

**КАЗАНСКИЙ (ПРИВОЛЖСКИЙ) ФЕДЕРАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ**

Кафедра прикладной экологии

**О.Р.БАДРУТДИНОВ, Р.С.ТЮМЕНЕВ,
Э.А.ШУРАЛЕВ, М.Н.МУКМИНОВ**

Радиоактивность экосистем

учебное пособие по курсу «Радиационная экология»

Казань - 2017

Печатается по решению учебно-методической комиссии института
экологии и природопользования
Протокол №3 от 14 апреля 2017г.
заседания кафедры прикладной экологии
Протокол № 9 от 15 марта 2017г

Рецензент:
доктор химических наук, профессор **В.З. Латыпова**

Бадрутдинов О.Р., Тюменев Р.С., Шуралев Э.А., Мукминов М.Н.
Радиоактивность экосистем / О.Р. Бадрутдинов, Р.С. Тюменев, Э.А. Шуралев, М.Н.Мукминов. – Казань: Казан. ун-т, 2017.-201с.

Население нашей планеты постоянно подвергается внешнему и внутреннему облучению. Дозы этого облучения в зависимости от уровней космического излучения и содержания естественных и антропогенных радионуклидов в литосфере, гидросфере, атмосфере и биосфере различаются в широком диапазоне. Современный подход к оценке влияния ионизирующих излучений на здоровье человека основывается на рекомендациях Научного комитета по действию атомной радиации при ООН (НКДАР), Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ), а также национальных комиссий.

Основные задачи дисциплины - приобретение студентами знаний, необходимых будущим специалистам-экологам для работы в области охраны окружающей среды от радиационного загрязнения.

Настоящее пособие адресовано студентам, изучающим курсы «Радиационная экология», «Методы экологических исследований», «Геохимия и геофизика окружающей среды», а также широкому кругу читателей, интересующихся указанными проблемами.

© Бадрутдинов О.Р., Тюменев Р.С.,
Шуралев Э.А., Мукминов М.Н, 2017
© Казанский университет, 2017

Содержание

Введение

1.Радиационный фон окружающей среды и его оставляющие	5
1.1.Радиоактивность атмосферы	15
1.2.Радиоактивность гидросферы	20
1.3.Радиоактивность почв	36
1.4.Радиоактивность растительного и животного мира	44
1.5.Радиоактивность тела человека	47
1.6.Фоновое облучение человека	52
2.Радиационные источники загрязнения окружающей среды и их экологическая оценка	57
2.1. Радиоактивные отходы	73
2.2. Системы и типы ядерных реакторов	77
2.3. Радиоэкологический контроль при снятии ядерных установок с эксплуатации	84
2.4.Обращение с радиоактивными отходами АЭС	92
2.5.Утилизация радиоактивных отходов в военно-промышленном комплексе	95
2.6.Новые подходы к захоронению радиоактивных отходов	99
2.7.Захоронение радиоактивных отходов	101
2.8.Пункты захоронения радиоактивных отходов	104
2.9.Загрязнение природной среды при эксплуатации АЭС	108
3.Радиоэкологические проблемы ядерных аварий	111
3.1.Международная шкала событий на АЭС	113
3.2.Радиоэкологическая оценка ядерных аварий	116
4.Особенности ведения сельского хозяйства при радиоактивном загрязнении территории	144
5.Токсикология радиоактивных элементов	149
5.1.Легкие естественные радионуклиды	154
5.2.Тяжелые природные радионуклиды	157
5.3.Радиоактивные продукты ядерного деления	163
5.4.Радионуклиды с наведенной активностью	173
5.5.Трансуранные радионуклиды	176
6.Принципы защиты от различных видов ионизирующих излучений и способы снижения поступления радиоактивных веществ в организм животных и человека	180
6.1.Защитные мероприятия при авариях на АЭС	189
6.2.Мероприятия по снижению поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и продукты питания	190
6.3.Снижение содержания радионуклидов в продукции при ее переработке	192
7.Основные принципы радиационного мониторинга	193
Вопросы для самоконтроля	195
Список использованной литературы	198

Введение

В условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды чрезвычайная роль отводится радиационному мониторингу окружающей среды, контролю за уровнем радиации, облучением животных, растений, человека.

Главной целью радиационной безопасности является охрана здоровья населения, включая персонал, от вредного воздействия ионизирующего излучения путем соблюдения основных принципов и норм радиационной безопасности без необоснованных ограничений полезной деятельности при использовании излучения в различных областях хозяйства, в науке и медицине.

В отношении всех источников облучения населения следует принимать меры как по снижению дозы облучения у отдельных лиц, так и по уменьшению числа лиц, подвергающихся облучению, в соответствии с принципом оптимизации.

Радиационная безопасность персонала, населения и окружающей природной среды считается обеспеченной, если соблюдаются основные принципы радиационной безопасности (обоснование, оптимизация, нормирование) и требования радиационной защиты, установленные действующими санитарными правилами.

Для оценки состояния радиационной безопасности используется показатель радиационного риска. В наибольшей степени этот риск характеризует суммарная годовая накопленная эффективная доза от всех источников излучения. Значимость каждого источника излучения следует оценивать по его вкладу в суммарную эффективную дозу.

В Российской Федерации облучение отдельных лиц и персонала любых производств, не связанных с профессиональным использованием источников ионизирующих излучений, регламентируется положениями федеральных законов: «О радиационной безопасности населения», «О санитарно-гигиеническом благополучии населения», «Об охране окружающей среды», и нормативными документами «Нормы радиационной безопасности» (НРБ-

99/2009), «Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет источников ионизирующего излучения» (СанПиН 2.6.1.2800-10).

Радиационный фон окружающей среды и его оставляющие

Под радиационным фоном (РФ) принято понимать ионизирующие излучения от природных источников космического и земного происхождения, а также от искусственных радионуклидов, рассеянных в биосфере в результате деятельности человека.

Радиационный фон действует на все население земного шара, имея относительно постоянный уровень. РФ не включает облучение лиц, работающих с источниками ионизирующего излучения и облучение людей в диагностических и лечебных целях и др.

Различают природный (естественный) радиационный фон, технологически измененный естественный радиационный фон, искусственный радиационный фон, обусловленный радиоактивностью продуктов ядерных взрывов, аварий на ядерных установках

Естественный радиационный фон (ЕРФ) представляет собой ионизирующие излучения, действующие на человека на поверхности земли от космического излучения и природных источников земного происхождения, и нередко в литературе отождествляется с понятием РФ.

Естественный радиационный фон существует на протяжении всей истории Земли. Следовательно, естественная радиоактивность представляет собой фактор среды, в которой происходит как онтогенетическое, так и филогенетическое развитие организмов.

В. И. Вернадский, М. Кюри, несколько позднее А. И. Опарин и М. Кальвин считали, что энергетическими источниками жизни на Земле являются солнечный свет и ядерная энергия. В. А. Комаров также указывал, что ядерная энергия не могла не использоваться живыми организмами, ибо радиоактивность земной коры, как источник кинетической энергии, занимает одно из основных мест. Естественную радиоактивность составляют космические лучи и радиоактивные элементы земной коры. Интенсивность кос-

мического излучения на земной поверхности непостоянна, она изменяется в зависимости от солнечной активности, высоты над уровнем моря, широты и климатических условий.

Количество естественных радиоизотопов колеблется в различных районах Земли. Например, высоким содержанием отличаются моноцитовые районы Бразилии в штатах Эспириту-Санту, Рио-де-Жанейро, районы Керала и Мадраса в Индии, некоторые острова Новой Зеландии, дельты рек Нила и Конго в Африке, сланцевые и песчаные районы Франции, Чехословакии и др.

С наличием радиоактивных элементов в природных образованиях связано существование поля ядерных излучений, которое постоянно воздействует на все живые существа биосфера.

Естественная радиоактивность постепенно уменьшается в силу распада многих радиоактивных элементов Земли, (интенсивность космического излучения остается относительно постоянной), поэтому в те времена, когда начали протекать процессы, приведшие к появлению жизни на Земле, радиоактивность была значительно выше.

Первые этапы развития жизни на Земле уходят в глубь доархеозойской эры. В эти периоды происходила химическая и биохимическая эволюция, приведшая к синтезу органических веществ и возникновению биохимических циклов. В результате отбора в процессе очень длительной химической и биохимической эволюции, при непрерывной изменчивости химической среды под действием свободных радикалов, возбужденных молекул и инициированных цепных реакций, образуемых при воздействии радиации, сформировались биохимические реакции, способные к самовоспроизведению системы белков и полинуклеотидов. На основании универсальности биохимических механизмов (адениловая система биоэнергетики, гликогенитический тип распада углеводов, цикл лимонной кислоты, аэробное окисление веществ), установленных у бактерий, растений и животных, Л. Г. Пасынский пришел к выводу, что некоторые химические соединения, свой-

ственныe для высоких форм жизни, возникли на этой фазе эволюции.

С возникновением первичных форм жизни химическая и биохимическая эволюция уступила по интенсивности морфологическим и физиологическим формам эволюции. А. Л. Шабадаш, изучая сравнительную радиочувствительность различных по уровню развития организмов, показал, что более примитивной организации (например, бактерии, вирусы) свойственна повышенная радиоустойчивость.

Биогеохимические исследования свидетельствуют, что в начальные этапы развития органического мира на Земле преобладали виды организмов, накапливающие радиоактивные элементы. Это может указывать на использование ядерной энергии древними организмами для обеспечения энергетических потребностей биосинтеза. К этому периоду (кембрийская эпоха) относят последовательное появление на Земле водорослей, грибов, мхов, папоротникообразных, голосемянных и покрытосемянных растений.

Из данных радиоэкологии следует, что уровень естественной радиоактивности отображает степень организации метаболических процессов живых объектов. С усложнением организмов, возникновением дифференциации и интеграции тканей радиоактивность их понижается, одновременно снижается и радиоустойчивость.

В образовании новых видов организмов большое значение имеет генетическое действие естественного радиоактивного фона. А. А. Сапегиным, Н. П. Дубининым, Мюллером и другими показано, что воздействие радиации на наследственные свойства не имеет порога. Изменение наследственных свойств возможно от единичного акта ионизации и с повышением дозы увеличивается. Поэтому предполагается, что мутагенные действия радиации в древние эпохи были более значительными. В настоящее время отмечено, что районы с повышенным радиоактивным фоном отличаются большим своеобразием растительных видов, например заповедник «Каменные могилы» на Украине (Д. М. Гродзенский).

Современные данные позволяют считать, что у живых организмов в

силу их большой приспособляемости и пластиности возможна адаптация к повышению фонового излучения, которая вырабатывается при эволюционном отборе биологических форм. В литературе описаны случаи возникновения радиоустойчивых форм микробов из рода *Pseudomonas*; они размножались после облучения их дозой 20 млн. рад, тогда как обычные популяции погибают при воздействии 1 - 3 млн. рад. Отсутствие выраженных изменений у растительных и животных организмов, включая и человека, в районах повышенного радиоактивного фона в 10 - 100 раз (штат Маин-Джераис в Бразилии, штат Керала в Индии, остров Ниуэ в Новой Зеландии и др.) дает основание говорить о возможности приспособления, адаптации живых организмов в течение ряда поколений к повышенным дозам ионизирующего излучения.

Таким образом, естественная радиоактивность как фактор внешней среды в развитии органического мира является одним из источников энергии, обеспечивающим филогенез растительных и животных организмов.

При определенных условиях результат облучения может быть стимулирующим, угнетающим и летальным. Стимулирующее действие ионизирующие излучения оказывают при облучении биологических объектов малыми дозами. Изучение действия малых доз ионизирующего облучения на живые объекты стало одной из центральных проблем радиобиологии. Это объясняется интенсивным развитием атомной энергетики и постоянно расширяющимся использованием искусственных радионуклидов в деятельности человека

Естественный радиационный фон является основным компонентом РФ. Его формируют внешние источники внеземного происхождения (космическое излучение); внешние источники земного происхождения (природная радиоактивность); т. е. радионуклиды, присутствующие земной коре, воде, воздухе; внутренние источники - радионуклиды естественного происхождения, содержащиеся в организме человека.

Космическое излучение. Космические лучи представляют собой поток

ядерных частиц, приходящих на земную поверхность с различных областей мирового пространства. Такие лучи называют первичным космическим излучением. Средняя энергия космических частиц составляет 10^{10} эВ. В потоке частиц встречаются как частицы, имеющие значительно меньшие уровни энергии, так и частицы с энергией до 10^{19} эВ. Первичное космическое излучение состоит из протонов (92%), α -частиц (ядра гелия - 7%), ядер атомов лития, бериллия, углерода, азота, кислорода (0,78%) и ядер атомов, заряд которых более 10 (0,22%).

В настоящее время существует несколько гипотез, объясняющих происхождение космического излучения. По гипотезе Э. Ферми, заряженные частицы многократно ускоряются в межзвездном пространстве в ближдающихся магнитных полях космической пыли. Широкое признание в астрономии получила гипотеза, разработанная И. С. Шкловским, согласно которой источником первичного космического излучения служат многочисленные туманности, рассеянные в галактике и возникшие в результате вспышек сверхновых звезд. Вклад в общий поток космических частиц, падающих на поверхность Земли, вносит и Солнце. При резком увеличении солнечной активности возможно увеличение интенсивности космического излучения на 4 - 100 %.

При падении космических частиц на поверхность Земли происходит их взаимодействие с атомами и молекулами атмосферы, вследствие этого возникает вторичное космическое излучение; при этом наиболее существенными процессами взаимодействия являются электронно-фотонные и электронно-ядерные. При электронно-фотонном процессе заряженные частицы, взаимодействуя с полем ядра атома, порождают фотоны, которые образуют пары электронов и позитронов. Эти частицы в свою очередь вызывают возникновение новых фотонов. Процесс лавинообразного нарастания числа частиц и фотонов продолжается до тех пор, пока энергия их не становится достаточно малой и не растратчивается на ионизацию и возбуждение атомов и молекул воздуха.

Электронно-ядерный процесс обусловлен взаимодействием первичных космических частиц, энергия которых не менее $3 \cdot 10^9$ эВ, с ядрами атомов воздушной среды. При этом одновременно возникает ряд новых частиц - протоны и нейтроны (осколки ядра) и π -мезоны трех типов: отрицательно заряженные, несущие положительный заряд и не имеющие заряда. Заряженные π -мезоны (их масса по отношению к массе электрона равна 273 единиц), распадаются (среднее время жизни $2,5 \cdot 10^{-8}$ с) в более устойчивые μ -мезоны (масса 207 единиц) и нейтрино; нейтральные π -мезоны ($\tau = 2,5 \cdot 10^{-16}$ с) в свою очередь распадаются на 2 фотона, а μ -мезоны - на электроны, позитроны и нейтрино. Вторичное космическое излучение, таким образом, очень сложно и состоит из всех известных в настоящее время элементарных частиц и излучений.

По мере приближения к поверхности Земли интенсивность первично-го космического излучения снижается; интенсивность вторичного космиче-ского излучения достигает максимума на высоте 20 - 30 км. На уровне моря интенсивность первичного излучения составляет 0,05 % от начальной вели-чины.

Следует отметить, что уровень космического излучения в определен-ной степени зависит от геомагнитной широты, возрастая от экватора к по-люсам. Имеет место и барометрический эффект, сущность которого заклю-чается в том, что повышение атмосферного давления приводит к уменьше-нию космического фона (0,35 % на 1 мм ртутного столба).

Для оценки биологического действия вторичное космическое излуче-ние можно разделить по уровню энергии и составу частиц на 4 компонента:

- мягкий или мало проникающий компонент объединяет электроны, позитроны и частично быстрые протоны с энергией порядка 100 МэВ;
- жесткий или сильно проникающий компонент состоит из отрица-тельно и положительно заряженных μ -мезонов с энергией порядка 600 МэВ, небольшого количества сверхбыстрых протонов, с энергией более 400 МэВ;

- сильноионизирующий компонент – содержит продукты ядерных делений - протоны, альфа-частицы с энергией 10-15 МэВ;
- нейтронный компонент - нейтроны различных энергий.

На уровне моря космическое излучение состоит в основном, как правило, из мягкого и жесткого компонентов. Мягкий компонент поглощается слоями свинца толщиной 8-10 см и железа 15-20 см, жесткий проходит через свинец толщиной более метра, его можно обнаружить под землей и под водой на глубине нескольких километров.

Частицы мягкого и жесткого компонента, обладая большими энергиями, создают наименьшую плотность ионизации в веществе. Поэтому их биологическая эффективность приравнивается к единице.

Частицы сильно ионизирующего компонента обладают большей плотностью ионизации. Их относительная биологическая эффективность (ОБЭ) приравнивается к ОБЭ протонов, нейtronов и альфа-частиц с энергией 10-15 МэВ. На уровне моря сильноионизирующие частицы составляют 0,5%, а слабо ионизирующие 95,5 %. Приведенные измерения показали, что на уровне моря за счет космических лучей образуется 2,74 пары ионов в 1cm^3 воздуха за одну секунду. Это соответствует мощности дозы $1,15 \cdot 10^{-9}$ рад/сек.

Тканевая доза космических лучей на 11 % больше чем в воздухе, так как сверхбыстрые нейтроны сталкиваясь с ядрами атомов С, О, N биологической ткани, вызывают их расщепление с образованием быстрых нейтронов, которые создают в тканях дополнительную ионизацию.

Природные источники ионизирующего излучения. Природная радиоактивность обусловлена радиоактивными изотопами естественного происхождения, присутствующих во всех оболочках Земли: литосфере, гидросфере, атмосфере и биосфере с момента возникновения нашей планеты. Сохранившиеся на нашей планете радиоактивные элементы (часть элементов, имеющих период полураспада до 10^8 лет, к настоящему времени распалась) условно можно подразделить на три группы:

1. Радиоактивные изотопы, входящие в состав радиоактивных семейств, родоначальниками которых являются уран-238, торий-232 и уран-235. После ряда превращений их конечным продуктом распада являются устойчивые изотопы свинца-206, 208, 205.

2. Генетически несвязанные с радиоактивными семействами радиоактивные элементы калий-40, кальций-48, рубидий-87, индий-113, селен-124, технеций-130, вольфрам-180, висмут-209.

3. Радиоактивные изотопы, непрерывно возникающие на Земле в результате ядерных реакций под воздействием космических лучей. Наиболее важными из них являются углерод-14, тритий, бериллий-7, бериллий-10.

Наиболее распространенным радиоактивным изотопом земной коры является рубидий-87, содержание которого значительно выше урана, тория и калия-40. Однако радиоактивность калия-40 в земной коре превышает радиоактивность других естественных изотопов.

Главным источником поступления во внешнюю среду естественных радиоактивных веществ, к настоящему времени широко распространенных во всех оболочках Земли, являются горные породы, происхождение которых неразрывно связано с включением в их состав всех радиоактивных элементов, возникших в период формирования и развития планеты. Благодаря деструктивным процессам метеорологического, гидрологического, геохимического и вулканического характера, происходящих непрерывно, радиоактивные вещества подверглись широкому рассеиванию.

Какой бы объем земного вещества мы не взяли в нем всегда можно найти несколько десятков химических элементов. Многие элементы могут обнаруживаться в виде следов - в ничтожно малых количествах или как говорят, в исчезающих количествах. В воздухе, например, содержится самый редкий газ - ксенон, составляющий всего четыре стотысячные процента (по массе). Однако при этом в каждом кубическом сантиметре воздуха содержится около миллиарда атомов ксенона. В воде мирового океана в растворенном виде насчитывается до 50 разных элементов, атомы которых могут

быть обнаружены в каждой капле воды. Несмотря на ничтожно малое содержание отдельных элементов в морской воде, они могут вызвать огромный эффект в биосфере, вступая в биогеохимические процессы, происходящие непрерывно. Например, содержащий в морской воде марганец, в количестве одной десятимиллионной процента, в результате биогеохимических процессов образовал многомиллионные отложения в районе Читаури (Грузия). Такой же эффект рассеяния можно наблюдать в горных породах. Самый чистый минерал горный хрусталь содержит в каждом грамме многие миллионы атомов других элементов.

Как указывалось выше, большая часть естественных радиоактивных элементов содержится в горных породах, образующих толщу земной коры. Именно в горных породах преимущественно находятся тяжелые радиоактивные элементы (уран, торий, радий).

Уровни земной радиации неодинаковы для разных мест земного шара и зависят от концентрации радионуклидов в том или ином участке земной коры.

В целом среднемировой радиационный фон колеблется в пределах 4-24 мкР/час. Есть, однако, такие места, где уровни земной радиации намного выше. В Бразилии в 600 км от Сан-Паулу на морском курорте уровень радиации превышает средний примерно в 600 раз. Гурапари - небольшой город (Бразилия), здесь уровень радиации превышает средний примерно в 150 - 200 раз. Эти города стоят на песках, богатых торием.

В другой части света, на юго-западе Индии 70000 человек живут на узкой прибрежной песчаной полосе, богатой торием. Уровень радиации здесь выше среднемирового в 50 - 100 раз.

Иран, город Рамсер: бьют ключи, богатые радием. Уровень радиации здесь превышает среднемировой в 400 раз.

Основную дозу облучения от естественных источников радиации земного происхождения организм получает за счет внутреннего поступления их с пищей, водой и воздухом.

Значительную дозу внутреннего облучения организм получает от нуклидов радиоактивного семейства урана-238 и в меньшей степени - от радионуклидов семейства тория-232.

Например, нуклиды свинца-210 и полония-210 поступают в организм с пищей. Они концентрируются в рыбе и моллюсках, поэтому люди, потребляющие много рыбы и других даров моря, могут получить относительно высокие дозы облучения. Десятки тысяч людей на Крайнем Севере питаются в основном мясом северного оленя (карибу), в котором оба упомянутых выше радиоактивных изотопа присутствуют в довольно высокой концентрации. Эти изотопы попадают в организм оленей зимой, когда они питаются лишайниками, которые накапливают оба изотопа. А в другом полушарии люди, живущие в Западной Австралии в местах с повышенной концентрацией урана, получают дозы облучения, в 75 раз превосходящие средний уровень, поскольку едят мясо и требуху овец и кенгуру.

Итак, естественный радиационный фон является одним из экологических факторов окружающей среды для всех живых организмов Земли. Действие его извечно, непрерывно и отличается широкой вариабельностью в природе.

Вопрос о роли естественного радиационного фона для растительного и животного мира на сегодняшний день не решен. Высказываются мнения о выработавшейся адаптации в ходе эволюции к сравнительно невысоким дозам облучения, имеются данные о положительном действии радиации на жизнедеятельность организмов.

Вместе с тем появляются все больше данных, указывающих на то, что природный фон является частично ответственным за спонтанное появление опухолей разного вида и появление мутаций, обусловленных повреждением хромосом.

Технологически измененный естественный радиационный фон (ТИ-ЕРФ). Представляет собой ионизирующие излучения от естественных источников, претерпевших определенные изменения в результате деятельно-

сти человека. Например излучение от природных радионуклидов, поступающих в биосферу вместе с извлеченными на поверхность Земли из недр полезными ископаемыми такими как нефть, минеральные удобрения, а также в результате поступления в окружающую среду продуктов сгорания органических топлива, излучения в помещениях, построенных из материалов, содержащих естественные радионуклиды. Сюда же относят дополнительное облучение за счет полетов на современных самолетах, а также облучение в быту, например при ношении часов, на циферблате которых нанесены светосоставы, содержащие естественные радионуклиды.

Искусственный радиационный фон (ИРФ). С началом широкого испытания ядерного оружия возникло глобальное загрязнение биосферы искусственными радионуклидами. К нему присоединяются загрязнения локального, регионального и глобального характера обусловленные отходами предприятий ядерной энергетики и источники ионизирующих излучений, используемых в научных целях, в медицине и в народном хозяйстве.

Значительное загрязнение окружающей среды возникает в результате аварий на АЭС.

Излучение, обусловленное рассеянными в биосфере искусственными радионуклидами, представляет собой искусственный радиационный фон, который в настоящее время в целом по земному шару добавляет к ЕРФ лишь 1 - 3%.

Мерой РФ является мощность поглощенной дозы. В геофизике при этом имеется ввиду мощность поглощенной в воздухе дозы на местности, за счет внешних источников облучения. В медицинской и биологической практике РФ выражают также в показателях мощности поглощенной дозы в тканях организма. При этом учитываются дозы, обусловленные как внешним облучением, так и внутренним, за счет радионуклидов, попавших в организм. Оценивая РФ на местности, измеряют мощность поглощенной в воздухе на высоте 110 см от поверхности земли (соответствует центру тела взрослого человека).

Для удобства сравнения риска возникновения отдаленных последствий при различных видах облучения вводится величина эффективной эквивалентной дозы – условного понятия, характеризующего расчетную дозу равномерного внешнего облучения всего тела, адекватную риску возникновения отдаленных стохастических последствий реальной поглощенной дозы в том или ином органе.

Радиоактивность атмосферы

Радиоактивность атмосферного воздуха обусловлена наличием в ней радиоактивных веществ, находящихся в газообразном состоянии (радон, торон, углерод, тритий) или в виде аэрозолей калия, урана, радия и других природных радиоактивных изотопов. Радионуклиды могут поступать в атмосферу различными путями. Радон-222 и радон-220 (торон), являющимися продуктами распада соответственно радия-226 и радия-224, поступают в атмосферу из земных пород, а углерод и тритий образуются из атомов азота и водорода в результате действия на их ядра нейтронов вторичного космического излучения.

Радиоактивность воздушной среды варьирует в широком диапазоне и зависит от местонахождения (суша, море), концентрации радионуклидов в материковых земных породах, времени года, состояния атмосферы и т.д. Средние концентрации радиоактивных аэрозолей в воздухе для α -активных аэрозолей составляют $4 \cdot 10^{-13}$ Ки/л, β -активных $3,1 \cdot 10^{-13}$ Ки/л. Концентрация радона и торона в приземных слоях воздуха в среднем составляет $7,1 \cdot 10^{-14}$ Ки/л. Следует отметить, что в воздухе городов с интенсивным движением транспорта и развитой промышленностью радиоактивность пыли обусловлена калием-40, а радиоактивность дыма изотопами калия и углерода.

Концентрация радона, как наиболее значимого из всех радионуклидов воздуха в жилых домах и рабочих помещениях существенно различается в зависимости от того, какие строительные материалы использовались для их постройки. Так в домах, построенных из дерева, кирпича и бетона, концентрация радона в воздухе составляет соответственно 0,41, 1,08 и 3,13 пКи/л.

Причина различий - неодинаковое содержание предшественника радона радио-226. На концентрацию радона в воздухе помещений влияет интенсивность воздухообмена. При недостаточной вентиляции концентрация радона в воздухе помещения может возрастать в десятки раз.

Заметное влияние на радиоактивность атмосферы оказали испытания ядерного оружия. В течение 1945-1980 гг. в атмосфере было осуществлено более 400 ядерных взрывов суммарной мощностью 550 Мт с выбросом примерно 12,5 т продуктов деления (при взрыве атомной бомбы в Хиросиме было выброшено 1,1 кг продуктов деления). Наиболее интенсивно испытания ядерного оружия в атмосфере проводились в 1954 – 1958 гг. и 1961 – 1962 гг. Суммарная активность для выброса в атмосферу для долгоживущих радионуклидов составила: тритий - $2,4 \cdot 10^{20}$ Бк, углерод-14 - $2,2 \cdot 10^{17}$ Бк, цезий-137 - $9,6 \cdot 10^{17}$ Бк, стронций-90 - $6 \cdot 10^{17}$ Бк.

Содержание радиоактивных продуктов ядерных взрывов в атмосфере было максимальным в период интенсивных испытаний ядерного оружия. После 1963 г. появилась тенденция к снижению концентрации искусственных радионуклидов в атмосфере. В 1983 - 1985 гг. отмечался минимальный уровень радиоактивного загрязнения, составлявший в среднем для цезия-137 - 1-5 мкБк/м³, стронция-90 - 1-4 мкБк/м³. Это примерно в 30 раз меньше концентрации космогенного радионуклида естественного происхождения бериллия-7.

Основной величиной, используемой для оценки последствий испытаний ядерного оружия, принята т. н. ожидаемая коллективная доза, накапливаемая населением в результате полного распада радионуклидов. Ожидаемые дозы от короткоживущих продуктов деления к настоящему времени сформированы. Время накопления дозы, обусловленной углеродом-14 и некоторыми изотопами трансурановых элементов, измеряется десятками тысяч лет. Суммарная ожидаемая коллективная доза, от взрывов в атмосфере оценивается $3 \cdot 10^7$ Зв. К 1980 г. человечество получило около 12 % ожидаемой коллективной дозы, обусловленной испытаниями ядерного оружия.

В 1963 г. коллективная годовая доза, связанная, с ядерными испытаниями, составила около 7% облучения от естественных источников радиации, а в начале 1980-х гг. она уменьшилась до 1 %

В радиоактивных выбросах АЭС в атмосферу преобладают инертные радиоактивные газы - изотопы ксенона, криптона и аргона. Для снижения радиоактивности этих газов на АЭС осуществляется их временная задержка в реакторе (для распада короткоживущих радионуклидов) перед выбросом в атмосферу.

Среди инертных радиоактивных газов особую значимость имеет криптон-85 (период полураспада 10,7 года). Он поступает в атмосферу как в процессе эксплуатации АЭС, так и в результате деятельности заводов по регенерации ядерного топлива.

Увеличение концентрации криптона-85 в атмосфере может изменить электропроводность воздуха в результате ионизации и вызвать труднопрогнозируемые геофизические эффекты (уменьшение электрического заряда Земли, изменение геомагнитного поля и т. п.). За период 1960 - 1992 гг. концентрация криптона-85 в атмосфере Северного полушария выросла в 10 раз и составляла в среднем около 1 Бк/м³, что в 10⁶ раз ниже допустимой нормами радиационной безопасности. В настоящее время невозможно однозначно ответить на вопрос о влиянии повышения концентрации криптона-85 на электрическое состояние атмосферы, поскольку для этого необходим учет всех основных факторов, влияющих на электропроводность воздуха (не только увеличивающих, но и уменьшающих ее значение). Не исключено, однако, что для криптона-85 и некоторых других радионуклидов может потребоваться разработка специальных экологических нормативов, более жестких по сравнению с радиологическими.

