет 11 Бк/м² ($3 \cdot 10^{-4}$ Бк/км²).

Контрольные вопросы и задания

1. Каковы особенности поступления радионуклидов в водные экосистемы?
2. Как распределяются по элементам водных экосистем?
3. Каковы механизмы формирования радиоактивности подземных вод?
4. Чем определяется радиоактивность донных отложений?
5. Какие радионуклиды-реперы используются для определения скорости осадконакопления?

Глава 9

РАДИОАКТИВНОСТЬ БИОСФЕРЫ

9.1. Особенности биоассимиляции радионуклидов

Доза облучения живых организмов формируется из дозы внешнего облучения от радионуклидов, содержащихся во внешней окружающей среде (среде обитания), и дозы внутреннего облучения от радионуклидов, содержащихся в самих организмах. Содержание радионуклидов в различных объектах экосферы рассматривалось ранее. В настоящей главе будут рассмотрены вопросы, связанные с аккумуляцией различных естественных и искусственных радионуклидов в живых организмах.

Воздействие радионуклидов, попавших внутрь организма, обуславливается его особенностью:

- 1) избирательно накапливать некоторые радионуклиды в отдельных тканях, органах или организме в целом;
- 2) после более или менее продолжительного удерживания выводить радионуклиды из организма.

Первая способность определяет уровень мощности дозы внутреннего облучения, а вторая определяет продолжительность облучения и суммарную дозу облучения (с учетом естественного радиоактивного распада и определенной мощности дозы).

Поскольку до сих пор нет единой модели, описывающей формирование доз облучения всего многообразия живых организмов, принято характеризовать их облучение двумя количественными параметрами, характеризующими две указанные способности организма.

Первый параметр — *та или иная форма коэффициента накопления (или переноса) радионуклида в организме* — отношение концентрации его в организме и в окружающей среде K_d . Он изменяется для различных радионуклидов и одного вида организмов в пределах шести порядков величины (наибольшие для биогенных радионуклидов ^3H , ^{14}C , радионуклидов йода и др.; наименьшие для радионуклидов, не обладающих ярко выраженными биогенными свойствами, — радионуклидов редкоземельных элементов, трансурановых элементов и др.) и изменяются для различных организмов относительно одного и того же радионуклида в пределах трех порядков величины.

Коэффициенты концентрирования используются для определения характера распределения радионуклида в организме (*метаболизм*) и определения так называемых *критических органов*. Сами радионуклиды по характеру распределения в организме подразделяют на три группы:

- а) накапливающиеся в скелете;
- б) накапливающиеся в кроветворных органах и лимфатической системе;
- в) равномерно распределяющиеся во всех тканях и органах.

В таком виде K_d получил наибольшее распространение для организма человека. Для других организмов конкретных данных о K_d определенных тканей и органов очень мало.

В качестве примера приведем примеры классификации радионуклидов для человеческого организма от облучения:

- а) ^{226}Ra , ^{228}Th , ^{238}U , ^9Sr , ^{239}Pu , ^{241}Am и другие;
- б) ^{144}Ce , ^{239}Pu , ^{241}Am ;
- в) ^3H , ^{14}C , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{137}Cs и другие.

Организмы с высокими K_d могут быть выбраны в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения окружающей среды, выбрать биологический барьер для предотвращения распространения радионуклидов и, наконец, использовать их для очистки от радиоактивного загрязнения окружающей среды (почвы, воды, воздуха).

Вторая способность организма — скорость биологического выведения радионуклида из организма — характеризуется постоянной λ_6 , а с учетом естественного радиоактивного распада с постоянной λ , эффективной постоянной выведения $\lambda_{\text{эф}} = \lambda_6 + \lambda$. Обычно пользуются соответствующими периодами полувыведения (T_6 , $T_{1/2}$):

$$T_{\text{эф}} = \frac{0,693}{\lambda_{\text{эф}}} = \frac{T_6 \cdot T_{1/2}}{T_6 + T_{1/2}}.$$

Для большинства комбинаций *радионуклид — организм* величина $T_{эф}$ мала по сравнению с временем жизни организма ($t_{ж} \gg T_{эф}$) и равновесие (насыщение) радионуклида в организме наступает быстро и подчинено экспоненциальному закону $1 - \exp(-\lambda_{эф}t) \cong 1$. Если $t_{эф} < T_{эф}$, то содержание радионуклида в организме постоянно растёт по закону $1 - \exp(-\lambda_{эф}t)$.

Обычно $T_{эф}$ принимает значения от нескольких часов и практически до бесконечности.

Так, по T_6 радионуклиды (из критических органов и тканей человека) различаются на много порядков — от нескольких десятков суток (^3H , ^{14}C , ^{24}Na и др.) до практически бесконечной величины (^{90}Sr , ^{239}Pu и др.).

В качестве примера радионуклидов, не достигающих насыщения в человеческом организме, приведены данные для ^{226}Ra : $T_{1/2} = 1602$ г., для человека $T_6 = 45$ лет, $T_{эф} = 44$ года, доля равновесной активности за 50 лет составляет 56%; для ^{239}Pu : $T_{1/2} = 2 \cdot 10^6$ лет, для человека $T_6 = 200$ лет, $T_{эф} = 200$ лет, доля равновесной активности за 50 лет — 16%.

На основе многочисленных исследований радионуклидного воздействия на широкий круг видов растений и животных на всех уровнях их биологической организации (биомолекулы, клеточные органы, целые клетки, ткани, органы, популяции) сделан **вывод**: радиационные эффекты не могут проявляться на данном уровне организации без того, чтобы не проявиться на более низком уровне. Так, радиационные повреждения не будут заметны на популяционном уровне до тех пор, пока у отдельных организмов не будет заметных изменений признаков, ответственных за поддержание жизнеспособности популяции (подверженность заболеваниям, плодовитость, состояние генофонда).

Поступление радионуклидов в наземные растения происходит из атмосферы и из почвы, а в животных — по пищевым цепям.

Поступление радионуклидов из атмосферы происходит с сухими и мокрыми выпадениями, через дыхание (все газы и газообразные соединения), через оседание на поверхность растений взвешенных в воздухе частиц. Поглощение радионуклидов характеризуется **долей захваченного вещества r** — отношение суммарного выпадения к той его части, которая была поглощена растением. Поглощение зависит от развитости листовой поверхности, морфологии и состава подстилающей поверхности, степени шероховатости растительного (травяного) покрова.

Начальное поглощение радионуклидов травяным покровом зависит от коэффициента его адсорбции поверхностью μ ($\text{м}^2/\text{кг}$) и плотности покрова w ($\text{кг}/\text{м}^2$): $r = 1 - e^{-\mu w}$.

Для растворимых форм выпадений на различных природных пастбищах $\mu = 1,2-6,2 \text{ м}^2/\text{кг}$ (ср. $\mu = 2,3 \text{ м}^2/\text{кг}$). Коэффициент адсорбции радионуклидов листвы тем больше, чем больше радиоактивных выпадений осталось на поверхности растения.

Выведение радионуклидов из растения характеризуется **периодом полувыведения** T_v — *временем, за которое концентрация радионуклидов снижается в 2 раза*. Начальное выведение происходит под влиянием выветривания (сдувания частиц-носителей с листовой поверхности, смывания осадками, шелушения воскового покрова). Типичные величины $T_v \geq 12-17$ дн. Большими T_v характеризуются более системные механизмы выведения для самых мелких частиц (меньше 1 мкм), для газообразных или летучих радионуклидов, успевших попасть внутрь растения.

Поступление радионуклидов из почвенного покрова происходит через корневую систему. Эффективность такого поступления зависит от формы нахождения радионуклида в почве, характера его распределения по глубинам почвенного покрова и биологических факторов (свойств корневой системы, наличия или отсутствия на них микроорганизмов и др.). Очевидно, что удержание радионуклида в самом растении зависит и от физиологических параметров растения. Для характеристики процесса переноса радионуклидов в системе *почва—растение* используют **коэффициент переноса ПР** — *отношение концентрации радионуклида в растении (Бк/кг сырой массы или золы) к его концентрации в почве на определенной глубине (Бк/кг сырой или сухой массы или золы)*. Обычно для злаковых культур используют слой почвы 0–10 см, для остальных — 0–20 см. Если загрязнена только поверхность почвы, подстилка или дерн, то для определения ПР используют другую размерность коэффициента — $\text{Бк/кг культуры/Бк/м}^2$.

На величину ПР влияют многие характеристики почв — пористость, способность к катионному обмену, содержание и состав органического вещества, содержание и состав глинистой фракции. Получено много конкретных данных о величинах ПР для различных сочетаний систем *почва—растение*, радионуклидов, климата, условий произрастания, видов загрязнения. Эти данные трудно интерпретировать без дополнительных сведений о состоянии растений и распределения в них биомассы, о параметрах почвы, распределения радионуклидов по глубине. Кроме того, трудность состоит в том, что для оценок ПР используют общую концентрацию радионуклида, а не той его формы, которая непосредственно поглощается растением.

После отмирания растения происходит **обратный процесс переноса радионуклидов из растения в почву**. Во многих экосистемах благодаря этому процессу на поверхности почвы

формируется органический слой, который может служить источником биологически доступных радионуклидов. Отсюда радионуклиды могут быть перенесены в другие экосистемы.

Необходимо отметить, что в верхнем слое почв содержится множество живых организмов — роющих организмов и микроорганизмов. Биологический перенос радионуклидов в результате жизнедеятельности этих организмов — один из важных и быстрых путей миграции радионуклидов в верхнем слое почвы.

Поступление радионуклидов в организм животных происходит тремя путями:

1) через кожный покров (через неповрежденную кору возможно поступление только ^3H , а поступление через поврежденную кожу в полевых условиях маловероятно);

2) через органы дыхания (могут поступать только радиоактивные газы и тонкодисперсные аэрозоли);

3) с пищей проходят в желудочно-кишечный тракт, где многие радионуклиды всасываются с различной скоростью (практически не всасываются радионуклиды редкоземельных элементов, бария, актиноидов), затем поглощенные радионуклиды поступают в большой круг кровообращения и накапливаются в отдельных органах и тканях.

Последний путь поступления радионуклидов в организм животных — определяющий. По этому пути в них поступает ~ в 1000 раз больше количества радионуклидов, чем через органы дыхания.

Важнейшими параметрами, определяющими перенос и метаболизм (распределение) радионуклидов в организме животных, являются:

- доля радионуклидов, всасываемых в желудочно-кишечном тракте организма, относительно всех радионуклидов, поступающих в организм с пищей;
- доля радионуклидов, поступающих из большого круга кровообращения в различные ткани и органы;
- доля и время жизни радионуклидов, связанных с отдельными органами животных или с организмом в целом;
- доля радионуклидов, выделяемых с мочой, фекалиями, потом, молоком;
- продолжительность удерживания радионуклидов в легких с учетом химической и физической форм поглощенного материала.

Имеющиеся данные по этим параметрам далеко не полные, особенно с учетом возраста животных.

Наиболее полно обеспечены данными процессы переноса и метаболизма радионуклидов в человеческом организме. Как

правило, для животных коэффициент переноса радионуклидов с пастбищ в организм животного представлен в виде отношения концентрации радионуклида в конечном продукте (молоке, мясе) (Бк/кг или Бк/л) к суточному потреблению радионуклида — удельной активности радионуклида в корме (кг/сут). Эти данные не всегда достоверны, так как полевые условия и химические формы нахождения радионуклидов в кормах значительно варьируют в различных ошибках.

Рассмотрим **поступление радионуклидов в водные организмы**. Как известно, коэффициенты накопления гидробионтов зависят от биогенных свойств радионуклидов, от механизмов сорбции и биоассимиляции радионуклидов (зависят в свою очередь как от свойств самих организмов, так и радионуклидов), химических свойств элементов-аналогов, специфики питания организма и свойств среды обитания (температуры, освещенности, кислотности, солености и др. параметров воды). Очевидно многообразие условий, определяющих концентрирование радионуклидов в водных организмах. Поэтому коэффициенты накопления радионуклидов рассматриваются отдельно для каждой из водных экосистем, для отдельных классов гидробионтов и для различных радионуклидов.

В связи с этим уместно более подробно рассмотреть распределение радионуклидов между компонентами водоемов.

Во-первых, важное значение имеет распределение радионуклидов между твердой (взвесь) (Бк/кг) и жидкой (вода) фазами, характеризующее коэффициентом K_d . Этот коэффициент учитывает несколько процессов: сорбцию на органических и неорганических взвешенных частицах, осаждение и растворение, коагуляцию и диспергирование коллоидов, деятельность микроорганизмов, потребление и выделение радионуклидов биотой. Это важно для биогеохимического поведения радионуклидов: для различных радионуклидов K_d варьирует в пределах шести параметров величины, а для одного и того же радионуклида в разных условиях — в пределах трех параметров величины.

Для ориентировки приведем величины K_d для некоторых радионуклидов в пресных и морских водах (табл. 9.1):

Таблица 9.1

	Радионуклиды					
	йода	рутения	стронция	цезия	плутония	р.з.э.
Пресная	$3 \cdot 10^2$	10^2	10^3	10^4	10^5	$5 \cdot 10^5$
Морская	10	$5 \cdot 10^3$	10^2	$2 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^5$

Частицы взвешенного вещества различаются по их возможности адсорбировать радионуклиды, и K_d изменяется в зависимости от литологического состава (размера и состава частиц) и природы поверхности частиц (например, от присутствия на ней пленок оксидов железа и марганца, органического вещества).

Другой параметр, который характеризует отношение радиоактивной взвеси и воды:

$$F_a = K_d \cdot C_p,$$

где C_p — концентрация твердой фазы (взвеси) в воде. Величина C_p сильно варьирует в пределах одного водоема как в пространстве, так и во времени (от $<1 \text{ г/м}^3$ до $>10^3 \text{ г/м}^3$). Наибольшая C_p имеет место для рек, в прибрежных водах, в эстуариях и полярных льдах. В этом случае большая доля активности характерна в твердой фазе даже для радионуклидов с низким K_d .

Попадая в водоем, радионуклиды вовлекаются в общий круговорот вещества. Перенос и распределение радионуклидов в водоемы определяются совместным действием двух типов факторов:

1) *гидрологического* (адвентивный перенос и турбулентное перемешивание);

2) *геохимического* (распределение и круговорот живого вещества, поступление и седиментация осадочного материала).

Так, в океане роль живого вещества в миграции радионуклидов определяется биомассой и продукцией живого вещества.

В таблице 9.2 эти величины приведены в млр т.

Таблица 9.2

	Биомасса (10^9 т)	Продукция (10^9 т)	Продукция Биомасса
Продуценты:			
фитопланктон	1,5	550,0	366,0
фитоблытос	0,2	0,2	1,0
Консументы:			
зоопланктон	21,5	53,0	2,0
зооблытос	10,0	3,0	0,3
нектон	1,0	0,2	0,2

Окончание табл. 9.2

	Биомасса (10 ⁹ т)	Продукция (10 ⁹ т)	Продукция Биомасса
Суммарно:			
водоросли	1,7	350,2	
животные	32,5	56,2	

В океанах и морях выделяются две зоны интенсивного развития жизни: *верхний фотосинтетический* (зона фитопланктона, <100 м); *поверхность дна* (зона бентоса). Верхняя зона — основной поставщик неорганической и органической взвеси и искусственных радионуклидов. Большая часть биомассы приходится на зоопланктон, а основным продуцентом органического вещества является фитопланктон. Это решающий фактор при оценке роли биомассы в миграции искусственных радионуклидов. Огромная продуктивность фитопланктона обеспечивает непрерывное удаление химических элементов (в том числе и радионуклидов) из воды и вовлечение их в процесс биоаккумуляции (накопление в организме, участие в биогенной миграции, седиментации с остатками организмов и т. д.).

По характеру распределения радионуклидов между компонентами водных экосистем (водой, грунтом и биомассой) их можно разделить на 4 группы. Такое разделение для пресноводных экосистем иллюстрируется табл. 9.3, в которой активности в компонентах системы даны в % от общей активности.