Кроме инертных радиоактивных газов объекты ядерной энергетики выбрасывают в атмосферу такие экологически значимые радионуклиды, как тритий, углерод-14, стронций-90, йод-131, цезий-137. Влияние АЭС на радиоактивное загрязнение атмосферы проявляется главным образом присут-

ствием в ней следовых количеств т. н. техногенных радионуклидов - хрома-51, марганца-54, кобальта-58, кобальта-60, циркония-95, ниobia-95, йода-131 и т. п. Вероятность обнаружения большинства техногенных радионуклидов не превышает нескольких процентов на расстоянии более 10 км от АЭС. В отдельных случаях следовые количества йода-131 и коррозионных нуклидов обнаруживаются на расстоянии 30 - 50 км от АЭС.

Наряду с АЭС другие объекты ядерной энергетики также производят выбросы радионуклидов в атмосферу. Так, по данным службы контроля за выбросами Горно-химического комбината (Красноярск-26), максимальная концентрация аэрозолей наблюдается на удалении 4,5 км от комбината. При этом в среднем с вероятностью 70 - 90 % в пробах воздуха обнаружаются такие радионуклиды, как хром-51, цирконий-95, ниобий-95, рутений-103, рутений-106, а также цезий-137 и стронций-90 (последние два обнаруживаются постоянно). Для большинства других радионуклидов вероятность их обнаружения в аэрозолях в радиусе 15 км резко уменьшается, причем концентрация кобальта-60, циркония-95, ниobia-95, рутения-103, рутения-106 снижается в среднем в 2 - 3 раза, а цезия-137 - в 20 раз.

В местах проведения ядерных взрывов или при авариях на ядерных объектах образуются т. н. горячие частицы - мельчайшие частицы пыли с высокой искусственной активностью.

Существенное воздействие на радиоактивное загрязнение атмосферы оказала чернобыльская авария. В первые дни после аварии на значительной территории Белоруссии, Украины, ряда областей России было зафиксировано заметное превышение допустимой концентрации йода-131 в воздухе. Наблюдалось увеличение радиоактивности атмосферных выпадений на обширной территории от Бреста до Владивостока, а также за пределами СССР. В некоторых местах максимальная величина радиоактивных выпадений в десятки тысяч и более раз превышала до аварийный уровень. Это привело к существенному загрязнению природных экосистем. После распада короткоживущих радионуклидов радиоактивное загрязнение воздуха на

большой части аварийного Чернобыльского следа определялось цезием-137 и цезием-134. В течение первого месяца после аварии радиоактивное загрязнение атмосферы значительно снизилось. Иногда этот процесс интерпретируется как «самоочищение» природной среды.

Однако следует учитывать, что уменьшение радиоактивности атмосферы фактически означало накопление радионуклидов в почве, донных отложениях и пищевых цепочках экосистем. Следовательно, очищение атмосферы сопровождалось долгосрочным загрязнением живого вещества биосферы. Так содержание цезия-137 в компонентах природной среды даже на дальней границе чернобыльского следа в течение длительного времени существенно превышает доаварийный уровень.

На территории чернобыльского следа наблюдалось кратковременное увеличение радиоактивного загрязнения воздуха вследствие вторичного ветрового переноса радионуклидов из загрязненных районов. Так, в результате пыльной бури в южных и центральных районах Украины и России в апреле 1987 г. в отдельные дни радиоактивность атмосферных аэрозолей увеличивалась в десятки и сотни раз. При этом максимальная концентрация радионуклидов в воздухе была по крайней мере в 20 раз ниже уровня, регламентированного нормами радиационной безопасности.

Радиоактивность гидросферы

Радиоактивность водной среды формируется радионуклидами естественного происхождения, радиоактивными продуктами ядерных взрывов, выбросами и сбросами объектов ядерной энергетики и промышленности.

Все воды условно можно разделить на метеорные (атмосферные осадки), подземные, воды открытых водоемов суши (реки и озера) и воды морей и океанов. Радиоактивность каждой из указанных вод имеет свои особенности.

Воды метеорные обычно малоактивные. Они содержат следы трития, углерода-14, бериллия-7, возникающие в результате взаимодействия космического излучения с атомами и молекулами атмосферного воздуха, а также

калий-40 и уран-238, которые входят в состав растворимых солей, попадающих в атмосферу в связи с эловой (ветровой) эрозией земной поверхности и висмут-210 с полонием-210 -долгоживущими дочерними продуктами распада радона.

Радиоактивность подземных вод зависит от условий их нахождения. По характеру залегания подземные воды могут быть разделены на воды первого водоносного горизонта (грунтовые воды), скапливающиеся на первом от поверхности водоупорном слое, и воды межпластовые, находящиеся между водоупорными слоями в толще осадочных пород. Радиохимический состав подземной воды зависит от количества растворимых радиоактивных веществ, которые содержаться в составе грунта, омываемого этой водой. Кроме того, на концентрацию радиоактивных изотопов в воде первого водоносного горизонта оказывают влияние климатические и метеорологические условия. Так радиоактивность этой воды по калию-40 в Голодной степи достигает 207 Бк/л. В степях Ферганы – 36 Бк/л, а в Карелии – $8,5 \cdot 10^{-2}$ Бк/л. В водах, глубоко залегающих и более минерализованных, чем на поверхности имеет место пропорциональное увеличение удельной активности с нарастанием общей концентрации солей. Радиоактивность подземных вод в основном обусловлена присутствием в них калия-40, радия-226, радона-222. Наименьшей активностью обладают подземные воды в осадочных породах. Эти воды, чаще всего используемые для водоснабжения населения содержат урана в среднем $5 \cdot 10^{-6}$ г/л, радия – $7,4 \cdot 10^{-2}$ Бк/л и радона 1,85 Бк/л. Воды кислых магматических пород, например, воды трещиноватых гранитов, имеют более высокую активность по указанным элементам. Наибольшей радиоактивностью обладают минеральные воды, которые в гидрogeологии относятся к радиоактивным.

Высокие концентрации радия и урана обнаруживаются в межпластовых водах нефтеносных районов.

Радиоактивность воды открытых водоемов суши зависит от химического состава пород и климатических условий. Степень радиоактивности

речной воды обусловлена типом питания рек: поверхностным и грунтовым. Причем тип питания в свою очередь зависит от смены сезонов года и влияния метеорологических факторов. Как правило, поверхностные воды (дождевые, ледниковые, снеговые) содержат относительно меньшее количество радиоактивных веществ, поэтому в период паводка радиоактивность речной воды понижена. В межень, в период питания рек в основном за счет подземных вод радиоактивность воды повышается. В зимний период в воде рек, покрывающихся льдом, наблюдается накопление радона, торона. Радиоактивность речной воды обусловлена в основном присутствием калия-40 и радия-226, причем содержание калия-40 колеблется в пределах от $3,7 \cdot 10^{-2}$ до 0,6 Бк/л, урана от $2 \cdot 10^{-8}$ до $5 \cdot 10^{-5}$ г/л и радия от $9,2 \cdot 10^{-3}$ до $7,4 \cdot 10^{-2}$ Бк/л.

Радиоактивность воды озер зависит от активности притоков и пытающих озера подземных вод. В северных районах активность воды озер близка к активности воды рек. В южных районах, где испарение воды из озер превышает сток из них, имеет место накопление солей и соответственно увеличение удельной активности воды. Так, удельная активность воды в центральных областях Казахстана по калию-40 повышается до 3,7 Бк/л и более. Особенно высокая радиоактивность воды характерна для солевых озер, где она достигает 370 Бк/л.

Воды морей и океанов в зависимости от гидрологических и климатических условий имеют различную радиологическую характеристику в зависимости от солевого состава, обуславливающего определенные колебания в составе радиоактивных веществ. Активность морской и океанской воды по калию-40 находится в пределах 11-18 Бк/л, содержание урана-238 – $2 \cdot 10^{-6}$ г/л, радия-226 - $2,2 - 3,7 \cdot 10^{-2}$ Бк/л.

Начиная с 1945 г. в связи с испытаниями и применением ядерного оружия, а развитием ядерной промышленности и энергетики в биосферу, в т. ч. гидросферу стало поступать большое число радионуклидов искусственного происхождения. Наиболее существенными, в экологическом и ги-

гиеническом отношении, являются как сравнительно долгоживущие радионуклиды, так и биологически активные, играющие важную роль в биогенных круговоротах: тритий, углерод-14, фосфор-32, марганец-54, железо-59, кобальт-60, цинк-65, стронций-90, рутений-106, йод-131, цезий-137, церий-144, плутоний-239 и др.

Поведение радиоактивных веществ в открытых водоемах. При поступлении радиоактивных веществ в воду открытых водоемов в первую очередь отмечается их разбавление, поглощение тканями гидробионтов. Эффективность процесса разбавления в реках и замкнутых водоемах неодинакова. Степень и скорость этого явления в реках зависит от ряда гидрологических причин: соотношения объема загрязнений и расхода воды в реке, скорости течения, турбулентности, водного потока, глубины формы русла, рельефа дна и т. д. В малых реках горного типа максимальное разбавление радиоактивных веществ происходит в течение нескольких минут, на реках равнинного типа с выраженной струйностью течения протяженность участка, на котором заканчивается разбавление, может достигать десятков километров. Интенсивность разбавления в замкнутых водоемах (пруды, озера, водохранилища) значительно меньше. Разбавление в них происходит за счет течений, волнового режима и в определенной степени процесса диффузии.

В морях и океанах скорость разбавления радиоактивных продуктов зависит в первую очередь от скорости и перемещения (течения) водных масс и процессов перемешивания. Так, после испытаний ядерного оружия в США в районе Маршалловых островов в 1954 г. радиоактивные продукты, попавшие в воду, первоначально перемещались в западном полушарии к азиатскому материку, затем загрязнение распространилось к северу по течению Куро-Сиво. При этом продукты деления за 40 дней переместились на 192 км, продиффундировав на глубину 40 - 60 м. Разбавление активности в 0,37 ТБк (1000 Ки) было таково, что средняя концентрация после 40 дней равнялась 5,5 кБк/л ($1,5 \cdot 10^{-7}$ Ки/л), а площадь загрязнения составляла около

40 км².

Одновременно с разбавлением радиоактивных изотопов в воде открытых водоемов отмечается и их интенсивная сорбция дном и донными отложениями. В результате дно становится своеобразным депо долгоживущих элементов. Степень накопления дном радиоактивных продуктов зависит от структуры грунта. При возрастании ионообменной емкости грунта степень накопления изотопов возрастает. Так, при внесении в воду экспериментального пруда ⁹⁰Sr активностью 740 Бк/л ($2 \cdot 10^{-8}$ Ки/л) коэффициент накопления (отношение удельной активности грунта к удельной активности воды) для песка составлял 20, для суглинка - 110. Существенную роль в накоплении дном радиоактивных веществ играют их химические свойства. Слабо фиксируется грунтом дна ³⁵S, лучше - ³²P, ¹³⁷Cs и др. Количество радиоактивных продуктов в грунте зависит от удельной активности воды, а именно возрастает с ее увеличением, хотя коэффициент накопления при этом уменьшается. Если дно состоит из плотных глинистых пород, проникновение продуктов деления урана в глубину достигает 15 см, на большей глубине наблюдается резкое уменьшение активности. Проникновение в глубину рыхлого дна, сложенного, например, из торфа, достигает 1,5 м и более. Подобная картина характерна и для песчаных грунтов.

При постоянстве концентраций радиоактивных изотопов в воде возникает устойчивое динамическое равновесие с содержанием их в донном грунте. При снижении активности воды обычно отмечается медленный процесс десорбции радиоактивных веществ из донного грунта и их поступление в воду. Таким образом, дно в этом случае может быть источником вторичного загрязнения воды.

Наряду с разбавлением радиоактивных веществ в воде и сорбией дном отмечается их накопление в гидробионтах. Это накопление происходит в результате адсорбции и диффузии, поступления через органы дыхания и алиментарным путем.

Механизм накопления радиоизотопов микрофлорой зависит от их хи-

мических свойств. Так, кальций для бактерий не является биогенным элементом, поэтому накопление радиоактивного стронция бактериями происходит за счет процесса физико-химической адсорбции атомов этого элемента на поверхности бактериальных клеток. В противоположность стронцию биогенный элемент ^{32}P ассимилируется бактериями в значительном количестве. Результаты экспериментальных исследований показывают, что при внесении в микробную взвесь радиоактивных веществ уже через несколько минут удельная активность бактериальных тел становится во много раз выше по сравнению с таковой водной среды. При этом с увеличением концентрации микробных клеток процент извлеченных радиоактивных продуктов не возрастает. Таким образом, коэффициент накопления увеличивается при уменьшении числа микроорганизмов в водной среде. Кроме того, обнаружено уменьшение коэффициента накопления с возрастанием удельной активности воды. В зависимости от химических свойств радиоизотопов, вида микроорганизмов, удельной активности воды, ее pH и других условий коэффициент накопления для бактериальных клеток колеблется в широких пределах от 100 до 4-6 млн и более.

Большая удельная поверхность тела планктона губок и некоторых других гидробионтов создает благоприятные условия для адсорбции ими значительного количества радиоактивных изотопов. Следует отметить, что скорость накопления планкtonом радиоактивных веществ довольно значительна. Так, дафния накапливает 50 - 60% (от предельного количества) радиоактивного стронция в течение 5 мин.

В последующем накоплении принимают участие и обменные процессы. Время, необходимое для максимального накопления радиоактивных продуктов зоопланктоном, составляет, составляет несколько часов.

У водных растений процесс накопления более медленный, так как главный путь поступления радиоактивных продуктов обусловлен процессами обмена. Предельное накопление в водорослях происходит в течение 7 - 30 сут.

У рыб основной путь поступления радиоактивных веществ в организм - алиментарный. Поэтому в данном случае существенное значение имеют уровни загрязнения низших организмов, являющихся кормом для рыб. Вместе с тем радиоактивные изотопы проникают в организм рыбы и через жабры. Значимость этого пути возрастает с повышением удельной активности. Время предельного накопления изотопов (при постоянстве концентрации) в теле рыб колеблется от 10 до 120 дней.

Коэффициент накопления радиоактивных веществ тканями гидробионтов зависит от вида гидробионта, физико-химических свойств радиоизотопов, удельной активности воды, ее солевого состава, температуры и прочих условий. Водные организмы более интенсивно накапливают радиоизотопы биогенных элементов (фосфор, углерод и др.) и элементы, родственные им по своим химическим свойствам. Как и для бактерий, коэффициенты накопления для гидробионтов уменьшаются с возрастанием удельной активности воды. Коэффициенты накопления у пресноводных организмов значительно выше, чем у обитателей морей и океанов. Так, рыба, обитающая в пресной воде, накапливает в 10 раз больше радиоактивного стронция, чем рыба морская. Накопление радиоизотопов молодью рыбы интенсивнее (за счет более высокого уровня обмена веществ). Оптимальные уровни температуры воды для ее обитателей обычно соответствуют максимальному накоплению радиоактивных продуктов.

В зависимости от указанных условий коэффициент накопления радиоактивных веществ для планктона соответствует величинам от 250 до 7500 и более, для водорослей – 100 - 28 000, для рыбы – 4 - 130.

При снижении удельной активности воды имеет место выведение накопленных радиоактивных элементов из организма гидробионтов, причем интенсивность этого процесса тем выше, чем выше концентрация радиоактивных веществ в тканях. В среднем в течение 10 дней пребывания в чистой воде планктон и водоросли теряют 95 - 97% от общего количества накопленных продуктов. Выведение из тканей и органов рыб происходит с раз-

ной скоростью. Так, ^{90}Sr даже через 3 месяца пребывания рыбы в чистой воде обнаруживается в ее мышцах в количестве до 10%, а в костях - до 50% от первоначального уровня.

При попадании радиоактивных веществ в водоем отмечается их миграция на прибрежную территорию за счет метеорологических, гидрологических и биологических факторов. Важное место в миграции радиоизотопов принадлежит и деятельности человека. Роль метеорологического фактора заключается в переносе радиоактивных аэрозолей, возникающих в пределах зоны загрязнения водного бассейна. Загрязнение прилегающей территории возможно при разливах в период паводка (при этом почва активно адсорбирует радиоактивные продукты из воды). В процессе миграции радиоактивных элементов из водоема принимают участие прибрежные растения (ольха, ива и др.), насекомые, личиночная стадия которых протекает в водоеме, земноводные и водоплавающие птицы. Основная роль в рассеивании радиоизотопов из водоемов принадлежит хозяйственной деятельности человека.

Поведение радиоактивных веществ в подземных водах. Основными факторами, определяющими поведение радиоактивных изотопов, попадающих в подземные воды, являются пути их поступления и физико-химические свойства, а также местные гидрогеологические условия, включающие геологическое строение участка и окружающего района, условия питания, движения и дренирования подземных вод, их химический состав, гидродинамическую обстановку в водоносном горизонте. Совокупность и переплетение этих факторов обуславливают то многообразие в поведении и миграции радиоактивных веществ, которые могут создаваться в реальной обстановке.

По условиям формирования и поведения подземные воды разделяются на два основных типа: ненапорные (грунтовые) и напорные (артезианские). Основная особенность грунтовых вод заключается в том, что они имеют непосредственное питание от атмосферных осадков и поверхности

ных вод. В свою очередь, грунтовые воды по условиям питания подразделяются на воды, приуроченные к участкам, удаленным от открытых водоемов и на воды, находящиеся на участках, расположенных вблизи рек и других водоемов.

Напорные (артезианские) воды не питаются непосредственно атмосферными осадками, а пополняются из других водоносных горизонтов путем медленной нисходящей или восходящей фильтрации подземных вод через толщу относительно водоупорных пород или за счет атмосферных осадков, но из весьма удаленных областей питания. В областях питания артезианских вод, приуроченных к возвышенным формам рельефа, наряду с перемещением вод по водоносному пласту имеет место нисходящая фильтрация их из одного водоносного горизонта в другой. В районах дренирования (пониженные участки долин основных рек, озерные впадины, морские побережья и др.) артезианские воды имеют восходящее движение из одного водоносного горизонта в другой.

В рыхлых осадочных породах (галечники, пески, глины) движение воды происходит по порам, образовавшимся между отдельными зернами и частицами, слагающими эти породы. В пределах водоносного горизонта поры чаще всего распределены довольно равномерно, поэтому движение воды в нем относительно равномерное. Обычно в песках скорость перемещения подземных вод составляет от десятков сантиметров до 1 - 2 м в сутки, в глинистых породах - до нескольких миллиметров.

В трещиноватых скальных породах (известняки, песчаники, кварциты, граниты) наблюдается движение воды по отдельным трещинам. Эти трещины распределены в породах неравномерно, в связи с этим могут встречаться локальные зоны повышенной трещиноватости, где проходят мощные потоки подземных вод. Скорость перемещения воды в этих породах может достигать нескольких километров в сутки.

На скорость движения подземных вод оказывает влияние не только состав горных пород, но и интенсивность водообмена. Интенсивность во-

дообмена характеризует время, в течение которого вода, находящаяся в водоносном горизонте, полностью замещается новой водой, поступающей за счет инфильтрации атмосферных осадков, поверхностных вод и т. д. Полный водообмен водоносных горизонтов обычно происходит в течение сотен тысяч и более лет, причем для более поверхностно залегающих горизонтов сроки полного водообмена меньше. Интенсивность водообмена также зависит от проницаемости горных пород, рельефа местности. В горных районах, рельеф которых расчленен глубокими долинами, интенсивность водообмена выше, чем в равнинных районах со слабым развитием сети оврагов. Наконец, в засушливых областях питание подземных вод и водообмен водоносных горизонтов менее выражены, чем в зонах с влажным климатом. Таким образом, в зависимости от гидрогеологических условий, миграция радиоактивных веществ в подземных водах будет зависеть от количественных соотношений скорости движения подземных вод и интенсивности их разбавления.

Подземные воды при их движении взаимодействуют с горными породами. Это взаимодействие сводится к процессам выщелачивания и растворения горных пород и, наоборот, к процессам сорбции породами ряда веществ, содержащихся в воде. Сорбция породами химических веществ в основном определяется ионообменными процессами и химически обусловленной поглотительной способностью пород, заключающейся в том, что ряд веществ, находящихся в воде, может давать нерастворимые соединения при взаимодействии с веществами, содержащимися в горных породах. Радиоактивные изотопы, подобно макрокомпонентам природной воды, поглощаются горными породами. Однако этому процессу свойственны и особенности, определяющиеся чрезвычайно малой концентрацией радиоактивных продуктов (за исключением природного урана, который может содержаться в подземных водах в макротом количествах). Сорбционная способность горных пород составляет в среднем десятки миллиграмм-эквивалентов на 100 г природного сорбента. Поэтому поглотительная емкость горных пород

всегда много выше возможного содержания в воде радиоактивных веществ. Степень поглощения радиоактивных веществ породами зависит от химических свойств сорбирующих изотопов. Так, плутоний наиболее интенсивно поглощается породой в трехвалентном состоянии, четырехвалентный плутоний поглощается менее энергично, плохо сорбируется PuO_2^{2+} . Уран в четырехвалентном состоянии плохо растворим и практически не мигрирует в подземных водах, уран шестивалентный высокоподвижен.

В ряде работ отечественных исследователей было отмечено, что с увеличением солевого состава раствора уменьшается поглощение сорбентом радиоактивных веществ. Так, с повышением концентрации ионов натрия и калия падает сорбция изотопов цезия и стронция.

Степень поглощения радиоактивных продуктов зависит от типа горных пород, т. е. от их минералогического, химического, механического состава, а также от структуры и сложения породы. С увеличением в породе числа мелких глинистых частиц и повышением ионообменной емкости сорбентов, возрастает сорбционная способность породы.

В процессе миграции радиоактивных веществ в подземных водах важное значение имеют не только процессы сорбции отдельных элементов, но и явления десорбции, которые могут иметь место при резком уменьшении удельной активности воды. Степень десорбции изотопов в значительной степени зависит от механизмов поглощения отдельных радиоэлементов горными породами. Легче всего десорбируются изотопы тех элементов, которые сорбируются породой по ионообменному механизму поглощения.

В целях установления характера миграции радиоактивных веществ в подземных водах были проведены экспериментальные исследования в натурных условиях, а также использованы данные ионообменной хроматографии для прогнозирования миграции радиоактивных продуктов с подземными водами. На основании полученных результатов были разработаны методы оценки процесса проникновения радиоактивных веществ в грунтовые воды с поверхности земли, условий перемещения вод в водоносных гори-

зонтах и фильтрации вод, содержащих радиоактивные изотопы, через водоупорные пласти. Результаты расчетов показали, что например, через 40 лет после загрязнения земли на глубине 1 м ^{90}Sr его относительное содержание в воде, проникающей через делювиальные глины, составит около $4 \cdot 10^{-3}$, а через 100 лет на глубинах глины 1,2 и 3 м относительное содержание его будет соответственно $0,1$, $8 \cdot 10^{-4}$ и $2 \cdot 10^{-5}$ от начальной концентрации. Таким образом, покровные глинистые породы интенсивно задерживают ^{90}Sr в инфильтрирующихся водах. Однако при массивном загрязнении поверхности земли на больших территориях в районах с грунтом повышенной фильтрационной способности (супесь, легкий суглинок) не исключено попадание стронция в неглубоко залегающие грунтовые воды через десятки лет. Оценка возможного распространения радиоактивных веществ из одного артезианского горизонта в другой показывает, что даже в случаях облегченной фильтрации вод через глинистые породы скорость движения воды, содержащей радиоактивные изотопы, будет достигать всего лишь 0,65 м за 10 лет и 1,3 м за 100 лет. Поэтому основная роль в миграции радиоактивных веществ в подземных водах принадлежит горизонтальному распространению по водоносному горизонту. При постоянном поступлении в водоносны горизонты через поглощающую скважину ^{90}Sr , в зависимости от структуры осадочной породы и расхода поступающих растворов, радиус распространения зоны с относительным содержанием этого изотопа до 50% от исходной концентрации через 100 лет может оказаться в пределах от 50 до 550 м и более. В трещиноватых породах этот радиус может достигать десятков километров.

Таким образом, приведенные сведения позволяют считать, что в большинстве случаев миграция искусственных радиоактивных веществ в подземных водах по сравнению с водами открытых водоемов в значительной мере ограничена.

Кроме того, в водные объекты радиоактивные элементы могут попадать при работе АЭС как при аварийных ситуациях, так и при штатном ре-

жиме. В жидкие сбросы с АЭС радионуклиды попадают при появлении протечек промконтура, системы охлаждения конденсаторов турбин, а также с дебалансными водами. Больше всего водоемы-охладители загрязнены тритием. В основном влияние АЭС на увеличение радиоактивности воды прослеживается в сбросных каналах и прилегающей к ним акватории водоема-охладителя. Поскольку радиоактивность жидких сбросов АЭС, как правило, весьма мала и не превышает контрольных уровней, регламентированных нормами радиационной безопасности, концентрация техногенных радионуклидов в воде существенно ниже уровня естественного радиоактивного фона и не представляет опасности для населения. Однако вследствие процессов накопления радионуклидов водными организмами вероятность обнаружения в них (особенно в водных растениях) техногенных радионуклидов существенно выше, чем в воде. Для большинства рыб концентрация техногенных радионуклидов не превышает нескольких процентов от уровня естественного радиоактивного фона. Может наблюдаться биологический перенос техногенных радионуклидов в реки, впадающие в водоем-охладитель. Дополнительные дозы облучения населения от потребления рыбы, выловленной в водоеме охладителе АЭС, как правило, не превышают 1 % дозы от воздействия ЕРФ (10 мкЗв/год). Уровень облучения водных организмов при нормальной эксплуатации АЭС не выходит за пределы малых доз.

Потенциальным источником поступления радионуклидов в водную среду являются хранилища радиоактивных отходов. Разгерметизация емкостей хранилищ и нарушения гидроизоляции могут привести к попаданию радиоактивных веществ в грунтовые воды. В 1990-е гг. были выявлены протечки жидкости, содержащей тритий, стронций-90, цезий-137, кобальт-60 и другие радионуклиды вблизи хранилищ радиоактивных отходов Ленспецкомбината (возле Ленинградской АЭС). Вблизи хранилища радиоактивных отходов Нововоронежской АЭС выявлено загрязнение грунтовых вод тритием, кобальтом-60, цезием-134, цезием-137

Значительный вклад в радиоактивное загрязнение гидросферы внесла чернобыльская авария. Наибольшее загрязнение водных экосистем отмечалось в конце апреля - в начале мая 1986 г. Концентрация радионуклидов в воде достигала в Припяти 10 кБк/л, в Днепре 4 кБк/л. Основное влияние на радиоэкологическую обстановку в этот период оказывали короткоживущие радионуклиды, прежде всего йод-131, концентрация которого в некоторых водоемах значительно превышала допустимую для питьевой воды. Концентрация йода-131 в тканях рыб, обитающих в Киевском и Каневском водохранилищах, за период 29 апреля - 3 мая 1986 г. составляла 1 - 10 кБк/кг.

Кроме йода-131, в первый послеаварийный период в воде присутствовали такие радионуклиды, как стронций-89, стронций-90, цирконий-95, ниобий-95, молибден-99, йод-132, цезий-134, цезий-137, рутений-103, рутений-106, теллур-132, нептуний-239 и др. По мере распада короткоживущих радионуклидов, их адсорбции частицами взвеси и перехода в донные отложения, радиоактивность воды уменьшалась. В июне 1986 г. она снизилась в сотни раз по сравнению с максимальным уровнем загрязнения и в значительной мере в дальнейшем определялась долгоживущими радионуклидами - цезием-137 и стронцием-90, причем наибольший уровень загрязнения наблюдался в ближайших к Чернобыльской АЭС реках Припять, Уж, Тетерев, Днепр (табл. 1 и 2).

Таблица 1

Концентрация цезия-137 в компонентах водных экосистем в районах аварийного следа ЧАЭС (1986 г.)

Водоем	Концентрация цезия-137, кБк/кг сырого веса				
	Вода	Донные отложения	Водоросли	Моллюски	Рыба
Пруд-охладитель ЧАЭС	0,3-1,7	170-440	90-160	20-33	140-120
р. Припять	0,03-0,25	14-40	3,0	1,0	1-6
р. Уж	0,008-	2-28	1,0	0,2-1,7	3

	0,03				
р. Тетерев	0,003-0,03	0,4-1,2	0,06-0,2	0,1-1,0	0,2-2,6
р. Днепр	0,002	0,2-1,3	0,07-0,7	0,2-0,5	0,4-0,7

Таблица 2

Концентрация стронция-90 в компонентах водных экосистем в районах
аварийного следа ЧАЭС (1986 г.)

Водоем	Концентрация стронция-90, кБк/кг сырого веса				
	Вода	Донные отложения	Водоросли	Моллюски	Рыба
Пруд- охладитель ЧАЭС	0,01-0,03	5-27	18-50	40-52	1-2,4
р. Припять	0,02-0,024	0,6-0,63	0,2-2,8	-	0,1-1,4
р. Уж	0,0014	0,1	0,2-0,4	0,05-0,7	0,08
р. Тетерев	0,001-0,003	0,2	0,07-0,15	0,02-0,7	0,2
р. Днепр	0,0006	0,02	0,060,27	0,08-0,9	0,02-0,05

Из таблицы 3 видно, что у хищных видов рыб отчетливо проявился эффект трофических уровней - процесс миграции радионуклидов по пищевым цепочкам, характеризующийся повышенным накоплением радиоактивного цезия в тканях хищных видов рыб по сравнению с растительноядными.