Таблица 9.3

Группа		Вода (85% по массе)	Грунт (14,9% по массе)	Биомас- са (0,1% по массе)
гидротропы	⁵¹ Cr	76	12	12
эвритропы (равномеры)	⁶⁰ Co	21	58	21
	⁹⁰ Sr	48	27	25
	¹⁰⁶ Ru	27	47	33
	¹³¹ I	58	13	29
педотропы (преимущество в группе)	⁶⁵ Zn	4	78	18
	⁹¹ Y	0	92	8
	⁹⁵ Zr	4	77	19
	⁴⁵ Nb	0	85	15
	¹³⁷ Cs	6	90	4

Окончание табл. 9.3

Группа		Вода (85% по массе)	Грунт (14,9% по массе)	Биомасса (0,1% по массе)
биотропы (≥50% в биомассе)	¹¹⁵ Cd	35	13	52
	¹⁴⁴ Ce	9	40	51
	²⁰³ Hg	8	22	70
Общее среднее		27	45	28

Видно, что средние содержания искусственных радионуклидов в группе (и особенно в биомассе) значительно выше, чем их массовая доля в общей массе системы. Таким образом, в этих компонентах происходит значительное накопление искусственных радионуклидов, особенно биотропных в биомассе и педотропных — в осадках.

9.2. Естественные радионуклиды в биологических объектах

Значимость проблемы содержания естественных радионуклидов (ЕРН) в живых организмах определяется все возрастающим влиянием антропогенной деятельности на загрязнение биосферы ЕРН. Отсюда — необходимость изучения процессов (количественной оценки) переноса (миграции) ЕРН из окружающей среды в биологические объекты.

Содержания ЕРН в биологических материалах зависят от их содержаний в окружающей среде (в первую очередь в почве, воде и, частично, в воздухе) и от способности организмов к усвоению ЕРН, которая характеризуется коэффициентом биологического концентрирования (КБК) или коэффициентом поглощения (КП) (см. ниже). Вариации содержаний ЕРН в биологических материалах лежат в пределах нескольких порядков величины: в зависимости от содержаний ЕРН в окружающей среде содержания ЕРН в живом организме могут изменяться в 10^2 – 10^3 и более раз для одного вида, а КБК различных ЕРН и вида изменяются в пределах шести порядков величины. В конечном счете, от содержания ЕРН в биологических материалах зависит радионуклидный состав тканей организма человека, в который ЕРН попадают по пищевым цепочкам.

Организм человека. По обобщенным данным, радионуклидный состав организма человека следующий. Содержание ⁴⁰K

в организме в зависимости от возраста человека варьирует в пределах 30–75 Бк/кг и в среднем составляет 60 Бк/кг, причем оно регулируется гомеостатически и, следовательно, практически не зависит от содержания ^{40}K в продуктах питания. Содержание ^{40}K в костях — 56 Бк/кг, в мягких тканях — 325 Бк/кг.

Содержание ^{238}U в костной ткани варьирует от 5–150 до 740 МБк/кг (ср. 50 МБк/кг), в легких — в среднем 15 МБк/кг, в мягких тканях — до 370 МБк/кг и в других тканях — в среднем 2–7 МБк/кг. При биоассимиляции ^{238}U может переходить в нерастворимую форму, и это затрудняет его продвижение по пищевым путям.

Содержание ^{230}Th составляет соответственно (20–70) МБк/кг (ср. 20 МБк/кг) в костной ткани и (0,3–10) МБк/кг — в других тканях; содержание ^{226}Ra — 170 МБк/кг в костной ткани, а в других тканях — 2,7 МБк/кг; радон и продукты его распада содержатся в легких на уровне ~100 МБк/кг. Содержания ^{210}Pb и ^{210}Po в костной ткани — 3 Бк/кг и 2,4 Бк/кг соответственно, а в других тканях — по 0,2 Бк/кг.

Содержание ^{232}Th в костной ткани — (6–24) МБк/кг, в легких — 20 МБк/кг, а в других тканях — 0,15 МБк/кг. В легких содержится также торон ^{210}Th и его ДПР на уровне 40 МБк/кг. Другие продукты распада семейства ^{232}Th (^{228}Ra , ^{228}Ac , ^{228}Th , ^{224}Ra) содержатся в костях на уровне 50 МБк/кг, в легких — на уровне 15 МБк/кг, а в других тканях ~0,5 МБк/кг.

Водные организмы. Наибольшая информация о содержаниях ЕРН накоплена для морских гидробионтов, хотя, как и для наземных организмов, этой информации значительно меньше, чем информации о содержании ИРН ^{90}Sr и ^{137}Cs и их КБК.

Для морских гидробионтов КБК для ^{238}U — 50–100 (мягкие ткани двухстворчатых раковин), для ^{232}Th — 10^3 – 10^4 (планктон), для ^{226}Ra — 10^2 – 10^4 (планктон), для ^{210}Pb ~ 10^2 (планктон) и для ^{210}Po ~ 10^4 (планктон).

Абсолютные величины удельной активности ЕРН в водных организмах (пресноводных водоемов) варьируют в широких пределах. Так, содержание ^{238}U в водорослях составляет (6–615) Бк/кг, а в водных организмах — (2,4–6,0) Бк/кг. Средние содержания ^{40}K в водорослях — (930–1 550) Бк/кг, ^{232}Th — 4 Бк/кг, а в водных животных организмах содержание ^{40}K — 590 Бк/кг (моллюски), 400 Бк/кг (ракообразные) и 370 Бк/кг (рыбы). Содержание ^{238}U в рыбе ~ 0,74 Бк/кг.

Калий является компонентом солевого состава морской воды. Его средняя концентрация в морской воде ~ 380 мг/л: это определяет ^{40}K в морских живых организмах.

Во всех морских организмах содержание ^{40}K составляет 92,5 Бк/кг (для моллюсков — 107 Бк/кг). Содержания ^{234}U , ^{238}U наибольшие в фитопланктоне — (1,5–1,8 Бк/кг), меньше — в зоопланктоне — (1,5–1,8 Бк/кг) и наименьшие в рыбе — (0,0026–0,13 Бк/кг).

Содержание ^{226}Ra в фито- и зоопланктоне составляет 0,74 Бк/кг, а в рыбе — в диапазоне (0,0074–0,189) Бк/кг.

Содержание ^{210}Pb максимально в фитопланктоне — (3,7–25,9 Бк/кг), меньше в ракообразных — (1,48–2,59 Бк/кг), мало в моллюсках — (0,185–0,370 Бк/кг) и наименьшее в рыбе — (0,0074–0,085 Бк/кг).

Водоросли и некоторые бактерии являются сильным аккумулятором ЕРН.

Наземные организмы. В наземных растениях районов с нормальным радиационным фоном содержания ^{238}U изменяются в пределах 0,06–1,23 Бк/кг, а в районах с урановой аномалией могут доходить до 60–61 500 Бк/кг. Средние содержания ^{238}U в голосемянных растениях <4,3 Бк/кг, в покрытосемянных — 0,47 Бк/кг, а в золе растений — 6 Бк/кг. Содержание ^{40}K в этих растениях соответственно равно 195, 435 и 130 Бк/кг. Содержания ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K в грибах соответственно — 3, 24 и 690 Бк/кг. Наибольшее содержание ^{238}U среди наземных растений имеют мхи — (6–61 500 Бк/кг) и лишайники — (3,6–2 460 Бк/кг).

Средние содержания ^{40}K во мхах — 745 Бк/кг, в грибах — 690 Бк/кг.

В организмах наземных животных содержание ^{238}U изменяется в пределах 0,036–0,600 Бк/кг, а в районах с урановой аномалией может доходить до 0,12–1,00 Бк/кг. Для млекопитающих наземных организмов средние содержания ^{238}U составляет 0,28 Бк/кг, а ^{40}K — 230 Бк/кг.

Некоторые растительные организмы являются сильными аккумуляторами ^{238}U (имеют очень высокие КБК): мхи, лишайники, эвкалипт, черная ель и другие растения.

Обычно в растениях всегда нарушено радиоактивное равновесие в ряду ^{238}U — ^{226}Ra (содержание ^{226}Ra превышает содержание ^{238}U на несколько порядков величины). Эманации (радон и торон) практически не задерживаются в растениях — коэффициенты их эманирования из растений близки к 100%.

В надземных и подземных частях растений идентифицированы все радионуклиды, содержащиеся в почве. Суммарная активность ЕРН в растениях варьирует от 0,185 Бк/кг до уровня 74 Бк/кг (золы) для районов с нормальным радиационным фоном и до 5 735 Бк/кг (золы) для районов с повышенным содержанием ЕРН в почве.

Четкой зависимости содержаний ЕРН от вида растений не замечено, а содержание ЕРН в растениях одного вида может изменяться более чем в 2 раза (вероятно из-за неравномерности содержаний ЕРН по площади исследуемого участка). Замечено повышенное содержание радионуклидов радия ^{224}Ra , ^{226}Ra в растениях (отмечалось выше), объяснимое их повышенной миграционной способностью и повышенным содержанием в почве. Среди ЕРН наименьшие содержания отмечены для изотопов Th.

Типичные величины КБК для наземных растений приведены в табл. 9.4:

Таблица 9.4

^{224}Ra	6–26
^{226}Ra	1,65–3,50
^{238}U	0,40–0,37
^{234}U	0,060–0,300
^{232}Th	0,37–0,42
^{230}Th	0,001–0,080
^{228}Th	0,05–0,25
^{210}Po	0,027–0,052

Это еще раз подтверждает факт нарушения радиоактивного равновесия, особенно в ряду ^{238}U — ^{226}Ra , и особую роль радионуклидов радия в радиоактивности наземных растений.

При условии единовременного радиоактивного загрязнения земной поверхности ИРН или ЕРН в отдаленное от момента выпадений время основным путем поступления радионуклидов в растения является поступление через корневую систему. Для этого случая оценка удельной активности ЕРН (или ИРН) в растении обычно производится по рекомендованному МАГАТЭ соотношению:

$$A_i = \frac{a_0}{\rho} \cdot B_i, \text{ Бк / кг,}$$

где a_0 — активность i -го радионуклида на поверхности почвы (Бк/м²);

ρ — поверхностная масса почвы (кг/м²);

B_i — коэффициент биологического концентрирования, учитывающий накопление радионуклида в растениях при переходе из почвы.

Величина « ρ » определяется глубиной проникновения радионуклида в почву с учетом плотности почвы.

Иногда вместо КБК используют **коэффициент накопления радионуклида (КН)** — отношение удельной активности радионуклида к поверхностной плотности загрязнения почвы.

КБК, видимо, связан и со степенью аэрозольного загрязнения растений (надземной части). Действительно, максимальные КБК имеют надземные части растений, особенно в первые годы после выпадений радиоактивных осадков. В более поздние годы КН определяется доступностью радионуклидов для корневого поступления (усвоения) из почвы и зависит от распределения радионуклида по профилю почвы и от формы нахождения радионуклида в почве, особенно для водорастворимых и обменных форм радионуклидов.

Величины КБК радионуклидов в наземных растениях по порядку величин приведены в табл. 9.5:

Таблица 9.5

	Растения	Животные
^{40}K	0,15–0,70	0,15–0,50
^{232}Th	0,17–0,20	~0,001
^{238}U	0,01–0,50	0,0017–0,0050

Так, КБК ^{210}Pb в грибах, произрастающих в естественных лесах, изменяется в зависимости от субстрата: для сосновой коры КБК $\approx 0,77$, для почв с растительным покровом КБК $\approx 0,01$ и для мха КБК $\approx 0,031$.

Для дикорастущих растений по результатам исследований на участках с повышенным содержанием урана и радия определены как содержания большинства ЕРН в растениях, так и их КБК и изотопные отношения. Для большинства ЕРН КБК < 1 : у радионуклидов урана (0,04–0,37), у радионуклидов тория (0,001–0,42), у радионуклидов полония (0,027–0,052), для ^{226}Ra и ^{224}Ra КБК = 1,6–26,0.

КБК различаются не только для различных ЕРН и вида растений, но и от участка к участку с различным генезисом загрязнения ЕРН.

Для участка, загрязненного за счет выхода к поверхности пластовых вод, КБК $^{238}, ^{234}\text{U}$ и $^{230}, ^{232}\text{Th}$ выше, чем для участков, загрязненных горными породами, а для радионуклидов $^{224}, ^{226}\text{Ra}$ зависимость КБК от вида участка обратная. Это, вероятно,

объясняется различием в подвижности ЕРН в почвах с различным генезисом загрязнения. В то же время КБК радионуклидов тория для различных участков одинаков — генезис у этих радионуклидов одинаков для всех обследованных участков.

По величине КБК для наземных растений радионуклиды можно выстроить в следующей последовательности: $^{224}\text{Ra} > ^{226}\text{Ra} > ^{232}\text{Th}$, ^{238}U , далее в зависимости от генезиса загрязнения почв ЕРН (урана и радия) последовательности несколько различаются. При загрязнении почв пластовыми водами, например, последовательность будет такая: $^{238}\text{U} \geq ^{232}\text{Th} > ^{234}\text{U} > ^{228}\text{Th} > ^{210}\text{Pb}$. В целом по величине КБК в растениях последовательность радионуклидов следующая $\text{Ra} > \text{U} > \text{Th}$.

При загрязнении почв ЕРН доминирует корневой путь поступления радионуклидов урана, радия и тория в растения (в том числе и в надземную их часть).

Для ^{220}Th и надземных частей растений имеет место только аэральный путь поступления, а для ^{222}Ra и ^{210}Pb сочетаются корневой и аэральные пути поступления. Последнее подтверждается отсутствием в большинстве случаев радиоактивного равновесия $^{226}\text{Ra} - ^{222}\text{Rn}$.

Изотопные отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ постоянны для растений одного вида и близки для корневой и надземной частей растений, хотя абсолютные содержания этих радионуклидов могут отличаться в десятки и сотни раз.

Наблюдаемые отношения относительных концентраций радионуклидов в растениях и почвах (НО) по сравнению с соответствующими изотопными отношениями для почв (П) и растений (Р) иллюстрируют поведение ЕРН в системе *почва—растения*.

Например, для одного из участков загрязненного пластовыми водами, эти отношения будут следующими:

Таблица 9.6

	^{234}U ^{238}U	^{232}Th ^{238}U	^{230}Th ^{238}U	^{230}Th ^{232}Th	^{228}Th ^{232}Th	^{224}Ra ^{226}Ra	^{226}Ra ^{222}Rn
П	1,00	0,701	55,5	37,2	50,6	0,06	0,02
Р	1,67	1,66	25,4	6,92	32,3	0,56	3,70
НО	1,67	0,03	0,46	0,19	0,65	11,2	185

Таким образом, изотопные отношения изменяются, как правило, для всех пар изотопов при переходе по цепочке почва—растения из-за различия способностей растений к поглощению

тех или иных ЕРН и различия форм нахождения радионуклидов в почве (горной породе).

Очевидно, что радиоактивное равновесие в рядах урана и тория в почвах и растениях, как правило, нарушено, причем по-разному у почв и растений. Это связано с различием форм нахождения в них радионуклидов и, следовательно, с различием доступности для растений каждого из изотопов каждого элемента.

Сельхозкультуры и продукты питания. Так же как и в других наземных растениях содержания ЕРН в сельхозкультурах широко варьируют в зависимости от содержания ЕРН в почве и от видовых особенностей. Но в отличие от других наземных растений в случае сельхозкультур на содержания в них ЕРН влияют также особенности агротехники, в том числе использование орошения и его способа. Для исключения влияния содержания ЕРН в почвах часто используют нормированный коэффициент накопления радионуклидов в растениях КН (отношение удельной активности ЕРН или ИРН в растениях к плотности загрязнения земной поверхности).

Радиоэкология орошаемого земледелия подробно рассматривалась в литературе [67]. Здесь мы ограничимся лишь указанием на классификацию способов полива с точки зрения радиоэкологии:

- радионуклиды попадают непосредственно на надземную часть растений (способы: дождевание и капельный);
- радионуклиды попадают в растения из почвы через корневую систему (способы: поверхностный по бороздам, напудром, подпочвенный).

Эксперименты показывают, что при первой группе способов орошения в растения попадает радионуклидов на 1–2 порядка больше, чем при второй.

Абсолютные величины удельных активностей сельхозпродуктов приведены в ограниченном числе публикаций.

Данные о содержании некоторых ЕРН в сельхозпродуктах и продуктах питания сведены в табл. 9.7.

Таблица 9.7

Продукты	А, Бк/кг	
	^{226}Ra	^{40}K
Картофель	0,355	37–222, ср. 107 ср. 100–150 [5]

Окончание табл. 9.7

Продукты	А, Бк/кг	
	^{226}Ra	^{40}K
Капуста	0,063	26–155, ср. 81
Морковь	0,063	37–159, ср. 81
Свекла		52–200, ср. 96
Помидоры		33–122, ср. 67
Огурцы		37–122, ср. 67
Лук		33–100, ср. 74
Зерно	0,085	—
Хлеб	0,092–0,096	—
Молоко	0,011	26–56, ср. 37 ср. 50 [5]
Сметана		30–70, ср. 41
Мясо гов.	0,030	22–159, ср. 70
Мясо свин.	0,030	22–159, ср. 87
Яйца	0,115	—
Масло раст.	0,011	ср. 180 ср. 180 [5]
Сельдь	0,126	—
Рыба	—	Ср. 100 [5]

К сожалению, данных о КБК или КН в сельхозпродуктах ЕРН в литературе найти не удалось.

Существует зависимость содержаний ЕРН в биологических материалах от их содержаний в почвах, а также видовая зависимость КБК. Однако степень изученности этих зависимостей недостаточна.

В заключение настоящего раздела уместно привести известные данные о содержании ^{238}U в продуктах разложения органического вещества (см. табл. 9.8):

Таблица 9.8

Материал	$A_{уд}$, Бк/кг	Примечание
Торф	0,6–37,0 61–49 000	В районе U-аномалий
Уголь	0,6–37,0 370–86 000	В районе U-аномалий
Нефть	<0,061	
Битум ископ.	Ср. 12,3 <60 000	В районе U-аномалий
Асфальт ископ.	Ср. 0,012	

9.3. Искусственные радионуклиды в биологических объектах

Биоассимиляция искусственных радионуклидов (ИРН) в отличие от ЕРН изучена существенно лучше. Основной путь поступления ИРН в организм человека — *пероральный* (через желудочно-кишечный тракт) и *ингаляционный* (через органы дыхания). Преимущественно перорально поступают ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{131}J , ^{241}Am и другие, ингаляционно — ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{238}U , ^{139}U , ^{240}Pu , ^{241}Pu .

Для человеческого организма по характеру накопления ИРН подразделяются на три группы:

- накапливающиеся преимущественно в костях (скелете) — ^{54}Mn , ^{65}Zn , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{45}Zn , ^{45}Nb , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{234}Pu , ^{241}Am ; $T_6 = 10\text{--}8 \cdot 10^4$ сут;
- накапливающиеся преимущественно в кроветворных органах и лимфатической системе — ^{24}Na , ^{55}Fe , ^{148}Am , ^{239}Pu ;
- равномерно распределяющиеся во всех органах и тканях — ^3H , ^{14}C , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{105}Ru , ^{131}J , ^{137}Cs ; $T_6 = 0,3\text{--}65$ сут.

Кроме того, некоторые ИРН очень интенсивно концентрируются в отдельных органах. В этом отношении характерно накопление радионуклидов йода в щитовидной железе — в ней концентрация радионуклидов йода ~в 200 раз выше, чем во всех остальных тканях. Наибольшую опасность среди радионуклидов йода — продуктов деления — представляет долгоживущий ^{131}J . Повышена опасность для группы детей, щитовидная железа которых по массе ~в 10 раз меньше, чем у взрослых. При одной и той же концентрации ^{131}J во вдыхаемом воздухе или в потребляемом молоке доза облучения щитовидной железы ребенка ~в 10 раз больше, чем у взрослых.

Биологический период полувыведения ИРН варьирует от нескольких часов (для РБГ — радиоактивных благородных газов) до практически бесконечности (для радионуклидов ^{90}Sr , ^{90}Y , радионуклидов плутония).

Более подробная информация содержится в литературе по радиационной безопасности (в том числе справочниках).

Наземные растения и животные

Радиоактивное загрязнение растений происходит за счет поступления из приземного слоя воздуха (надземная часть растений) и за счет поглощения из загрязненного верхнего слоя почвы (через корневую систему).

Основной процесс поступления ИРН в надземную часть растений — поглощение и удержание аэрозолей сухих и мокрых выпадений. Скорость оседания и вымывания зависят главным образом от размера частиц (химически активных и неактивных соединений ИРН). Большинство растений однолетние, и загрязнение ограничено одним годом. Для многолетних растений загрязнение может продолжаться несколько лет. Из сухих и мокрых выпадений только часть радионуклидов поглощаются и удерживаются растительностью. На скорость сухого оседания влияет шероховатость поверхности: чем более шероховата поверхность, тем больше скорость осаждения. Например, для гладкой поверхности скорость осаждения химически неактивных соединений равна 0,01–0,02 см/с; радиационно-способных — 0,2 см/с; для травяного покрова — (0,1–0,2) см/с и 1,0 см/с; для полога леса — (1–2) см/с. Как видим, скорость оседания аэрозолей при переходе от гладкой поверхности до полога леса увеличивается в 100 раз. Кроме того, коэффициент поглощения радионуклидов растительностью КП (поглощения и удержания) зависит от количества выпавших осадков и урожайности. Так, для трав эти зависимости иллюстрируются данными табл. 9.9:

Таблица 9.9

Урожайность, кг/м ²	Количество осадков, мм			
	0,1	1,0	5,0	10,0
0,1	1,50	1,20	0,60	0,30
0,5	1,20	0,72	0,24	0,12
1,0	0,97	0,57	0,18	0,09
2,5	0,40	0,33	0,10	0,05

При наличии загрязнения верхнего слоя почвы ИРН поступают в растения через их корневую систему путем всасывания.

Загрязнение растительности за счет атмосферных выпадений наиболее важно в период, непосредственно следующий за аварией с выбросом ИРН. В другое время преобладает загрязнение через корневую систему.

Для грубой оценки переноса ИРН из почвы в растения используют определение в конкретных полевых условиях коэффициента поглощения КП (Бк/кг сух. культуры)/(Бк/кг сух. почвы). Например:

Таблица 9.10

Культура	КП ^{90}Sr	КП ^{131}Cs	КП ^{239}Pu	КП ^{241}Am
Зерновые (зерно)	0,13	0,018–0,030	10^{-5}	$2 \cdot 10^{-4}$
Фуражные	0,95	—	—	—
Травы	1,3	0,21	—	—
Бобовые	1,2	0,023	—	—
Морковь (корн.)	0,45	—	—	—
Картофель (клуб.)	0,17	0,1	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$
Овощи зеленые	2,3	0,24	$7 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-4}$

Для реалистических оценок необходимо получать величины КП для конкретных условий, так как КП зависит от многих условий. Так, КП ^{137}Cs в с.-х. культурах существенно зависит от кислотности почвы (рН) (данные для Киевской области).

Таблица 9.11

	рН = 4,5–5,5	рН = 5,5–6,5	рН = 6,5–7,5
Пшеница	0,5	0,2	0,5
Ячмень	0,3	0,1	<0,01
Люцерна	0,8	0,4	0,2
Клевер	0,8–2,3	0,3	0,3
Картофель	0,3	0,1	0,04
Лук	0,6	0,2	0,11
Капуста	0,3	0,1	0,04

Замечено также, что на величину КП ^{137}Cs влияет период времени, прошедший после выпадений. Через год содержание ^{137}Cs в с.-х. культурах может уменьшиться на 30–90% (при почти неизменном содержании в почве). Через 3–5 лет поглощение снижается на 50%, а через 10 лет остается лишь 10% изначального содержания.

Это иллюстрируется данными, полученными на сельскохозяйственных участках Гомельской области для КП ^{137}Cs :

Таблица 9.12

	КП 1987 г.	КП 1988 г.	КП 1989 г.
Рожь озимая (зерно)	0,24	0,12	0,05
Ячмень (зерно)	0,19	0,06	0,04
Овес (зерно)	0,65	0,30	0,22
Картофель (клубни)	0,16	0,11	0,04

Данные МАГАТЭ по КБК ^{137}Cs для сельскохозяйственных культур приведены в табл. 9.13.

Таблица 9.13

Продукты	КБК
Пшеница	0,014
Ячмень	0,015
Рожь	0,015
Фураж	0,100
Сах. свекла (корнепл.)	0,013
Сах. свекла (ботва)	0,041
Овощи	0,100
Картофель	0,024
Фрукты	0,400

Видно, что КБК ИРН для сельскохозяйственных культур лежат в пределах от 0,01 до 0,40, причем наивысшие КБК имеют фрукты (0,4), наименьшие — зерновые культуры (0,01–0,02), средние — овощи (0,10).

По другим данным КН ^{137}Cs в единицах 10^{-8} (Ки/кг)/(Ки/км²) для сельскохозяйств:

Таблица 9.14

Культура	КН
Естественные травы	10–16,2
Многолетние сеян. травы	1,5–22,5
Рожь озимая	1,1–7,5
Ячмень	0,3–0,5
Овес	0,2–0,3
Кукуруза	0,4–2,0
Клевер	13
Пшеница озимая (солома)	2–15
То же (зерно)	5–20
Картофель (ботва)	2–5,6
Картофель (клубни)	0,7–1,4
Свекла (ботва)	3–70
Свекла (клубни)	7
Кукуруза (стебли)	2
Кукуруза (зерно)	1,5–3,0

Перенос ИРН в организмы животных с включением их в обмен веществ, как и ЕРН, происходит преимущественно с кормом (пищей). Травоядные животные поглощают большое количество ИРН с кормом на загрязненных пастбищах. Наибольшее внимание уделяется загрязнению молока ^{131}J и мяса домашних и диких животных — ^{137}Cs . Перенос ИРН из корма животного в продукт (молоко, мясо) характеризуется коэффициентом $F = A_{\text{ог}} / (A_{\text{ок}} \cdot P_{\text{сут}})$, где $A_{\text{ог}}$ — содержание ИРН в продукте (Бк/кг или Бк/л); $A_{\text{ок}}$ — в корме (Бк/кг); $P_{\text{сут}}$ — дневное потребление корма (кг/день).

Радионуклиды йода в растворимой форме быстро и почти полностью всасываются из желудочно-кишечного тракта, переходят в кровь и накапливаются в щитовидной и молочной железах и быстро появляются в молоке. Максимальный перенос ^{131}J в молоко $F = 0,002\text{--}0,004$ день/л у коров, а у коз и овец — в 5–10 раз больше.

Радионуклиды **стронция** после всасывания в желудочно-кишечном тракте могут включаться в костную ткань, откуда будут очень медленно выводиться. Максимальный перенос ^{90}Sr $F = (5-7) \cdot 10^{-4}$ день/л.

Радионуклиды **цезия** легко поглощаются и включаются в процесс обмена веществ у млекопитающих. Быстро и равномерно распределяются по мягким тканям и попадают внутрь клеток. Всасывание в желудочно-кишечный тракт у различных животных разное и происходит быстрее, если цезий находится в растворимой форме.

Радионуклиды цезия быстро переходят в молоко ($F = 0,002-0,02$ день/л), причем при продолжительном поступлении переход для молока коров $F = 8 \cdot 10^{-3}$ день/л, для козьего молока он составляет $F = 0,1$ день/л, а для овечьего — $3 \cdot 10^{-2}$ день/л. После разового выброса величины F будут ниже (с каждым последующим днем животные поглощают все меньше ^{137}Cs). Типичные значения для периода после аварии на ЧАЭС $F = (2,6-4,5) \cdot 10^{-3}$ день/л.

Другие ИРН для животных менее значимы или из-за малых периодов полураспада (^{86}Rb), или слабой всасываемости в желудочно-кишечном тракте (радионуклиды циркония, рутения, редкоземельных элементов и др.).

Радионуклиды трансурановых элементов относятся к особо радиологически значимым. В общем их всасывание в желудочно-кишечном тракте слабое, но зависит от их химической формы у взрослых животных. Обычно уровень всасывания у взрослых животных — $10^{-2}-10^{-3}\%$, а у молодых — в 10–100 раз выше.

После всасывания трансурановые элементы накапливаются преимущественно в костях и в печени. Перенос в молоко слабый — $F = 10^{-8}-10^{-5}$ день/л.

Для иллюстрации уровней поглощения значимых ИРН животными даны по величинам КП (день/л, день/кг):

Таблица 9.15

		$^{134}, ^{137}\text{Cs}$	$^{89}, ^{90}\text{Sr}$	$^{241}\text{Am}/\text{актиноиды}$
Корова	Молоко	0,01	0,002	$4 \cdot 10^{-7}$
	Мясо	0,05	$3 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-5}$
Теленок	Мясо	0,60	0,003	$2 \cdot 10^{-4}$
Овца	Молоко	0,06	0,02	—
	Мясо	0,30	0,002	$2 \cdot 10^{-4}$
Ягненок	Мясо	0,80	0,02	$2 \cdot 10^{-3}$

Окончание табл. 9.15

		$^{134}, ^{137}\text{Cs}$	$^{89}, ^{90}\text{Sr}$	^{241}Am /актиноиды
Курица	Мясо	4,0	0,02	$5 \cdot 10^{-3}$
	Яйца	3,0	0,30	$8 \cdot 10^{-3}$

Так же как ЕРН, некоторые растения избирательно накапливают отдельные ИРН и могут служить как биоиндикаторы или как биологические барьеры (фильтры) на пути распределения ИРН (биологическая очистка).

К таким растениям с высокими коэффициентами накопления относятся крапива двудомная, мать-и-мачеха обыкновенная, клевер гибридный, полынь обыкновенная, а также мхи и лишайники (в частности, сфагновые мхи).

Водные организмы

Поглощение и удержание ИРН водными организмами происходит преимущественно двумя путями — *адсорбционным* (на поверхности тела) и *биоассимиляцией* (внутри организма). Их вклад зависит от свойств ИРН и их носителей, от физиологических и иных свойств самих организмов и от параметров среды обитания (температуры, освещенности, кислотности, солености и степени минерализации воды).

Накопление ИРН гидробионтами характеризуется коэффициентом накопления K_n (отношение концентрации ИРН в организме и в среде обитания).

Биоассимиляция характерна прежде всего для биогенных (жизненно важных) элементов (^3H , ^{14}C , ^{24}Na , ^{55}Fe , $^{58}, ^{60}\text{Co}$, ^{65}Zn , $^{89}, ^{90}\text{Sr}$, $^{134}, ^{137}\text{Cs}$, ^{131}I и др.). Химические свойства биогенных ИРН в большинстве случаев идентичны или очень близки к свойствам соответствующих стабильных элементов или элементов-аналогов. Изменение содержания в среде стабильных элементов или элементов аналогов измеряется коэффициентом накопления соответствующего ИРН (в обратной зависимости). Так, более высокие коэффициенты накопления ^{137}Cs в гидробионтах пресноводных водоемов по сравнению с морскими гидробионтами объясняются меньшим содержанием калия в пресных водах по сравнению с морскими. Характерно, что содержание этих ИРН в твердой фазе ничтожно мало и они содержатся в воде в растворимой форме.