Таблица 3

Динамика концентрации цезия-137 в мышцах рыб Каневского
водохранилища

Виды рыб	Концентрация цезия-137, Бк/кг сырого веса			
	1986 г.	1987 г.	1988 г.	1990 г.
Лещ	50-30	30-60	20	-
Густера	130	100	-	40
Окунь	180-280	180-460	140-210	150
Судак	190-240	200-270	170-220	180

В зоне воздействия радиоактивного выброса ЧАЭС оказались кроме Украины многие области России, Белоруссии, стран Скандинавии и Западной Европы, т. е. подверглись загрязнению водоемы, находящиеся довольно далеко от источника аварийного выброса.

Во многих озерах была отмечена повышенная концентрация цезия-137 в рыбе. В Швеции в водоемах с низким содержанием калия концентрация цезия-137 в окуне составляла в 1986—1987 гг. в среднем 7,4 кБк/кг (при диапазоне изменений 0,1 - 130 кБк/кг). Вследствие высокого уровня накопления и низких темпов снижения концентрации цезия-137 в рыбе, эта пищевая цепочка до сих пор является одним из основных источников долговременного облучения населения в Финляндии. В России наиболее высокий уровень загрязнения рыбы радиоактивным цезием чернобыльского происхождения наблюдался в водоемах Брянской области. Так в 1990 - 1992 гг. концентрация цезия-137 в рыбе из озера Кожановское достигала 15-21 кБк/кг.

Существенно повлияли на радиоактивное загрязнение ряда водоемов Урала промышленные сбросы ПО «Маяк». С 1949 г. в реку Течу сбрасывались жидкие отходы радиохимического производства, в результате в речную систему Теча - Исеть - Тобол - Иртыш - Обь попало около 2,8 млн Ки жидких радиоактивных веществ.

В результате радиоактивного загрязнения речной системы повышенному облучению подверглись 124 тыс. человек, проживающих в прибрежных населенных пунктах.

В 1951 г. жидкие отходы начали сбрасываться в озеро Каракай. В этом озере находятся радиоактивные отходы, общая активность которых составляет около 120 млн Ки. Этот водоем используется как хранилище жидких радиоактивных отходов. В районе захоронения радиоактивных отходов на территории ПО «Маяк» сформировалась линза подземных вод площадью около 30 км^2 , значительная часть которой загрязнена радионуклидами до глубины 100 м. И поскольку эта территория дренируется реками

Теча и Мишеляк существует потенциальная опасность выхода загрязненных вод на поверхность.

Таким образом, радиоэкологическая обстановка бассейна реки Течи остается напряженной вследствие загрязнения экосистемы долгоживущими радионуклидами.

Радиоактивность почв

Количество радиоактивных элементов, содержащихся в почвах, в значительной степени определяется концентрацией радиоизотопов в материнской породе. Почвы, возникшие из продуктов разрушения магматических пород, содержат относительно большее количество урана, радия, тория, калия, чем почвы образованные из ультраосновных и основных пород.

Глинистые почвы за счет высокого содержания коллоидных фракций, хорошо сорбируют и удерживают различные элементы, всегда богаче радиоактивными изотопами, чем песчаные. По данным А. П. Виноградова и В. И. Баранова, содержание урана в верхнем горизонте почв Среднерусской возвышенности колеблется в пределах от $1 \cdot 10^{-5}$ до $1,8 \cdot 10^{-4}$ %, а тория – от $2,3 \cdot 10^{-4}$ до $14 \cdot 10^{-4}$ %; калия - от 29,6 до 888 Бк/кг.

Как правило, в почве отсутствует равновесие между предшественником и дочерним нуклидом вследствие их неодинаковых химических свойств. Вместе с тем повсеместно отмечается избыточное (по отношению к ^{226}Ra) количество ^{210}Pb в верхних горизонтах почв (0 – 5 см), причем запас избыточного ^{210}Pb в верхних горизонтах почв колеблется в широких пределах. Считается, что основная причина накопления ^{210}Pb в верхних слоях почвы – атмосферные выпадения, обусловленные атмосферными осадками и сухими выпадениями.

В разных районах земного шара доза гамма-излучения различных земных пород у поверхности колеблется в пределах 26-1150 мрад/год. Однако имеются районы с повышенным содержанием радиоактивных элементов в горных породах и почвах. Такие зоны обнаружены в районах Памира, Тибета, Франции. Например, в Бразилии и Индии, где вследствие выхода на

поверхность земли радиоактивных руд и пород, а также значительных примесей в почве урана и радия, доза природного фона составляет 12-70 рад/год, что в 100-500 раз выше среднемировых фоновых значений. У обитающих в этих районах животных (самцов полевок) обнаружены хромосомные аберрации в клетках, дегенерация зародышевого эпителия половых желез (особенно у молодых особей), заторможенное половое созревание и стерильность половозрелых самцов в 58,3% случаев.

Несомненный интерес представляет содержание радиоактивных веществ в строительных материалах, в производстве которых используются земные породы, от последних зависит уровни гамма-фона в помещениях зданий, сооружений. Наибольшие значения радиационного фона установлены в домах из железобетона с глиноземом – 171 мрад/год, наименьшие в деревянных домах – 50 мрад/год.

Искусственные радионуклиды, поступающие из атмосферы на поверхность суши в составе глобальных выпадений и выбросов предприятий ядерного топливного цикла, а также в виде твердых и жидких отходов этих предприятий обуславливают радиоактивное загрязнение почвы. При аварийных ситуациях, как показала катастрофа на ЧАЭС, уже на второй год после выпадений основной путь попадания радиоактивных веществ в пищевые цепи – поступление радионуклидов из почвы в растения. В сильно загрязненных районах России, Белоруссии и Украины радиоактивное загрязнение местности достигало уровней, при которых содержание изотопов в почве до сих пор остается основным фактором, обуславливающим опасные воздействия окружающей среды на человека.

Почвенная оболочка биосфера (педосфера) является одним из основных компонентов природы, где происходит локализация искусственных радионуклидов. Почвенный покров не всегда является первоначальным местилищем искусственных радионуклидов, часто в качестве таковых выступают нижние слои атмосферы, куда производятся выбросы радионуклидов. Радиоактивные вещества, поступающие в атмосферу, под действием атмо-

сферных явлений (осадки, гравитационные силы, вертикальное движение воздушных масс, турбулентная диффузия и др.) в конечном итоге концентрируются в почве. Через несколько лет после радиоактивных выпадений на земную поверхность поступление радионуклидов в растения из почвы становится основным путем попадания их в пищу человека и корм животных. Возможно, также поступление в почву радионуклидов и после их сброса в речные системы с паводковыми водами, при орошении и т. п. Почва, обладающая большой емкостью поглощения, интенсивно сорбирует различные техногенные примеси, в т. ч. радионуклиды, являясь, таким образом, мощным депо радионуклидов.

Почва является сложной и изменяющейся системой, в составе которой выделяются несколько относительно однородных подсистем: 1) грубо-зернистая фракция - обломки первичных минералов горных пород; 2) тонкодисперсная фракция - вторичные глинистые минералы, гумус; 3) пленки-гели, покрывающие частицы, состоящие из оксидов железа, марганца, алюминия, кремниевой кислоты, органических веществ, солей и т. д.; 4) флора и фауна - корни растений, микроорганизмы, принимающие участие в разложении мертвых остатков и макроорганизмы, например черви, насекомые, некоторые млекопитающие, которые при движении в почве способствуют ее перемешиванию; 5) почвенные растворы; 6) почвенная атмосфера - газы.

Радиоактивные вещества, отложившиеся на поверхности почвы, могут перемещаться (мигрировать) в горизонтальном и вертикальном направлении под действием различных процессов. Причиной горизонтального передвижения свежевыпавших радиоактивных веществ может быть поверхностный сток после сильного дождя. В сухую погоду перемещение радионуклидов может осуществляться в результате ветрового переноса вместе с пылью. Передвижение радиоактивных веществ вниз по профилю почвы может явиться следствием механического переноса частиц, на которых сорбированы радионуклиды, а также результатом собственного перемещения свободных ионов с водой через трещины, образующиеся в почве в сухую погоду.

На обрабатываемых почвах радионуклиды оказываются сравнительно равномерно перемешанными в пределах пахотного слоя. Даже на целинных участках возможен механический перенос радионуклидов вследствие роющей деятельности почвенных животных или вымывания частиц вниз по почвенному профилю.

Поведение попавших на поверхность почвы радионуклидов зависит от климата и ландшафтных особенностей. Так, стронций-90 из почв климатической зоны с повышенным увлажнением выносится более интенсивно благодаря обилию водорастворимых органических соединений. В почвах зоны с засушливым климатом стронций-90 аккумулируется на испарительных барьерах с образованием слаборастворимых карбонатов. В сопряженных ландшафтах (между водоразделами) наблюдается накопление стронция-90 в пониженных элементах рельефа. Минимальное содержание стронция-90 характерно для почвы водоразделов с промывным режимом.

Практически любое перемещение радионуклидов в почве до их поглощения живыми организмами осуществляется при участии воды, которая является главным агентом в любых перераспределениях радионуклидов в почве. В некоторых случаях радионуклиды быстро переходят в те же формы, в которых находятся в почве стабильные изотопы этих элементов. Однако чаще в почвенном растворе искусственные радионуклиды некоторое время сохраняют свою специфическую форму (зависящую от условий их образования), поэтому характер их миграции вначале не совпадает с характером миграции стабильных элементов. Но с течением времени искусственные радионуклиды обязательно переходят в устойчивые, характерные для данного элемента состояния и включаются в биогеохимические циклы. При попадании на почву крупнодисперсных нерастворимых (горячих) частиц последние задерживаются в ее верхних слоях значительно дольше, но и они постепенно разрушаются и радионуклиды переходят в почвенный раствор.

Миграционные возможности радионуклидов, перешедших в водный раствор, их передвижение по почвенному профилю в основном определя-

ются характером взаимодействия с почвой. Почва довольно прочно удерживает попадающие в нее радиоактивные вещества. Для подавляющего большинства радионуклидов поглощение их почвой зависит от процессов распределения между двумя основными фазами - твердой и жидкой (почвенный раствор) и осуществляется главным образом в результате противоположных процессов: сорбции - поглощения твердым телом или жидкостью (сорбентом) вещества из окружающей среды и десорбции - процесса освобождения сорбента от поглощенных им веществ; осаждения и растворения труднорастворимых соединений; коагуляции - слипания коллоидных частиц и пептизации - распада этих частиц. В свою очередь интенсивность этих процессом определяется типом почвы, обуславливающим химические и физико-химические условия среды; химическими свойствами и формой находящихся в почве радионуклидов; концентрацией и формой нахождения изотопных и неизотопных носителей. Носителем называют весомое количество элемента, за которым «невесомое» (ультрамалое) количество элемента следует в химических реакциях. Изотопный носитель – это стабильный изотоп данного элемента, химические свойства которого тождественны его радиоактивному изотопу, например стабильный фосфор-31 и радиоактивный фосфор-32. Неизотопный носитель - стабильный изотоп или изотопы химического элемента, которые лишь аналогичны по групповым химическим характеристикам данному радионуклиду, например кальций - по ношению к радионуклидам стронция или калий - по отношению к радионуклидам цезия.

Проведение радионуклидов в почвах в процессах обменного поглощения подчиняется общим законам, которые были установлены классическим учением К. К. Гедройца о поглотительной способности почв. Однако процесс сорбции, в котором участвуют радионуклиды, характеризуется тем, что сорбируемое вещество находится в микроколичествах т.е. в предельно низких концентрациях. В связи с этим существует очень широкое отношение между величиной емкости поглощения почвы и степенью ее заполнения

радиоактивными нуклидами. Следовательно, в процессе поглощения не конкурируют за места на поверхности сорбента, так как по отношению к ним насыщенность сорбента всегда остается очень низкой.

В зависимости от типа почвы меняется степень поглощении радионуклидов, прочность их связи, а также сочетание тех или иных механизмов поглощения. Например, песчаная почва по сравнению с глиной и суглинком в меньшей степени удерживает радионуклиды вследствие структурных особенностей. С физико-химических позиций сорбционная способность почвы тем выше, чем больше в ней соединений, которые могут химически реагировать с радионуклидами. Глины и суглинки обладают высокой сорбционной емкостью, в силу чего продвижение в них радионуклидов затруднено. Относительно большой сорбционной способностью обладают черноземные почвы, что отчасти связано с наличием в их составе гумуса, который содержит высокомолекулярные вещества, находящиеся в коллоидном состоянии и отличающиеся хорошей обменной емкостью поглощения.

Прочность удержания радионуклидов на частицах грунта различна и зависит от химических свойств каждого из них. Так для осколочных радионуклидов (продуктов деления) поглощение почвой одного типа возрастает в ряду: рутений-106 – стронций-90 - церий-144 - цезий-137, а прочность связи возрастает в ряду: стронций-90 – рутений-106 - цирконий-95 – церий-144 – цезий-137. Это, во многом определяется различиями механизмов поглощения. Ионообменный механизм преобладает для радионуклидов стронция, которые обмениваются со стабильным стронцием и кальцием почвенного поглощающего комплекса. Для редкоземельных элементов, а также радионуклидов циркония, рутения, цезия, ионообменный механизм имеет второстепенное значение.

Редкоземельные элементы, как правило, образуют труднорастворимые гуматы, фосфаты, карбонаты сульфаты, которые, отличаясь меньшей растворимостью, чем соответствующие соединения кальция, тем не менее, легко его замещают. Замещение преобладает и при поглощении цезия-137,

который замещает калий в кристаллических решетках глинистых минералов.

На интенсивность и полноту поглощения радионуклидов, а также прочность их закрепления в твердой фазе почвы существенное влияние оказывает реакция среды, ее кислотность (рН). Независимо оттого, что является носителем кислотности - почвенный раствор или твердая фаза, при низких значениях рН среды отмечается менее прочная фиксация радионуклидов в почве. В этом отношении кислые почвы значительно менее способны к сорбции, чем почвы с нейтральной реакцией.

Радионуклиды, как правило, находятся в ультрамалом количестве. Например, содержание стронция-90 в глобальных выпадениях на поверхность почвы в среднем равно 10 мКи/км^2 (примерно в 10^{11} раз ниже содержания в почве стабильного стронция).

При плотности загрязнения 1 Ки/км^2 массовая концентрация радионуклидов в пахотном слое почвы составляет: стронций-90 – $2,4 \cdot 10^{-12} \%$, цезий-137 – $3,9 \cdot 10^{-12} \%$, цирконий-95 - $1,6 \cdot 10^{-14} \%$. Исключение составляет небольшая группа радионуклидов с периодом полураспада в десятки-сотни миллионов лет и более, например, тяжелые естественные радионуклиды урана-238 и тория-232, массовая концентрация которых в почве составляет соответственно $3 \cdot 10^{-4}$ - $4 \cdot 10^{-4} \%$ (активность $37,5$ - 50 Бк/кг почвы и $16,4$ - $36,9 \text{ Бк/кг}$ соответственно). Очень низкая концентрация искусственных и естественных радионуклидов в почве и в почвенных растворах обусловливает существенную зависимость поведения радионуклидов в почве от концентрации и свойств их изотопных и неизотопных носителей. Так, перемещающийся в почве стронций-90 распределяется между обменным кальцием и кальцием, находящимся в почвенном растворе. В обоих случаях кальций выполняет функцию неизотопного носителя, при этом, чем больше обменного кальция в почве, тем больше задерживается в нем стронций-90 и чем больше кальция в растворе, тем больше стронция-90 остается в нем.

Скорость поглощения радионуклидов почвой зависит, прежде всего,

от их растворимости. Водорастворимые формы радионуклидов легче взаимодействуют с почвенным поглощающим комплексом, чем малорастворимые. В составе глобальных выпадений доля растворимой фракции составляет: стронций-90 – 30-90 %, цезий-137 – 30-80 %, церий-144 – 4-40 %, цирконий-95 + ниобий-95 – 60-90 %.

Фиксация радиоизотопов стронция различными типами почвы в среднем равна 80 -90 %, однако они сравнительно легко десорбируются под действием нейтральных солей. Активно взаимодействует с твердой фазой радионуклид цезия, задерживаясь на ней на 93 - 95 %. Однако, в отличие от стронция цезий десорбируется значительно хуже.

Поглощение почвой радионуклидов препятствует их миграции вниз по профилю почвы, проникновению в грунтовые воды и, в конечном счете, определяет их аккумуляцию в верхних почвенных горизонтах. Так, на целинных участках, естественных лугах и пастбищах радионуклиды задерживаются в самом верхнем слое (0 - 5 см). После обработки почвы радионуклиды находятся преимущественно в пахотном слое.

Процесс поглощения радионуклидов почвой имеет двоякое значение: с одной стороны, снижается уровень их поступления в растения, с другой - накопление поглощенных радионуклидов в верхних слоях почвы (слой наибольшего распространения корней растений) повышает их доступность для растений. Следовательно, способствует большему накоплению радионуклидов в растительной массе, чем при их свободном передвижении в более глубокие горизонты.

Особое место в радиоактивном загрязнении почвы занимают трансуранные элементы - плутоний, америций, кюрий, нептуний. Они имеют периоды полураспада до тысяч и десятков тысяч лет и поэтому являются источниками практически вечного загрязнения для человечества. Трансуранные элементы не имеют стабильных аналогов в природе, что определяет своеобразие их поведения. Плутоний относится к химическим элементам с малой подвижностью в почве, где он медленно перемещается в глубь в ос-

новном за счет диффузии. Например, скорость миграции диоксида плутония в почве составляет примерно 0,8 см/год, при этом он передвигается в почве приблизительно в 100 раз быстрее, чем нитрат плутония. Незначительная часть плутония (тысячные доли процента), содержащегося в почве, усваивается растениями, при этом основное количество плутония задерживается в корнях и только незначительная часть переходит в наземную часть растений. В поверхностных слоях почвы и донных отложениях содержится более 99 % поступившего в биосферу плутония; в биологических компонентах экосистем находится соответственно менее 1 % плутония, большая часть которого связывается растениями.

Основной фактор, влияющий на поведение в почве америция и кюрия - гидролиз. Поскольку гидрооксиды америция и кюрия обладают более высокой растворимостью по сравнению с гидрооксидами плутония, они характеризуются более высокой подвижностью в почве и доступны для растений.

Поведение нептуния в почве наименее изучено. Известно, что его соединения отличаются наибольшей растворимостью среди всех трансурановых элементов и наиболее доступны для биоты.

В целом поведение всех радионуклидов в почве подчинено одним и тем же закономерностям, описанным выше. Однако есть особенности, отличающие поведение радионуклидов поступивших в почву в виде аэрозольных выпадений или в составе жидких отходов. В первом случае радионуклиды в виде субмикронных частиц попадают в природную среду и включаются в существующие геохимические циклы. Во втором случае в почву поступает большое количество разнообразных веществ, резко меняющих химические и физико-химические условия среды и миграция радионуклидов обуславливается обстановкой, сложившейся в итоге взаимодействия загрязняющих веществ с природной средой.

Радиоактивность растительного и животного мира

Радиоактивность растительного и животного мира обусловлена прак-

тически всеми радиоактивными изотопами, которые встречаются в природе. Их можно условно разделить на две группы. К первой группе, сравнительно малочисленной, следует отнести калий-40, углерод-14, тритий, которые находятся в смеси со стабильными изотопами, активно участвующими в обмене веществ и обеспечивающими функционирование всех органов и систем организмов живой материи. В связи с этим уровень содержания этой группы изотопов в организмах зависит от степени накопления стабильных элементов. Например, в горохе содержится 0,9 % калия, а в сливочном масле - 0,014 %, поэтому удельная активность гороха за счет калия-40 равна 274 Бк/кг, а сливочного масла 3,7 Бк/кг.

Другие радиоактивные изотопы, такие как радий-226, уран-238, торий-232, свинец-210, полоний-210 можно отнести в группу, значимость которой в обменных процессах изучена недостаточно.

Результаты многих исследований показывают, что уровень содержания изотопов в растительных и животных организмах зависит от концентрации их в окружающей среде. Так, в золе растений, выращенных на обычных почвах, содержание урана в среднем составляет $3 \cdot 10^{-4}$ г/кг, а в золе растений, произрастающих на обогащенных ураном почвах - $2 \cdot 10^{-3}$ г/кг. Необходимо отметить, что относительная эффективность накопления радиоактивных изотопов этой группы при резком увеличении содержания их во внешней среде снижается.

Из первой группы изотопов, по величине создаваемой активности, главное место занимает изотоп калия - ^{40}K . Количество калия в растительных организмах в 3 - 10 раз меньше по сравнению с его содержанием в земной коре (на единицу массы). Еще меньше содержание калия в организме животных - в 10 - 15 раз по сравнению с земными породами. Следовательно, содержание калия-40 в растениях выше, чем у животных организмов (табл. 3).

Радиоактивность биомассы по углероду-14 на порядок меньше калия-40, а активность трития совсем ничтожна.

Таблица 3

Удельная активность ^{40}K в продуктах растительного и животного происхождения

Продукт	Удельная активность, Бк/кг	Продукт	Удельная активность, Бк/кг
Пшеница	154	Лимон	41
Рожь	176	Клюква	44,4
Горох	274	Говядина	84
Крупа (гречка)	41 130	Свинина	33,3
Картофель	84	Рыба	77,7
Морковь	44,4	Икра рыбы	127
Лук	100	Молоко коровье	44,4
Огурцы	0,34	Масло сливочное	3,7

Основными изотопами второй группы, содержащиеся в растениях и животных, являются изотопы радия, урана, тория, свинца-210 и полония-210. Удельная активность свинца-210 и полония-210 в растительной пище составляет 0,02 – 0,37 Бк/кг. Различия в уровнях содержания указанных нуклидов в продуктах растительного происхождения обусловлены разной сорбционной способностью растений. В продуктах питания животного происхождения (молоко) удельная активность свинца-210 колеблется в пределах 13,7 мБк/кг – 0,18 Бк/кг, полония-210 от 3,33 до 0,13 Бк/кг. В среднесуточном рационе жителя средних широт России содержится около 0,22 Бк свинца-210 и 0,16 Бк полония-210.

Содержание радия в основных продуктах питания растительного и животного происхождения представлено в таблице 4.

Суммарная радиоактивность растений и тканей животных за счет альфа-излучателей составляет величину порядка 0,37 Бк/кг и 0,037 Бк/кг соответственно.

Таблица 4

Содержание радия в продуктах питания

Продукт	Содержание радия, сБк/кг	Продукт	Содержание радия, сБк/кг
Пшеница	7,4 – 9,6	Говядина	3,0 – 7,4
Горох	30 – 90	Рыба	1,5 – 2,7
Картофель	2,5 – 5,0	Молоко	0,01 – 1,0
Морковь	6,0 – 25,6	Яйца	11,0 – 33,0
Яблоки	0,74 – 3,3	Масло сливочное	0,37 - 11

Таким образом, основным источником поступления в организм естественных радиоактивных веществ является рацион, преобладающее значение в котором имеют продукты растительного происхождения.

Радиоактивность тела человека

Радиоактивность тела человека обусловлена присутствием всех радиоактивных изотопов, встречающихся в биосфере. Примерное содержание наиболее распространенных радиоактивных веществ в теле человека отображено в таблице 5.

Таблица 5

Содержание естественных радиоизотопов в теле человека

Радиоактивный изотоп	Содержание радиоизотопа без стабильного носителя, г	Радиоактивность, Бк
Калий-40	$8,3 \cdot 10^{-2}$	$22,2 \cdot 10^3$
Углерод-14	$2 \cdot 10^{-2}$	$33 \cdot 10^2$
Рубидий-87	$7 \cdot 10^{-3}$	17
Тритий	$8 \cdot 10^{-15}$	2,8
Уран-235	$5 \cdot 10^{-6}$	0,4
Торий-232	$7 \cdot 10^{-5}$	0,3
Уран-238	$7 \cdot 10^{-4}$	8,9

При оценке содержания радиоактивных веществ в отдельных органах и системах тела человека необходимо рассмотреть в первую очередь радио-

активность, обусловленную присутствием изотопов, которые обязательно входят в состав живых структур и без которых невозможно существование организма. К этой группе относятся калий, углерод и водород.

Суммарное содержание калия в организме взрослого человека (масса тела 70 кг) составляет 0,19 % (130 г). Особенно богаты калием ткани и органы, обладающие высокой функциональной активностью. К их числу относятся скелетная мускулатура, нервная ткань, сердце, печень, селезенка и др. Основным депо калия в организме является мышечная ткань. Ввиду того, что ^{40}K встречает в природе в смеси со стабильными изотопами в количестве 0,0119 %, удельная радиоактивность органов и тканей и тела человека по ^{40}K определяется содержанием стабильного изотопа (табл. 6).

Таблица 6

Содержание калия с ^{40}K в отдельных органах и тканях человека

Орган, ткань	Содержание, мг %	Удельная радиоактивность Бк/кг
Мышцы	360	107
Головной мозг	330	89
Печень	215	63
Легкие	150	44
Жировая ткань	60	18,5
Костная ткань	61	18,5

Как показали результаты многих исследований, содержание калия ^{40}K , в организме человека зависит от пола, возраста, массы тела, характера мышечной деятельности и т. д. У мужчин содержание калия в мышцах обычно выше, чем у женщин; большие концентрации калия обнаруживаются у лиц, выполняющих тяжелую физическую работу. Дистрофические изменения в мягких тканях при старении организма сопровождается снижением уровня калия. Таким образом, отклонения концентрации калия в органах и системах отдельных индивидуумов по сравнению с указанными в табл. 6 данными могут быть довольно значительными и достигать 150 - 200% и выше.

Общее содержание углерода в теле взрослого человека достигает 18 %, т. е. около 12,6 кг. Учитывая равномерное распределение углерода в тканях, можно считать, что удельная радиоактивность их по ^{14}C составляет 52 Бк/кг.

Количество трития в организме практически постоянно и определяется содержанием стабильного изотопа (около 10,2% в мышцах и 6,4% в костях). Удельная активность мягких тканей тела человека за счет ^3H составляет 0,55 Бк/кг, а костей 0,34 Бк/кг.

Следует указать, что активность тела человека, обусловленная присутствием ^{40}K , ^{14}C и ^3H , в первую очередь зависит от количества стабильных элементов, уровень содержания которых диктуется требованиями постоянства внутренней среды, определяемой функциональным состоянием организма. Возможные значительные колебания радиоактивности пищевых рационов за счет указанных изотопов в данном случае не имеют существенного значения.

Биологическая роль присутствующих в организме в ничтожно малых количествах радиоактивных изотопов условно относимых ко второй группе, до сих пор неизвестна. Избирательное накопление в отдельных органах этих изотопов или их равномерное распределение обусловлено химическими свойствами, близкими к свойствам биологически необходимых стабильных химических элементов. Из радиоактивных веществ этой группы, содержащихся в организме, наиболее глубоко изучен радий. Этот изотоп, подобно кальцию и другим остеотропным элементам, накапливается преимущественно в костной ткани. Содержание радия в отдельных тканях и органах представлены в табл. 7.

Количество радия в организме в целом по оценкам различных авторов находится в пределах от $0,48^{-10}$ г до $4,8^{-10}$ г. Б. Раевский рассчитывал, что в том случае если в пищевом рационе будет содержаться 12,5 сБк радия и в воде 1 сБк, накопление радия в организме к 70 годам достигнет 4,1 Бк.

Таблица 7

Содержание радия в отдельных тканях и органах в теле человека
(по Л. А. Перцову)

Ткань, орган	Удельная радиоактивность, сБк/кг
Костная ткань	19,9
Печень	7,4
Легкие	4,4
Мышцы	5,2
Почки	3,3
Яичники	1,1

Основная часть ^{210}Pb (до 70%) содержится в скелете. При относительно большом его периоде полувыведения, равном 2000 сут, возможно накопление равновесного количества ^{210}Pb . Удельная активность ^{210}Pb в костной ткани составляет 15 Бк/кг, в мягких тканях – 6,4 Бк/кг.

Общее содержание урана в организме невелико - порядка $1 \cdot 10^{-10}$ г/г. На долю тория и его α -активных дочерних продуктов приходится до 40% суммарной активности тела человека.

Приведенные выше уровни содержания в организме человека радия, урана и других радиоактивных изотопов относимых ко второй группе, носят ориентировочный характер, и представить удельную активность органов и тканей в средних величинах в этом случае весьма затруднительно. Это связано с тем, что степень радиоактивности отдельных органов и тканей тела человека, с одной стороны, влияет скорость обменных процессов и функциональное состояние организма, а с другой содержание этой группы изотопов в рационе. При постоянном одинаковом поступлении с рационом радиоактивных веществ устанавливается равновесие между поступлением и выведением их из организма. При этом в отдельных органах и тканях создается равновесная концентрация. При увеличении содержания изотопов в рационе равновесная концентрация возрастает. Если учесть, что

количество радиоактивных веществ неодинаково, не только в различных пищевых продуктах, но и в одном и том же продукте, выращенном в разных геохимических провинциях, становится понятным значение этой группы изотопов в питании населения. В качестве примера можно рассмотреть радиоэкологическую цепочку: лишайник - северный олень - человек. Значительная сорбционная емкость лишайников и длительный период жизни (до 300 лет) приводят к существенному накоплению ^{210}Pb и ^{210}Po в них - до 2,59 сБк/кг воздушно-сухой массы (в среднем). Уровни накопления ^{210}Pb и ^{210}Po в организме северного оленя существенно зависят от сезона выпаса животного. Максимальное содержание этих нуклидов отмечается в весенний период года (кормовая база - лишайник) и достигает 1,7 сБк (460 пКи/кг) сырого мяса, в летний период (кормовая база - однолетние травы) удельная активность снижается примерно в 5 раз (такая зависимость для ^{210}Pb отсутствует). Поступление указанных радиоизотопов в организм человека при условии равновесия между поступлением и выведением радионуклидов (для группы коренных жителей-оленеводов к концу зимы составляет более 90%) позволяет оценить поступление в организм по выделениям. По данным Р. В. Рамзаева, содержание ^{210}Pb в суточных выделениях составляет $0,94 \pm 0,4$ Бк/кал и $0,2 \pm 0,04$ Бк/моча при ^{210}Po ^{210}Pb равных 2 и 0,3 соответственно, что отвечает эквивалентному содержанию этих нуклидов в 250 – 300 мяса оленины. При этом наблюдается накопление ^{210}Pb и ^{210}Po в костной ткани до 4,4 – 4,8 Бк/кг, превышающее их содержание в 10 и более раз по сравнению с лицами прочих профессий.

Из представленных материалов видно, что основным источником поступления радиоактивных элементов, поступающих в организм человека, являются пищевые продукты. Вода в этом отношении имеет второстепенное значение. И только в случае повышения активности по радио до 3,7 сБк/л и более обнаруживается ее определенная роль в формировании радиоактивности человека.

Дозы облучения от естественных радионуклидов находящихся в ор-

ганизме, сравнительно невелика. Внутреннее облучение большинства органов и тканей обусловлено наличием калия-40, годовая поглощенная доза от которого, в отдельных органах варьирует от 15 до 27 мрад, тогда как от других, находящихся в организме естественных радионуклидов поглощенная доза обычно составляет десятые - сотые доли мрад/год.

Таким образом, радиоактивные вещества рассеяны в биосфере и повсеместно присутствуют в земных породах, в воде воздухе, пищевых продуктах и теле человека. Важность этого явления в первую очередь обусловлена теми дозами фонового облучения, которому подвергается население нашей планеты.

Фоновое облучение человека

Фоновое облучение организма человека в зависимости от источников ионизирующих излучений подразделяется на внешнее и внутреннее.

К источникам внешнего облучения относятся космические лучи, гамма-излучение радиоактивных веществ, содержащихся в горных породах, почве и строительных материалах, гамма-излучение радиоактивных веществ, находящихся в воздухе. Бета-облучение в этом случае можно не учитывать так как уровень ионизации воздуха за счет β -частице невысок, эффективный телесный угол облучения тела менее 2π , а органические вещества на поверхности земли и также облицовочные материалы в помещениях, обладая малой удельной β -активностью, поглощают β -потоки от строительных конструкций.

Представление о величине тканевой дозы за счет внешнего гамма-облучения для населения, проживающего в центральных областях Европейской части территории России, отражено в таблице 8.

Как видно из таблицы, колебания мощности γ -излучения за счет отдельных радиоактивных изотопов даже на сравнительно однотипной территории весьма значительны. Существенное влияние на интенсивность γ -потоков от пород и почвы оказывает снежный покров. Мощность γ -излучения от радиоактивных веществ, находящихся в воде морей и океанов,

достигает 0,43 мкГр/год. В районах с повышенным количеством радиоактивных элементов (некоторые зоны в Бразилии, Индии, Франции) наблюдается особенно высокая активность γ -радиации. Так, в районе монацитных песков Бразилии мощность γ -излучения достигает 10 мГр/год, в Индии от 1,31 до 28,14 мГр/год, в горных районах Франции от 1,8 до 3,5 мГр/год.

Таблица 8

Мощность дозы γ -облучения на территории центральных областей России
(по Л. А. Перцову)

Элемент	Содержание элемента г/г	Мощность дозы, мкГр/год
Уран	$2,6 - 4,0 \cdot 10^{-6}$	165 – 263
Торий	$0,5 - 1,2 \cdot 10^{-5}$	15 – 37
Радий	$0,8 - 1,1 \cdot 10^{-12}$	153 – 211
Калий	$0,43 - 2,58 \cdot 10^{-2}$	60 - 354

Особый интерес представляют уровни γ -фона в жилых зданиях. С одной стороны, в помещениях изменяется геометрия облучения тела человека (на улице она приближается к 2π , в помещениях - 4π) с другой - мощность γ -излучения зависит от содержания радиоактивных веществ в строительных материалах. Наименьший γ -фон отмечается в зданиях, построенных из дерева, до 0,5 мГр/год. Дозы в кирпичных зданиях до 1 мГр/год, железобетонных - до 1,7 мГр/год.

При оценке дозы, создаваемой космическим фоном во-первых, исходят из того, что космические лучи обладают высокой степенью «жесткости», поэтому практически поглощенная доза в любых тканях и органах тела человека должна быть одинаковой. Во-вторых, не учитываются флюктуации фона за счет разного уровня солнечной активности, а также его изменения в зависимости от широты. Для расчета дозы, создаваемой космической радиацией, необходимо иметь данные об ионизации воздуха за счет этой компоненты фонового облучения. Наиболее достоверной величиной

ионизации воздуха для средних широт считается скорость ионизации, равная 1,94 пар ионов в 1 см³/с. Пользуясь этим значением, можно рассчитать поглощенную дозу, в тканях тела человека по формуле:

$$\mathcal{D}_{\text{кос.}} = \frac{1,94 * 3,6 * 10^3 * 24 * 365 * 10^3}{2,06 * 10^9 * 1,07} = 28 \text{ мрад/год (0,28 мГр/год)},$$

где $\mathcal{D}_{\text{кос.}}$ – поглощенная доза за счет космического излучения;

1,94 – число пар ионов, возникающих в 1 см³ воздуха за счет космических лучей;

$3,6 \cdot 10^3$ – число секунд в 1 ч;

24 – число часов в 1 сут;

$2,06 \cdot 10^9$ – число пар ионов, возникающих при дозе 1 Р;

10^3 – коэффициент перевода дозы из рентген в рад.

Таким образом, 0,28 мГр/год (28 мрад/год) является средней дозой, которую получает население планеты за счет космического излучения. При оценке возможного биологического эффекта этого вида ионизирующего излучения необходимо учитывать ОБЭ для каждой составляющей космических лучей.

Значительная часть суммарной дозы внешнего облучения человека, обусловленной природными источниками радиации, создается за счет γ -излучения радиоактивных веществ, находящихся в поверхностном слое пород и почвы литосферы - вклад отдельных радионуклидов в эту дозу зависит от их концентрации. Интенсивность γ -излучения над породами и почвой может быть рассчитана по предыдущей формуле на основании знания скорости ионизации воздуха за счет отдельных радиоактивных изотопов. Скорость ионизации воздуха при известном содержании основных γ -излучающих радиоактивных веществ находят по формулам Б. Хульквиста, правомочность которых подтверждена натурными наблюдениями:

$$I_{Ra} = 1,26 \cdot 10^{12} \cdot S_{Ra}$$

$$I_U = 4,4 \cdot 10^5 \cdot S_U$$

$$I_{Th} = 2,1 \cdot 10^5 \cdot S_{Th}$$

$$I_K = 91 \cdot S_K,$$

где I_{Ra} , I_U , I_{Th} , I_K – интенсивность образования пар ионов/(см³·с) соответствующего элемента; S – концентрация соответствующего элемента в граммах на 1 г породы или почвы.

Результаты расчетов интенсивности γ -излучения представлены в таблице 9.

Таблица 9

Мощность дозы внешнего γ -излучения радия, урана, тория, калия содержащихся в породах (по Л. А. Перцову)

Породы	Мощность дозы, мкГр/год			
	Радий-226	Уран-238	Торий-232	Калий-40
Магматические:				
кислые	257	263	409	352
средние	97	92	137	282
основные	73	72	124	191
ультраосновные	38	39	62	54
Осадочные:				
песчаники	130	77	148	146
сланцы	220	77	306	360
известняки	77	84	40	360

Принимая во внимание, что коэффициент среднего времени пребывания человека вне помещений равен 0,2, можно рассчитать, что годовая эффективная эквивалентная доза за счет γ -излучения земного происхождения вне помещений составляет $6 \cdot 10^{-5}$ Зв. Учитывая соотношения имеющихся на земном шаре деревянных, кирпичных зданий, зданий из бетона и оценивая коэффициент пребывания человека в помещениях – 0,8 НКАДР при ООН определил, что усредненная эффективная эквивалентная доза внутри помещений по всему земному шару составляет $2,9 \cdot 10^{-4}$ Зв.

Излучение естественных радиоактивных веществ, содержащихся в атмосфере, вызывает ионизацию воздуха примерно на два порядка меньше

по сравнению с γ -излучением пород и почвы, поэтому оно имеет ничтожный вклад в суммарный эффект.

Внутреннее облучение организма человека создается за счет ^{40}K , ^{14}C , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Po и других радиоактивных элементов, содержащихся в организме. При вычислении мощности дозы, создаваемой тем или иным изотопом, исходят из средних количеств содержания их в теле «стандартного» человека. Радионуклиды земного происхождения, попадающие в организм, создают годовую эффективную эквивалентную дозу на уровне 1400 мкЗв, из которых 180 мкЗв приходится на ^{40}K , 1200 мкЗв – за счет изотопов ^{226}Rn и ^{220}Th , а также короткоживущих продуктов их распада, находящихся преимущественно в воздухе помещений. Уран-238 поступает в основном с пищей, существенно меньше с водой. Годовое поступление его в организм человека оставляет около 5 Бк. Концентрация ^{238}U в костной ткани находится на уровне 0,1 – 0,2 Бк/кг. Годовые поглощенные дозы от урана составляют $1,7 \cdot 10^{-6}$ Гр. Торий-232 из-за низкого всасывания в желудочно-кишечном тракте проникает в организм преимущественно с вдыхаемым воздухом. Годовое поступление его составляет примерно 10 мБк. Являясь остеотропным элементом и накапливаясь в скелете ^{232}Th создает дозы порядка $7 \cdot 10^{-6}$ Гр в год. Годовая эффективная эквивалентная доза за счет ^{226}Ra в регионах с обычным ЕРФ невелика и составляет около 6–7 мкЗв (табл. 10).

Таблица 10

Годовые эффективные эквивалентные дозы за счет природных источников ионизирующего излучения в регионах с нормальным РФ
(зона умеренного климата)

Природные ИИИ	Годовая эффективная эквивалентная доза облучения, мкЗв		
	Доза за счет внешнего облучения	Доза за счет внутреннего облучения	Суммарная доза
Космическое	300	Отсутствует	300

излучение Космогенные нукли- ды	Отсутствует	15	15
Радионуклиды земно- го происхождения: калий-40	120	180	300
рубидий-87	Отсутствует	6	6
ряд урана-238	90	1150	1240
ряд тория-232	140	230	380
суммарно(округленно)	650	1600	2250

Радиационные источники загрязнения окружающей среды и их экологическая оценка

По потенциальной опасности возможного поступления радиоактивных загрязнений в биосферу все источники могут быть условно определены на несколько групп. К ним относятся:

- испытания или вероятное применение ядерного оружия;
- предприятия по добыче, переработке и получению искусственных радиоактивных изотопов;
- учреждения, предприятия и лаборатории, использующие радиоактивные вещества в технологии производственных процессов;
- места захоронения радиоактивных отходов;
- ядерные реакторы разных типов, используемые на АЭС и вероятность аварий на них.

Ядерный взрыв. Ядерные взрывы осуществляются вследствие двух типов превращений. Первый в результате деления природного урана-235 или плутония-239 т.е. атомные взрывы атомной бомбы. Второй тип превращения основан на принципе синтеза гелия из двух легких элементов водорода и трития. Их называют термоядерными, а бомбы водородными.

При ядерных взрывах образуется около 250 изотопов 35 элементов из них 225 радиоактивных, как непосредственно осколков деления ядер тяжелых элементов, так и продуктов их распада с различным периодом полураспада от нескольких секунд до нескольких миллионов лет. По характеру из-

лучения почти все радиоактивные изотопы деления относятся к бета- или к бета- и гамма- излучателям. Помимо радиационных продуктов деления при атомном взрыве в число радионуклидов входит и непрореагировавшая часть ядерного горючего, которая является альфа-излучателем, считается, что во время взрыва в реакцию деления вступает примерно 20-30 % ядер тяжелых элементов. Активность этих альфа-излучателей по сравнению с активностью продуктов деления при взрыве меньше.

Наряду с продуктами распада ядерного горючего при термоядерных взрывах образуются изотопы углерода-14, трития, берилля-7 (наведенная радиоактивность). Наведенная радиоактивность возникает при захвате нейтронов деления и медленных нейтронов ядрами атомов, входящих в состав конструкции взрывного устройства, воздуха, почвы или воды. При этом образуются такие радиоактивные изотопы как натрий-24, магний-27, кремний-31 и др.

Среди множества радионуклидов, возникающих при взрыве ядерных и термоядерных устройств, основную радиационную опасность создают следующие радионуклиды (табл. 11).

В настоящее время запрещены испытания ядерного оружия в атмосфере, космическом пространстве, подводой и под землей. С точки зрения опасности загрязнения биосфера продуктами ядерных взрывов, наиболее важное значение имеют наземные взрывы ядерных бомб.

Высота подъема огненного шара и размеры образующегося грибовидного облака определяются мощностью взрыва и метеорологическими условиями. По мере подъема происходит охлаждение огненного шара, он принимает форму гриба, ножка которого состоит из крупных частиц земли, а шляпка представляет собой расширенное облако. При охлаждении шара происходит конденсация и образование радиоактивных аэрозолей и формирование радиоактивных осадков.

Таблица 11

Наиболее значимые для человека радионуклиды в радиоактивных осадках

Нуклид	Выход на 1 Мт деления или синтеза, Бк	Период полураспада	Основной вид облучения	Основной критический орган	Период биологического полувыведения, сут.
³ H	$1,74 \cdot 10^{16}$	12,34 года	Внутреннее	Все тело	12
¹⁴ C	$8,1 \cdot 10^{13}$	5730 лет	— «—	Жировая ткань	10
⁸⁹ Sr	$6,3 \cdot 10^{17}$	51 сут	— «—	Кость	$1,8 \cdot 10^4$
⁹⁰ Sr	$3,7 \cdot 10^{15}$	28,8 года	— «—	— «—	$1,8 \cdot 10^5$
⁹⁵ Zr	$4,6 \cdot 10^{17}$	65 сут	Внешнее	Все тело	450
⁹⁵ Nb	-	35,15 сут	— «—	— «—	760
¹⁰⁶ Ru	-	1 год	— «—	— «—	10,4
¹³¹ I	-	8,06 сут	Внешнее и внутреннее	Щитов.железа	-
¹³⁷ Cs	$6,3 \cdot 10^{15}$	30 лет	— «—	Все тело	70
¹⁴⁰ Ba	$42,2 \cdot 10^{17}$	12,74 сут	— «—	Кость, ЖКТ	65
¹⁴⁴ Ce	$13,5 \cdot 10^{16}$	284,3	— «—	Все тело	-
²³⁹ Pu	$13,3 \cdot 10^{13}$	$2,44 \cdot 10^4$ лет	Внутреннее	Кость	$7,3 \cdot 10^4$

Радиоактивные осадки подразделяются на локальные или местные и на тропосферные и стратосферные или глобальные. Локальные осадки выпадают в течение 24 часов вблизи ядерного взрыва. Величина частиц формирующих эти осадки колеблются от 0,1 мм до 1 см.

Тропосферные осадки состоят из частиц размером 10-100 мкм. Они попадают в тропосферу (нижнюю часть атмосферы) на высоту 10-18 км, подхватываются воздушными течениями и выпадают постепенно с дождями, туманами на поверхность Земли, загрязняя почву, растения. Выпадения этих осадков происходит в течение 20-30 суток. Эти же частицы с наибольшей вероятностью проникают внутрь организма ингаляционным путем.

Стратосферные осадки формируются частицами менее 10 мкм. Загрязнение территории из стратосферного резервуара определяют как загрязнение за счет глобальных выпадений. Выпадение осадков из стратосферы происходит медленно, время пребывания их на высоте 20 - 25 км варьирует в пределах от нескольких месяцев до нескольких лет. В связи с длительностью пребывания радионуклидов в атмосфере, короткоживущие и

среднеживущие нуклиды полностью распадаются и основное радиологическое значение приобретают долгоживущие изотопы стронция-90 и цезия-137, которые именуются «глобальными».

При выпадении радиоактивных осадков на местность происходит загрязнение верхнего слоя почвы. Оно существует относительно недолго. Постепенно, в течение нескольких недель, под влиянием различных процессов радиоактивные продукты взрыва проникают вглубь почвы, в результате происходит объемное загрязнение почвы глубиной в несколько сантиметров (5 - 6 см).

В зоне следа радиоактивного облака растения и животные подвергаются воздействию, прежде всего, внешнего ионизирующего излучения. Оно исходит от радионуклидов, выпавших на землю, а также осевших на растения или кожу животных. Основной вклад в поглощенную дозу вносят гамма-излучение у животных и бета-излучение у растений. Основная доза облучения у растений и животных на следе радиоактивного облака формируется в первые 4 дня. При этом величина поглощенной дозы определяется, прежде всего, мощностью дозы излучения. Соответственно дозам излучения при взрыве заряда мощностью в 1 Мт и скорости ветра 50 км/ч, вся территория радиоактивного следа условно делится на 4 зоны.

А – зона умеренного загрязнения покрывает расстояние до 400 км. Экспозиционная доза гамма-излучения в этой зоне составляет 40-440 Р, а ее мощность 8-80 Р/ч.

Б – зона сильного загрязнения покрывает расстояние от эпицентра взрыва в 170 км. Экспозиционная доза гамма-излучения в этой зоне составляет 400-1200 Р, а ее мощность 80-240 Р/ч.

В – зона опасного загрязнения покрывает расстояние в пределах 110 км от места взрыва. Экспозиционная доза гамма-излучения в этой зоне составляет 1200-4000 Р, а ее мощность 240 - 800 Р/ч

Г - зона чрезвычайно опасного загрязнения находится в пределах 100 км от эпицентра взрыва, уровень гамма-излучения в этой зоне составляет

более 4000 Р, при мощности дозы более 800 Р/ч.

При поступлении в атмосферу радиоактивных продуктов, возникающих при испытании ядерного оружия, отмечаются некоторые общие закономерности в их поведении. Значительная часть возникающих радионуклидов увлекается в верхние слои тропосферы и стратосферы. Поэтому их поведение в этом случае в значительно степени обусловлено особенностями метеорологических процессов, протекающих в атмосфере всей планеты.

При взрыве ядерных устройств реакции деления и синтеза практически протекают за 10^{-7} с. При этом создается такая высокая температура, что разрушаются все химические связи, происходит частичная, а у некоторых атомов и полная ионизация. Все устройство целиком превращается в газ, состоящий из нейтральных и ионизированных атомов. На этой стадии возникает быстро расширяющийся огненный шар. Из-за высокой температуры плотность газа в огненном шаре значительно меньше плотности атмосферного воздуха. Это ведет к быстрому подъему огненного шара до такой высоты, где его плотность сравнивается с плотностью окружающего воздуха. Быстрый подъем шара создает на его пути область разрежения, в которую с большой скоростью перемещаются более плотные массы воздуха. Образуется мощный восходящий поток в виде вертикального столба - ножки гриба. Через несколько миллисекунд после детонации наступает стадия особенно сильной генерации светового и теплового излучений, ведущая к потере энергии. По этой причине и вследствие почти адиабатического расширения огненного шара температура его снижается и начинается конденсация содержащихся в нем паров. При конденсации образуются радиоактивные аэрозоли различного размера. Так формируется радиоактивное облако, образующее шляпку гриба. Ход этого процесса, химический состав и структура образующихся продуктов в значительной степени зависят от условий, в которых произведен взрыв и от вида и мощности взываемого устройства.

Объем облака составляет примерно 100 км^3 на 1000 т тротилового эквивалента.

Крупные частицы под действием силы тяжести довольно быстро выпадают в районе взрыва, создавая местное, локальное загрязнение. Частицы микронного и субмикронного размера оседают медленно, оставаясь взвешенными в воздушных массах, входящих в состав облака. Выпадение этих частиц приводит к радиоактивному загрязнению в точках земного шара, удаленных на десятки тысяч километров от места испытаний, т. е. к глобальному загрязнению.

Распределение продуктов деления ядерных взрывов в значительной мере зависит от условий испытаний и мощности устройств. При взрывах мегатонного класса продукты деления распределяются следующим образом: при воздушных взрывах на большой высоте 90 % осколков увлекается в стратосферу, локальных загрязнений нет; при наземных взрывах 20 % попадает в стратосферу, 80% выпадает в районе взрыва. При взрывах над поверхностью моря 30 % попадает в стратосферу, 70% выпадает в виде местных осадков. При всех видах взрывов атомных зарядов килотонного класса вся активность остается в тропосфере или выпадает в виде местных осадков.

При попадании мелких радиоактивных аэрозолей в составе радиоактивного облака в тропосферу происходит их разбавление в результате диффузии, горизонтального размывания в направлении движения ветра и смещения воздушных струй по вертикали.

Сопоставление результатов исследований переноса радиоактивных аэрозолей с метеорологическими данными показало, что миграция радиоактивных аэрозолей в тропосфере идет в соответствии с законом перемещения воздушных масс. При этом скорость переноса вдоль параллели значительно больше, чем в меридиональном направлении и прежде чем тропосфера очистится от радиоактивных осколков, они успевают несколько раз обойти земной шар вдоль параллели. Распространение вдоль меридиана за это время происходит на $10 - 20^\circ$ широты, на которой были проведены испытания. Насколько быстро переносятся в тропосфере радиоактивные час-

тицы, можно проиллюстрировать следующими примерами: продукты взрыва, проведенного в штате Невада (США) 7 марта 1955 г., через 5 дней выпали в значительном количестве в окрестностях Ленинграда. После взрыва 13 февраля 1960 г. в Сахаре радиоактивные продукты были обнаружены 17 февраля 1960 г. в Крыму.

Расположение полосы максимальной загрязненности на широте проведенного испытания отмечается только в средних широтах. При испытаниях в зоне экватора полоса максимального тропосферного выпадения смещается от широты места взрыва в сторону полюсов. Был отмечен также переход продуктов ядерных взрывов в верхней тропосфере через зону экватора из северного полушария в южное.

Какие же процессы способствуют выпадению мельчайших радиоактивных аэрозолей? Гравитационное оседание частиц, создающих глобальное загрязнение, не имеет значения, поскольку оно проходит крайне медленно.

Выпадение мелких частиц радиоактивных аэрозолей из тропосферы на земную поверхность происходит в результате ряда иных процессов. К ним относятся прилипание частиц аэрозолей к поверхности наземных предметов и почве (при обтекании их приземным слоем воздуха), в первую очередь растительности. Коагуляции с частицами местной, нейтральной, нерадиоактивной пыли, захват аэрозолей элементами природных облаков (при их формировании). И вымывание аэрозолей при осадках (захват частиц падающими каплями).

Первые два процесса обусловливают так называемое сухое выпадение, другие связаны с атмосферными осадками.

Наблюдения за тропосферным переносом радиоактивных аэрозолей и их выпадением показали, что очищение тропосферного воздуха протекает в зависимости от метеорологических условий. Решающая роль принадлежит осадкам. В умеренных широтах в среднем за год за все дни с осадками выпадало в 9 раз больше радиоактивных продуктов, чем за все дни без осад-

ков.

В засушливых районах за каждый день с дождем выпадало также большее количество радиоактивных продуктов, чем за один сухой день без осадков. Но так как в этих зонах дней с осадками обычно мало, на них приходилась меньшая доля годового выпадения, чем во влажных районах.

При выпадении радиоактивных продуктов в отсутствие атмосферных осадков главная роль принадлежит турбулентному перемешиванию воздушных масс, при котором имеет место постоянное обновление самого нижнего, прилегающего к земной поверхности слоя воздуха.

Сложное сочетание всех метеорологических факторов и уровней содержания радиоактивных осколков в атмосферном воздухе приводило к тому, что величина выпадений в одном и том же пункте в разные дни могла изменяться в тысячи раз.

Скорость очистки тропосферы от радиоактивных загрязнений, при усреднении времени, необходимого для выпадения хорошо и слабо вымываемых осадками активных аэрозолей, носит экспоненциальный характер с периодом полуочищения 20 - 40 дней. С практической точки зрения самым важным является твердо установленный факт быстрой очистки тропосферы от основной части попавших в нее радиоактивных продуктов ядерных взрывов под действием атмосферных осадков.

Экспериментальные взрывы малой мощности, дававшие только тропосферные загрязнения, играли незначительную роль в глобальных выпадениях. Преобладающее значение в этом имели испытания устройств мегатонного класса, при которых основная масса радиоактивных осколков попадала в стратосферу.

При ядерных взрывах большой мощности мельчайшие радиоактивные аэрозоли в составе радиоактивного облака попадают в стратосферу. Облако захватывается стратосферными воздушными течениями и переносит в общем направлении вдоль параллели со скоростью около 100 км/ч, при этом оно вытягивается в направление переноса (скорость перемещения в мери-

диональном направлении во много раз меньше). Наряду с этим происходит диффузия облака в перпендикулярных переносу направлениях. Гравитационное оседание мелких аэрозолей происходит, как и в тропосфере, медленно. Так, например, на высоте 33 - 35 км скорость оседания частиц диаметром 10 мкм составляет 30 м/ч, или 250 км/год. Для частиц диаметром $<0,1$ мкм броуновское движение преобладает над седиментацией. На меньшей высоте скорость оседания частиц уменьшается за счет повышения плотности атмосферы. В результате для частиц разного размера имеется такой уровень, на котором процесс оседания становится малозначимым по сравнению со скоростью турбулентного движения воздуха. На этом уровне создается седиментационное равновесие, частицы оказываются надолго включенными в воздушные массы стратосферы.

Важное место в расслоении аэрозолей различного размера занимает солнечная радиация. При поглощении солнечного тепла пылинки увлекаются пузырьком теплого воздуха, окружающего нагретую пылинку, причем скорость их подъема тем больше, чем меньше размер пылинки. В ночное время это расслоение усиливается за счет быстрой седиментации крупных частиц. Влиянием лучистой энергии объясняется и то, что максимум концентрации радиоактивных аэрозолей в стратосфере экваториальных и умеренных широтах располагается на высоте 20 - 25 км, несмотря на то, что первоначальный уровень стабилизации радиоактивных облаков находится иногда ниже, а иногда и значительно выше указанных высот. При этом продукты деления обнаружаются в обоих полушариях с большей концентрацией над умеренными и высокими широтами, чем над экваториальной зоной. Концентрация этих продуктов в северном полушарии выше, чем в южном (т. е. имеется определенная зависимость от зон наиболее интенсивных испытаний). Радиоактивные вещества могут удерживаться в стратосфере от нескольких месяцев до нескольких лет. За это время происходит распад короткоживущих изотопов, а количество долгоживущих элементов практически не изменяется (например, ^{90}Sr , ^{137}Cs). Таким образом, стратосфера явля-

ется своеобразным резервуаром для накопления долгоживущих осколков деления с периодом полуочищения от 7 месяцев до 1 года.

Выпадению радиоактивных веществ из стратосферы предшествует их переход из стратосферы в тропосферу. В настоящее время выдвинут ряд гипотез, которые пытаются объяснить механизмы перехода радиоактивных осколков из стратосферы в тропосферу на основании результатов оценки глобальных выпадений на территории нашей планеты с учетом сезонных колебаний и пр.

Какие же особенности отмечаются в картине глобальных выпадений? Глобальное радиоактивное загрязнение оказалось различным на разных широтах и примерно одинаковым вдоль каждой широтной полосы, за исключением особо засушливых зон и районов локального загрязнения. Распределение концентраций радиоактивных осколков в тропосфере, в частности в приземном слое воздуха, было довольно изменчиво. Однако, чаще всего, максимум приходился на $25 - 35^{\circ}$ широты в обоих полушариях, причем в северном полушарии этот максимум, как правило, был выше, чем в южном.

Максимум распределения по земной поверхности выпавших долгоживущих изотопов приходился на широты $40 - 50^{\circ}$. Таким образом, отмечается смещение максимума выпадений по сравнению с максимумом загрязнения воздуха. По мнению многих исследователей, причина смещения состоит в том, что субтропический пояс $25 - 35^{\circ}$ широты беден осадками. Более загрязненные воздушные массы на этих широтах из-за недостатка осадков дают меньшее выпадение, чем менее загрязненные в пояссе $40 - 50^{\circ}$, где атмосфера обильно очищается осадками. Экваториальная зона, несмотря на обилие осадков в ней, имеет слабо загрязненные воздушные массы и поэтому в этой зоне выпадения невелики.

Отмечаются значительные изменения в динамике глобальных выпадений также в зависимости от сезона года. Максимум выпадений в северном полушарии приходится на II квартал, а в южном - на IV, т. е. в обоих

полушариях - на весну и начало лета.

Из всех гипотез, объясняющих причины распределения глобальных выпадений по широтам, а также и их зависимость от сезона года, представляет наибольший интерес гипотеза, разработанная советским ученым Д. Л. Симоненко, согласно которой, во время полярной зимы граница тропосферы в районе полюса опускается. В конце зимы и в начале весны граница тропосферы поднимается и нижняя часть стратосферы вместе с присутствующими в ней радиоактивными аэрозолями оказывается включенной в тропосферу, при этом радиоактивные продукты выпадают при тропосферном переносе. При попадании радиоактивных осколков в стратосферу в высоких широтах, где в начале весеннего сезона благоприятные условия для перехода аэрозолей создаются только к следующему году.

При очистке околополярной тропосферы от радиоактивных аэрозолей создается градиент концентрации их, направленный от экватора к полюсу. Периодическое освещение и затемнение полярной стратосферы перемещает аэрозоли из экваториальной стратосферы в полярную и затем и в приполярную тропосферу. Поэтому широтное распределение радиоактивных выпадений и их сезонность объясняются перемещением воздушных масс в пределах тропосферы из полярных районов в умеренные широты, причем этот перенос происходит независимо от географического расположения испытательных полигонов. Этот вывод автора подтвердили результаты исследований в 1965 г., когда максимум загрязнений от испытаний, проведенных в экваториальном районе северного полушария, был отмечен в северных и умеренных широтах.

Гипотеза освобождения стратосферы от радиоактивных веществ, высказанная группой отечественных ученых, работавших на борту экспедиционного судна «Витязь» с 6 октября 1958 г. по 28 апреля 1960 г., предполагает подъем воздушных масс в районе экватора с их проникновением в нижнюю часть стратосферы; из стратосферы эти воздушные массы опускаются в районе $25 - 35^{\circ}$ Южного и Северного полушарий в результате натекания

их на холодный клин полярного воздуха.