Адсорбционный механизм накопления характерен для радионуклидов, находящихся в водной среде в виде взвеси и коллоидов

и не обладающих ярко выраженными биогенными свойствами (^{95}Sr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{144}Ce и др. р.з.э., ^{239}Pu и др.). Для элементов-аналогов этих ИРН характерно значительное содержание в виде нерастворимой твердой фазы ($\geq 50\%$). Кроме содержания ИРН в воде в виде взвеси или коллоидов адсорбция ИРН внешними и внутренними поверхностями организма прямо зависит от удельной поверхности этих организмов. Удельная поверхность гидробионтов последовательно уменьшается с возрастанием уровня их организации:

Таблица 9.16

	Уд. поверхность, $\text{см}^2/\text{г}$
Бактерии	60 000
Фитопланктон	2 200
Зоопланктон	70–600
Ракообразные	50
Рыбы	1,8
Млекопитающие	0,05

Удельная поверхность низших водных организмов очень велика и уровни накопления ИРН у них должны быть очень велики.

Чаще всего один и тот же ИРН поглощается живым организмом одновременно по обоим механизмам (^{65}Zn , ^{90}Sr и др.).

Динамика накопления ИРН гидробионтами [зависимость $K(t)$] описывается уравнением:

$$K_n(t) = K_0 - B_1 \cdot \exp(p_1 \cdot t) - B_2 \cdot \exp(-p_2 \cdot t),$$

где K_0 — статический (предельный) коэффициент накопления;

B_1 и p_1 — параметры, характеризующие процесс адсорбции;

B_2 и p_2 — параметры, характеризующие процесс биоассимиляции.

Процесс адсорбции более быстрый, чем биоассимиляции ($p_1 > p_2$). Это соотношение достаточно хорошо отражает два механизма поглощения ИРН гидробионтами на популяционном уровне.

Эффекты двух механизмов поглощения в их крайних выражениях различны, ярко проявляются в зависимости K_n от удельной поверхности гидробионтов различных таксонометрических групп для ^{137}Cs (преобладает биоассимиляция) и для ^{144}Ce (преобладает

адсорбция). В первом случае K_n практически одинаков или мало меняется для всех таксонометрических групп ($K_n = 1-10$, кроме бактерий, для которых $K_n \cong 100-1000$).

Во втором случае K_n довольно резко падает с возрастанием уровня организации гидробионтов (т. е. с уменьшением удельной поверхности организма) от бактерий ($K_n = 10^3-10^4$) к рыбам ($K_n = 50-150$).

Ориентировочные величины K_n некоторых элементов-аналогов. ИРН для различных видов гидробионтов:

Таблица 9.17

Элемент	Морские пресноводные							
	Водоросли		Беспозвоночные		Позвоночные		Растения	Животные
	Безывестковые	Известковые	Мягкие ткани	Скелет	Мягкие ткани	Скелет		
C	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	—	$1 \cdot 10^4$	—	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$
Cs	1	10	10	—	10	—	500	250
Sr	20	200	10	$1 \cdot 10^3$	1	50	530	760
Zn	100	100	$5 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^4$	7 240	830
Co	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^3$	—	$1 \cdot 10^3$	—	4 600	2 000
Ru	$1 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^6$	10	50	30	—	$1 \cdot 10^6$	50

Эти величины K_n не являются универсальными и могут существенно меняться в зависимости от условий внешней среды.

Выше уже было упомянуто о влиянии содержания стабильных элементов-аналогов на K_n . Для процесса биоассимиляции существенное значение имеет содержание некоторых элементов (так называемых лимитирующих). Это наиболее ярко проявляется для водорослей. На $K_n^{137}\text{Cs}$ существенно влияет содержание углерода, азота и фосфора в воде. Рост содержания этих элементов в воде ускоряет ход биохимических реакций в организмах и усиливает поглощение других элементов, в том числе и ИРН.

Подобный эффект роста K_n вызывает повышение температуры среды в допустимых пределах, так как при этом ускоряются обменные процессы и равновесный уровень накопления биогенных ИРН достигается быстрее.

Рост K_n биогенных ИРН имеет место и при росте освещенности (потребность фотосинтеза).

Кислотность (рН) водной среды сильно влияет на форму нахождения ИРН в воде: снижение рН способствует образованию и осаждению металлов в виде гидроксидов, карбонатов и фосфатов — отсюда рост K_n для ИРН, поглощаемых путем адсорбции; и наоборот, рост рН способствует растворимости соединений РН и, соответственно, их доступности для биоассимиляции.

Коэффициенты накопления ИРН гидробионтами могут существенно зависеть от солености и минерализации воды. Обратная зависимость K_n от содержания элементов-аналогов ИРН уже упоминалась выше (т. е. рост K_n с уменьшением солености и минерализации в таких парах, как Ca — ^{90}Sr ; K — ^{137}Cs и т. д.). Накопление других ИРН практически не зависит от минерализации (^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{144}Ce); так, стабильные элементы-аналоги этих ИРН содержатся в природных водах в малых количествах (не учитываются при определении солености и минерализации).

Надо иметь в виду, что при изменении солености и минерализации может изменяться химическая форма ИРН. В то же время для каждого вида гидробионтов существует некое оптимальное (соответствующее естественным условиям жизнедеятельности) значение солености (или минерализации). Снижение или повышение солености за пределы оптимального значения вызывают отклонение характеристик обменных процессов (и соответственно накопление ИРН) от нормальных.

Необходимо отметить, что ИРН, которые прочно фиксируются в организмах, фекалиях и детрит, вовлекаются в вертикальную миграцию (из водной толщи в донные отложения) после отмирания организмов. Кроме того, сами донные отложения могут собирать (накапливать) некоторые ИРН из водной среды. В свою очередь осадки являются пищей некоторых гидробионтов (придонных).

Вклад организмов в концентрацию взвешенного вещества невелик, но из-за непрерывной и частой смены поколений организмов общая ежегодная продукция взвеси органического происхождения соизмерима с продукцией взвеси неорганического происхождения. Поведение радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной среде подобны из-за близости их физико-химических свойств (хорошая растворимость, ионная форма). Оба радионуклида переносятся в водной среде преимущественно за счет гидрологических механизмов и распределяются равномерно в толще воды. Коэффициенты накопления (адсорбции) на взвеси невелики: $<10^2$ (^{90}Sr) и $<10^3$ (^{137}Cs), доля содержаний во взвеси очень мала:

$<0,01\%$ (^{90}Sr) и $<0,05\%$ (^{137}Cs), как и доля удаленной из водной среды с твердой фазой активности: $<0,5\%$ (^{90}Sr) и $<5\%$ (^{137}Cs). Однако есть и различия. Коэффициент накопления ^{90}Sr некоторыми планктонными организмами довольно высок и поэтому может быть заметным его концентрирование в верхнем слое донных отложений (в результате биогенной седиментации). Коэффициент накопления ^{137}Cs взвесью в общем выше, чем у ^{90}Sr . При большом содержании взвеси и высокой скорости седиментации (например, в прибрежных районах) ^{137}Cs способен сорбционно накапливаться в донных отложениях, причем сорбционная способность ^{137}Cs для мелководных грунтов более чем в 100 раз выше, чем у ^{90}Sr .

Биогенная седиментация в составе осадков планктонных организмов может привести к заметному концентрированию обоих радионуклидов в верхнем слое донных отложений.

Радионуклиды редкоземельных элементов, а также рутения, радия, циркония и ниобия в водной среде содержатся в виде тонкодисперсных коллоидов или сорбированы на коллоидах. Коэффициенты накопления их планктонами довольно высоки: $K_n = 10\text{--}10^4$, доля извлечения из воды со взвешенным веществом составляет $0,02\text{--}0,2\%$. В поглощении гидробионтами преобладает адсорбционный механизм. Поэтому в вертикальном переносе преобладает биогенная седиментация (со скелетами, фекалиями и детритом). Доля активности, удаляемой из водной толщи с твердой фазой, высока — (5–30).

Радионуклиды — продукты активации (хрома, железа, марганца, цинка, кобальта) — относятся к биогенным; значительная доля этих ИРН входит в водные организмы, стимулирует развитие планктона. Коэффициенты накопления водными организмами очень высоки — ($>10^4$) (как K_n на взвеси). Основной механизм переноса — седиментация, в том числе и биоседиментация. Доля вертикально ежегодно удаляемой из водной среды с твердой фазой активности более 30%. Однако из-за многообразия физико-химических форм этих ИРН и их реакций поведение их в реальных водных экосистемах сложнее и не всегда поддается интерпретации.

Экосистемы

Одной из важных проблем радиоэкологии является выяснение механизмов переноса радионуклидов по отдельным звеньям природных экосистем начиная от источника радиоактивного загрязнения (например, атмосферные выпадения после радиационной аварии) и кончая конкретным конечным звеном (например,

продуктами питания человека). Предыдущее изложение относилось главным образом к процессам переноса ИРН между соседними звеньями (компонентами) окружающей среды. Интересно рассмотреть радиоэкологию отдельных экосистем в целом. Многообразие экосистем не дает возможности полного рассмотрения их радиоэкологии. Более того, даже изложение радиоэкологии отдельных экосистем может быть только кратким и общим. Действительно, в последние годы радиоэкологии отдельных экосистем сформировались в самостоятельные научные дисциплины — сельскохозяйственная радиоэкология, морская радиоэкология, лесная радиоэкология и т. д.

Рассмотрим кратко основные особенности радиоэкологии одной из наземных экосистем — лесной.

Лесные массивы — очень эффективный аккумулятор атмосферной радиоактивности и переносчик радионуклидов через лесную растительность (листья кроны, дерево, корни, растительность перелеска) в почвы, к животным и к человеку.

Лесные биогеоценозы — одни из самых радиочувствительных природных экосистем и по радиорезистенции близки к наиболее радиочувствительным организмам — млекопитающим (в том числе и человеку). Как многолетние, экосистемы характеризуются высокой задерживающей (аккумулирующей) способностью при аэральном радиоактивном загрязнении и медленным самоочищением надземной части растительного яруса (и соответственно повышенным содержанием в них ИРН). Отсюда — повышенное загрязнение лесной продукции (особенно грибов, ягод, дичи и др.) по сравнению с иной с.-х. продукцией при сравнимой плотности радиоактивного загрязнения.

Процесс переноса ИРН в лесных экосистемах начинается с атмосферных выпадений ИРН на крону деревьев. Скорость оседания при сухом выпадении определяется диффузией, гравитационным оседанием и инерционным соударением и сложным образом зависит от диаметра частиц и скорости ветра. Установлено, что скорость оседания на отдельно стоящие деревья пропорциональна их объемной массе (как и для трав), но для деревьев в лесных массивах она в 10 раз больше, чем для гладкой поверхности.

При мокрых выпадениях (дожде) смывается часть ИРН, осевших в предыдущий сухой период, и в то же время загрязняется почва (конечный резервуар стока загрязняющих атмосферу ИРН). Для интегральной характеристики аккумулирующей способности лесного полога используют **коэффициент аккумуляции КА** — *отношение удельных активностей выпадений (Бк/л) под пологом леса (ПЛ) и таковая на расчищенном*

участке (РУ). Величины КА для ИРН под пологом елового леса (май 1986 г., Бельгия) приведены в табл. 9.18.

Таблица 9.18

Радионуклид	РУ, Бк/л	ПЛ, Бк/л	КА, Бк/л
^{103}Ru	226	180	0,80
^{131}I	584	620	1,06
^{132}I	763	965	1,26
^{134}Cs	97	19	0,19
^{137}Cs	178	38	0,21
^{140}La	29	22	0,75

Видно, что величины КА близки к единице для всех ИРН, кроме радионуклидов цезия, у которых $\text{КА} \approx 0,2$. Замечено, что лиственные леса (деревья) были загрязнены после аварии на ЧАЭС в меньшей степени, чем вечнозеленые, так как в это время года они в меньшей степени были способны поглощать влагу.

На этой первичной стадии переноса ИРН осевшие на листовую поверхность радионуклиды частично поглощаются растением, частично смываются осадками и переносятся в подстилку из опавших листьев. Может происходить и сдувание ИРН с листовой поверхности ветром. Способность к удержанию зависит от вида растения и самих частиц. Время полувыведения захваченного листовой поверхностью ^{137}Cs при выветривании меньше для лиственного леса, чем для хвойного (сравнивались дуб и ель). Для ели установлено два периода полувыведения — 5 и 50 дней.

Установлено, что ^{137}Cs легко переносится в растения и достигает древесины (в отличие от ^{90}Sr). Этим объясняется низкий коэффициент аккумуляции $^{134}, ^{137}\text{Cs}$ под пологом леса ($\text{КА} \approx 0,2$) (см. табл. 9.18). В последующие годы из-за вымывания (выведения) ^{137}Cs из тканей деревьев его содержание под пологом елового леса относительно первого периода возрастает — коэффициент аккумуляции через два года возрастает до 0,5 а затем медленно падает. Коэффициент аккумуляции ^{137}Cs под пологом дубового леса ~ в 5 раз ниже, чем у елового.

С момента выпадения осадков и позднее ИРН переносятся в наземный ярус леса, где происходит их поглощение богатой органическими веществами разлагающейся лесной подстилкой (гумусовый горизонт и слой мха). В контакте с этим материалом

происходят химическая адсорбция, ионный обмен и комплексобразование ИРН. В лесной подстилке умеренной климатической зоны (кислые почвы) различают три горизонта:

- **горизонт *L*** (опад) — не тронутые растительностью осадки с незначительными признаками разложения;
- **горизонт *F*** (ферментивный) — фрагментированные растительные осадки;
- **горизонт *H*** (гумусовый) — гумус с незначительным количеством или отсутствием минерального вещества почвы.

Для полного разложения годового опада в умеренном климате требуется до 3–5 лет в лиственных лесах и более 10 лет — в хвойных (в тропических лесах ~0,5 года). За это время опад и вместе с ним ИРН проходят все горизонты (от *L* до *H*) и далее переходят в почву. Почва аккумулирует и прочно удерживает ИРН (в особенности радионуклиды цезия) в верхнем, богатом гумусом, горизонте. Постепенно ИРН переносятся в более глубокие почвенные горизонты или могут в составе грунтовых вод переноситься обратно к поверхности. Кроме того, ИРН поглощаются из почвы корнями деревьев и растительным подлеском (травы, ягодники, грибами и др.) и поступают в организм животных.

Общее представление о распределении ИРН в компонентах лесной экосистемы дают данные о плотностях загрязнения A_i (МБк/га) этих компонент в сосновом лесу вблизи Чернобыля (данные 1990 г.) (см. табл. 9.19).

Таблица 9.19

Компонент экосистемы	A_i (МБк/га)	$A_i/\Sigma A_i$ (%)
Хвоя	47	
Побеги	189	
Кора	201	1,45
Древесина	108	
Подстилка	1 612	4,29
Почва:		
0–2 см	30 350	80,72
2–5 см	4 048	10,76
5–10 см	1 045	2,78

В единицах удельной активности A_0 (кБк/кг сух. веса) это распределение компонент выглядит так:

Таблица 9.20

Компонент экосистемы	A_0 (кБк/кг сух. веса)
Верхний ярус	
Хвоя	10,1
Побеги	7,6
Кора	25,1
Древесина	1,6
Нижний ярус	
Мхи	270–515
Лишайники	275–510
Грибы	380

Очевидно, что подлесок загрязнен ^{137}Cs намного больше, чем верхний ярус, а загрязнение почвы (особенно ее верхнего слоя) наибольшее среди всех компонент лесной экосистемы. Именно из нижнего яруса добывают себе пищу дикие животные и человек. Очевидно из нижнего яруса следует выбирать тест-объекты для оценки плотности радиоактивных выпадений в лесных массивах. Действительно, в качестве таких биоиндикаторов можно использовать мхи и лишайники, отличающиеся не только большим коэффициентом поглощения ИРН, но и кумулятивным характером накопления, причем имеется хорошая корреляция между плотностью выпадения ^{137}Cs и его содержанием в этих биоиндикаторах. Особенностью лесных экосистем являются очень низкие темпы миграции ИРН (особенно в хвойных лесах), что связано в первую очередь с длительной задержкой ИРН (в частности ^{137}Cs) в лесных подстилках.

9.4. Критерии радиационной безопасности

Для корректных оценок радиоэкологической ситуации в конкретном случае (регионе, экосистеме) необходимо сопоставлять количественные данные о радиоактивном загрязнении элементов экосистем с некоторым критерием (системой критериев), обеспечивающим приемлемый уровень безопасности этих элементов или экосистемы в целом.

К настоящему времени хорошо разработана и широко используется система гигиенических критериев радиационной безопасности, целиком ориентированная на обеспечение радиационной безопасности человека. При рассмотрении радиационной безопасности биосферы предполагается, что уровни излучения, безопасные для человека, будут безопасны и для окружающей

среды, т. е. считается, что критерии радиационной безопасности человека (гигиенические) обеспечивают также экологическую безопасность, т. е. безопасность окружающей среды.

Сами по себе гигиенические критерии не бесспорны. Они основаны на предположении о беспороговой линейной зависимости *доза—эффект* (риск). Основания для этого предположения следующие. Несмотря на то, что при облучении человека в малых дозах сразу после облучения не обнаруживается каких-либо видимых изменений в здоровье, — они могут проявиться через много лет в виде отдельных проявлений стохастического (вероятностного) характера таких отдаленных эффектов резко возрастает при превышении некоторой пороговой дозы и мало — при меньших дозах. Пороговая доза различна для различных видов поражений (обычно от 5 до 20 Зв), а для большинства отдаленных последствий при хроническом облучении (злокачественные образования, генетические изменения) порог не обнаружен. При дозах ниже 0,7–1,0 Зв никаких отдаленных последствий облучения зарегистрировать не удастся на фоне «естественных» спонтанных эффектов. Все же МКРЗ, исходя из переоценки последствий облучения, в основу гигиенических радиационных нормативов рекомендует положить гипотезу об отсутствии порога стохастических радиационных эффектов.

Это предположение — следствие недостатка или даже отсутствия конкретных опытных данных о зависимости *доза—эффект* в области малых доз.

Хотя с накоплением новых знаний гигиенические критерии периодически пересматриваются и оформляются в виде рекомендаций МКРЗ и национальных нормативных документов, беспороговая концепция до сих пор не пересмотрена.

Между тем для ее пересмотра имеются серьезные фактические основания. Накоплен огромный статистический материал о влиянии малых доз облучения на риски заболеваний. Он доказывает положительное действие на живые организмы (в том числе человека) малых доз радиации — радиационный гормезис. В частности показано, что:

- гормезис имеет место у человека при эффективных дозах менее 1 Зв за жизнь (при среднемировой эффективной эквивалентной дозе 2,4 МЗв/год) и, следовательно, существует порог для риска заболевания раком;
- смертность от рака легких резко падает с ростом среднего содержания радона в домах до 70–150 Бк/м³ и остается практически неизменной при содержании радона

до 450 Бк/м³ (гигиенические критерии для радона в домах устанавливаются на уровне 100–200 Бк/м³);

- имеются данные о том, что малые дозы облучения могут способствовать репарации поврежденных ДНК, стимулируют образования соответствующих ферментов, что приводит к сокращению числа случаев рака независимо от его природы.

Доказанное фактическим материалом явление гормезиса вписывается в границы общебиологического закона Артура—Шульце: небольшие отклонения за пределы нормы в воздействии некоторого фактора мобилизуют резервы организма, вызывая неспецифическую положительную реакцию на слабые раздражения; если отклонения больше — положительная реакция сменяется угнетением и даже патологией.

Ошибочность линейной беспороговой зависимости частоты радиационно-индуцированных заболеваний от дозы облучения отменяет и принцип *ALARA* о снижении, насколько это разумно достижимо с учетом социальных и экономических факторов, доз облучения населения. Необходимо признать, что современный уровень науки не позволяет правильно экстраполировать риск облучения в области малой дозы и малой мощности дозы даже для человека. Тем более нет оснований переносить гигиенические критерии на любые организмы, для большинства которых вообще нет данных о влиянии излучения на их жизнеспособность.

С другой стороны, хорошо известна способность некоторых организмов (наземных и водных) концентрировать радионуклиды (ЕРН и ИРН) и, таким образом, при одном и том же уровне загрязнения среды получать более высокие (по сравнению с человеком) дозы облучения. Приведем данные о годовых дозах облучения различных организмов в районе АЭС при нормальной эксплуатации D_H (данные 1973–1985 гг.) и после аварии (ЧАЭС, 1986 г.) D_A .

Таблица 9.21

	$D_H \cdot 10^{-3}$ сГр/год	$D_A \cdot 10^{-3}$ сГр/год
Человек	0,1–1,0	3–25
Сосна	0,4–2,0	10^3 – 10^4
Моллюски	1,0–40,0	$(2-8) \cdot 10^2$
Рыбы	1,0–5,0	$(2-5) \cdot 10^2$
Водоросли	3,0–10,0	10^2 – 10^3

Различия в дозах облучения наиболее значительны при радиационных авариях с выбросом ИРН в окружающую среду (от 30–40 до 300–400 раз), хотя они существенны и при нормальной эксплуатации АЭС (от 2–4 до 30–40 раз).

Радиоэкологические критерии ограничения радиоактивного загрязнения окружающей среды должны обеспечивать отсутствие отрицательного влияния на наиболее радиочувствительные компоненты биосферы. Они должны быть основаны на анализе зависимости *доза—эффект* для различных групп (видов) живых организмов. Для сравнения дополнительной (техногенной) составляющей дозы облучения вероятно следует использовать дозы облучения организмов от естественных источников. Уровни доз фонового облучения D_f некоторых видов организмов от естественных источников приведены в табл. 9.22.

Таблица 9.22

	$D_f, \cdot 10^{-3} \text{ МГр/год}$
Позвоночные наземные	
Внешнее облучение	
КИ	0,35
От ЕРН земной поверхности	0,60
Внутреннее облучение	
^{40}K	0,19
^{14}C	0,01
^{226}Ra , ^{228}Ra	0,01
^3H , ^{210}Pb и др.	0,01
Σ	1,2
Водные морские ($H \leq 20 \text{ м}$)	
фитопланктон	0,2–0,7
зоопланктон	0,3–1,2
моллюски	1,0–4,6
ракообразные	1,0–5,2
рыбы	0,3–3,7
Водные пресноводные ($H = 1\text{--}2 \text{ м}$)	
фитопланктон	0,2–0,8
зоопланктон	0,2–0,3
моллюски	0,5–3,5
ракообразные	0,5–3,5
рыбы	0,5–4,0

У различных видов организмов имеются свои особенности облучения. Так, среди водных организмов при сравнительной доле поглощенной энергии от электронов (0,2–1,0), доля поглощенной энергии гамма-излучения существенно различна. Она снижается от крупных организмов (для рыб эта доля равна 0,1, крупных ракообразных и моллюсков — 0,01) к малым (для малых ракообразных — 0,001). Для многих видов, обитающих в придонных слоях воды, существенный вклад в дозу облучения вносит гамма-облучение донных осадков. Коэффициенты поглощения радионуклидов в общем возрастают в ряду *рыбы — крупные ракообразные — моллюски — мелкие ракообразные*. В таком же порядке возрастает вклад в общую дозу облучения от дозы внутреннего облучения и зависимость дозы от размеров тела. Наиболее радиочувствительными из водных организмов признаются рыбы.

Диапазоны средних мощностей дозы облучения видов морских организмов от природных источников лежат в пределах: для рыб батипелогических (обитающих в верхних слоях воды) — 28–460 нГр/ч, а для бентических (обитающих в придонных слоях воды) — 85–1 400 нГр/ч; для крупных ракообразных батипелогических — 930–3 600 нГр/ч, для бентических — 990–4 600 нГр/ч; для моллюсков — 930–3 400 нГр/ч, для мелких ракообразных батипелагических — 250–2 900 нГр/ч и для бентических — 330–4 200 нГр/ч.

Доза $D_{\text{ф}}$ наземных растений может быть выше по сравнению $D_{\text{ф}}$ животных из-за более высокого содержания ^{40}K , а также наличия дополнительных источников облучения (из почвы и др.). Наиболее высокие дозы характерны для донных организмов, подвергающихся облучению от радионуклидов, аккумулярованных в донных отложениях.

Один из подходов к выработке радиоэкологического критерия безопасности основан на сравнении дозы облучения организмов D с фоновой дозой $D_{\text{ф}}$. Дозы облучения разделяются на несколько интервалов, в каждом из которых проявляются качественно различные радиобиологические эффекты для наиболее радиочувствительных организмов.

Таблица 9.23

$D / D_{\text{ф}}$	Радиобиологический эффект
<1	Депрессия роста, угнетение органов размножения
1–10	Стимуляция роста и размножения, повышение сопротивляемости к неблагоприятным факторам

Окончание табл. 9.23

Д / Д _Ф	Радиобиологический эффект
10–100	Проявление как депрессивных, так и стимуляционных факторов. Активизация препаративных и компенсирующих механизмов
100–1000	Повреждение отдельных органов и тканей. Генетические нарушения. Репарация вредных повреждений
>1000	Повреждение генов. Аномалии развития и размножения. Угнетение репаративных процессов. Возникновение летальных исходов

Летальными дозами ЛД₅₀ для живых организмов принято считать общие дозы, при которых гибнут 50% организмов в течение времени после поражения, равного 30 дням для млекопитающих и 50–60 дней для водных организмов. Величины ЛД₅₀ приведены ниже в табл. 9.24 для различных видов живых организмов (в скобках — для эмбрионов).

Таблица 9.24

	ЛД ₅₀ , Гр
Животные:	
— млекопитающие	2–15 (1)
— птицы	5–20 (7)
— амфибии	7–50
— рыбы	7–600 (0,1–1,0)
— рептилии	10–40
— ракообразные	15–600 (6)
— моллюски	100–1000
— насекомые	20–3 000 (1–2)
Растительные:	
— высшие (деревья, кустарники, травы)	7–800
— низшие (мхи, лишайники, водоросли)	30–>12 000
— простейшие	100–6 000
— бактерии	50–10 000
— вирусы	200–10 000

В общем радиочувствительность увеличивается с возрастанием биологической сложности организма. Очевидно, что эмбрионы более радиочувствительны, чем взрослые особи. Это должно быть учтено при оценке степени устойчивости к облучению популяции (ее выживаемости в условиях радиоактивного загрязнения среды ее обитания). Вероятно, существенного влияния на природные (дикие) популяции облучение не будет оказывать, если для большинства особей популяции мощность дозы не превысит

0,04 МГр/ч для наземных животных или 0,4 МГр/ч для наземных и водных растений и водных животных.

Малые дозы ($<10D_{\Phi}$) в некоторых случаях стимулируют отдельные физиологические процессы (механизм и значение их изучены недостаточно). Неясно, насколько радиостимуляция может быть благоприятна и безвредна, не приведет ли она к нарушению экологического баланса. До сих пор отрицательного воздействия таких малых доз на состояние биоты не обнаружено. Кажется разумным в качестве одного из радиоэкологических критериев установить требование непревышения дозы облучения выше естественных вариаций природного радиационного фона в данной среде обитания организма, т. е. $D_T < \Delta D_{\Phi}$ (D_T — доза облучения от техногенных источников, дополнительная); ΔD_{Φ} — амплитуда изменений дозы природного радиационного фона). Обычно $\Delta D_{\Phi} / D_{\Phi} \approx 20-100\%$. Однако действие радионуклидов не всегда может быть выражено адекватно через дозу облучения. Это имеет место при аккумуляции радионуклидов организмами. Так, радионуклиды ^3H и ^{14}C , дающие небольшой вклад в дозу облучения, могут включаться в генетические структуры организмов и оказывать на них воздействие как в результате локального облучения электронами, так и в результате трансмутации атомов (изменения химической структуры молекул) при распадах этих радионуклидов $^3\text{H} \rightarrow ^3\text{He}$ и $^{14}\text{C} \rightarrow ^{14}\text{N}$.

Воздействие радионуклидов на окружающую среду не ограничивается прямым действием излучения на организмы. Одним из таких воздействий является воздействие значительных выбросов радионуклидов на электрофизические свойства и газовый состав атмосферы. Так, даже через год после аварии на ЧАЭС электропроводность воздуха в загрязненных районах была более чем в 100 раз выше, чем в незагрязненных. В районе ЧАЭС (≤ 7 км) проводимость воздуха $\lambda_+ = 600 \pm 200$ фсм/м, $\lambda_- = 800 \pm 150$ фсм/м, а интенсивность ионообразования — $2\,000\text{ см}^{-3}\text{с}^{-1}$, в то время как в других незагрязненных районах эти величины были порядка 1,3–4,2; 1,4–4,2 и $10-15\text{ см}^{-3}\text{с}^{-1}$ соответственно. При этом были превышены санитарно-гигиенические нормативы по концентрации аэрозолей и оксидов азота в приземном слое воздуха. В результате радиоллиза воздуха должно было возрасти и содержание паров азотной кислоты и других атмосферных токсинов. Эти явления и их влияние на экологическую обстановку, на отдельные экосистемы и человека изучены совершенно недостаточно.

Не изучено влияние долгоживущих радионуклидов (^3H , ^{13}C и РБГ) на экологическое равновесие атмосферы. Постепенный рост содержания в атмосфере ^{85}Kr может привести к изменению

электропроводности атмосферы в глобальном масштабе, геофизические последствия этого трудно прогнозировать. Возможно, необходимо среди радиоэкологических критериев предусмотреть критерий соблюдения экологического баланса радионуклидов в окружающей среде.

Очевидно, что научно-методические основы радиационной безопасности для окружающей среды до сих пор изучены недостаточно, а для человеческой — требуют дополнительного изучения и пересмотра.

Контрольные вопросы и задания

1. Особенности биоассимиляции радионуклидов?
2. Какая величина характеризует скорость выведения радионуклида из организма?
3. Величины, характеризующие накопления радионуклидов в биологических объектах.
4. Какие ИРН поступают в организм перорально, а какие — ингаляционно?
5. Какие ИРН накапливаются в отдельных органах?
6. Основания для введения особых критериев радиационной безопасности для биологических систем (кроме человека).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Со времени открытия ионизирующего излучения (рентгеновских лучей и радиоактивности) и его воздействия на живые организмы прошло более ста лет. Это время бурного развития ядерной физики, использования энергии атома сначала в военных, а затем и в мирных целях, формирования и развития новой технологии — ядерного топливного цикла, включающей более 400 атомных энергоблоков, действующих в мире. Освоение энергии ядра привело к сбросам и выбросам в окружающую среду значительных активностей искусственных радионуклидов. К концу прошлого века стало ясно, что не менее опасным может стать вынос из земных недр и распространение в экосфере природных радионуклидов вместе с огромными и все возрастающими объемами добываемого и перерабатываемого минерального сырья.

Первоначальные исследования влияния ионизирующего излучения на человека и другие живые организмы, начатые практически одновременно с открытием рентгеновского излучения и радиоактивности, развились в несколько самостоятельных научных дисциплин — радиобиологию, радиологию, радиационную гигиену и другие. Выделилась в синтетическую науку и радиоэкология. Накоплен огромный экспериментальный материал по содержанию радионуклидов в окружающей среде, динамике ее изменений и процессам переноса радионуклидов, были разработаны математические модели, описывающие многие из этих процессов.

Вместе с тем в радиоэкологии, как в любой новой и развивающейся науке, остаются нерешенные проблемы. Большинство из них относятся к теоретической базе этой науки — построению адекватных моделей переноса радионуклидов в окружающей среде и прогнозу изменения радиационной обстановки.

Несмотря на огромный объем накопленных данных, уровень их теоретического обобщения все еще недостаточен и радиоэкология до сих пор остается преимущественно экспериментальной наукой. Одной из важнейших нерешенных проблем является выработка критериев радиоэкологической безопасности.