Наблюдаемую картину загрязнений пытаются также объяснить турбулентной диффузией на границе тропосфера и стратосфера. По этой гипотезе поступление продуктов взрывов должно быть более интенсивным там, где сильнее турбулентная диффузия. Зоной наибольшей стабильности в нижней части стратосферы является район экватора. Поэтому попавшие в стратосферу в районе экватора радиоактивные аэрозоли не могут выпадать в тех же широтах. Радиоактивные продукты с большой высоты над экватором путем турбулентной диффузии как бы скользят по наклонной плоскости, входят в тропосферу на уровне $25 - 35^\circ$ и выпадают в более высоких широтах.

Рассмотренные выше, а также и другие соображения, трактующие процессы выпадения радиоактивных осколков не дают исчерпывающего ответа на все вопросы, возникающие при попытках объяснить это сложное явление. По-видимому, дальнейшие исследования в этой области позволят выработать единое мнение о явлениях стратосферного переноса, необходимое для количественного расчета и прогнозирования радиоактивных загрязнений отдельных участков нашей планеты.

По данным научного комитета ООН по действию атомной радиации, при испытаниях ядерного оружия, проводимых до 1963 года, суммарная мощность взорванных боеприпасов и устройств составила 511 Мт. Интегральное выпадение радионуклидов на сушу и водную поверхность составило в МКи трития – 3560, углерода-14 – 6,2, железа-55 – 50, стронция-89 – 2800, стронция-90 – 12,2, рутения-106 – 330, церия-144 – 182,4, цезия-137 – 13,5, плутония-239 – 0,32.

Расчеты показали, что поглощенная доза ионизирующего излучения, полученная от радионуклидов, образовавшихся в результате ядерных испытаний, составляет (для населения умеренного пояса Северного полушария Земли) от внешнего облучения – 110 мрад, от инкорпорированных радионуклидов для гонад (половые железы) – 37 мрад, костного мозга – 150 мрад,

для легких – 150 мрад.

Формирование поглощенных доз от коротко- и средне- живущих продуктов ядерного взрыва завершилось в 1975-1976 гг. В формировании текущих годовых поглощенных доз основной вклад вносят цезий-137 и стронций-90.

Предприятия по добыче, переработке и получению расщепляющих материалов искусственных радионуклидов. К этой группе источников загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами относят предприятия атомной промышленности: урановые рудники, гидрометаллургические заводы по получению уранового концентрата, заводы по очистке урановых концентратов и получению обогащенного урана, заводы по извлечению тепловыделяющих элементов (ТВЭЛов) для работы АЭС и производству ядерного горючего.

К отходам, образующимся при добыче урановой руды, относятся шахтные, рудные воды, отвалы и рудничный воздух. Химический состав шахтных вод может колебаться в широких пределах и зависит от разнообразия состава урановых руд. Содержание урана в этих водах достигает 0,3-10 мг/л, радия 0,2 - 3,7 Бк/л. Объем откачиваемых шахтных вод может достигать 2000 м³ в сутки и более, поэтому в течение суток в окружающую среду возможно поступление более 1 кг урана и 0,2 мг радия. Рудные отвалы в виде хвостов, а также отвальные породы по химическому составу представляют собой в основном исходную руду. В этих отвалах содержатся сотые доли процента урана, радия – $5 \cdot 10^{-11} - 1 \cdot 10^{-10}$ г/г. Вследствие вымывания и ветровой эрозии отвалов они могут становиться источником загрязнения окружающей среды. Рудничный воздух, поступающий в атмосферу при вентилировании шахт, может содержать повышенное количество радона и его дочерних продуктов.

Основными отходами гидрометаллургических заводов являются рудные пульпы, (жидкость с находящимися в ней во взвешенном состоянии твердыми частицами минерального сырья грунта, горной породы и т.п.) из

которой выщелочено основное количество урана. В твердой части пульпы содержание урана составляет 0,002 - 0,0028 %, радия 2 - $3 \cdot 10^{-10}$ г/г.

При переработке руды на каждый килограмм извлеченного концентраты урана приходится 0,8-0,9 т твердых и 3,1 - 3,9 т жидких отходов. Для завода перерабатывающего 5000 т руды в сутки количество сбрасываемой твердой части пульпы составляет 500 т, а жидкой части около 2000 м³. С этим количеством отходов в окружающую среду могут поступать около 100 кг урана, 111 ГБк дочерних радиоактивных элементов и до 74 МБк радия в сутки. Представленные данные о радиохимическом составе рудных пульп являются ориентировочными, поскольку они могут меняться в зависимости от состава исходных руд и способов их переработки. К жидким радиоактивным отходам гидрометаллургических заводов относятся также воды прачечных и душевых, содержание урана в которых колеблется от 0,5 до 15 мг/л, радия до 5,2 Бк/л. Надо отметить, что в жидкой части отходов могут содержаться разнообразные химические соединения в значительных концентрациях. С газовыми выбросами гидрометаллургических предприятий при удалении вентиляционного воздуха с участков измельчения руды, сушки, прокалки, фасовки уранового концентрата в атмосферный воздух могут поступать радон, аэрозоли урана, радия.

На заводах по очистке урановых концентратов (или получению обогащенного урана) в процессе производства возникает 5,7 м³ жидких отходов на 1 т обогащенного урана. По радиохимическому составу эти отходы аналогичны водам гидрометаллургических предприятий, но содержат меньше радия-226. Газообразные выбросы на этих заводах могут содержать химические соединения урана, ураносодержащую пыль и дым, образующиеся в ходе химических процессов, механической обработки металлического урана.

При изготовлении ТВЭлов, в результате травления металлов, образуются ураносодержащие жидкие отходы, однако объем их незначителен. Помимо жидких отходов при обогащении урана и изготовлении ТВЭлов,

образуются твердые отходы, состоящие из загрязненных и вышедшего из строя оборудования, шлаков, сплавов, бумаги, ветоши и т.д.

Отработанные ТВЭЛы поступают на предприятия регенерации ядерного топлива (радиохимические комбинаты). Здесь производят выделение урана и плутония, а также продуктов их деления, которые в дальнейшем могут быть использованы в качестве источников излучения.

Несмотря на соблюдение всех мер радиационной безопасности, предприятия регенерации ядерного топлива являются источником радиоактивного загрязнения внешней среды. Они периодически сбрасывают сточные радиоактивные воды, хотя и в пределах допустимых концентраций. Следовательно, в окружающей среде неизбежно могут накапливаться радиоактивные вещества, уровень которых необходимо контролировать.

Особые трудности вызывает очистка выходящих газов от йода-131, некоторое количество этого вещества всегда попадает в атмосферу.

Предприятия, использующие в своей деятельности радиоактивные вещества. К этой группе потенциальных источников загрязнения окружающей среды относятся радиоизотопные лаборатории в промышленности, лаборатории научно-исследовательских институтов, где проводятся работы с использованием открытых радиоактивных веществ в области биологии, медицины, сельского хозяйства, радиологические отделения медицинских учреждений, применяющие радиоактивные вещества в целях диагностики и лечения и т.д. При применении открытых радиоактивных веществ, в данной группе учреждений, возможно образование газообразных, твердых и жидкких отходов. Так, воздух, удалаемый из боксов и вытяжных шкафов, может содержать аэрозоли йода-131, натрия-24, золота-198 и т.д. К жидким радиоактивным отходам можно отнести отходы, образовавшиеся вследствие дезактивации оборудования. К твердым радиоактивным отходам относятся пришедшие в негодность инструментарий, спецодежда, загрязненные радиоактивными веществами, респираторы, фильтровальная бумага, ветошь и др. В лабораториях сельскохозяйственного профиля образуются отходы в

форме стеблей, листвы, плодов и других сопутствующих материалов. Кроме выше указанных отходов в лабораториях научно-исследовательских институтов биологического и медицинского профиля образуются биологические отходы. К ним можно отнести трупы экспериментальных животных павших в результате введения различными способами радиоактивных затравок, содержащие стронций-90, цезий-137 и др. в научных целях. Культуры клеток, тканей сыворотки, в которые вводились радиоактивные метки - тритий, углерод-14, йод-128 и др.

В настоящее время серьезной опасностью радиационного загрязнения окружающей среды является использование радиоактивных источников в космических исследованиях и астронавтике. При запуске ракет носителей, а также посадке спутников возможны нештатные ситуации (аварии), когда радиоактивный источник может разрушиться и находящийся в нем стронций-90 и плутоний-238 загрязнить окружающую среду. Загрязнение атмосферы при разрушении или сгорании источника тока, работающего на стронции-90, вследствие аварии, равносильной взрыву водородной бомбы. После сгорания источника напряжения в 25 Вт, загрязнение атмосферы соизмеримо с загрязнением строницием-90 при взрыве двухмегатонной бомбы. Аналогичные последствия чреваты и при сгорании или аварии генератора напряжения, работающего на плутонии-238. Так, в 1969 году в результате аварии американского спутника над Индийским океаном, в атмосферу поступило радионуклидов с суммарной активностью $17 \cdot 10^3$ Ки.

Таким образом, подводя итог данному разделу, можно сделать вывод, что технологические процессы атомной промышленности и использование радиоактивных веществ в различных отраслях хозяйства образуют радиоактивные отходы, которые могут быть в газообразном, аэрозольном, жидком и твердом состоянии, а удельная их активность колебаться в пределах от $3,7 \cdot 10^7$ до $3,7 \cdot 10^{12}$ Бк и более. При классификации отходов необходимо учитывать ряд факторов: физико-химическое состояние, удельную активность, радиотоксичность изотопов, входящих в состав отходов. Необходимо также

отметить, что одним из лимитирующих факторов использования атомной энергии являются экологические аспекты утилизации радиоактивных отходов.

Радиоактивные отходы

Радиоактивные отходы (РАО) – побочные продукты технической деятельности, содержащие биологически и экологически опасные радионуклиды.

Радиоактивные отходы образуются:

- в процессе добычи и переработки радиоактивного минерального сырья;
- при работе атомных электростанций;
- при переработке отработанного ядерного топлива;
- при производстве ядерного оружия;
- при проведении научных работ с использованием исследовательских ядерных реакторов;
- при использовании радиоизотопов в промышленности, медицине, науке;
- при подземных ядерных взрывах;
- отходы, образующиеся в процессе добычи и переработки нефти.

После запрещения испытаний ядерного оружия в трех сферах проблема утилизации радиоактивных отходов, образующихся в процессе использования атомной энергии в мирных целях, занимает одно из ведущих мест среди всех проблем радиационной экологии.

РАО классифицируют по различным признакам: по агрегатному состоянию, по виду излучения, по времени жизни (периоду полураспада $T_{1/2}$), по активности (интенсивности излучения).

Наиболее распространенными по агрегатному состоянию считаются жидкие и твердые радиоактивные отходы, возникающие, в основном, при работе атомных электростанций, других ядерных энергетических установок и на радиохимических заводах по получению и переработке ядерного топ-

лива. Газообразные РАО образуются в основном при работе АЭС, радиохимических заводов по регенерации топлива, а также при пожарах и других аварийных ситуациях на ядерных объектах.

В зависимости от удельной активности твердые, жидкие и газообразные радиоактивные отходы принято разделять на три категории. Твердые отходы относят к соответствующей категории, исходя из мощности экспозиционной дозы на поверхности, а также удельной активности альфа- и -бета- излучения.

Твердые отходы считаются радиоактивными, если их удельная активность составляет следующие величины:

- для бета-активных веществ от $10 - 10^{10}$ Бк/кг;
- для гамма-активных веществ от 1,0 мГр/ч - 10 мГр/ч;
- для альфа-активных веществ от $10 - 10^9$ Бк/кг,

а также если уровни загрязнения поверхностей превышают 5 альфа-частиц/см²·мин или 60 бета-частиц/см²·мин, определяемых на площади 100 см².

Жидкие отходы классифицируются так:

- низкоактивные - менее $3,7 \cdot 10^5$ Бк/л,
- среднеактивные - от $3,7 \cdot 10^5$ до $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/л,
- высокоактивные - больше $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/л.

Газообразные отходы по степени радиоактивности также подразделяют на три группы:

- низкоактивные - до 3,7 Бк/л,
- среднеактивные - от 3,7 до 37 Бк/л,
- высокоактивные - более 37 Бк/л (37000 Бк/м³).

Низкоактивные отходы опасны только при попадании внутрь организма человека, среднеактивные - и как источник внешнего облучения. Отходы третьей категории настолько радиоактивны, что требуют не только мощной защиты, но и охлаждения в течение длительного времени. Отходы низкой и средней удельной активности образуются в основном на началь-

ных стадиях ядерного топливного цикла. Отходы высокой удельной активности появляются в процессе радиохимической переработки отработанного топлива. Чаще всего термином "отходы высокой удельной активности" обозначают раствор продуктов деления в азотной кислоте, полученный во время первого цикла экстракции урана и плутония. В таком растворе содержится более 99% продуктов деления, примерно 0,5% плутония, накопившегося в тепловыделяющих элементах (ТВЭЛах), и почти целиком другие трансурановые элементы.

На каждой стадии ядерного топливного цикла имеются некоторые безвозвратные потери в виде жидких, газообразных или твердых радиоактивных отходов производства, которые по тем или иным причинам не могут быть возвращены в цикл. Специфика таких отходов в том, что их нельзя обезвредить, например, сжиганием или переводом в другие химические соединения, так как радиоактивные вещества в любом состоянии сохраняют свои радиоактивные свойства.

В настоящее время практически во всех странах признана оптимальной следующая схема переработки высокоактивных отходов:

- 1) хранение в жидкой форме для снижения остаточного тепловыделения;
- 2) отверждение выдержаных жидких отходов и временное хранение в контролируемых условиях;
- 3) окончательное захоронение отверженных отходов в стабильных геологических формациях.

Радиоактивное заражение имеет глобальный характер не только по пространственным масштабам своего влияния, но и по времени действия, угрожая жизни людей в течение многих десятилетий и даже столетий.

Ввиду безусловной опасности РАО для всех живых организмов и для биосфера в целом они нуждаются в дезактивации и (или) тщательном захоронении, что до сих пор является нерешенной проблемой. Проблема борьбы с радиоактивным загрязнением окружающей среды выдвигается на первый план среди других экологических проблем ввиду его огромных масштабов

и особо опасных последствий.

До сих пор на ПО "Маяк" ежегодно образуется до 100 млн Ки жидких РАО, часть которых просто сбрасывают в поверхностные водоемы. Твердые РАО складывают в могильники траншейного типа, не отвечающие требованиям безопасности, в результате чего радиоактивно загрязнено более 3 млн. га земель. В зоне влияния ПО "Маяк" уровни радиоактивного загрязнения воздуха, воды и почвы в 50 - 100 раз выше средних значений по стране; отмечено возрастание количества онкологических заболеваний и детских лейкозов.

На предприятии начато строительство комплексов по остекловыванию высокоактивных и битумированию среднеактивных РАО, а также опытная эксплуатация металлобетонного контейнера для долговременного хранения отработанного ядерного топлива реакторов серии РБМК-1000 (подобного типа реакторы были установлены на ЧАЭС).

Суммарная радиоактивность имеющихся РАО в Челябинской зоне, по некоторым оценкам, достигает огромной цифры - 37 млрд ГБк. Этого количества достаточно, чтобы превратить всю территорию бывшего СССР в аналог чернобыльской зоны отселения.

Особенно острой проблема утилизации и захоронения РАО атомных электростанций становится в настоящее время, когда наступает время демонтажа большинства АЭС в мире (по данным МАГАТЭ, это более 65 реакторов АЭС и 260 реакторов, использующихся в научных целях). Известно, что за время работы АЭС все элементы станции становятся радиоактивно опасными, особенно металлические конструкции зоны реакторов. Демонтаж АЭС по стоимости и срокам сравним с их строительством, при этом до сих пор нет приемлемой научно-технической и экологической технологии проведения демонтажа. Альтернатива демонтажу - герметизация станции и ее охрана в течение 100 и более лет.

Так, взорвавшийся 4-й энергоблок ЧАЭС до сих пор представляет собой крупнейшее в мире и опаснейшее, плохо обустроенное хранилище

РАО.

Системы и типы ядерных реакторов

Создание ядерного реактора стало возможным благодаря сделанному в 1939 г. немецкими учеными О. Ганом и Ф. Штрассманном открытию деления ядер урана-235 под действием нейтронов любой энергии, которое сопровождается появлением новых нейтронов в количестве, значительно превышающем количество поглощенных и возникновением при этом т. н. запаздывающих нейтронов. Основное количество нейтронов, образующихся при делении (более 99 %), испускается немедленно после деления ядра (т. н. мгновенные нейтроны). Запаздывающие же нейтроны (менее 1 %) испускаются через некоторое время (около 0,1 с) при радиоактивном распаде некоторых типов ядер, являющихся продуктами деления ядер исходного тяжелого элемента. Только благодаря запаздывающим нейтронам возможно осуществлять управление цепной реакцией деления в ядерном реакторе.

При делении ядра тяжелого элемента образуются две примерно равные части (осколки) представляющие собой ядра новых элементов. Отталкиваясь друг от друга, они разлетаются в противоположные стороны, набирая значительную по атомным масштабам энергию - около 170 МэВ. Еще около 30 МэВ выделяется при гамма-излучении, бета-распаде ядер - осколков и других процессах.

Цепная реакция - это процесс, который, начавшись, обеспечивает условия для своего продолжения. В цепной ядерной реакции деления нейтроны вызывают деление тяжелых элементов (урана, плутония и тория), создавая еще больше нейтронов которые вызывают дальнейшее деление. Ядра всех тяжелых элементов относятся к категории делимых, т. е. способных разделиться под действием нейтронов, находящихся в ядерном реакторе. Однако цепная реакция деления может быть осуществлена лишь при наличии в ядерном реакторе нуклидов, способных делиться под действием нейтронов с произвольной кинетической энергией. К таким нуклидам относятся уран-235, уран-233, плутоний-239 и плутоний-241. Из них лишь уран-235

встречается в природе, а плутоний-239 и уран-233 - искусственные, они образуются в ядерном реакторе (в результате захвата нейтронов ядрами урана-238 и тория-232 с двумя последующими бета-распадами). Уран-238 и торий-232, а также плутоний-240 называются воспроизводящими, или сырьевыми, поскольку служат сырьем для воспроизводства делящихся нуклидов.

Воспроизводящие нуклиды делятся под действием быстрых нейтронов, кинетическая энергия которых превышает пороговое значение для реакции деления, поэтому их называют пороговыми делимыми нуклидами. Воспроизводящие нуклиды в результате ядерных превращений преобразуются в ядерном реакторе в делящиеся. Тяжелый металл, состоящий из делящихся и воспроизводящих нуклидов, входит в состав ядерного топлива - делимого материала, наличие которого в ядерном реакторе создает условия для осуществления цепной реакции при условии содержания в нем достаточного количества делящихся нуклидов.

Существует два способа вызвать цепную реакцию деления в уране. Первый основан на выделении из природного урана изотопа урана-235, в котором цепная реакция может развиваться беспрепятственно. Во втором способе используется вероятность возникновения реакции деления или захвата в зависимости от энергии нейтронов. Так, если поместить уран в замедлитель (среду, которая эффективно замедляет нейтроны, но слабо их поглощает), нейтроны деления со средней энергией 2 МэВ в процессе упругих столкновений с ядрами замедлителя теряют часть энергии, что позволяет им миновать область резонансной энергии (5 кэВ - 1 эВ), избежав тем самым радиационного захвата ядрами урана-238 и достигнуть области тепловой энергии (примерно до 1 эВ), т. е. стать тепловыми нейтронами. Тепловые нейтроны со средней энергией около 0,025 эВ энергично взаимодействуют с ядрами урана-235, вызывая их деление. В качестве замедлителя используют тяжелую воду или графит. Если природный уран обогатить ураном-235, повысив его содержание до 2 - 4 %, в качестве замедлителя можно использовать и обычную воду. Ядерные реакторы, в которых использована однород-

ная смесь ядер урана и ядер замедлителя (напр. раствор), называются гомогенными. Ядерные реакторы с неоднородным расположением топлива в замедлителе, называются гетерогенными (уран размещается в виде блоков, разделенных материалом замедлителя). К моменту создания первых ядерных реакторов на природном уране единственным реально доступным замедлителем был графит.

По назначению ядерные реакторы подразделяются на две большие группы:

- ядерные реакторы, использующиеся в качестве источников тепловой энергии (энергетические);
- ядерные реакторы, использующиеся для получения различных видов излучения.

Основные типы энергетических ядерных реакторов:

- электроэнергетические ядерные реакторы АЭС (используются для выработки тепловой энергии, преобразующейся с помощью турбогенераторов в электрическую);
- электроэнергетические (термоэлектрические или термоэмиссионные) ядерные реакторы с безмашинным преобразованием тепловой энергии в электрическую);
- высокотемпературные теплоэнергетические ядерные реакторы (производят высокопотенциальную тепловую энергию, непосредственно используемую в химической или металлургической промышленности для осуществления различных химических реакций или получения энергоносителей, например, водорода);
- теплоэнергетические ядерные реакторы (производят тепловую энергию на атомных станциях теплоснабжения, предназначены для промышленной и бытовой теплофикации).

К энергетическим реакторам относятся также судовые или транспортные ядерные реакторы; реакторы ядерных ракетных двигателей; двухцелевые электроэнергетические реакторы-размножители, вырабатывающие

тепловую энергию и ядерные материалы, которые могут быть использованы для производства нового ядерного топлива.

Основные типы ядерных реакторов для получения различных видов излучения:

- исследовательские ядерные реакторы (служат источниками нейтронного и гамма-излучения для научных и технических целей, в части, облучения реакторных материалов - материаловедческие реакторы);
- промышленные ядерные реакторы - используются для производства делящегося плутония и радиоактивных изотопов;
- облучательные ядерные реакторы (предназначены для обработки материалов нейтронным или гамма-излучением в целях улучшения их свойств);
- хемоядерные реакторы, использующие излучение для ускорения химических реакций;
- реакторы-источники нейтронов для активационного анализа нуклидного состава материалов;
- реакторы для биомедицинских целей и обработки пищевых продуктов;
- реакторы-лазеры, в которых энергия излучения, включая энергию осколков деления, используется для накачки энергии в активное вещество лазеров.

Ядерный реактор может производить тепловую энергию, различные виды излучения и новые химические элементы, но в зависимости от назначения данного реактора лишь одна (редко две) из этих функций реализуется полностью. В последние годы возникла тенденция к увеличению КПД не только основной функции ядерного реактора, но и его дополнительных возможностей. Таким образом, происходит постепенное совмещение функций ядерного реактора. Так, основной силовой цикл АЭС - производство электроэнергии, но реакторы АЭС могут также вырабатывать тепловую энергию, становясь атомными теплоэлектроцентралями, а высокотемпера-

турные реакторы, главное назначение которых - получение энергоносителей, могут дополнительно давать электроэнергию. В реакторах АЭС и высокотемпературных ядерных реакторах могут быть созданы радиационные контуры, в которых нейтронное и гамма-излучение используется для ускорения химических реакций и улучшения свойств материалов.

Ядерные реакторы подразделяются на различные типы не только по назначению, но и по физическим, техническим и эксплуатационным признакам.

По физическим признакам различают реакторы на тепловых и быстрых нейтронах; реакторы уранового, плутониевого или ториевого цикла; реакторы-размножители.

Техническая классификация проводится, как правило, по следующим признакам:

- вид теплоносителя и замедлителя (водо-водяные тепловые ядерные реакторы с тяжеловодным или графитовым замедлителем, реакторы на быстрых нейтронах с натриевым или гелиевым теплоносителем, реакторы с органическим теплоносителем и замедлителем и т. д.);

- агрегатное состояние водного теплоносителя (водо-водяные энергетические реакторы с водой под давлением, пароохлаждаемые реакторы на быстрых нейтронах);

- элемент, в котором создается давление теплоносителя (корпусные, канальные, канально-корпусные ядерные реакторы);

- число контуров теплоносителя (реакторы одноконтурные, с прямым паро- или газотурбинным циклом, двухконтурные с парогенератором и трехконтурные - с промежуточным контуром, отделяющим первый реакторный контур от паросилового контура);

- структура и форма активной зоны (гетерогенные и гомогенные ядерные реакторы с активными зонами в форме цилиндра, параллелепипеда или сферы);

- возможность перемещения (стационарные, транспортные или транс-

портабельные ядерные реакторы);

- время действия (ядерные реакторы непрерывного действия, импульсные, прерывистого действия).

Ядерные реакторы классифицируются также по эксплуатационным признакам - в зависимости от режима работы и способа перегрузок.

Представить многообразие существующих типов ядерных реакторов позволит следующий перечень основных видов ядерного топлива, замедлителей, теплоносителей, конструкционных материалов.

Делящиеся и сырьевые металлы: уран-235, уран-233, уран-238, плутоний-239, торий-232.

Замедлители: обычная вода, тяжелая вода, органические жидкости, графит, бериллий, оксид бериллия, гидриды металлов.

Теплоносители: обычная вода, водяной пар, органические жидкости, гелий, воздух, углекислый газ, жидкие металлы.

Конструкционные материалы: алюминий, цирконий, сплавы на основе магния, нержавеющая сталь и другие марки стали.

Наиболее распространенными в России энергетическими ядерными реакторами являются реакторы трех типов: ВВЭР, РБМК и БН.

Аббревиатура ВВЭР расшифровывается как водо-водяной энергетический реактор. В данном случае водо-водяной обозначает то, что и теплоноситель, и замедлитель это обычная вода (гетерогенный реактор). Активная зона помещается в один общий корпус, через который прокачивается вода. Используется двухконтурная схема теплоотвода. В первом контуре циркулирует вода под давлением 160 атм при температуре на выходе из реактора 325 °С. В парогенераторах тепло передается воде второго контура, которая превращается в пар, подаваемый под давлением 60 атм на турбины. Диаметр активной зоны 3,12 м, высота 3,5 м, загрузка природного урана 66 т, обогащение ураном-235 до 3 – 4 %. Электрическая мощность последних поколений реакторов типа ВВЭР составляет 1000 Вт. Ядерные реакторы этого типа установлены на Кольской, Калининской, Балаковской АЭС (Россия),

Запорожской, Хмельницкой, Южно-Украинской АЭС (Украина), также на АЭС Болгарии, Чехии, Финляндии.

Ядерный реактор типа РБМК аббревиатура расшифровывается как реактор большой мощности канальный. Работает на тепловых нейтронах, в качестве замедлителя используется графит, а в качестве теплоносителя обычная вода (гетерогенный реактор) Ядерным топливом служит диоксид урана, обогащенный ураном-235 до 2 %, запрессованный в твэлы - трубы из сплава циркония диаметром 13,6 мм. 18 таких твэлов смонтированы в одну общую тепловыделяющую сборку, помещаемую в вертикально расположенную трубу, по ней прокачивается охлаждающая вода, которая превращается в пар непосредственно в реакторе. Такая труба вместе с тепловыделяющей сборкой называется технологическим каналом. Система теплосъема такого реактора одноконтурная – вырабатываемый пар под давлением 65 атм. и при температуре 280 °С подается на турбины. Активная зона имеет высоту 7 м, диаметр около 12 м, в ней находится 1690 рабочих каналов, содержащих примерно 200 т урана. Тепловая мощность реакторов типа РБМК - 3200 МВт, электрическая - 1000 МВт. Ядерные реакторы этого типа установлены на Ленинградской, Курской, Смоленской АЭС (Россия), Чернобыльской АЭС (Украина), а на Игналинской АЭС (Литва).

В ядерных реакторах типа БН (реактор на быстрых нейтронах с натриевым теплоносителем) отсутствует замедлитель, а в качестве теплоносителя используется жидкий натрий. Основное число делений вызывается быстрыми нейtronами, причем каждый акт деления сопровождается появлением большего (по сравнению с делением тепловыми нейtronами) числа нейtronов, которые при захвате ядрами урана-238 превращают их в ядра plutония-239, т. е. нового ядерного топлива. На каждые 10 разделившихся ядер урана-235 возникает 10 - 15 ядер plutония-239. Этот процесс, получивший название расширенного воспроизводства ядерного топлива, позволяет использовать в реакторах этого типа уран-238, увеличивая тем самым сырьевую базу ядерной энергетики. Первый реактор на быстрых нейтронах

с натриевым теплоносителем БР-5 мощностью 5 МВт был пущен в Обнинске в 1957 г. Затем были введены в эксплуатацию реактор БОР-60, первые опытно-промышленные реакторы БН-350 и БН-600.

Радиоэкологический контроль при снятии ядерных установок с эксплуатации

Прекращение эксплуатации энергоблока АЭС может быть связано либо с радиационной аварией, сопровождавшейся такими разрушениями, при которых его восстановление экономически нецелесообразно, либо выработкой ресурса реакторной установки энергоблока.

Ориентировочный срок эксплуатации реакторной установки составляет 30 - 40 лет. После удаления облученного топлива и охлаждающей воды, (на легководных реакторах) свыше 95 % остаточных радиоактивных продуктов приходится на корпус реактора и элементы конструкции, входящие в состав его непосредственного окружения.

Система радиационного контроля, существующая на действующей АЭС, в связи с прекращением эксплуатации энергоблока может подвергнуться модификации в зависимости от конкретных условий, сложившихся на АЭС, радиационной обстановки и методологии проводимых на энергоблоке работ.

Если выход энергоблока из строя связан с радиационной аварией, система радиационного контроля переходит на аварийный режим работы.

Если же энергоблок остановлен в связи с выработкой ресурса реакторной установки, то система радиационного контроля, за состоянием окружающей среды в окрестностях АЭС, продолжает функционировать в том же объеме, что и при нормальной эксплуатации атомной электростанции, даже если АЭС состоит из одного энергоблока, снимаемого с эксплуатации.

После остановки и расхолаживания реактора перед началом работ по демонтажу или консервации реакторной установки, как правило, производится выдержка для уменьшения активности этой зоны за счет радиоактивного распада короткоживущих изотопов. Продолжительность выдержки

определяется оптимальным соотношением между уменьшающимися со временем затратами на защитные мероприятия при демонтаже или консервации реактора и растущими со временем затратами на инспекции, техобслуживание остановленного реактора, его охрану и потерю за счет вывода из пользования охраняемой территории.