Очевидно, что простой перенос критериев радиационной безопасности человека (которые сами по себе не бесспорны) на другие живые организмы и биосферу в целом не приемлем. Само зарождение жизни на Земле, ее развитие и все разнообразные формы ее проявления связаны с воздействием ионизирующего излучения космического и земного происхождения. Существенные вариации этого природного радиационного фона, разнообразие реакций живых организмов на излучение, наличие нарастающего техногенного радиоактивного загрязнения должны быть учтены при выработке критериев радиоэкологической безопасности.

В предложенном учебном курсе сделана попытка отразить эти особенности радиоэкологии на настоящей стадии ее развития. Он содержит как основные положения этой дисциплины, так и значительный объем фактического материала, иллюстрирующего эти положения и дающего представление о количественных уровнях радиоактивности объектов экосферы. Авторы надеются, что пользователи курса получат достаточно ясное представление о том, в каком радиоактивном мире человечество жило в прошлом и живет в настоящем, о реальных масштабах радиоактивного техногенного загрязнения природных сред, о процессах его распространения в пространстве и во времени, об уровнях воздействия ионизирующего излучения на объекты экосферы. Курс завершается изложением некоторых из возможных подходов к решению проблемы критериев радиоэкологической безопасности.

ТЕРМИНОЛОГИЧЕСКИЙ СЛОВАРЬ

BWR — обозначение для зарубежных водо-водяных кипящих корпусных реакторов, в которых и теплоносителем, и замедлителем является обычная («легкая») вода, которая кипит в активной зоне.

in vitro — неживое.

in vivo — живое.

PWR — обозначение для зарубежных водо-водяных корпусных реакторов, в которых и теплоносителем, и замедлителем является обычная вода, находящаяся под давлением.

Vasa vasorum — сосуды, питающие стенки самих сосудов.

Абразия — разрушение морского берега.

Абсорбция — поглощение вещества всем объемом поглотителя.

Автолиз — саморастворение, распад тканей животного или растительного организма под влиянием ферментов, содержащихся в этих живых тканях.

Аддитивный — полученный путем сложения; величины, связанные с геометрическими или функциональными объектами таким образом, что их значения на сумме объектов равны сумме их значений для каждого из объектов.

Активация — возбуждение радиоактивности в стабильном изотопе элемента путем облучения, обычно нейтронами.

Активная зона — пространство ядерного реактора, в котором осуществляется цепная реакция деления ядер тяжелых элементов.

Активность — интенсивность излучения радиоактивного источника; количество атомов, распадающихся в единицу времени.

Алевритовый (крупно-, мелко-) — рыхлые мелкозернистые осадочные породы.

Аллостерический — регулирующий производство ферментов в клетках.

Альфа-частица — частица с зарядом, равным двум положительным элементарным единицам; ядро атома гелия, содержащее два протона и два нейтрона; испускается при распаде некоторых радионуклидов.

Анафаза — третья фаза непрямого деления клетки (митоза).

Анион — ион с отрицательным зарядом.

Антигистаминное средство — средство, действующее против биологически активных веществ — гистаминов.

Антропогенный — вызванный человеческой деятельностью.

Аплазия — врожденное отсутствие части тела или органа.

Аппроксимация — приближенное выражение каких-либо величин (или геометрических объектов) через другие более известные или более простые величины.

Аридный — континентальный, сухой.

Артефакт — образования или процессы, возникающие иногда при исследовании организма вследствие какого-либо воздействия или обработки и в норме несвойственные организму.

Асцитная жидкость — жидкость, находящаяся внутри какой-либо полости.

Атом — мельчайшая частица химического элемента, состоит из ядра, обладающего положительным электрическим зарядом, и окружающих его электронов.

Атомный номер — число протонов в ядре атома. Обозначение — Z .

Афферентные нервные волокна — нервные волокна, по которым возбуждение передается от иннервируемых тканей к центральной нервной системе.

Аэрозоль — частицы твердого тела или капли жидкости, взвешенные в газообразной среде.

Беккерель — единица СИ активности радиоактивных изотопов. Обозначение — Бк, соответствует одному акту распада в секунду.

Бета-частица — элементарная частица, испускаемая при распаде некоторых радионуклидов. Обычно это электрон, элементарная частица с отрицательным электрическим зарядом. Реже — позитрон, элементарная частица с положительным электрическим зарядом.

Биогенный — биологического происхождения.

Биота — совокупность видов растений и животных, объединенных общей областью распространения.

Бэр — внесистемная единица эквивалентной дозы. Представляет собой поглощенную дозу, умноженную на коэффициент, отражающий способность данного вида излучения повреждать ткани организма. 1 бэр = 0,01 Зв.

Вымывание — вынос аэрозолей дождем из атмосферы.

Выпот — жидкость, выходящая из кровеносного русла в полость (плевральную, брюшную).

Высокоактивные отходы — сильнорадиоактивные продукты, получаемые при переработке выгоревшего ядерного топлива после реакций ядерного деления и активации, производящих тепло в ядерном реакторе.

Выщелачивание — вынос растворимого компонента из пористого твердого вещества просачивающейся водой.

Гамма-излучение — фотон с высокой энергией (коротковолновый, $< 10^{-8}$ см); электромагнитное излучение, возникающее при некоторых процессах радиоактивного распада.

Гемолиз интактный — разрушение красных кровяных телец (эритроцитов) с выделением из них гемоглобина в окружающую среду в результате непрямого воздействия (облучение и т. п.).

Гемопоз — процесс кроветворения у человека и животных.

Гетерогенность — неоднородность, разнообразие.

Гидролиз — химическое взаимодействие вещества с водой.

Гидротермальный — месторождения металлических руд (образование связано с горячими водными...).

Гидрофобный — боящийся растворения.

Гистамин — биологически активное вещество, относящееся к так называемым биогенным аминам.

Гликолиз — распад углеводов в животном организме без участия кислорода с образованием молочной кислоты.

Гомеостаз — совокупность сложных приспособительных реакций организма, направленных против действия внешней или внутренней среды, нарушающих постоянство внутренней среды организма.

Гомогенный — однородный, обладающий одинаковыми свойствами.

Горячие частицы — частицы радиоактивных выпадений размером в несколько микрометров или меньше, активность которых на несколько порядков превышает активность основной части выпавших радиоактивных осадков.

Грей — единица СИ поглощенной дозы, обозначение — Гр, соответствует 1 Дж/кг.

Гумидный — гнилостный.

Гуморальный (фактор) — связанный с жидкостями организма (кровью, лимфой).

Гумус — органическое вещество, образующееся в результате разложения растительных и животных останков.

Дезактивация — удаление радиоактивных веществ или очистка от них.

Дезаминирование — удаление аминокислот.

Деление ядер — экзотергический (с выделением энергии) распад атомного ядра на два или большее число осколков. Может происходить спонтанно (самопроизвольно) или в результате захвата энергичной частицы, обычно нейтрона, в реакторе ядерного деления, например $^{235}\text{U} + {}^1_0\text{n} = {}^{95}\text{Mo} + {}^{139}\text{La} + 2{}^1_0\text{n} + 200 \text{ МэВ}$.

Детерминирование — определение, обуславливание.

Дочерний продукт (нуклид) — стабильный или радиоактивный нуклид, возникающий при распаде исходного материнского радионуклида. Иногда образуется цепочка последовательных радиоактивных дочерних продуктов.

Естественная радиация — радиация окружающей среды, обусловленная излучением природных радиоактивных элементов и космическими лучами.

Замедлитель — материал, используемый в активной зоне ядерного реактора для уменьшения энергии (скорости) нейтронов, образующихся в результате деления атомных ядер.

Зиверт — единица СИ эквивалентной дозы облучения. Представляет собой поглощенную дозу (в греях), умноженную на коэффициент, отражающий способность данного вида излучения повреждать органы или ткани организма. Обозначение — Зв.

Зоопланктон — совокупность микроскопических населяющих толщу воды животных, пассивно переносимых течением.

Изотопы — нуклиды данного химического элемента, которые при одном и том же числе протонов в ядре отличаются разным числом нейтронов и, следовательно, разными атомными массами.

Имплозия — взрыв, направленный внутрь.

Ингибирование — подавление, замедление.

Ингибитор — вещество, замедляющее протекание химических реакций, замедляющее или прекращающее обмен веществ.

Инкорпорация — включение в свой состав, присоединение.

Интерфаза — состояние животной или растительной клетки между двумя последовательными клеточными делениями. В этот период в клетке протекают интенсивные процессы обмена.

Ион — атом или группа атомов с электрическим зарядом.

Ионизация — приобретение или потеря одного или нескольких электронов нейтральным атомом или молекулой с образованием иона.

Катаболизм — реакции обмена веществ в организме, соответствующие диссимиляции и заключающиеся в распаде сложных органических веществ.

Катион — ион с положительным зарядом.

Коагуляция — укрупнение частиц в дисперсных системах.

Коллективная доза — термин, часто используемый для обозначения коллективной эффективной дозы.

Коллективная эффективная доза — произведение от умножения средней эквивалентной дозы, полученной группой подвергнутых облучению людей, на число людей в этой группе.

Коллоид — высокодисперсное состояние вещества с частицами размером от отдельных молекул до 1 мкм (10^{-6} м).

Компартмент — сравнение.

Комплементарная спираль — средство накопления; белковое вещество, содержащееся в сыворотке крови каждого животного.

Концентрирования коэффициент — отношение содержания элемента или нуклида в поглощающем теле (или специфической ткани, органе и т. п.) к его содержанию в том, из чего он поглощается, или к его содержанию в окружающей среде.

Кумуляция — совокупное воздействие, суммирование.

Кюри — внесистемная единица радиоактивности, обозначение — Ки, соответствует $3,7 \cdot 10^{10}$ актам распада в секунду.

Лабильность — неустойчивость, нестойкость; функциональная подвижность, скорость протекания возбуждения в нервной или мышечной тканях.

Лантаноиды — семейство из 15 элементов с атомными номерами от 57 (лантан) до 71 (лютеций), известные также под названием «редкоземельные элементы».

Латентный — скрытый, внешне не проявляющийся.

Легководный реактор — ядерный реактор, в котором используется обычная («легкая») вода в качестве замедлителя нейтронов и теплоносителя.

Лейкопения — уменьшение числа лейкоцитов в крови (белых кровяных телец).

Лиганды — молекулы или ионы, непосредственно связанные с центральным атомом в комплексных соединениях.

Линогенез — процесс, связанный с образованием фермента — линазы.

Массовое число — общее число протонов и нейтронов в ядре данного атома; обозначение — A .

Материнский радионуклид — радионуклид, производящий дочерний радионуклид при радиоактивном распаде.

Мезенхима — соединительная ткань зародышей организмов многоклеточных животных на ранней стадии их развития.

Метаболизм — обмен веществ в организме.

Метаболиты — вещества, возникающие в организме в процессе обмена веществ.

Метаморфизм — процесс изменения структуры под влиянием температуры.

Метафаза — вторая фаза непрямого деления клетки (митоза).

Миелопоэз — процесс кроветворения в костном мозге.

Микрозообентос — совокупность микроскопических животных, обитающих на дне и в донном грунте морских водоемов.

Митоз — не прямое деление клетки, при котором происходит сложное преобразование клеточного ядра (хромосом).

Митохондрия — один из видов органоидов клетки (хондриосома).

Молекула — наименьшая частица химического соединения, которая может независимо существовать, сохраняя его химические свойства.

Монацит — минерал, представляющий собой фосфат редкоземельных элементов; первоначально использовался для извлечения тория, в настоящее время служит также важным источником лантаноидов.

Морфологический — относящийся к внешнему виду и строению.

Мощность дозы — поглощенная доза в единицу времени.

Мутагенез — процесс возникновения мутаций (радиационный, химический и др.).

Мутация — внезапное и резкое наследственное изменение какого-либо признака организма.

Нейтрон — нейтральная элементарная частица, масса которой почти равна массе протона.

Нейтропения — уменьшение нейтральных компонент крови.

Нейтрофилы — одна из форм лейкоцитов, цитоплазма которых содержит зерна, окрашивающиеся кислыми и основными красителями.

Низкоактивные отходы — радиоактивные отходы атомной электростанции и других предприятий с довольно низкой активностью (менее $4 \cdot 10^9$ Бк на тонну по альфа-частицам или $1,2 \cdot 10^{10}$ Бк по бета-, гамма-излучению), что позволяет производить прямой сброс или простое захоронение.

Нуклид — изотоп какого-либо элемента, характеризующийся определенным суммарным количеством и соотношением протонов и нейтронов (иногда также определенным энергетическим состоянием ядра).

Облучение — воздействие ионизирующего излучения на какой-либо материал.

Обогащение — процесс, приводящий к увеличению доли определенного изотопа какого-либо элемента.

Оболочка тепловыделяющего элемента — внешний слой тепловыделяющего элемента, изготовленный из специального материала, обычно металла, устойчивого к химическому и физическому воздействию, который предотвращает коррозию ядерного топлива и выделение продуктов радиоактивного распада.

Органеллы — функционально важные образования у одноклеточных организмов.

Органотропный — оказывающий специфическое воздействие на орган.

Отработанное топливо — ядерное топливо, в котором накопились продукты распада, поглощающие нейтроны, в таком количестве, что они препятствуют протеканию цепной реакции.

Отходы средней активности — радиоактивные отходы атомной электростанции и других предприятий, имеющие слишком высокий уровень радиоактивности для прямого сброса или простого захоронения, т. е. превышающий $4 \cdot 10^9$ Бк на тонну по альфа-частицам или $1,2 \cdot 10^{10}$ Бк по бета-, гамма-излучению, но не дающие достаточно тепла, чтобы считаться высокоактивными отходами.

Переаминирование — биохимическая реакция, сопровождающая обмен веществ.

Период полураспада — время, за которое распадается половина ядер какого-либо радиоизотопа.

Перманентный — постоянный, непрерывный.

Перфузируемый препарат — препарат, пропускаемый, про talkиваемый через орган.

Пикноз ядра клетки — уплотнение.

Пиримидиновые (димеры) — частный случай полимеров.

Планктонное цветение — скопление (обычно сезонное) очень большого количества планктонных водорослей.

Плутоний — трансурановый химический элемент семейства актиноидов, атомный номер 94.

Пневмококк — бактерии семейства кокков (диплококки), вызывающие у человека ряд заболеваний, чаще всего легочных.

Поглощенная доза — количество энергии, полученное при облучении единицы массы поглотителя. Единица в системе СИ — грей, обозначение — Гр, $1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг}$.

Потенцирование — нахождение числа по его логарифму.

Продукт активации — радионуклид, образовавшийся в результате облучения стабильного нуклида.

Продукт распада — нуклид, образовавшийся при распаде радионуклида.

Продукт ядерного деления — нуклид (радиоактивный или стабильный), образующийся непосредственно в результате реакции ядерного деления или последующего распада первичных осколков деления.

Пролиферация — разрастание ткани животного или растительного организма путем новообразования клеток.

Протектор — защитник, покровитель.

Протон — положительно заряженная элементарная частица с атомной массой, равной примерно единице.

Пул — общий фонд.

Рад — внесистемная единица поглощенной дозы; $1 \text{ рад} = 100 \text{ эрг/г} = 0,01 \text{ Дж/кг} = 0,01 \text{ Гр}$.

Радиоактивность — испускание ядрами неустойчивых атомов элементарных частиц, других ядер или электромагнитного излучения.

Радиоактивные выпадения — выпавшие на поверхность Земли радиоактивные частицы, возникшие в самой атмосфере или поднятые с суши, радиоактивность которых обусловлена ядерными взрывами или авариями.

Радиоактивный распад — превращение радионуклида в более устойчивый нуклид, сопровождающееся радиоактивным излучением (такое превращение может осуществляться с образованием промежуточных менее устойчивых дочерних продуктов).

Радиобиология — наука об использовании, применении и воздействии радиоактивности на биологические системы.

Радиогенный — радиационного происхождения.