В зависимости от конкретных условий и мощности реактора демонтаж может происходить в несколько этапов.

На первом этапе производится удаление всех легкодоступных радиоактивных материалов, а технологическое оборудование, узлы и конструкции реакторной установки оставляются нетронутыми. В этом случае персонал, осуществляющий техобслуживание и контроль реакторной установки, продолжает выполнять свои функции по-прежнему. В окружающей среде в процессе удаления радиоактивных материалов возможно появление повышенных концентраций радиоактивных продуктов, поэтому в этот период радиационный контроль проводится более тщательно.

На втором этапе оставляются и опечатываются те части реакторной установки, которые сохраняют высокие уровни радиоактивности. Менее радиоактивные части демонтируются и удаляются, обычно это активированное оборудование и облицовочные слои бетона. При этих работах возможно образование высоких концентраций радиоактивной пыли, а при пылеподавлении орошением - радиоактивных сточных вод. В районе проведения работ радиометрический контроль при этом осуществляется непрерывно, а в окрестностях АЭС - ежедневно. После завершения работ и стабилизации радиационной обстановки радиометрический контроль восстанавливается в том же объеме и в том же режиме, что и при нормальной эксплуатации АЭС.

При окончательном демонтаже реакторной установки производится удаление всех радиоактивных материалов, содержание радиоизотопов в которых выше допустимого уровня. Большая часть реакторной установки, в частности узлы активной зоны, теплообменники, трубопроводы, из-за вы-

сокой активности демонтируются с помощью дистанционно управляемого оборудования. Чтобы уменьшить образование высокоактивной пыли и паров металлов при демонтаже оборудования реакторной установки, часть работ производится под водой в корпусе реактора.

При всех этих работах образуется большое количество радиоактивных отходов. Так, по приблизительным оценкам, в результате демонтажа легководного реактора мощностью 1000 МВт образуется несколько сотен кубометров радиоактивных отходов. Эти радиоактивные отходы подлежат захоронению вместе с отходами, образующимися при нормальной работе АЭС, и такое же количество отходов, активность которых требует специальных способов захоронения, например, глубоко под землей в выработанных сухих шахтах.

Кроме того, при полном демонтаже образуется примерно 50 тыс. м³ нерадиоактивных отходов, в том числе условно не радиоактивных, активность которых не превышает установленных критериев. Непосредственной угрозы здоровью людей эти отходы не представляют, но их использование в хозяйственной деятельности за пределами АЭС и санитарно-защитной зоны недопустимо. Такое использование со временем может привести к широкомасштабному спонтанному повышению содержания радиоактивных продуктов в самых различных объектах, где эти отходы могут использоваться, что нежелательно, поскольку приводит к трудно предсказуемым последствиям. Например, использование условно не радиоактивных отходов при планировке территорий может со временем в результате естественной миграции радионуклидов в ландшафте привести к накоплению долгоживущих изотопов на отдельных участках, соответствующих геохимическим барьерам, до опасных уровней вследствие возможности проникновения по пищевым цепочкам в рацион населения.

В процессе работ по полному демонтажу реакторной установки, несмотря на принимаемые предохранительные меры, образуется большое количество радиоактивной пыли, паров и газов, возможны протечки и про-

никновение в окружающую среду радиоактивных вод, разнос радиоактивного загрязнения движущимся транспортом и строительными механизмами, используемыми в процессе демонтажа.

Поэтому в районе работ организуется тщательный непрерывный контроль за радиационной обстановкой, зона работ в обязательном порядке огораживается, выходящий транспорт и механизмы контролируются и при необходимости дезактивируются.

В период демонтажа в окрестностях АЭС на стационарных пунктах контроля производятся ежедневные измерения уровней радиации и отбор суточных проб радиоактивных выпадений и аэрозолей. Периодически, не реже одного раза в неделю, проводится маршрутная радиометрическая съемка дорог, по которым может двигаться транспорт, выходящий из зоны работ и территории гаражей и стоянок этого транспорта. С той же периодичностью контролируется содержание радиоактивных продуктов во всех видах и источниках местных стоков, в том числе в ливневых стоках в водные системы, а также в отходах (илах) местных очистных сооружений бытовых вод и промстоков.

Транспортировка радиоактивных отходов к местам их захоронения производится с соблюдением всех мер защиты окружающей среды от загрязнения. Тем не менее, следует учитывать возможность такого загрязнения и контролировать чистоту транспортной магистрали каждый раз после перевозки по ней отходов высокой активности посредством маршрутной гамма-съемки с движущегося транспортного средства.

Места долговременного хранения высокоактивных отходов в течение сотен лет являются потенциальными источниками возможного радиоактивного загрязнения природной среды. По мере естественного старения материалов, стенок емкостей могильников, защитных оболочек контейнеров с отходами, блоков, отверженных отходов будет происходить их постепенное разрушение в результате воздействия внешних факторов и внутренних физико-химических процессов, сопровождающееся проникновением радио-

активных продуктов в окружающую среду. Поэтому места захоронения радиоактивных отходов должны находиться под постоянным радиометрическим контролем. Радиометрическая съемка территории вблизи могильника производится каждый раз при загрузке радиоактивных отходов в могильник, причем измерения производятся два раза, до и после загрузки отходов. При случайном загрязнении территории в случае необходимости производится ее дезактивация. В перерывах между загрузками радиометрическая съемка производится периодически, не реже одного раза в месяц. С такой же периодичностью контролируется концентрация радиоактивных продуктов в грунтовых водах, отбираемых из водоносных горизонтов через скважины, пробуренные с учетом результатов гидрогеологических изысканий.

После консервации могильника в связи с его заполнением радиометрический контроль продолжает осуществляться ежемесячно в прежнем объеме.

Необходимо также следить за изменениями гидрологического режима прилегающей местности, техногенными изменениями геологических структур и возможностью возникновения деформаций могильников вследствие оползней, сейсмической активности и других опасных явлений, которые могут привести к проникновению природных вод в могильник и, как следствие, к рассеянию радиоактивных продуктов в ландшафте и широкомасштабному загрязнению окрестных рек, водоемов и артезианских скважин.

Для контроля за изменениями гидрогеологического режима местности администрация АЭС привлекает специализированные организации других ведомств.

Полный демонтаж реактора большой мощности, выработавшего свой ресурс или подвергшегося разрушениям в результате аварии, может оказаться экономически нецелесообразным при достигнутом к тому времени уровне развития технологии. В этом случае производится консервация реакторной установки с предварительным удалением топлива и теплоносителя, если это возможно. Консервация производится путем возведения специ-

ального защитного укрытия вокруг реакторной установки или даже вокруг всего разрушенного при радиационной аварии энергоблока, как это имело место на Чернобыльской АЭС.

Если остаточная активность реакторной установки велика, то вследствие радиоактивного распада выделяется такое количество тепла, которое требует оставления вентиляционных отверстий в стенах укрытия или даже организации специального теплосъема. При этом укрытие становится постоянным возможным источником радиоактивных аэрозолей. Большие температурные градиенты могут со временем привести к появлению трещин в укрытии, поэтому за его состоянием необходим постоянный надзор, сопровождающийся тщательным непрерывным радиометрическим контролем с помощью датчиков, расположенных как на самом укрытии, так и за его пределами, на прилегающей территории. В окрестностях АЭС радиометрический контроль в этом случае осуществляется так же, как и при открытом демонтаже реакторной установки.

Если количество тепла, выделяющегося при радиоактивном распаде в активной зоне, может сбалансироваться естественным теплоотводом окружающих грунтов и горных пород, укрытие может быть сделано полностью герметичным. В этом случае после окончания работ по герметизации радиометрический контроль и районе захоронения реакторной установки осуществляется так же, как и в районе подвергшегося консервации могильника радиоактивных отходов.

После завершения всех работ по полному демонтажу реакторной установки и ее полной герметизации в обязательном порядке проводится подробная радиометрическая съемка окрестной местности с составлением карт содержания в почве долгоживущих изотопов. Для съемки администрация АЭС привлекает аэрогамма-спектрометрические средства контроля других ведомств. Результаты съемки представляют собой новый радиоактивный фон, т. е. новую точку отсчета, сравнение с которой при последующих измерениях позволит судить об изменениях радиационной обстановки при

долговременных наблюдениях.

Таким образом, основные принципы радиационного контроля при снятии энергоблоков АЭС с эксплуатации заключаются в следующем.

1. Объем радиационного контроля во внешней среде за пределами промплощадки АЭС зависит от состояния снимаемого с эксплуатации блока АЭС и конкретных условий расположения площадки. Он определяется и корректируется службой радиационного контроля окружающей среды АЭС и промышленной санитарной лабораторией в соответствии с их Положениями, закрепляется в их планах-графиках проведения радиационного контроля, которые утверждаются и согласовываются с Госкомгидрометом России и другими органами в установленном порядке.

2. При снятии с эксплуатации энергоблоков АЭС и при наличии на промплощадке других действующих блоков объем радиационного контроля во внешней среде не может быть уменьшен по сравнению с объемом радиационного контроля при нормальной эксплуатации энергоблоков АЭС.

3. Решение о прекращении радиационного контроля во внешней среде вокруг промплощадки АЭС во всех случаях может быть принято только после подробного обоснования возврата территории промплощадки АЭС для неограниченного использования в народном хозяйстве, что оформляется отдельным актом в установленном порядке.

4. Если на промплощадке АЭС все энергоблоки находятся на стадии снятия с эксплуатации, то:

- при наличии остановленных, но не разгруженных от ядерного топлива блоков радиационный контроль за внешней средой производится в том же объеме, что при нормальной эксплуатации;

- при разгруженных энергоблоках, находящихся на стадии консервации, периодичность радиационного контроля за внешней средой может быть уменьшена с обязательным обоснованием, в котором должна быть указана и согласована с местными органами Госсанэпиднадзора и Госкомгидромета России степень герметизации;

- при наличии на промплощадке АЭС энергоблоков на стадии захоронения в зависимости от местных гидрогеологических условий должен проводиться радиационный контроль грунтовых вод за пределами промплощадки АЭС;

- при производстве демонтажных работ на энергоблоках, снимаемых с эксплуатации или при ликвидации энергоблока АЭС, что связано с транспортировкой радиоактивных демонтажных отходов в хранилища за пределами промплощадки, должен проводиться контроль радиоактивного загрязнения дорог и прилегающей к ним территории на расстоянии до 100 м в обе стороны от дороги.

5. При транспортировке демонтажных отходов энергоблока АЭС в специальных контейнерах и спецтранспорте должен быть дополнительно установлен радиационный контроль загрязнения контейнеров и спецтранспорта на выезде с территории производства демонтажных работ и мест хранения демонтажных отходов.

6. При производстве широкомасштабных дезактивационных работ в период снятия с эксплуатации энергоблоков АЭС периодичность контроля радионуклидного состава жидких сред, удаляемых с АЭС, должна быть увеличена в зависимости от объемов, продолжительности дезактивационных работ и типа дезактивируемых помещений и оборудования.

7. При ограниченном повторном использовании в народном хозяйстве части демонтажных отходов, образующихся при снятии с эксплуатации энергоблоков (металл, бетон, песок и т. п.), должен проводиться входной - выходной радиационный контроль их объемной активности для соблюдения соответствующих нормативов на всех этапах схемы движения и переработки демонтажных отходов, включая места использования готовой продукции. На местах использования продукции из материалов рецикла и в зависимости от ее вида проводится выборочный радиационный контроль мощности дозы внешнего гамма-излучения не реже одного раза в полгода.

Обращение с радиоактивными отходами АЭС

Радиоактивные отходы образуются на АЭС из двух источников: главным является основной технологический контур АЭС, другим источником являются вспомогательные установки, например, газовый контур, контур охлаждения. Источники радиоактивных отходов активационного происхождения, например, радиоактивные продукты коррозии или образующийся в процессах деления тритий (сверхтяжелый изотоп водорода), имеют активность, строго меняющуюся во времени по известному закону. Случайным источником являются продукты деления, попадающие в теплоноситель.

Атомная электростанция - такое же производство, как и другие, поэтому во время основного технологического процесса - отвода тепла от активной зоны реактора для выработки электроэнергии - образуются и радиоактивные отходы. Поскольку из теплоносителя постоянно нужно удалять разнообразные примеси, при очистке теплоносителя выделяются радиоактивные газы. Захватывая микрочастицы жидкости и твердые микрочастицы, газы переходят в аэрозольную форму. Следовательно, радиоактивные отходы также могут быть и жидкими и твердыми и газообразными.

Твердые радиоактивные отходы (ТРАО) на АЭС это - детали демонтированных частей оборудования, отработанные аэрозольные и прочие фильтры, различные приспособления с наведенной радиоактивностью, которые при неправильном обращении, могли бы попасть за пределы АЭС и стать опасными для людей. Именно поэтому на АЭС так организуются учет и хранение (ТРАО), чтобы абсолютно исключить их бесконтрольное попадание в окружающую среду. Все ТРАО собирают в специальные контейнеры в местах их образования. Одновременно с загрузкой в контейнеры производится сортировка ТРАО по уровню активности.

Крупногабаритное оборудование разбирают и разрезают на части, часть твердых отходов сразу же перерабатывают - сжигают или прессуют (как, например, загрязненную спецодежду). Конечно, после сжигания дымовые газы ни в коем случае не выбрасывают сразу в вентиляционную тру-

бу, вначале газы проходят систему грубых и тонких фильтров. В результате такой очистки от твердых частиц удаляемые газы практически уже не содержат радиоактивных веществ.

Далее ТРАО помещают в здание хранилища отходов. Емкость специальных ячеек для хранения ТРАО рассчитывается так, чтобы они были заполнены не ранее, чем через 10 лет после начала эксплуатации АЭС, и, кроме того, чтобы была возможность создания дополнительных ячеек. Отдельно хранятся твердые радиоактивные отходы высокой степени загрязненности, для них емкость ячеек рассчитана на хранение отходов в течение всего срока работы АЭС. Часть отходов может быть переправлена в региональные хранилища и в этом случае предусматривается возможность извлечения ТРАО из ячеек.

Ячейки хранилищ выполнены из железобетона, дно ячеек находится выше уровня грунтовых вод, имеет гидроизоляцию снаружи строительных конструкций и поддон из нержавеющей стали. Кровля и перекрытие хранилищ отходов сделаны так, чтобы исключить попадание атмосферных осадков в ячейки для хранения ТРАО. Сами ячейки находятся под строгим дозиметрическим контролем, для чего по периметру хранилища сделаны наблюдательные скважины, из которых регулярно отбираются пробы воды для анализа на содержание радиоактивных веществ.

Можно уверенно сказать, что в результате выполнения всех заложенных в проекте АЭС мероприятий контакт твердых радиоактивных отходов с человеком исключен. Вопрос охраны населения от ТРАО можно считать решенным.

Газообразные радиоактивные отходы (ГРО). Технологический процесс на атомной станции предусматривает постоянное удаление из теплоносителя присутствующих и образующихся в нем газов. ГРО образуются и при дегазации различных протечек теплоносителя, в бассейнах выдержки отработанного топлива, при дегазации растворов в баках выдержки.

Отводимые из контура и технологического оборудования газы состо-

ят обычно из азота и водорода, содержат примеси водяного пара и газообразные продукты деления - радионуклиды Kr, Xe, Ar. Перед выбросом в атмосферу газы вначале подвергают выдержке, в течение которой их активность уменьшается за счет распада радиоактивных нуклидов. Для исключения образования взрывоопасных смесей с водородом газы разбавляют азотом и сжигают в специальных устройствах.

В ходе технологического процесса могут образовываться также радиоактивные отходы в форме аэрозолей - это микрокапли жидких радиоактивных сред и уносимые газовым потоком твердые микрочастицы. Аэрозоли могут также появляться в результате протечек теплоносителя. Радиоактивные аэрозоли и изотопы радиоактивного йода, которые также могут возникать при истечении теплоносителя, удаляются из помещений вентиляционными системами.

Перед выбросом в атмосферу воздух, содержащий газы и аэрозоли, проходит очистку на аэрозольных и йодных фильтрах, а также на угольных фильтрах-адсорберах.

Жидкие радиоактивные отходы (ЖРО). Сам технологический процесс на атомной станции таков, что всегда сопровождается образованием жидких радиоактивных отходов. Поскольку - сам теплоноситель представляет собой жидкость, системы охлаждения заполнены жидкостью, выполнение требований радиационной защиты (уборка помещений, стирка одежды, мытье в душевых и т.д.), также приводит к образованию ЖРО.

Для снижения активности (уменьшения количества нуклидов) реакторной воды и поддержания постоянного химического состава теплоносителя часть его все время отводится на фильтры внутренней очистки в блок специальной водоочистки. В качестве фильтрующих материалов используются, например, ионообменные смолы. Периодически их заменяют свежими, а отработанные смолы фильтров специальной водоочистки, как и прочие фильтрующие материалы и растворы, собирают в емкости промежуточного хранения. После выдержки в течение определенного времени, что-

бы успели распасться короткоживущие радионуклиды, эти ЖРО переводят в твердую фазу - заливают битумом. Далее с ними поступают так, как и с твердыми радиоактивными отходами (это описано выше).

К следующей группе жидких отходов относится теплоноситель первого контура, часть которого сливают при проведении ремонтных работ в реакторном отделении или при перегрузке тепловыделяющих систем. Поскольку на внутренних поверхностях оборудования образуются радиоактивные продукты коррозии, их частично удаляют, используя для этого дезактивационные и промывочные растворы. К жидким радиоактивным отходам относятся и воды бассейнов перегрузки и воды баков аварийного запаса борной кислоты. Жидкими радиоактивными отходами являются и так называемые трапные воды - случайные протечки теплоносителя и обмывочные воды и растворы, использованные для дезактивации наружных поверхностей оборудования, а также полов, стен и потолков помещений. Из прачечных, где стирают спецодежду, моют обувь, тоже поступают ЖРО. Вода из душевых может содержать радиоактивные вещества, но в таких малых количествах, что ее не относят к категории жидких радиоактивных отходов, хотя поступают с ней так же, как и с прочими ЖРО. Все эти воды очищаются от радиоактивных и прочих химических веществ на установках специальной водоочистки, а затем вновь используются в технологическом цикле АЭС. Так организуется оборотная система водоснабжения АЭС.

Утилизация радиоактивных отходов в военно-промышленном комплексе

Проблема утилизации радиоактивных отходов актуальна сегодня для всех ядерных стран. Но если атомные электростанции или научные реакторы находятся под постоянным наблюдением и возможность аварии на них сведена к минимуму, то иная картина наблюдается в военно-промышленном комплексе, где только в России снято с вооружения более 100 кораблей и подводных лодок с атомными реакторами. Время неумолимо, и с каждым днем электрохимическая коррозия снижает физико-

химические характеристики стоящих у берега на швартовых атомных субмарин. А сколько жидких и твердых отслуживших радиоактивных веществ ждут своей участи!

К сожалению, в мире до сих пор не найдены способы их полного, надежного и безопасного уничтожения. Принятая в ведущих ядерных державах технология утилизации опасных объектов, безусловно, устарела. Часть корабля, содержащую ядерную установку, отделяют от корпуса, затем без всякой предварительной обработки ее грузят на транспортное средство и под конвоем отправляют в специально отведенные места для захоронения. Об огромных материальных потерях говорить не приходится. Но главное - объект остается радиоактивным многие сотни лет. А значит, потомкам достанется ужасное наследство. Ведь никто не может исключить ситуацию, когда, скажем, естественные или искусственные сейсмические удары разстре-вожат такой могильник и создадут реальную угрозу уничтожения человечества, да и всего живого на Земле без атомной войны. После удаления самого опасного фрагмента с судна снимают оборудование, изоляционные про-кладки, разбирают оставшиеся конструкции. Затем корпус разрезают на листы определенных размеров. В ходе операции, которую проводят газо-выми резаками, в окружающую среду выбрасывается большое количество токсичных веществ.

Конверсионные работы по ликвидации подобных объектов требуют много сил, средств и времени: в год удается утилизировать не более четырех судов. Конечно, стоимость подвергнутых дальнейшей обработке и возвращенных в оборот материалов - ценных марок стали, алюминия, свинца, цинка, меди и других - позволяет компенсировать затраты, связанные с этими процессами. Но главная задача не решена: ведь количество радиоактивных узлов непрерывно растет и, стало быть, стремительно накапливаются соответствующие твердые и жидкие отходы. Российские ученые давно ищут выход из создавшегося положения. С этой целью в Санкт-Петербурге был создан концерн. В него вошли Центр стратегических исследований

РАН, Инженерная академия, Технологический университет, Санкт-Петербургский университет, Физико-химический институт, Балтийский завод, Военно-морская академия им. Н. Г. Кузнецова, Первый Центральный научно-исследовательский институт Министерства обороны и другие научно - технологические предприятия и организации. В результате проведенных в них многолетних исследований и экспериментов разработана и представлена правительству России уникальная программа утилизации ядерных объектов. Она не имеет аналогов в мировой практике конверсионных работ по ликвидации специальных плавучих средств. В чем ее особенность?

Разработанный отечественными учеными способ его дезактивации, соответствующий нормам, принятым в России и МАГАТЭ, позволит полностью снять с корпуса установки остаточную активность. Это делает процесс высокорентабельным: по прогнозам, стоимость "спасенных" материалов и других материалов и оборудования не только полностью перекроет затраты на внедрение данной технологии, но и принесет 4 - 5-кратную прибыль. Обработка части корабля, содержащей ядерную установку, полностью автоматизирована: ее планируют выполнять с помощью роботов-манипуляторов, тем самым, обезопасив от облучения операторов. Они будут наблюдать за ходом работ на экранах мониторов. Кроме того, российские специалисты создали технологию дезактивации и жидких радиоактивных отходов из контуров реактора. В обеспечной надежными средствами защиты установке происходит одновременно очистка газов и контейнеризация твердой фракции. И если раньше большое количество жидких элементов отправляли в могильник, то теперь они могут быть возвращены в производство и вновь использованы в научных реакторах, на АЭС, в других отраслях промышленности. Это даст огромный экономический эффект, а также резко уменьшит объем веществ, подлежащих захоронению. Найден и новаторский метод "разделки" корпуса судна. Предварительное охлаждение в специальной камере до -70 °С снижает прочность металла в 50 - 100 раз, что значительно облегчает его дальнейшую обработку. Затем на корпус на-

брасывают металлическую сетку с заданным размером ячеек. На ней в местах пересечения проволоки находятся точечные пиротехнические зарядные устройства. При подаче напряжения на сетку за несколько секунд весь корпус осыпается на поддон. При этом, в отличие от традиционного способа "разделки", вредные вещества в окружающую среду не выделяются: осыпавшийся металл тут же транспортируют из рабочей зоны, после чего проводят его сортировку. В итоге время на обработку заметно сокращается и в зависимости от класса корабля составит вместо 2 - 4 месяцев всего 7-10 дней.

Поскольку процесс значительно ускорится, существенно возрастет и "оборачиваемость" рабочей площадки - по этому показателю предлагаемая технология опережает принятую в США в 10 раз. Напомним, сегодня в любой стране, имеющей в своем арсенале атомные суда, успевают переработать 3-4 корабля в год. Если учесть, что общее число списанных кораблей у нас перевалило за 200 становится очевидным: без новых подходов утилизация может затянуться на столетия.

Итак, разработанная Российским концерном технология дезактивации ядерных объектов не только прогрессивна, но и высокоэффективна. По расчетам специалистов, она вполне способна на порядок сократить затраты на проведение подобных работ. Далее, появляется реальная перспектива решить на ее основе аналогичные задачи для атомных электростанций, избавиться от миллиардных расходов на вынужденное поддержание на плаву списанных судов, загрузить переполненные сейчас хранилища смертельных отходов за счет более компактного захоронения. Кроме того, она может стать прибыльной отраслью экономики и от выполнения иностранных заказов и от продажи ноу-хау за рубежом. Подготовленный комплект документации окажется полезным при подготовке проекта по конверсии, который ускорит утилизацию опасных объектов в мировом масштабе. По мнению ученых, в самое ближайшее время необходимо создать международный центр по утилизации плавучих средств для снижения стоимости и ускоре-

ния этих работ у нас и в других ядерных державах.

Новые подходы к захоронению радиоактивных отходов

Проблема захоронения РАО - глобальная проблема человечества, она не просто важна, а становится критической. Поражают объемы накопленного радиоактивного мусора.

К сожалению, все существующие и применяемые в мире методы обезвреживания РАО (цементирование, остекловывание, битумирование и др.), а также сжигание твердых РАО в керамических камерах (как на НПО "Радон" в Московской области) неэффективны и представляют значительную опасность для окружающей среды.

Особенно острой проблема утилизации и захоронения РАО атомных электростанций становится в настоящее время, когда наступает время демонтажа большинства АЭС в мире.

Для радиоактивных отходов надежных, абсолютно безопасных способов захоронения до настоящего времени нет из-за коррозионного разрушения контейнеров.

Обращение с радиоактивными отходами, образующимися на различных стадиях ядерного топливного цикла, а также при использовании радионуклидов и источников ионизирующего излучения в науке и технике, является важной научно-технической проблемой, от решения которой, в конечном счете, зависит осуществление планов развития ядерной энергетики. Наибольшее внимание из-за серьезной опасности для жизни на земле уделяется вопросам, связанным с разработкой методов обращения с высокоактивными отходами, в которых сосредоточено более 99% радиоактивности отработавших тепловыделяющих элементов.

К настоящему времени в России и за рубежом общепризнанной является мультибарьерная концепция обращения с отверженными жидкими радиоактивными отходами. Она основана на использовании природных (естественных) и инженерных (искусственных) барьеров, затрудняющих выход радионуклидов из отверженных радиоактивных отходов в окружаю-

щую среду.

Природными барьерами являются геологические формации, в которых будут размещаться хранилища отвердевших радиоактивных отходов (скальные породы, соляные выработки, шахты, штреки и т.п.). В качестве инженерных барьеров служат:

- сама форма отверженных отходов (стекло, стеклокерамика, цемент, стеклометаллические композиции, моно- и полифазная керамика и т.п.), представляющая собой монолитный материал, обладающий высокой водоустойчивостью, радиационной стойкостью и механической прочностью;
- оболочки контейнеров, содержащих отверженные радиоактивные отходы;
- буферные материалы, отделяющие контейнеры с радиоактивными отходами от вмещающих пород, в качестве которых обычно служат бентонитовые глины с добавками, обеспечивающими эффективную сорбцию радионуклидов;
- засыпочные материалы для изоляции штреков и стволов шахт, где размещаются отверженные радиоактивные отходы.

В настоящее время остекловывание радиоактивных отходов представляет собой экономически и технически приемлемый вариант отверждения высоко- и средне-активных отходов, обеспечивающий надежную фиксацию радионуклидов в процессе длительного хранения отходов. Наиболее пригодными для этой цели являются алюмоборосиликатные и алюмофосфатные стекла, хотя не исключается использование и других стеклообразующих систем на основе дешевых недефицитных горных пород, суглинка, датолита и т.д. Недостатком стекол как матриц для включения радиоактивных отходов является то, что стекла не являются термодинамически стабильными и с течением времени могут подвергаться денитрификации, ухудшающей, как правило, химическую стойкость и механическую прочность материала. Этого недостатка лишены моно- и полифазная керамика (например, керамика типа 8УМЮС-С), стабильная в течение геологических

периодов времени.

Захоронение радиоактивных отходов

Проблема захоронения радиоактивных отходов не просто важна. Она становится критической. Поражают объемы накопленного радиоактивного мусора. По имеющимся оценкам, эксплуатация АЭС всего мира приведет к накоплению 200 тысяч тонн отработанного топлива уже в начале третьего тысячелетия.

Проблемы пытаются решить. Преобладает традиционный подход - захоронение в устойчивых геологических породах. На это затрачиваются огромные средства. Этот подход весьма уязвим. Во-первых, хранить надо долго. Распад радиоактивных элементов занимает сотни тысяч лет. Никакие технические конструкции не выдержат и сотой доли этих сроков. Металл и стекло стареют, бетон разрушается. Опасность усугубляется тем, что земная кора находится в движении. Например, в карьерах известняков Московского региона обнаружены трещины, разбивающие скальные массивы на прямоугольные блоки с размерами до нескольких метров, в кристаллических породах существует полная свобода для обмена водными и газовыми потоками.

В огромных количествах радиоактивные отходы опускают на дно океана. Однако металлические контейнеры выдерживают в агрессивной морской среде не более 15 лет, а бетонные - примерно 25. Во фьордах Баренцева моря подобные контейнеры находятся уже в полуразрушенном состоянии и дают течь. Некоторые ядерные реакторы захоронены на дне Баренцева моря целиком. Предварительно они были залиты свинцом и пластмассой. Расчеты показали, что в таком состоянии реакторы пролежат безопасно не менее 500 лет. Но специалистам уже через 25 лет стало ясно, что радионуклиды начали попадать в воду. Да и 500 лет - время для человеческой истории недолгое, а для природы - мгновение.

Существующая практика захоронения радиоактивных отходов не выдерживает серьезной критики, хотя стоимость подобных проектов состав-

ляет десятки миллионов долларов. Все это делается с лучшими побуждениями. Хотя эти усилия тщетны и не приводят к желаемым результатам.

Задача состоит в том, чтобы от исторического варианта захоронения перейти к геологическому, когда длительность хранения радиоактивных отходов исчислялась бы не десятками и сотнями лет, а миллионами лет, соизмеримыми со сроками течения естественной радиоактивности. При этом область захоронения радиоактивных отходов должна быть полностью изолирована от внешней среды и находиться на нижнем уровне поверхности Земли.

Единственным местом, отвечающим этим условиям, является дно Мирового океана. А единственным способом захоронения радиоактивных отходов в его пределах - консервация контейнеров с радиоактивными отходами под мощным чехлом тонкодисперсных донных отложений. Автором этой концепции является профессор Александр Васильевич Ильин, который считает, что подводные лавины гарантируют безопасное захоронение радиоактивных отходов на миллионы лет). Согласно его концепции, в Мировом океане есть огромные пространства, где накоплены мощные массы донных отложений толщиной до 10 - 15 км. Эти пространства располагаются по соседству с материками и представляют собой сравнительно пологие подводные склоны, плавно переходящие от мелководного шельфа к глубоководным равнинам дна океана. Именно подножие материкового склона - материковое подножие является привлекательным потенциальным местом захоронения радиоактивных отходов.

При определенных условиях - сейсмических толчках, землетрясениях, превышениях нагрузок на материковом склоне - возникают оползни и другие перемещения осадочного материала. Значительная его часть сносится к подножию склона и там откладывается на вечные времена. Интенсивное поступление донных отложений со стороны материкового склона к его подножию получило название лавинной седиментации. По аналогии со снежными лавинами, срывающимися с горных склонов.

Особо отмечено, что эти грандиозные объемы донных отложений состоят из глинистых частиц, обладающих способностью к максимальной адсорбции и обеспечивающих наиболее плотную упаковку и консервацию любых объектов, оказавшихся в конечном пункте перемещения оползня.

Не трудно представить, насколько прочно и надежно были бы захоронены контейнеры с радиоактивными отходами, окажись они в зоне отложения оползней. Чтобы реализовать предложенную концепцию, следует лишь в нужное время и в нужном месте создать условия для возникновения оползня. Поскольку оползни чаще всего вызываются землетрясениями, надо просто пойти на поводу у природы и придумать нечто похожее. Возможно, следует проверить, как отреагирует осадочная толща на взрывы в глубоких скважинах материкового склона. Технические возможности позволяют использовать методы управления распределением энергии взрыва. Не исключены и другие способы возбуждения оползневых процессов.

Условия для развития оползня с целью захоронения радиоактивных отходов можно создать на материковых склонах многих районов Мирового океана. Однако определяющими критериями выбора таких районов должна быть достаточная мощность осадочной толщи и подходящая геометрия склонов.

Особенно много осадков - до 5 - 17 км - накопилось на материковых склонах Атлантического и Индийского океанов, в Арктике и Антарктике. Менее благоприятны в этом отношении склоны Тихого океана, расположющиеся в пределах "огненного кольца", где активные тектонические процессы не позволили сформировать на склонах мощного осадочного чехла.

Вместе с тем глубоководные желоба Тихого океана представляются заманчивыми структурами для захоронения радиоактивных отходов по той причине, что дно желобов расположено между двумя противостоящими склонами - естественными ограничителями перемещения оползня. В этом случае можно осуществить прямое попадание оползня в намеченный пункт. Использование глубоководных желобов Тихого океана в целях захоронения

радиоактивных отходов потребует тщательных исследований и прогнозов. Впрочем и в любых других случаях такие исследования необходимы.

Пункты захоронения радиоактивных отходов

Пункт захоронения радиоактивных отходов – это специализированное предприятие, которое обеспечивает сбор, удаление (транспортировка) и захоронение радиоактивных отходов. В нашей стране таким специализированным предприятиям является научно-производственное предприятие «Радон». Такие пункты устраиваются для захоронения отходов крупного промышленного района, города, области, республики.

Жидкие и твердые радиоактивные отходы собирают в специальные приемники-контейнеры. Приемники-контейнеры после заполнения должны находиться в специально оборудованном помещении с гладким, имеющим наклон и трап полом, со стенами, отделка которого позволяет обмывать их водой. Дозиметристы приемной службы пункта захоронения проверяют интенсивность гамм-излучения и нейтронного излучения от них, загрязненность радиоактивными веществами. Мощность дозы излучения от контейнера с радиоактивными отходами не должна превышать 100 мкЗв/ч (10мбэр/ч) на расстоянии 1м.

Поступающие на промышленную площадку пункта захоронения радиоактивные отходы (в зависимости от вида) направляются на переработку или непосредственно на хранение. Переработке подлежат жидкие (удельной активностью 10^{-3} Ки/л), твердые горючие и прессуемые радиоактивные отходы с удельной активностью до 10^{-5} Ки/кг. Переработка жидких радиоактивных отходов осуществляется методом битумирования, который позволяет получить стойкие гидрологические компаунды без увеличения объемов отходов. Процесс сжигания твердых горючих радиоактивных отходов происходит в керамической камере при температуре $1170\text{-}1220^{\circ}\text{C}$. При этом достигается коэффициент сокращения объема – 50-60 раз при степени очистки от радиоактивности отходящих газов – до 99,4%. Обработка твердых радиоактивных отходов осуществляется на установке прессования с коэф-

фициентом сокращения объема до 10 раз. Одним из наиболее перспективных считается новый высоконадежный метод остекловывания, обеспечивающий наибольшее сокращение объемов отходов и получение максимально стойких в течение длительного времени конечных продуктов. Подготовленные таким образом (или без подготовки) отходы помещают в специальные подземные железобетонные емкости (могильники), где окончательно локализируют методом цементирования, при котором пространство между отходами бетонируется цементным раствором

После заполнения могильников сверху кладут бетонные перекрытия, обеспечивающую герметизацию емкостей.

Территория пунктов захоронения радиоактивных отходов подразделяется на «грязную» и «чистую» зоны. В «грязной» зоне размещают комплекс подземных резервуаров для захоронения отходов и установки для их переработки, в «чистой» зоне находятся здания и сооружения вспомогательных служб.

Пункты захоронения размещаются в местах, где можно навсегда изолировать или на многие сотни лет радиоактивные отходы от окружающей среды и таким образом исключить возможную миграцию содержащихся в отходах радиоактивных веществ. По этой причине пункты захоронения устраиваются на достаточном удалении от населенных пунктов, на территориях, не имеющих перспектив хозяйственного или какого-либо иного использования. Геологический профиль, участков отводимых под пункты захоронения РАО должен быть представлен рыхлыми средне- и мелкозернистыми породами (пески, супеси, суглинки, глины) с низким стоянием грунтовых вод. Наиболее благоприятен для размещения пунктов равнинный, но несколько всхолмленный тип рельефа местности. В этом случае уровень грунтовых вод на возвышенности в силу естественного дренирования находится на значительной глубине и устройство емкостей для захоронения на возвышенности позволяет с высокой степенью надежности (в случае разрушения стенок) предупредить за счет фиксации изотопов в грунте попадания радио-

активных веществ в грунтовые воды. В целях обеспечения надежности хранения радиоактивных отходов, емкости строят из железобетонных конструкций.

В целях исключения вредного влияния пунктов захоронения радиоактивных отходов, на условия проживания населения, вокруг них создаются санитарно-защитные зоны радиусом 1000 м. Территорию пунктов захоронения обносят оградой с предупреждающими знаками и охраняют.

Удаление радиоактивных отходов в недра Земли, моря и океаны. В связи с высокой стоимостью переработки образующихся на предприятиях атомной промышленности в ряде случаев радиоактивные отходы удаляют в недра Земли. Так в зависимости от конкретных гидрогеологических условий, объема и радиохимического состава отходов характера и степени загрязнения радиоактивными веществами данные отходы могут захораниваться в грунт, в фильтрующие болота и пруды, в поглощающие траншеи и колодцы.

Жидкие радиоактивные отходы могут удаляться в межпластовые горизонты. Преимущество использования для этих целей глубоких водоносных горизонтов, содержащие пресные или слабоминерализованные воды, заключаются в том, что они часто обладают значительной водоприемной способностью, имеют хорошую гидродинамическую изоляцию от верхних водоносных горизонтов. Основным недостатком такого способа захоронения является загрязнение подземных вод, представляющих общенародное достояние. В связи с этим, при решении вопросов об использовании горизонтов для удаления в них радиоактивных отходов, должна быть произведена оценка целесообразности данного способа захоронения и экологического ущерба, который может быть нанесен водным ресурсам определенного района.

Критерием возможности удаления отходов в межпластовые горизонты служит их изолированность. Под изолированностью поглощающих горизонтов понимают совокупность показателей, характеризующих глубину

их залегания и степень их перекрытия толщами глин, скорость водообмена и сорбционную способность водоносных пород. При оценке гидродинамической изолированности горизонтов учитывается также возможность закачки того или иного объема отходов без нарушения естественного режима подземных вод.

Для удаления радиоактивных вод предлагается использовать отработанные шахты горнодобывающей промышленности и, в частности, шахтные выработки каменной соли, которые подвергаясь под землей постоянному сжатию приобретают свойство текучести, поэтому соляные толщи абсолютно водоупорны. Однако при закачке в соляные полости отходов с высокой удельной активностью возможно закипание растворов и растворение кровли соляных выработок.

В настоящее время имеются сообщения о возможности использования для захоронения радиоактивных отходов отработанных нефтяных скважин.

В любых случаях удаления жидких радиоактивных отходов в недра Земли необходимо следовать следующим основным санитарным требованиям:

- предупреждать выход загрязненных радиоактивными веществами подземных вод в местах из дренирования;
- следить за тем, чтобы радиоактивные изотопы не проникали в воду водозаборных скважин, окружающих участок удаления радиоактивных растворов;
- предупреждать возможное загрязнение радиоактивными веществами разрабатываемых и перспективных месторождений полезных ископаемых;
- сохранить естественный режим подземных вод.

В нашей стране, где охрана подземных вод проводится в государственном масштабе, устройство поглощающих колодцев и скважин запрещается документами законодательного характера.

В ряде стран и в первую очередь в США и Англии практикуется удаление радиоактивных отходов в моря и океаны. Так в США отходы с низ-

ким уровнем активности смешивали с цементом, помещали в стальные емкости и сбрасывали в воды Атлантического и Тихого океанов. Комиссия по атомной энергии США проводила обследование двух мест захоронения радиоактивных отходов у берегов Калифорнии. Оценка радиоактивности проб воды, взятых у дна зон захоронения, показала, что уровень ее не отличается от уровня радиоактивности контрольных участков.

В течение ряда лет в Ундскейле (Англия) жидкие радиоактивные отходы удаляются в Ирландское море по трубопроводу, выходящему в море примерно на 3 км от берега. Гидрологические и радиобиологические исследования английских ученых в зоне выброса позволили определить, что в данном случае можно было сбрасывать от 740 ТБк до 3,7 ПБк в месяц, не опасаясь существенного изменения удельной активности воды и гидробионтов.

Ряд зарубежных исследователей, ссылаясь на сведения о малой скорости перемешивания воды на больших глубинах океана (на глубине от 750 до 1750 м – 0,5-2 м в год), предполагают использовать для захоронения радиоактивных отходов глубокие впадины. Однако эти рекомендации малодоказательны и нуждаются в серьезном научном обосновании и, только в этом случае, можно будет судить о степени безопасности захоронения радиоактивных отходов в океане.

Загрязнение природной среды при эксплуатации АЭС

Нерадиационные факторы воздействия на экосистемы районов АЭС. Принципиальной особенностью работы АЭС является использование для получения энергии ядерного топлива, в остальном же это типичная тепловая станция, характеризующаяся комплексом нерадиационных факторов, оказывающих воздействие на экологическую обстановку. На АЭС, также как и на тепловых станциях, энергетический паро-водяной цикл осуществляется по схеме: парогенератор - турбина - конденсатор - парогенератор. В конденсаторах происходит превращение пара в воду, в результате чего возникает необходимость отвода большого количества тепла. Для рассеивания

тепла, поступающего от электростанции, применяются прямоточные (сброс воды в реки, участки морей, крупные водоемы) или обратные системы водоснабжения – использование охлаждающей воды в прудах-охладителях и внутренних водоемах.

Важно учитывать, что возможное действие ионизирующего излучения на биоту районов АЭС практически проявляется не изолированно, а совместно с другими факторами загрязнения окружающей среды.

Наиболее отчетливо это видно на примере экосистем водоемов охладителей, подверженных влиянию теплового сброса, химического загрязнения, эвтрофирования, механического травмирования организмов в водозаборных устройствах АЭС.

Тепловое загрязнение. Температура является важным абиотическим фактором среды, управляющим структурой и метаболизмом экосистем. Сброс подогретых вод приводит к изменению физико-химических свойств воды: плотность, вязкость, поверхностное натяжение, растворимость газов. Вследствие повышенного испарения происходит изменения водного баланса водоемов. Тепловой сброс обуславливает также возникновение дефицита кислорода в придонных областях водоемов. Повышенная температура воды оказывает значительное воздействие на биологические процессы в водоеме – ускоряет разложение органических остатков, благоприятствует замене обычной популяции флоры на менее желательные сине-зеленые водоросли. Вследствие понижения уровня кислорода в теплой воде возникают заморенные зоны, повышенная температура стимулирует застарение водоемов растительностью, т.е. обуславливает процессы заболачивания.

При производстве 1 Квт/ч. электроэнергии на тепловых станциях тепловые сбросы составляют 135-400 Ккал, на АЭС 130-1990 Ккал. Для рассеивания этого тепла необходима водная поверхность площадью 0,6 га на 1 Мвт энергии.

Химическое загрязнение. При эксплуатации АЭС в водоемы охладители поступают химические загрязнители: смазочные материалы, тяжелые

металлы (медь, никель, хром, цинк, продукты коррозии других металлов), детергенты, щелочи, кислоты и их соли. В водоем могут поступать также бытовые загрязнения населенных пунктов, расположенных на берегу водоема – охладителя. В сочетании с тепловым сбросом от АЭС это приводит к нарушению экологического равновесия.

Результаты исследований водоемов – охладителей различных АЭС указывают на необходимость учета при выборе площадок АЭС географических и гидробиологических особенностей водоемов – охладителей, которые могут рассматриваться в качестве факторов, ограничивающих предельно допустимую мощность АЭС. При многоцелевом использовании таких водоемов должны быть установлены жесткие ограничения на допустимый сброс загрязнителей в подогретые воды.

Биологическое загрязнение. Наиболее показательным индикатором изменения водоемов-охладителей АЭС является эвтрофирование вследствие подогрева воды.

В связи с этим беспокойство вызывает интенсивное развитие сине-зеленых водорослей, продукты метаболизма и распада которых оказывает токсическое действие на гидробионтов, а сами водоросли являются несъедобными для большинства видов зоопланктона и рыб.

Массовое размножение сине-зеленых водорослей является причиной биологического загрязнения прибрежной акватории. Высокое содержание в водах лабильного органического вещества создает условия для развития микрофлоры в том числе патогенных форм, например бактерий кишечной группы. Водоем теряет рекреационное значение, падает его рыбохозяйственный статус.

Результаты исследований водоемов-охладителей различных АЭС указывают на необходимость учета при выборе площадок АЭС географических и гидробиологических особенностей водоемов-охладителей, которые могут рассматриваться в качестве факторов, ограничивающих предельно допустимую мощность АЭС. При многоцелевом использовании водоема-

охладителя должны быть установлены жесткие ограничения на допустимый сброс загрязнителей и подогрев воды.

Для обеспечения охраны природной среды необходима разработка региональных экологических нормативов, учитывающих необходимость ограничения воздействия АЭС на окружающую среду.

Радиоэкологические проблемы ядерных аварий

Существующий отечественный и зарубежный опыт ядерной энергетики свидетельствует, что система радиационной безопасности работающих АЭС и других объектов ядерной энергетики высокоэффективно и надежно защищает человека и биосферу от радиационного воздействия. Вклад радиационного облучения в индивидуальную популяционную дозу находится на уровне 0,1-1 мбэр в год т.е. около 0,1-1% дозы полученной от естественного радиационного фона.

К сожалению, хотя и предпринимаются необходимые меры для радиационной безопасности работы АЭС и предприятий по переработке ядерного топлива, число незапланированных утечек и аварийных ситуаций на этих объектах довольно-таки велико. По неполным данным за время эксплуатации объектов ядерной промышленности зарегистрировано свыше 300 аварий и утечек радионуклидов в атмосферу и другие объекты природной среды.

В отличии от радионуклидов, поступающих в окружающую среду при нормативных выбросах радионуклидный состав аварийных выбросов может существенно отличаться от нормативных по периоду полураспада, удельной активности, энергии излучения, токсичности, физико-химическим свойствам, биологической активности, что во многом предопределяет их поведение в природных и аграрных экологических системах.

В связи с этим в случае возникновения аварий выделяют несколько периодов, характеризующиеся определенными особенностями с точки зрения воздействия радиоактивного выброса на окружающую среду.

Первый период. Характеризуется острым внешним облучением и

внутренним вследствие ингаляционной инкорпорации радиоактивных продуктов распада в результате прохождения облака, содержащего радионуклиды.

Критическими звеньями в этот период являются население, сельскохозяйственные животные, находящиеся на выпасе. Продолжительность периода составляет от нескольких минут до нескольких суток.

Второй период. В этот период определяющее значение начинает приобретать внутренне облучение в первую очередь в результате аэрозольного загрязнения растительности радиоактивными изотопами йода, что приводит к загрязнению пищевых цепей и формированию значительных дозовых нагрузок на щитовидную железу сельскохозяйственных животных и соответственно к биологическим эффектам различной тяжести. Существенное значение в этот период может иметь и внешнее облучение населения, животных и наиболее чувствительных видов растений.

Воздействие, оказываемое на экосистемы радиоактивными выбросами атомных станций в данный период, может принимать различные формы, среди которых выделяются следующие:

- загрязнение природных экосистем и продукции агропромышленного производства, разрушающее структуру его использования;
- действие ионизирующего излучения, приводящее к появлению соматических последствий облучения в экосистемах;
- последствия, связанные с временной невозможностью проведения сельскохозяйственных работ.

Так, в результате аварии на ЧАЭС, продукция агропромышленного производства была загрязнена на больших территориях вследствие чего, как в СССР, так и в странах Западной Европы были введены ограничения на ее использование, что имело тяжелые социально-экономические последствия.

При оценке последствий аварий следует учитывать и то обстоятельство, что территории, на которых возможно нанесение прямых эффектов воздействия ионизирующего излучения весьма ограничены. Это подтвердили и

результаты радиоэкологических последствий аварии на ЧАЭС, когда прямое радиационное поражение растений, в первую очередь хвойных лесов и животных были обнаружены на сравнительно небольших территориях. В то же время загрязнение агроэкосистем были весьма широкомасштабны.

Чувствительность природных и аграрных экосистем к радиационному воздействию зависит от времени года. Так, например, радиочувствительность в весенне-летний период в несколько раз выше, чем в другие сезоны года, когда прекращается активный вегетативный период у растений.

Третий период. Характеризуется наличием значительной территории загрязнения долгоживущими радионуклидами и в первую очередь цезием-137 и стронцием-90. Основной формой воздействия в этот период на агроэкосистемы является загрязнение продукции сельскохозяйственного производства, вследствие чего возникает необходимость изменения структуры производства. Продолжительность этого периода может составлять десятки лет.

Таким образом, в результате радиационных аварий на атомных станциях и предприятиях ядерной промышленности внезапному и крупномасштабному загрязнению могут подвергаться экосистемы на значительных территориях. При этом пространственная структура загрязнения экосистем может иметь сложный характер и определяется целым комплексом факторов.

Международная шкала событий на АЭС

Международная шкала оценки тяжести событий, связанных с нарушением ядерной или радиационной безопасности, разработана в 1988 г. В России принята в 1990 г. Шкала является средством, позволяющим быстро оценить возможные последствия инцидентов на АЭС с точки зрения ущерба по степени риска для окружающей среды и населения в ближайшее время и в определенном будущем.

Шкала разработана международной группой экспертов с участием МАГАТЭ и Агентства по ядерной энергии Европейской организации по

экономическому сотрудничеству и развитию.

Шкала разбита на 7 уровней (табл. 12 и 13).

Таблица 12

Международная шкала событий на ядерных объектах и АЭС

Аварии	7	Глобальная авария
	6	Тяжелая авария
	5	Авария с риском для окружающей среды
	4	Авария в пределах АЭС
Происшествия (инцидент)	3	Серьезное происшествие
	2	Происшествие средней тяжести
	1	Незначительное происшествие
	Ниже шкалы – не важно для безопасности	

Три нижних уровня относятся к происшествиям, верхние уровни (4 – 7) относятся к категории аварий. Предполагается, что при переходе на высший уровень шкалы тяжесть радиационных последствий инцидента на АЭС увеличивается на порядок.

К седьмому уровню по данной шкале относится авария на Чернобыльской АЭС (СССР, 1986 г.), к шестому уровню авария на Южном Урале (ПО «Маяк», СССР, 1957 г.) и авария на реакторе в Ундуке (Великобритания, 1957 г.), к пятому уровню относится авария на АЭС «Три-Майл-Айленд» (США, 1979 г.).

Инцидент на АЭС с частичным повреждением активной зоны при отсутствии внешнего выброса радиоактивности соответствует 4 уровню. Инцидент на АЭС без внешних и внутренних последствий, но с повреждением системы безопасности, относится к 3 уровню.

Таблица 13

Критерии оценки тяжести событий на атомных станциях
по международной шкале

Класс событий	Уровень событий	Критерии
Аварии	7 Глобальная авария	Внешний выброс большой части радиоактивного материала. Острые и отдаленные последствия для здоровья людей, долговременный ущерб окружающей среде
	6 Тяжелая авария	Внешний значительный выброс радиоактивного материала. Полная реализация плана противоаварийных мероприятий с целью ограничений последствий для здоровья людей
	5 Авария с риском для окружающей среды	Ограниченный внешний выброс радиоактивного материала. Значительное повреждение активной зоны. Частичная реализация плана противоаварийных мероприятий с целью снижения вероятности последствий для здоровья людей
	4 Авария в пределах АЭС	Внешний небольшой выброс радиоактивного материала. Частичное повреждение активной зоны. Облучение населения в установленных пределах доз. Облучение персонала с вероятностью возникновения острого лучевого поражения.
Инциденты	3 Серьезное происшествие	Внешний выброс, превышающий установленные пределы. Значительное загрязнение территории объекта. Переоблучение персонала, достаточных для возникновения острых последствий для здоровья. Облучение населения ниже установленного предела доз
	2 Происшествие средней тяжести	Инциденты с незначительным или потенциальным нарушением мер безопасности. Наличие значительного количества радиоактивности в зонах, не предназначенных проектом. Возможное облучение персонала превышающее установленный годовой предел доз.

	1 Незначитель- ное происшест- вие	Отклонение от разрешенного режима экс- плуатации, вызванное отказом оборудо- вания, ошибкой человека или процедур- ными несоответствиями
	0 Ниже шкалы	Не влияет на безопасность

Большинство событий на АЭС, о которых поступали сообщения, классифицируются ниже уровня 3.

Радиоэкологическая оценка ядерных аварий

Авария в Три-Майн-Айленде (США). Авария произошла на атомной электростанции в США в г. Три-Майн-Айленд в марте 1979 года. Она явилась одной из самой крупной в истории ядерной энергетики США. Общий выброс радионуклидов в окружающую среду составил 518 ГБк по йоду-131. Основным критическим звеном в воздействии радиоактивного выброса на агротехнические системы была «молочная» цепочка. В данном случае были приняты решительные меры по ликвидации последствий аварии. В частности в течение 10 дней была изменена структура ведения животноводства. Из районов подвергшихся воздействию аварийных выбросов были эвакуированы дети и беременные женщины, что повлекло за собой важные социальные последствия. Продукты сельскохозяйственного производства использовались только после соответствующей обработки. Благодаря принятым мерам, биологические эффекты ионизирующего излучения выявлены не были. Однако агропромышленному сектору штата Пенсильвания был нанесен значительный материальный ущерб в десятки миллионов долларов в первую очередь из-за временного изменения структуры агропромышленного производства и потребления продуктов.

Авария в Уиндсдейле (Англия). Авария произошла на одном из двух реакторов завода по производству плутония в Великобритании 10 октября 1957 года. Из-за метеорологических условий радионуклиды рассеялись на большой территории юго-восточной части Англии. В период с 11 по 15 октября радиоактивное загрязнение достигло территорий Бельгии, Франции,

Голландии, Дании, Германии, Норвегии.

Активность попавших в окружающую среду радионуклидов составила: йод-131 - $7,4 \cdot 10^{14}$ Бк, теллур-132 – $4,4 \cdot 10^{14}$ Бк, цезий-137 – $2,2 \cdot 10^{14}$ Бк, стронция-89 - $3 \cdot 10^{12}$ Бк и стронция-90 – $7,4 \cdot 10^{10}$ Бк.

На основании анализа проб воздуха, растительности, воды, молока, продуктов питания содержания радионуклидов в организме животных был сделан вывод о том, что основным фактором радиационной опасности является загрязнение молока йодом-131. В этой связи наиболее пристальное внимание уделялось содержанию радионуклидов в щитовидной железе КРС, овец и в молоке, что позволило установить картину переноса радионуклидов, в первую очередь йода-131, в экосистемах, окружающих радиохимическое производство. В таких ситуациях содержание радионуклидов в молоке отражает перенос радионуклидов в критической цепочке и может рассматриваться в качестве интегрального показателя, характеризуя уровень радиоактивного выброса на агроэкосистемы. Так, содержание йода-131 на большинстве ферм, окружающих Уиндскейл, достигло тысяч беккерелей на литр. Максимальная концентрация йода-131 ($5,8 \cdot 10^4$ Бк/л) наблюдалась на расстоянии 16 км в пробах, отобранных с фермы на 4-е сутки после радиоактивного выброса. В дальнейшем уровень йода-131 снижался. Анализ проб позволил оценить пространственную структуру загрязнения территории. На расстоянии 50 км от реактора концентрация йода в молоке превышала $4 \cdot 10^3$ Бк/л, на расстоянии до 80 км - более $2 \cdot 10^3$ Бк/л. Это говорит о достаточно больших площадях распространения аварийного выброса. Серьезное воздействие на агроэкосистемы в районе Уиндскейла повлекло за собой принятие срочных мер по ограничению структуры использования сельскохозяйственной продукции. Был введен запрет на потребление молока с ферм на территории 500 км^2 . Всего было изъято 3 млн л молока. Данные ограничения имели достаточно тяжелые социально-экономические последствия.

Содержание радиоактивного стронция в пищевых продуктах не пре-

вышло до аварийного уровня.

Высокими оказались дозы облучения щитовидной железы. Максимальные поглощенные дозы в результате внешнего облучения (гаммаизлучения), которые могли получить люди на территории следа радиоактивного выброса, по расчетам, оценивались около 0,1 сГр на щитовидную железу взрослых и около 10 сГр на щитовидную железу у детей. При непосредственном измерении концентрации йода-131 в критическом органе, максимальная поглощенная доза на щитовидную железу ребенка оценена 16 сГр, взрослого – 4 сГр. Предельно допустимая доза облучения щитовидной железы для взрослых составляет 3 сГр, для детей 1,5 сГр.

При оценке последствий аварии, связанных с радиационным воздействием на животных было установлено, что максимальные уровни содержания радиоиода в щитовидной железе у ограниченной группы овец составляли от $1,5 \cdot 10^5$ до $4,5 \cdot 10^5$ Бк на грамм сырой массы. Это привело к формированию дозовых нагрузок на этот орган до 1 тыс. сГр. Однако развития связанного с этим лучевой патологии отмечено не было, также не удалось зафиксировать и эффекты воздействия ионизирующего излучения на биологические сообщества.

Аварии на Южном Урале (СССР). Крупномасштабное радиационное загрязнение территории и облучение части населения, проживающего на Южный Урале в Челябинской, Свердловской и Курганской областях связано с деятельностью ПО «Маяк» (Челябинская область). Это предприятие ядерно-топливного цикла военного назначения и информация о его деятельности была строго засекречена до 1989 г.

В 1949 году здесь был осуществлен пуск первого в стране промышленного комплекса по получению плутония и других делящихся материалов для изготовления ядерного оружия. Это стало точкой отсчета появления на территории области зон национального экологического бедствия.

Первая аварийная ситуация (1949 — 1956 гг.). Несовершенство, систем радиационного и технологического контроля привели в 1949 - 1956 го-

дах к сбросу в реку Теча, являющуюся частью речной системы Исеть - Иртыш - Тобол - Обь, 76 млн м³ жидких радиоактивных отходов радиохимического производства суммарной активностью 2,75 млн Ки, а также неконтролируемому выбросу радиоактивных аэрозолей в атмосферу. Радиационному загрязнению подверглись поймы реки Теча (протяженностью 240 км) и Исеть. Жители прибрежных сел испытали как внешнее, так и внутреннее облучение (при потреблении воды и продуктов питания). Наибольшее облучение получили жители побережья реки Теча (28,1 тыс. человек). Всего радиационному воздействию подверглись 124 тыс. человек, проживающих в прибрежной зоне рек Теча и Исеть Челябинской и Курганской областей. Особенно высокую дозу – 170 сЗв получили 1,2 тыс. жителей села Метлино в последствии эвакуированных. Среди населенных пунктов, жители которых не эвакуировались, наибольший уровень облучения – 28 сЗв зафиксирован у жителей села Муслюмово. По суммарной эффективной эквивалентной дозе село Муслюмово до сих пор остается критическим. На жителей остальных населенных пунктов Челябинской и Курганской областей приходится эффективная эквивалентная доза 3,5 – 16 сЗв.