РБМК (реактор большой мощности, кипящий) — отечественный водо-графитовый канальный реактор, охлаждаемый кипящей водой с графитовым замедлителем.

Реверсия — проявление у организмов свойств и признаков, характерных для их далеких предков.

Регенерация — восстановление организмом утраченных или поврежденных органов и тканей.

Регулирующие стержни — стержни, поглощающие нейтроны, для регулирования мощности реактора.

Редупликация — удвоение.

Резистентность — сопротивляемость.

Резорбция — повторное поглощение, всасывание.

Репарация — восстановление.

Репликация — воспроизведение.

Репопуляция — воспроизведение, обновление популяции.

Ресинтез — возобновление процесса синтеза.

Ретикулоэндотелиальная система — система клеток, которые переваривают и уничтожают другие клетки и инородные частицы.

Ригидность — негибкость, оцепенелость, вызванная напряжением мышц.

Сброс — выпуск отходов (газообразных, аэрозольных или жидких) промышленными предприятиями.

Седиментация (ДНК) — оседание твердых частиц, взвешенных в жидкости или газе, происходящее под влиянием силы тяжести.

Семиаридный — полусухой.

Сенсибилизаторы — средства, повышающие чувствительность к внешнему воздействию.

Сенсибилизация — повышение чувствительности организмов, их клеток или тканей к действию какого-либо вещества.

СИ единицы (Международная система единиц) — общепринятая система единиц физических величин, основанная на следующих единицах: килограмм, метр, секунда, ампер, кельвин, моль, кандела.

Синергизм — способность к совместному действию.

Синовиальная оболочка — оболочка, выстилающая суставные поверхности.

Скорость осаждения — отношение активности продуктов, осаждающихся на единицу поверхности в секунду, к активности продуктов, находящихся в единице объема соприкасающегося с ним воздуха.

Соматический — телесный.

Сорбция — общий термин для процессов адсорбции, абсорбции и персорбции.

Стохастический — вероятностный.

Стохастический — относящийся к случайным переменным.

Субстрат — основа (предмет или вещество), к которой прикреплены животные или растительные организмы.

Суперпозиция — наложение.

Тепловыделяющий элемент (ТВЭЛ) — металлический стержень или трубка, содержащие ядерное топливо, или комплект таких стержней в сборке.

Теплоноситель — жидкость или газ, выносящие тепло из активной зоны атомного реактора.

Терригенный — земного происхождения.

Толерантность — терпимость.

Топливный цикл — циклический процесс изготовления тепловыделяющих элементов и использования их в реакторе повторной обработки с целью извлечения неиспользованной части ядерного топлива (а также образовавшегося плутония) для перезаправки и повторного использования тепловыделяющих элементов.

Трансурановые элементы — химические элементы с атомным номером, большим, чем у урана-92.

Тритий — изотоп водорода ^3H , ядро которого состоит из одного протона и двух нейтронов. Радиоактивен, период полураспада составляет 12,4 года.

Тропопауза — переходный слой, отделяющий тропосферу от стратосферы.

Турбулентность — вихревое течение жидкости.

Унитарный — единый, объединенный, составляющий одно целое.

Фаг — вирус, поражающий бактерии.

Фитопланктон — совокупность растительных организмов, населяющих толщу воды морей и пресных водоемов и пассивно переносимых течением.

Фосфорилирование — биохимическая реакция.

Хемотронный — химического происхождения.

Хроматин — хорошо окрашивающееся при гистологической обработке вещество ядра животных или растительных клеток.

Цитоплазма — не входящая в ядро часть протоплазмы животных и растительных клеток.

Человеко-живерт — единица коллективной эффективной эквивалентной дозы, полученной путем умножения средней эф-

фективной эквивалентной дозы на число людей, подвергшихся облучению.

Эквивалентная доза — поглощенная доза, умноженная на коэффициент, отражающий способность данного вида излучения повреждать органы или ткани организма. Единица СИ — зиверт, обозначение — Зв.

Экосистема — единый природный комплекс, образованный живыми организмами и средой их обитания с соответствующими физическими условиями жизнедеятельности.

Эксталяция — выделение, испарение.

Экскреция — выделение, удаление из организма конечных продуктов обмена веществ.

Экстраполяция — продолжение, обобщение.

Экцизия — вырезание.

Электрон — стабильная элементарная частица, материальный носитель наименьшей массы и электрического отрицательного заряда в природе.

Элемент — вещество, состоящее только из атомов с одним и тем же атомным номером.

Элиминация — удаление, уничтожение, исключение.

Элонгация — удлинение.

Эффективная доза — эквивалентная доза, умноженная на коэффициент, учитывающий разную чувствительность различных тканей и органов к облучению; отражает суммарный эффект облучения для организма.

Ядерное топливо — радиоактивный материал, например ^{235}U , претерпевающий реакцию ядерного деления, в соответствующем виде, пригодном для использования в ядерном реакторе.

Ядерный синтез — образование одного атомного ядра из двух легких ядер с выделением энергии, например: $^2\text{H} + ^3\text{H} = ^4\text{He} + ^1_0\text{n} + 17,6 \text{ МэВ}$.

Ядро — положительно заряженное ядро атома, состоящее из протонов и нейтронов.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Абрамов А.И.* История ядерной физики: учебное пособие. Изд-е 2-е, испр. / А.И. Абрамов. — М.: КомКнига, 2006. — 232 с.
2. *Алексахин Р.М.* Радиоактивное загрязнение почвы и растений. / Р.М. Алексахин. — М.: Изд-во АН СССР, 1963. — 132 с.
3. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. / Р.М. Алексахин, М.А. Нарышкин. — М.: Наука, 1977. — 144 с.
4. *Алексахин Р.М.* Ядерная энергия и биосфера. / Р.М. Алексахин. — М.: Энергоиздат, 1982. — 215 с.
5. *Алексахин Р.М.* Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под общей ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова / Р.М. Алексахин, Л.А. Булдаков, В.А. Губанов, Е.Г. Дрожко, Л.А. Ильин, И.И. Крышев, Л.А. Линге, Г.Н. Романов, М.Н. Савкин, М.М. Сауров, Ф.А. Тихомиров, Ю.Б. Холина. — М.: ИздАТ, 2001. — 752 с.
6. *Антонова И.А.* Задачи по ядерной физике. / И.А. Антонова, Ф.А. Живописцев, Н.Г. Гончарова. — М.: Изд-во МГУ, 1979. — 95 с.
7. *Анохин В.Л.* Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах: монография / В.Л. Анохин. — М.: Атомиздат, 1974. — 144 с.
8. *Апсэ В.А., Шмелев А.Н.* Ядерные технологии: Учебное пособие. / В.А. Апсэ, А.Н. Шмелев. — М.: МИФИ, 2008. — 128 с.
9. *Бабаев Н.С.* Ядерная энергия, человек и окружающая среда. / Н.С. Бабаев, В.Ф. Демин, Л.А. Ильин и др. — М.: Энергоатомиздат, 1984. — 312 с.
10. *Бадяев В.В.* Охрана окружающей среды при эксплуатации АЭС. / В.В. Бадяев, Ю.А. Егоров, С.В. Казаков. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 221 с.

11. Бак З., Александер П. Основы радиобиологии. Перевод с англ. / З. Бак, П. Александер. М.: Изд-во иностранной литературы, 1963. — 450 с.
12. Болятко В.В., Ксенофонтов А.И., Харитонов В.В. Экология ядерной и возобновляемой энергетики: Учебное пособие. / В.В. Болятко, А.И. Ксенофонтов, В.В. Харитонов. — М.: НИЯУ МИФИ, 2010. — 264 с.
13. Бондарев П.В. Физическая защита ядерных объектов: Учебное пособие для вузов. / П.В. Бондарев, А.В. Измайлов, А.И. Толстой; под ред. Н.С. Погожина. — М.: МИФИ, 2008. — 584 с.
14. Боярчук К.А. Прикладная ядерная космофизика: Учебное пособие. / К.А. Боярчук, А.М. Гальпер, С.В. Колдашов, С.Е. Улин; под. ред. А.М. Гальпера. — М.: МИФИ, 2007. 216 с.
15. Булдаков Л.А. Радиоактивные вещества и человек. / Л.А. Булдаков. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 158 с.
16. Булдаков Л.А., Калистратова В.С. Радиоактивное излучение и здоровье. / Л.А. Булдаков, В.С. Калистратова. — М.: ИнформАтом, 2003. — 165 с.
17. Бушуев А.В. Методы измерения ядерных материалов: Учебное пособие. / А.В. Бушуев. — М.: МИФИ, 2007. — 276 с.
18. Бушуев А.В. Методы и приборы измерений ядерных материалов. Лабораторный практикум. / А.В. Бушуев, А.Ф. Кожин, Е.В. Петрова, Т.Б. Алеева, В.Н. Зубарев. — М.: НИЯУ МИФИ, 2011. — 156 с.
19. Василенко И.Я. Биологическое действие продуктов ядерного деления. / И.Я. Василенко, О.И. Василенко. — М.: БИНОМ, 2011. — 384 с.
20. Василенко О.И. Радиационная экология. / О.И. Василенко. М.: Медицина, 2004. — 216 с.
21. Виноградов Ю.В. Математическое моделирование в гидрологии : учеб. пособие для студ. учреждений высш. проф. образования / Ю.В. Виноградов, Т.А. Виноградова. — М.: Издательский центр «Академия», 2010. — 304 с.
22. Власов Н.А. Нейтроны. / Н.А. Власов. — М.: Наука, 1971. — 552 с.
23. Гончаренко Е.Н. Гипотеза эндогенного фона радиорезистентности. / Е.Н. Гончаренко, Ю.Б. Кудряшов. — М.: Изд-во МГУ, 1980. — 176 с.
24. Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. / Д.М. Гродзинский. — Киев: Наукова Думка, 1989. — 384 с.
25. Громов В.В. Искусственные радионуклиды в морской среде. / В.В. Громов, В.И. Спицин. — М.: Атомиздат, 1975. — 224 с.

26. Громов В.В. Техногенная радиоактивность Мирового океана. / В.В. Громов, А.И. Москвин, Ю.А. Сапожников. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 272 с.

27. Гулякин И.В. Сельскохозяйственная радиобиология. / И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева. — М.: Колос, 1973. — 272 с.

28. Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. / И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева. — М.: Атомиздат, 1968. — 472 с.

29. Гусев Н.Г. Радиоактивные выбросы в биосфере. Справочник. / Н.Г. Гусев, В.А. Беляев. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 224 с.

30. Давыдчук В.С. Ландшафты чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. / В.С. Давыдчук, Р.Ф. Зарудная, и др. Под ред. Маринич А.М. — Киев: Наукова Думка, 1994. — 112 с.

31. Даниленко А.И., Шевченко И.Н. Природная β -радиоактивность растений, животных и человека. / А.И. Даниленко, И.Н. Шевченко. — Киев: Наукова Думка, 1981. — 200 с.

32. Дубовиченко С.Б. Методы расчета ядерных характеристик. Модели — методы — программы. / С.Б. Дубовиченко. — Алматы: Изд. КазАТиСО, 2006. — 311 с.

33. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяции. / А.И. Ильенко. — М.: Наука, 1974. — 168 с.

34. Ильин Л.А., Кириллов В.Ф., Коренков И.П. Радиационная гигиена: учеб. для вузов / Л.А. Ильин, В.Ф. Кириллов, И.П. Коренков. — М.: ГЭОТАР-Медиа, 2010. — 384 с.

35. Иродов И.Е. Сборник задач по атомной и ядерной физике. / И.Е. Иродов. — М.: Атомиздат, 1976, 1988, 2002 и др. — 448 с.

36. Ишханов Б.С., Капитонов И.М., Юдин Н.П. Частицы и атомные ядра. Учебник. Изд. 2-е, исп. и. доп. / Б.С. Ишханов, И.М. Капитонов, Н.П. Юдин. — М.: Изд-во ЛКИ, 2007. — 584 с.

37. Кадилин В.В., Милосердин В.Ю., Самосадный В.Т. Прикладная ядерная физика. Учебное пособие / В.В. Кадилин, В.Ю. Милосердин, В.Т. Самосадный; Под ред. В.Т. Самосадного. — М.: МИФИ, 2007. — 240 с.

38. Камерон И. Ядерные реакторы. / И. Камерон. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — 320 с.

39. Капитонов И.М. Введение в физику ядра и частиц. / И.М. Капитонов. — М.: УРСС, 2005. — 379 с.

40. Капulyцевич Ю.Г. Количественные закономерности лучевого поражения клетки и радиочувствительность. — М.: Атомиздат, 1978. — 190 с.

41. *Кеирим-Маркус И.Б.* Эквидозиметрия. / И.Б. Кеирим-Маркус. — М.: Атомиздат, 1980. — 192 с.
42. *Кириллов В.Ф.* Радиационная гигиена. / В.Ф. Кириллов, В.А. Книжников, И.П. Коренков. — М.: Медицина, 1988. — 334 с.
43. *Кожин А.А.* Бионеорганическая диагностика микроэлементозов в аспекте патологии репродукции. / А.А. Кожин, Д.А. Сарычев, В.М. Разномазов, Н.М. Новиковский. — Ростов-на-Дону: Изд-во Эверест, 2011. — 180 с.
44. *Козлов В.П.* Справочник по радиационной безопасности. / В.П. Козлов. — М.: Энергоатомиздат, 1999. — 520 с.
45. *Коноплянников А.Г.* Радиобиология стволовых клеток. / А.Г. Коноплянников. — М.: Энергоатомиздат, 1984. — 119 с.
46. *Корогодин В.И.* Проблемы пострadiационного восстановления. / В.И. Корогодин. — М.: Атомиздат, 1964. — 330 с.
47. *Крамер-Агеев Е.А., Трошин В.С.* Инструментальные методы радиационной безопасности: Учебное пособие. / Е.А. Крамер-Агеев, В.С. Трошин. — М.: НИЯУ МИФИ, 2011. — 88 с.
48. *Кузин А.М.* Структурно-метаболическая теория в радиобиологии. / А.М. Кузин. — М.: Наука, 1986. — 284 с.
49. *Кузин А.М.* Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы земли. / А.М. Кузин. — М.: Наука, 1991. — 116 с.
50. Краткий курс радиохимии / под ред. А.В. Николаева. — М.: Высшая школа, 1969. — 334 с.
51. *Кузин А.М.* Идеи радиационного гермезиса в атомный век. — М.: Наука, 1995. — 156 с.
52. *Криволуцкий Д.А.* Радиоэкология сообществ наземных животных. / Д.А. Криволуцкий. — М.: Энергоатомиздат, 1983. — 88 с.
53. *Криволуцкий Д.А.* Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. / Д.А. Криволуцкий, Ф.А. Тихомиров, Е.А. Федоров, А.Д. Покаржевский, А.И. Таскаев. — М.: Наука, 1988. — 240 с.
54. *Крышев И.И., Сазыкина Т.Г.* Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. / И.И. Крышев, Т.Г. Сазыкина. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 151 с.
55. *Кузьминков В.В., Поманский А.А.* Расчет скорости образования космогенного изотопа $^{81}\text{Kг}$ в земной атмосфере. / В.В. Кузьминков, А.А. Поманский. — М.: Препринт ИЯИ АН СССР, 1983.
56. *Куликов Н.В., Молчанова И.В.* Континентальная радиоэкология. / Н.В. Куликов, И.В. Молчанова. — М., Наука, 1975. — 184 с.
57. *Лаврухина А.К.* Ядерная химия. / А.К. Лаврухина — М.: Наука, 1965. — 329 с.

58. Ларионов В.В., Резванов Р.А. Ядерная геофизика и радиометрическая разведка: Учебник для ВУЗов. 3-е изд, перераб. и доп. / В.В. Ларионов, Р.А. Резванов. — М.: Недра, 1988. — 325 с.

59. Ли Д.Э. Действие радиации на живые клетки. Пер. с англ. / Под ред. Н.П. Дубинина и Н.И. Шапиро. / Д.Э. Ли. — М.: Госатомиздат, 1963. — 288 с.

60. Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). / С.В. Мамихин. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. — 172 с.

61. Маргулис У.Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. / У.Я. Маргулис. — М.: Энергоатомиздат, 1988. — 223 с.

62. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. / Д.Г. Матишов, Г.Г. Матишов. — Апатиты: изд. Кольского научного центра РАН, 2001. — 417 с.

63. Мирошниченко Л.И. Космические лучи в межпланетном пространстве. / Л.И. Мирошниченко. — М.: Наука, 1973. — 159 с.

64. Моисеев А.А. Цезий-137 в биосфере: монография / А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. — М.: Атомиздат, 1975. — 182 с.

65. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. / А.А. Моисеев, В.И. Иванов. 4-е изд. перераб. и доп. — М.: Энергоатомиздат, 1990. — 250 с.

66. Москалев Ю.И. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов. / Ю.И. Москалев. — М.: Энергоатомиздат, 1989. — 264 с.

67. Морская радиоэкология / под ред. Г.Г. Поликарпова. — Киев: Наукова Думка, 1970. — 276 с.

68. Мосинец В.Н., Грязнов М.В. Уранодобывающая промышленность и окружающая среда. / В.Н. Мосинец, М.В. Грязнов. — М.: Энергоатомиздат, 1983. — 120 с.

69. Мухин К.Н. Введение в ядерную физику: учеб. пособие для вузов / К.Н. Мухин. — М.: Госатомиздат, 1963. — 588 с.

70. Мухин К.Н. Экспериментальная ядерная физика. Учеб. для вузов. 5-е изд., перераб. и доп. В 2 кн. / Кн. 1. Физика атомного ядра. Ч. II. Ядерные взаимодействия. / К.Н. Мухин. — М.: Энергоатомиздат, 1993. — 320 с.

71. Несмеянов А.Н. Радиохимия. Учебник для студентов химических специальностей вузов / А.Н. Несмеянов. — М.: Химия, изд. второе, переработанное, 1978. — 559 с.

72. Нефедов В.Д., Текстер Е.Н., Торыгова М.А. Радиохимия. Учебное пособие. / В.Д. Нефедов, Е.Н. Текстер, М.А. Торыгова. — М.: Высшая школа, 1987. — 272 с.

73. Новикова Г.И. Введение в ядерную физику. / Г.И. Новикова. — М.: ИКИ, 2004. — 208 с.

74. Осанов Д.П., Лихтарев А.П. Дозиметрия инкорпорированных радиоактивных веществ. / Д.П. Осанов, А.П. Лихтарев. — М.: Атомиздат, 1977. — 200 с.

75. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах: монография / Ф.И. Павлоцкая. — М.: Атомиздат, 1974. — 215 с.

76. Пасечник М.В. Нейтронная физика. / М.В. Пасечник. — Киев: Наукова Думка, 1969. — 306 с.

77. Перволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. / А.Н. Перволоцкий. — Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. — 255 с.

78. Перцов Л.А. Биологические аспекты радиоактивных загрязнений моря. / Л.А. Перцов. — М.: Атомиздат, 1987. 159 с.

79. Пивоваров Ю.П. Радиационная экология : учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений / Ю.П. Пивоваров, В.П. Михалев. — М.: Издательский центр «Академия», 2004. — 240 с.

80. Поликарпов Г.Г. Морская динамическая радиохимическая экология / Г.Г. Поликарпов, В.Н. Егоров. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 176 с.

81. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов. / Г.Г. Поликарпов. — М.: Атомиздат, 1964. — 295 с.

82. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля. / под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. — М.: Мир, 1999. — 512 с.

83. Рузер Л.С. Радиоактивные аэрозоли. / Л.С. Рузер. — М.: Энергоатомиздат, 2001. — 231 с.

84. Савельев И.В. Курс общей физики. В 5 кн.: Учеб. пособие для втузов. / И.В. Савельев. — М.: ООО «Издательство Астрель», 2002. — 350 с.

85. Сапожников Ю.А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика / Ю.А. Сапожников, Р.А. Алиев, С.Н. Калмыков. — М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. — 286 с.

86. Свердлов А.П. Опосредованное действие ионизирующего излучения. / А.П. Свердлов. — М.: Атомиздат, 1968. — 271 с.

87. Сердюкова А.С., Капитанов Ю.Т. Изотопы радона и продукты их распада в природе. / А.С. Сердюкова, Ю.Т. Капитанов. — М.: Атомиздат, 1975. — 296 с.

88. Сивинцев Ю.В. Насколько опасно облучение. / Ю.В. Сивинцев. — М.: Знание, 1988. — 96 с.

89. Сивухин Д.В. Общий курс физики, т. 5, Атомная и ядерная физика. / Д.В. Сивухин. — М.: Физматлит, МФТИ, 2002. — 784 с.

90. *Стыро Б.И., Недвецкайте Т.Н., Филистович В.И.* Источники иола и радиационная безопасность. / Б.И. Стыро, Т.Н. Недвецкайте, В.И. Филистович. — СПб: Гидрометеиздат, 1992. — 255 с.

91. *Тимофеев-Ресовский Н.В., Иванов В.И., Корогодин В.И.* Применение принципа попадания в радиобиологии. / Н.В. Тимофеев-Ресовский, В.И. Иванов, В.И. Корогодин. — М.: Атомиздат, 1968. — 228 с.

92. *Титаева Н.А.* Ядерная геохимия: учебник. 2-е изд-е, испр. и доп. / Н.А. Титаева. — М.: Изд-во МГУ, 2000. — 336 с.

93. *Тихомиров Ф.А.* Действие ионизирующих излучений на экологические системы. / Ф.А. Тихомиров. — М.: Атомиздат, 1972. — 174 с.

94. *Тихомиров Ф.А.* Радиоизотопы в почвоведении. / Ф.А. Тихомиров. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. — 92 с.

95. *Трапезников А.В., Трапезникова В.Н.* Радиоэкология пресноводных экосистем. / А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова. — Екатеринбург: изд-во УрГСХА, 2006. — 390 с.

96. *Трапезников А.В.* Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. / А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, В.Н. Трапезникова. — Екатеринбург: изд-во Урал. ун-та, 2007. I том — 480 с.; II том — 400 с.

97. *Тюрюканова Э.Б.* Экология стронция-90 в почвах. / Э.Б. Тюрюканова. — М.: Атомиздат, 1976. — 128 с.

98. *Филов В.А.* Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справочник. / В.А. Филов. — Л.: Химия, 1990. — 465 с.

99. *Хромов С.П., Петросянц М.Л.* Метеорология и климатология. / С.П. Хромов, М.Л. Петросянц. — М.: МГУ, 2001. — 528 с.

100. *Хуг О., Келлерер А.* Стохастическая радиобиология. / О. Хуг, А. Келлерер. — М.: Атомиздат, 1969. — 184 с.

101. *Шаров Ю.Н., Шубин Н.В.* Дозиметрия и радиационная безопасность. / Ю.Н. Шаров, Н.В. Шубин. — М.: Энергоатомиздат, 1991. 256 с.

102. *Шведов В.П., Патин С.А.* Радиоактивность океанов и морей. / В.П. Шведов, С.А. Патин. — М.: Атомиздат, 1968. — 214 с.

103. *Широков Ю.М., Юдин Н.П.* Ядерная физика. Учебное пособие. / Ю.М. Широков, Н.П. Юдин. — М.: Наука, 1980. 728 с.

104. *Ярмоленко С.П., Вайнсон А.А.* Радиобиология человека и животных. Учебное пособие. / С.П. Ярмоленко, А.А. Вайнсон. — М.: Высшая школа, 2004. — 552 с.

Нормативные документы

105. **СанПин 2.6.1.2523-09.** Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). Утверждены и введены в действие постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации Г.Г. Онищенко от 7 июля 2009 г. № 47 с 01 сентября 2009 г.

106. **СП 2.6.1.2612-10.** «Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010)». Утверждены: постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 26.04. 2010 г. № 40.

107. **СП 2.6.6.1168-02.** Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО — 2002). Утверждены: Главным Государственным врачом РФ Г.Г. Онищенко, 16 октября 2002 г.

108. **СанПиН 2.6.6.1169-02. 2.6.6.** Радиоактивные отходы. Обеспечение радиационной безопасности при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов на объектах нефтегазового комплекса Российской Федерации. Утверждены: Главным Государственным врачом РФ Г.Г. Онищенко, 16 октября 2002 г.

109. Федеральный закон № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды». Принят Государственной Думой 20 декабря 2001 г. Одобрен Советом Федерации 26 декабря 2001 г.

110. **СанПиН 2.1.4.1074-01.** Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Утверждены 26 сентября 2001 г. и введены в действие постановлением Главного Государственного врача РФ Г.Г. Онищенко, от 26 сентября 2001 г. № 24 с 01 января 2002 г.

111. **СП 2.6.1.798-99.** Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Обращение с минеральным сырьем и материалами с повышенным содержанием природных радионуклидов. Утверждены и введены в действие Главным государственным санитарным врачом РФ 23 декабря 1999 г.

112. **СанПиН 2.6.1.993-00.** Ионизирующее излучение и безопасность. Гигиенические требования к обеспечению радиационной безопасности при заготовке и реализации металлолома. Утверждены: Главным Государственным врачом РФ — Первым заместителем министра здравоохранения РФ Г.Г. Онищенко, 29 октября 2000 г.

113. **СНиП 31-01-2003.** Здания жилые многоквартирные. Приняты и введение в действия с 01 октября 2003 г. постановлением Госстроя России от 23.06.2003 г. № 109.

114. **СП 2.6.1.1291-03.** Санитарные правила по обеспечению радиационной безопасности на объектах нефтегазового комплекса России. Утверждены Главным Государственным санитарным врачом РФ Г.Г. Онищенко 18 апреля 2003 г. Введены в действие постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 18 апреля 2003 г. № 57.

115. **СанПин 2.1.2.1002-00.** 2.1.2. Проектирование, строительство и эксплуатация жилых зданий, предприятий коммунально-бытового обслуживания, учреждений образования, культуры, отдыха, спорта. Санитарно-эпидемиологические требования к жилым зданиям и помещениям. Утверждены главным государственным санитарным врачом Российской Федерации — Первым заместителем Министра здравоохранения Российской Федерации Г.Г. Онищенко 15 декабря 2000 г. Дата введения 1 июля 2001 г.

116. **СП 2.6.1.2216-07. 2.6.1.** Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Санитарно-защитные зоны и зоны наблюдения радиационных объектов. Условия эксплуатации и обоснование границ. Утверждены и введены в действие постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации Г.Г. Онищенко от 29 мая 2007 г. № 30.

117. **СанПин 2.1.7.2197-07.** Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы. Утверждены постановлением от 25 апреля 2007 г. № 20. Введены в действие с 01 июля 2007 г. Г.Г. Онищенко.

118. **СП 2.6.1.1292-03. 2.6.1.** Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. Утверждены Главным Государственным санитарным врачом РФ Г.Г. Онищенко 18 апреля 2003 г. Введены в действие постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 18 апреля 2003 г. № 58.

Дополнительная литература на английском языке

119. *Allegre C.J.* Isotope Geology. / C.J. Allegre. — New York: Cambridge University Press, 2002. — 512 p.

120. *Attix F.H.* Introduction to radiological physics and radiation dosimetry. / F.H. Attix. — Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2004. — 607 p.

121. *Bohren C.F., Clothiaux E.* Fundamentals of Atmospheric Radiation. An Introduction with 400 Problems. / C.F. Bohren, E. Clothiaux. — Berlin: Wiley-VCH, 2006. — 472 p.

122. *Dickin A.P.* Radiogenic Isotope Geology. Second edition. / A.P. Dickin. — New York: Cambridge University Press, 2005. — 492 p.

123. Equidosimetry — Ecological Equidosimetry for Radioecology Standardization and Environmental Ecology. / Edited by F. Brechignac and G. Desmet. —Netherlands: Springer, 2005. — 436 p.

124. *Shani Gad*. Radiation dosimetry: instrumentation and methods / Gad Shani. 2-nd ed. — Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.: CRC Press, 2001. — 490 p.

125. *Shapiro J*. Radiation protection : a guide for scientists, regulators, and physicians. 4th ed. / J. Shapiro. — Cambridge, Massachusetts, and London, England: Harvard university press, 2002. — 663 p.



ПРЕДЛАГАЕТ:

- Около 100 новых книг каждый месяц
- Более 6000 наименований книжной продукции собственного производства
- Более 2500 наименований обменной книжной продукции от лучших издательств России

ОСУЩЕСТВЛЯЕМ:

- Оптовую и розничную торговлю книжной продукцией

ГАРАНТИРУЕМ:

- Своевременную доставку книг в любую точку страны, ЗА СЧЕТ ИЗДАТЕЛЬСТВА, автотранспортом и ж.-д. контейнерами
- МНОГОУРОВНЕВУЮ систему скидок
- РЕАЛЬНЫЕ ЦЕНЫ
- Надежный ДОХОД от реализации книг нашего издательства

*Вы можете получить книги издательства «Феникс»
по почте, сделав заказ:*

**344082, г. Ростов-на-Дону, пер. Халтуринский 80,
издательство «Феникс», «Книга — почтой»,
Лоза Игорю Викторовичу, тел. 8-909-4406421,
e-mail: tvoyakniga@mail.ru; www.shop50.ru**

НАШ АДРЕС:

**344082, Ростов-на-Дону,
пер. Халтуринский, 80**



**Издательство
ФЕНИКС**

ТОРГОВЫЙ ОТДЕЛ

344082, г. Ростов-на-Дону,
пер. Халтуринский, 80

Контактные телефоны:

Тел.: (863) 261-89-53,
261-89-54, 261-89-55
261-89-56, 261-89-57,
факс. 261-89-58

Начальник Торгового отдела

Фартушная Олеся Николаевна

Тел.: (863) 261-89-52 nevenchenkool@mail.ru

ОТДЕЛ ОПТОВЫХ ПРОДАЖ

Менеджеры по продажам

Верещага Марина Николаевна (доб. 154) torg103@aaanet.ru

Серова Екатерина Игоревна (доб. 110) torg@aaanet.ru

Кунгурцева Мария Сергеевна (доб. 123) torg188@aaanet.ru

Казакова Надежда Вячеславовна (доб. 156) sibir@aaanet.ru

Чуркина Юлия Сергеевна (доб. 111) torg152@aaanet.ru

Аникина Елена Николаевна (доб. 153) torg153@aaanet.ru

Чермантеева Татьяна Степановна (доб. 155) torg155@aaanet.ru

Менеджер по работе с бюджетными организациями

Нагорная Оксана Владимировна (доб. 180) ural@aaanet.ru

Вы можете получить книги издательства

«Феникс» **ПО ПОЧТЕ**, сделав заказ:

344082, г. Ростов-на-Дону, пер. Халтуринский 80,

издательство «Феникс», «Книга — почтой»,

Лозе Игорю Викторовичу, тел. 8-909-4406421,

e-mail: tvoyakniga@mail.ru;

www.shop50.ru

Серия
«Высшее образование»

Учебник для вузов

**Давыдов Михаил Гаврилович,
Бураева Елена Анатольевна,
Зорина Людмила Валерьевна,
Малышевский Вячеслав Сергеевич,
Стасов Виталий Викторович**

РАДИОЭКОЛОГИЯ

Ответственный редактор *Разномазов В. М.*
Технический редактор *Логвинова Г. А.*

Сдано в набор 12.08.2013 г. Подписано в печать 19.08.2013 г.
Формат 84х108¹/₃₂. Бумага офсетная.
Гарнитура *Scool Book*.
Тираж 2 500. Заказ №
ООО «Феникс»

344082, г. Ростов-на-Дону, пер. Халтуринский, 80
Отзывы и предложения по изданию присылайте на адрес редакции
E-mail: raznomazov_vm@mail.ru
Тел. 8 (863) 261-89-78