Всего в результате этой аварии было отселено 7,5 тыс. человек из 20 населенных пунктов, получивших средние эффективные дозы 3 – 170 сЗв

Вторая аварийная ситуация (1957 г.). 29 сентября 1957 года на ПО "Маяк" в результате технической неисправности взорвалась одна из емкостей-хранилищ высокоактивных отходов, образующихся в технологической цепочке создания ядерных боеприпасов. Эта авария известна как Кыштымская – по названию г. Кыштым, расположенного недалеко от ПО «Маяк». Она является одной из наиболее тяжелой в мировой практике. По своим биологическим, экологическим, социальным и экономическим последствиям она уступает лишь Чернобыльской трагедии и по Международной шкале событий классифицируется как тяжелая авария, последствия которой население, пострадавших районов испытывает по настоящее время. Взорвавшаяся емкость входила в состав прямоугольного, углубленного в почву на

8,2 м бетонного сооружения с ячейками-каньонами для установки 20 стальных емкостей. Емкости охлаждались водой, протекавшей по кольцевому зазору между их стенками и стенкой каньона и были оборудованы вентиляцией для разбавления радиоактивных газов до безопасной для взрыва концентрации. Хранилище было введено в эксплуатацию в 1953 г. К осени 1957 года в некоторых емкостях нарушилась герметичность и они начали загрязнять окружающую среду. Расследование, проведенное после аварии специальной комиссией, показало, что наиболее вероятной причиной был взрыв сухих солей - нитрата и ацетата натрия, образовавшихся в результате выпаривания растворов в емкости, из-за их саморазогрева при нарушении условий охлаждения. Взрыв полностью разрушил емкость из нержавеющей стали, содержащую 70 - 80 т отходов, сорвал и отбросил в сторону на 25 м бетонную плиту перекрытия каньона. Из хранилища в окружающую среду была выброшена смесь радионуклидов общей активностью 20 млн Ки. Большая часть радионуклидов осела вокруг хранилища, а жидкую пульпу (взвесь), активность которой составляла 2 млн Ки, образовала радиоактивное облако, состоящее из жидких и твердых аэрозолей. В основном общую активность выброса формировали следующие радионуклиды: церий-144 (66%), цирконий-95 + ниобий-95 (24,9%), стронций-90 + иттрий-90 (5,4%) и рутений-106 (табл. 14).

Таблица 14

Состав радиоактивных изотопов в выбросе Кыштымской аварии (1957)

Изотоп	Период полураспада	Вклад в общую активность смеси (%)
^{89}Sr	51 сутки	след
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	28,6 лет	5,4
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	65 суток	24,9
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	1 год	3,7
^{137}Cs	30 лет	0,036
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	284 дня	66
^{147}Pm	2,6 года	след
^{155}Eu	5 лет	след

^{239}Pu	24600	след
-------------------	-------	------

Активность долгоживущего радионуклида ^{90}Sr составила 5,4 % от общей активности загрязнения или 4 ПБк (108000 Ки). Для сравнения: выброс ^{90}Sr после Чернобыльской аварии был равен 8 ПБк (216000 Ки). В емкости находилось очень мало ^{137}Cs , всего лишь 0,036 %. Скорее всего, это объясняется тем, что большое количество отходов было закачано в озеро Каракай с той целью, чтобы в емкостях оставалось больше места. Большая часть других радиоактивных изотопов, находившихся в емкости, быстро осела на дно. Однако этого не произошло с ^{137}Cs , который так и остался в жидкой форме.

Радиоактивное облако под действием ветра распространялось в северо-восточном направлении и прошло над территорией Челябинской, Свердловской и Тюменской областей. Образовавшийся след получил название Восточно-Уральского радиоактивного следа (рис.1). Территория его с плотностью загрязнения стронцием-90 более 0,1 Ки/км² составила 23 тыс. квадратных километров. В результате оказались загрязненными 217 населенных пунктов с общей численностью населения 272 тыс. человек. Наибольшему загрязнению подверглись Касменский, Кунашакский и Аргаяшский районы Челябинской области. В общей сложности пострадало 500 тысяч человек. К таким ужасающим последствиям, действие которых жители Челябинской области продолжают ощущать до сих пор, привел взрыв всего одной емкости с радиоактивными отходами.

В то время все больницы и клиники Челябинской области были заполнены людьми, которые впоследствии находились под наблюдением в течение нескольких лет после аварии. В последующие годы в результате переоблучения умерло около 200 человек. В 1958 году в Челябинской и Свердловской областях пришлось оставить необработанными 106000 гектаров плодородной земли. В 1961 году в Свердловской области в пользование была возвращена вся плодородная земля (47000 гектаров). В Челябинской

области возобновили использование 40000 гектаров в 1978 году. 180 км² земли до сих пор запрещено использовать в сельскохозяйственных целях.

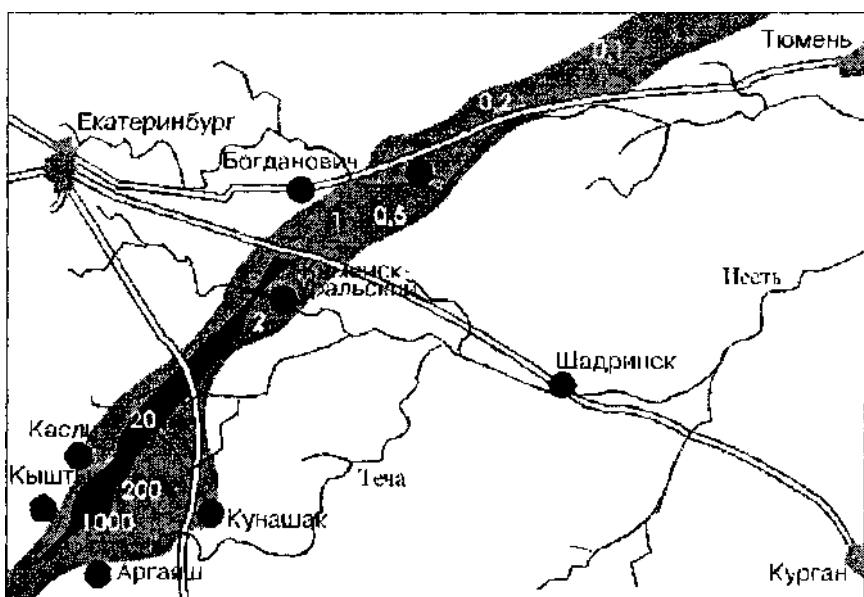


Рис. 1. Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС)

Причины аварии. На радиохимическом заводе НПО "Маяк" жидкие отходы после выделения оружейного плутония сливали в емкости-хранилища объемом около 300 м³, изготовленные из нержавеющей стали и помещенные в слегка заглубленные бетонные каньоны. Хранилища располагались на расстоянии около 2 км от завода. Для предотвращения возникновения ситуаций, при которых в отходах мог бы произойти химический взрыв, емкости охлаждали с помощью теплообменников, помещенных на внутренней стенке хранилища. Конструкция теплообменников не допускала их ремонта в случае повреждения. В 1956 г. теплообменник одного из хранилищ из-за неисправности был заглушен. Проведенные специалистами завода расчеты показали, что даже в отсутствие охлаждения отходы будут стабильными, однако эти расчеты оказались неверными. В результате более года не предпринималось попыток наладить теплосъем в этой емкости. Из отходов, находившихся в емкости с отключенным теплообменником, начала испаряться вода и взрывоопасные нитраты и ацетаты сконцентрирова-

лись на поверхности раздела "отход - воздух". Случайная искра от неисправного контрольно-измерительного оборудования вызвала детонацию солей. Взрыв разрушил емкость и выбросил ее содержимое.

Радиационная обстановка после аварии. Смесь радиоактивных продуктов, рассеянная при взрыве, в основном содержала короткоживущие радионуклиды ^{114}Ce , ^{144}Pr , ^{95}Zr , ^{95}Nb . Однако главную радиационную опасность на протяжении длительного времени после аварии представлял долгоживущий ^{90}Sr в равновесии с дочерним продуктом ^{90}Y .

Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) в основном сформировался через 11 ч после взрыва. Все это время ветер сохранял направление на северо-восток, а потому след оказался сильно вытянутым. Поскольку при его образовании атмосферные осадки не выпадали, а до того, как установился постоянный снежный покров, случались периоды сухой погоды с сильными ветрами, в течение первых полутора месяцев происходило перераспределение радиоактивных веществ на местности (ветровой перенос). Это привело к дополнительному загрязнению участков, прилегающих к головной части следа, где заражение было максимальным. Поэтому след здесь шире и размыт в восточном направлении.

В качестве "реперного" радионуклида, по содержанию которого оценивали радиоактивное загрязнение, был принят ^{90}Sr : с одной стороны, его период полураспада достаточно велик, с другой - он содержался в смеси в заметном количестве и играл наиболее важную роль в формировании доз долговременного облучения живых организмов.

В границах плотности загрязнения этим нуклидом $0,1 \text{ Ки}/\text{км}^2$ длина следа достигла 300 км, а ширина - 30 - 50 км, в границах $2 \text{ Ки}/\text{км}^2$ - соответственно 105 км и 8 - 9 км. Плотность загрязнения $2 \text{ Ки}/\text{км}^2$ была признана предельной для безопасного проживания населения и определила официальную границу ВУРСа.

Радиоактивное загрязнение было обнаружено во всех без исключения объектах окружающей среды. Так, уровень радиоактивности в первые неде-

ли после аварии, вырос по сравнению с предаварийным в траве в 10^2 - $2 \cdot 10^5$ раз, открытых водоемах - в $1,5$ - $3 \cdot 10^4$ раз, зерне пшеницы - в 25 - 10^3 раз, молоке коров - в 10 - $2 \cdot 10^3$ раз.

В последующем радиационная обстановка на территории ВУРСа значительно изменилась к лучшему. Опасность облучения человека и природных объектов снизилась в основном под действием четырех факторов:

- радиоактивного распада короткоживущих радионуклидов;
- перераспределения радиоактивных веществ, в том числе за счет заглубления в почве и донных отложениях;
- изменения механизмов поступления радионуклидов в растительность (прекратилось непосредственное поверхностное загрязнение растений, снизилось загрязнение, обусловленное ветровым переносом);
- хозяйственной деятельности, в частности, мероприятий по радиационной защите населения.

Так как авария произошла в конце сентября, в период, когда сельскохозяйственные растения были убраны, а выпас скота был почти закончен, последствия аварии на агропромышленное производство были меньшими, нежели в случае выброса в период активной вегетации растений и определялись в первую очередь загрязнением сельскохозяйственных угодий ^{90}Sr с последующим поступлением его в сельскохозяйственную продукцию. Однако содержание радионуклидов в пастбищной растительности, различных сельскохозяйственных культурах, пищевых продуктах, фураже и питьевой воде были достаточно высоким. Так, на удалении $12,5$ - 18 км от места аварии концентрация смеси радионуклидов в травянистой растительности через несколько суток после выброса достигала $9,3$ - $9,7$ КИ/л. Через 20 суток концентрация радионуклидов в сене составила $6,2 \cdot 10^{-4}$ - $7,0 \cdot 10^{-4}$ КИ/кг, в молоке $2,2 \cdot 10^{-6}$ - $2,6 \cdot 10^{-6}$ КИ/л, в воде $1,44 \cdot 10^{-6}$ - $2,8 \cdot 10^{-6}$ КИ/л.

Общая площадь территории, на которой уровни ^{90}Sr в почве были значительны с точки зрения воздействия на агропромышленное производство, превышала 15 тыс. км. При этом площадь сельскохозяйственных уго-

дий, на которых уровни выпадения этого радионуклида превышали 2 Ки/км² составила 100 тыс. га. Вследствие чего они были выведены из сельскохозяйственного использования.

При прохождении радиоактивного облака и в последующие дни сельскохозяйственные животные, находящиеся на пастбищах подверглись загрязнению их внешнего покрова и интенсивному поступлению радионуклидов с травой в организм. В ближайших к месту выброса населенных пунктах концентрация бета-излучающих радионуклидов в различных органах и тканях сельскохозяйственных животных достигала $3 \cdot 10^{-5}$ Ки/кг. При такой концентрации радионуклидов через 9 – 12 суток после выброса начиналась гибель животных с признаками острой лучевой болезни.

Сразу после аварии были начаты работы по организации радиационного контроля продукции на территориях, где уровни загрязнения превышали 0,5 Ки/км² по ⁹⁰Sr. В этот же период были начаты работы, связанных с ликвидацией и снижением последствий аварии на агропромышленное производство. К ним относились:

- перепашка сельскохозяйственных угодий;
- изменение направленности ведения агропромышленного производства;
- использование методов и технологий, ограничивающих перенос радионуклидов по пищевым цепочкам.

Это позволило снизить содержание ⁹⁰Sr в продукции животноводства общественного сектора 2 – 7 раз. Однако в продукции, получаемой в личных хозяйствах содержание ⁹⁰Sr было в 10 – 100 раз выше фоновых концентраций. Вследствие этого предел годового поступления ⁹⁰Sr для части населения на протяжении ряда лет существенно превышался.

Из-за практически полного отсутствия в выпавшей смеси долгоживущих гамма-излучателей характер главного радиационного фактора определялся внутренним облучением (спустя год после аварии) за счет ⁹⁰Sr, находящегося в местных продуктах питания и в воде.

Основными продуктами, с которыми стронций-90 поступал в организм человека были хлеб и молоко. Через 8 лет после аварии с молоком попадало в организм человека 50% всего стронция-90, поступающего с пищей, на долю овощей приходилось 15 %, картофеля – 12 %, яиц – 8 %, мяса – 7 %, хлеба – 4 %. Через 30 лет после аварии суточное поступление стронция-90 в организм человека снизилось в 1300 раз по сравнению с начальным периодом. Это произошло благодаря уменьшению содержания стронция-90 в молоке и других сельскохозяйственных продуктах вследствие физико-химических процессов трансформации этого радионуклида в почве и других природных процессов. Предел годового поступления стронция-90 для ограниченной группы населения $3,2 \cdot 10^{-7}$ Ки/год превышался первые 4 года после аварии для людей, проживающих на территории с плотностью загрязнения стронцием-90 1 Ки/км².

Действие радиоактивного загрязнения на живую природу. Авария 1957 г. стала мощным импульсом к исследованиям влияния радиоактивного загрязнения на дикие растения и животных - до этого радиобиологи располагали информацией лишь о медицинских, а не общебиологических или экологических аспектах действия ионизирующих излучений. С момента образования ВУРСа на его территории были начаты наблюдения за изменениями состояния и поведения организмов и сообществ. Однако, чтобы проверить и уточнить установленные при этом закономерности, приходилось проводить натурные, в том числе крупномасштабные, эксперименты с дополнительным облучением. Эти работы показали, что, при облучении природных экосистем обнаруживаются не только первичные радиационные эффекты, но и вторичные - опосредованные процессы, начало которым кладут первичные изменения. Взаимосвязь между ними во многом определяет устойчивость экосистем к облучению.

Особенности формирования доз. Дозы, полученные растениями и животными на территории ВУРСа, в основном определялись тремя особенностями ситуации.

Во-первых, преобладающая доля энергии излучения приходилась на бета-частицы, а энергия таких частиц поглощается слоем биологической ткани толщиной несколько сантиметров. Поэтому распределение доз по различным компонентам биогеоценозов было близко к распределению радионуклидов в них.

Во-вторых, основной вклад в активность выпавшей смеси вносили радионуклиды с периодом полураспада менее года и лишь через 1-1,5 года после аварии главной стала роль долгоживущих радионуклидов. В результате накопление доз протекало в два этапа - в период начального, или "острого", облучения и в период отдаленного, или хронического, облучения, причем большая часть поглощенной дозы сформировалась в начальный период.

Наконец, радиоактивный выброс и значительная часть "острого" периода облучения пришлись на фазу физиологического покоя растений и многих видов животных, при которой восстановительные процессы в организмах заторможены. Поэтому степень радиационных повреждений определялась не столько мощностью дозы и динамикой режима облучения, сколько интегральной дозой, накопленной в органах и тканях. Таким образом, основные радиобиологические эффекты были вызваны дозой, накопленной в течение осени и зимы 1957/1958 г. Они появились весной 1958 г. при возобновлении метаболической активности организмов и обнаруживались несколько последующих лет. В дальнейшем, при хроническом облучении с высокой мощностью дозы, наблюдались только генетические эффекты. В "острый" период максимальному облучению подверглись сосны, хвоя которых долго удерживала выпавшие радионуклиды, семена трав, а также почки возобновления и генеративные отпрыски растений, находившиеся на поверхности почвы или близко к ней. Спящие почки и семена трав получили за это время дозу до 40, хвоя сосны - до 20, меристема почек сосны - до 10, меристема почек березы - до 5, семена деревьев в корнях - до 4 рад.

Среди млекопитающих и птиц наибольшие дозы накопили те виды,

для которых было существенно не столько внешнее облучение, сколько облучение желудочно-кишечного тракта при потреблении загрязненной пищи. Исключением стали мышевидные грызуны. Поскольку размеры их тела сравнимы с длиной пробега бета-частиц, к тому же эти животные преимущественно обитают в почве и на ее поверхности и в поисках корма далеко не перемещаются, они получили максимальную дозу на все тело. В порядке возрастания полученных доз животные и птицы образуют следующий ряд: перелетные птицы, хищные млекопитающие, хищные зимующие птицы, зерноядные зимующие птицы, крупные травоядные, мышевидные грызуны. Существенному облучению подверглись почвенные беспозвоночные - от 1 до 80 крад. Дозы облучения организмов в водных экосистемах не превышали 2 рад. В двух самых загрязненных водоемах дозы внешнего облучения рыб достигали 4 крад.

Радиационные повреждения растительности. Сегодня известно, что наиболее чувствительны к радиации хвойные деревья. Одно из первых практических доказательств этого было получено на территории ВУРСа. Именно у сосны весной 1958 г. появились первые лучевые эффекты - сначала кончики хвои пожелтели, а затем полностью или частично усохли. Кроме того, многие верхушечные и боковые почки облученных сосен не тронулись в рост, а из уцелевших образовались короткие и толстые пучки побегов с удлиненной хвоей. На участке с плотностью загрязнения более 180 Ки/км², что соответствует накоплению за первый год в хвое дозы свыше 3 - 4 крад, сосны к осени 1959 г. полностью погибли. Общая площадь таких участков составила около 20 км². Гибель сосны под действием радиации наблюдалась и при аварии Чернобыльской АЭС. На других участках, где поглощенные дозы в кронах деревьев превышали 0,5 крад, радиационное повреждение сосны выражалось в пожелтении, усыхании и опадании части хвои, дефектах развития новой хвои, снижении прироста побегов и ствола, разнообразных физиологических и морфологических нарушениях, снижении жизнеспособности семян и пыльцы, фенологических сдвигах. Эти на-

рушения отмечались в течение двух лет после образования следа.

Березовые леса оказались значительно более устойчивыми к радиоактивному загрязнению. Они полностью погибли только на участках с максимальной плотностью загрязнения - 4000 КИ/км², где меристема почек за "острый" период получила дозу свыше 20 крад. При более низких дозах у берез усыхал верхний ярус кроны, листья оказывались недоразвиты, в течение 4 лет после аварии отмечались фенологические сдвиги. Площадь территории, где наблюдались радиационные повреждения березы, составила 17 км². Различия устойчивости сосновых и березовых лесов к радиационному загрязнению объясняются двумя причинами. Во-первых, сама по себе радиочувствительность сосны выше. Во-вторых, поглощенная доза была значительно больше в кронах сосен, чем берез, из-за длительности пребывания радионуклидов на хвое. Вот почему гибель деревьев березы могла происходить при плотности радиационного загрязнения примерно в 70 раз более высокой, чем гибель сосны, а гибель аналогичных критических органов дерева - в 5 раз более высокой.

Среди трав, как уже говорилось, наиболее пострадали многолетние растения, почки возобновления которых расположены невысоко над поверхностью почвы. На участках с плотностью загрязнения свыше 1500 КИ/км² эти виды исчезли; их место заняли растения с почками возобновления, погруженными в почву. Этот процесс длился 3-4 года, а затем начался медленный обратный процесс.

Действие облучения на фауну. Самая многочисленная группа животных на территории следа - беспозвоночные. Сокращение численности и гибель под действием радиации замечена только у видов с долгой продолжительностью жизненного цикла и длительной фазой развития, протекающей в лесной подстилке, дернине или поверхностном слое почвы. Наиболее сильно эти эффекты проявились у дождевых червей, многоножек и панцирных клещей при плотности загрязнения свыше 100 КИ/км². Гораздо слабее выражены радиационные изменения у летающих насекомых, способных

быстро расселяться на большие территории или у беспозвоночных, имеющих укрытие. В частности, не замечено угнетающего действия радиации на муравьев, хотя они основную часть жизни проводят на поверхности лесной подстилки. Птицы и млекопитающие осенью и зимой 1957/1958 гг. могли получить летальные дозы только при постоянном обитании на участках с плотностью загрязнения свыше 1000 Ки/км².

Поскольку подавляющая часть птиц, обитающих на территории следа, относится к перелетным, а авария произошла осенью, можно полагать, что воздействие радиоактивного загрязнения на них началось лишь с весны 1958 г., когда мощность дозы в корнях деревьев снизилась в 10 раз. По расчетам, поглощенная доза в теле птиц за лето 1958 и 1959 гг. не превысила 100 - 200 рад, которая значительно ниже летальных значений. Гибели птиц, как в эти, так и в последующие годы не зарегистрировано, а их численность не зависела от плотности загрязнения. Единственный факт, который может быть объяснен влиянием облучения, - уменьшение числа птичьих гнезд в 1958 г. в лесах с уровнем загрязнения более 2000 Ки/км².

Среди млекопитающих, обитающих на загрязненной территории, наибольшее разнообразие радиационных эффектов наблюдалось у мышевидных грызунов. В популяциях других млекопитающих (лось, косуля, волк, рысь, заяц) подобных радиационных эффектов не замечено.

Наиболее уязвимым звеном водных экосистем оказались растительноядные рыбы (карп, карась) - зимой они залегают в ил, а это приводит к дополнительному облучению тела. На остальные, менее уязвимые звенья водных экосистем вредного влияния облучения не обнаружено.

Итоги. Ликвидация последствия радиационной аварии на Южном Урале потребовала не только концентрации усилий специалистов самого разного профиля, но и четкой организации всех мероприятий, проводимых на территории ВУРСа с первых дней катастрофы. Отметим что, в отличие от аварии на ЧАЭС, правительственная комиссия по ликвидации последствий аварии 1957 г. не создавалась. Основные обязанности по организации

работ и вся их тяжесть легли на два союзных министерства, местные партийные и советские организации, оборонное предприятие, где произошла авария, а также на отдельные медицинские, научные и сельскохозяйственные организации. Оценку сложившейся радиационной обстановки и прогноз уровней облучения населения в первые несколько недель после аварии осуществляли дозиметрические службы предприятия и местного медико-санитарного отдела с привлечением сотрудников экспедиции Института прикладной геофизики Главного управления гидрометеорологической службы при Совете Министров СССР, выполнявшей в то время на предприятии другие научно-исследовательские работы. Для этого в центральной заводской лаборатории оперативно были изготовлены необходимые дозиметрические и радиометрические приборы, созданы специальные мобильные лаборатории, привлечена авиация. Экстренная и дополнительная плановая эвакуация проводилась оборонным предприятием под контролем Челябинского облисполкома; устройством и жизнеобеспечением эвакуированных занимались предприятие Минсредмаш СССР и Челябинский облисполком. С этой целью было образовано несколько комиссий по оценке материального ущерба, денежной компенсации и организации переселения каждой семьи, включая создание нового жилого фонда. На проведение всех этих работ было затрачено свыше 200 млн. рублей в современном масштабе цен. Эта сумма была выделена правительством, а статьи расхода определялись самим предприятием и Челябинским облисполкомом.

Дальнейший ход работ по ликвидации последствий аварии требовал выработки научно обоснованных рекомендаций по хозяйственному обращению с загрязненной территорией, методичного контроля за здоровьем эвакуированного и проживающего близко к ВУРСу населения. Для этого при оборонном предприятии в 1958 г. была создана Опытная научно-исследовательская станция, в задачи которой входило решение общих и прикладных задач радиоэкологии, прежде всего сельскохозяйственных, организованы Филиал Института радиационной гигиены Минздрава РСФСР и

Комплексная сельскохозяйственная лаборатория Минсельхоза СССР, преобразованные затем в Филиал № 4 Института биофизики Минздрава СССР. К работам был также привлечен Институт биофизики Минздрава СССР, организованы радиологические отделы и подчиненные им радиологические лаборатории Челябинской и Свердловской областных санитарно-эпидемиологических станций, областные ветеринарно-радиологические лаборатории. К обширным научным исследованием подключились отдельные академические и ведомственные научные организации.

Более чем тридцатилетний опыт работ на Южном Урале стал основой для разработки концепций долговременного обращения с территориями, подвергшимися радиационному загрязнению. Эти концепции достаточно универсальны и, помимо обобщения опыта обращения с территорией ВУР-Са, включают принципы решения сложных задач организации радиационной защиты населения и сельскохозяйственного использования территории, пострадавшей от аварии на АЭС. По своей сути концепции направлены на определение возможностей как длительного проживания населения на загрязненной территории, так и хозяйственного использования этой территории, вне зависимости оттого, проживает ли на ней население. В основу подхода к решению этих задач положено разбиение территории на зоны по плотности радиоактивного загрязнения. Возможность долговременного, на протяжении жизни одного поколения после аварии (70 лет) проживания населения на загрязненной территории определяется условием, чтобы потенциальная доза облучения населения за этот период не превышала предельной, специально устанавливаемой дозы облучения за этот же самый период. До недавнего времени в отечественной и зарубежной практике радиационной защиты не было опыта установления предела дозы облучения населения за такой длительный период. Первая серьезная попытка в этом направлении была предпринята Национальной комиссией по радиационной защите и Министерством здравоохранения СССР в применении к населению, облучаемому в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В качестве пре-

дела эквивалентной дозы суммы внешнего и внутреннего облучения населения принято значение, равное 35 бэр за жизнь. Следует отметить, что это значение вызывает широкую дискуссию в научных кругах.

Когда предел дозы за жизнь установлен, можно оценить максимально допустимую плотность загрязнения территории одним или несколькими долгоживущими радионуклидами, при которой возможно длительное проживание населения. С этой целью следует оценить динамику и интегральную за 70 лет дозу по всем путям внешнего и внутреннего облучения населения в расчете на единичную плотность загрязнения, применяя основные количественные показатели формирования внешнего и внутреннего облучения, определяемые с учетом радиоэкологических особенностей. В этой связи существенное значение приобретает прогноз снижения из-за заглубления радиоактивного вещества в почву и предпринимаемых мер дезактивации, а также прогноз снижения мощности дозы внутреннего облучения в результате мер радиационной защиты и природных радиоэкологических факторов. Сопоставляя обоснованные для предельной дозы 35 бэр плотности загрязнения, можно принимать решения о возможности долговременного проживания населения на загрязненной территории.

Третья аварийная ситуация (1967г.). Весной 1967г. в результате пылевого переноса радионуклидов с обсохшей береговой полосы озера Каратай (открытого хранилища жидких радиоактивных отходов) на промышленной площадке ПО "Маяк" вновь возникла аварийная ситуация. Радиоактивные вещества активностью 600 Ки, состоящие преимущественно из частиц иловых, отложений, рассеялись на расстоянии 50 — 75 км, усилив загрязнение территории от аварии 1957г. В выпавшей смеси содержались в основном цезий-137 и стронций-90. Радиоактивный след охватил территорию 2700 м², в т.ч. 63 населенных пункта с численностью жителей 41,5 тыс. человек. Радиационную обстановку на территории радиоактивного следа формировало как внешнее облучение от почвы за счет выпавших радионуклидов, так и внутреннее - в результате проникновения радионуклидов в ор-

ганизм по пищевым цепочкам с местными продуктами питания, в основном с молоком.

Кроме того, использование озера Карабай в качестве хранилища среднеактивных отходов привело к накоплению в нем, к настоящему времени, 120 млн. КИ активности и к формированию над озером, в результате инфильтрации радионуклидов из донных отложений, линзы загрязненных подземных вод объемом около 5 млн.м³ и площадью 10 км³, скорость пространственного перемещения которых достигает 80 метров в год. Существует реальная возможность разгрузки этих вод в открытую гидрографическую сеть, угрожающая радиационным загрязнением и питьевым водозаборам населенных пунктов.

В результате этих инцидентов на Урале была загрязнена значительная часть территории площадью 25 тыс.км². Повышенному радиационному воздействию подверглись до 450 тыс. человек, более 18 тыс. из них были переселены на новые места жительства, было диагностировано 935 случаев хронической лучевой болезни. За все время деятельности ПО "Маяк" было образовано более 500 тыс. тонн твердых радиоактивных отходов, около 400 млн.м³ жидких радиоактивных отходов суммарной активностью более 1 млрд.КИ, условия и формы хранения которых не отвечают современным требованиям безопасности. Продолжается насыщение радионуклидами подземных вод, окружающих открытые водоемы-хранилища среднеактивных отходов. Неотвратимо растет опасность залповой разгрузки (в случае прорыва конечной плотины водоемов-хранилищ низкоактивных отходов) в открытую гидрографическую сеть с выходом в Северный Ледовитый океан радиоактивной воды. Уровень воды в конечном водоеме уже близок к критической отметке. Накоплено более 30 тонн опаснейшего высокофонового плутония, окончательного решения по утилизации или долговременному хранению которого еще не принято. Кроме того, в результате заключенных межправительственных соглашений о сокращении ядерного оружия встает проблема хранения и утилизации освобождаемых делящихся материалов.

Наиболее оптимальным в настоящее время решением проблем стабилизации уровня радиации в водоемах, обеспечения энергоемких реабилитационных мероприятий электроэнергией, утилизации запасов плутония, как энергетического высокофонового, так и конверсионного оружейного топлива, различными экспертными комиссиями и специалистами признано построение Южно-Уральской атомной электростанции с реакторами на быстрых нейтронах. Предполагается сооружение на площадке ПО "Маяк" комплекса по изготовлению смешанного уран-плутониевого топлива для АЭС с реакторными установками на быстрых и тепловых нейтронах.

Таким образом, крупномасштабное радиационное загрязнение территории и облучение части населения, проживающего на Южном Урале в Челябинской, Свердловской и Курганской областях, связано с деятельностью ПО "Маяк". Радиационную обстановку в указанных областях определяют последствия трех аварийных ситуаций, связанных со значительным накоплением радиоактивных отходов, несовершенством технологии обращения с радиоактивными отходами и их хранения. Эффективность проведенных мероприятий была явно недостаточна, поскольку территория радиоактивного загрязнения и до настоящего времени остается источником облучения населения на уровне предела допустимых доз, а в отдельных случаях превышая его. Данное обстоятельство требует улучшение радиологической обстановки в регионе, так как по данным на 1 января 1995 г. общая активность переработанных радиоактивных отходов составила более 51 млн Ки, что сопоставимо с масштабами чернобыльских выбросов.

Авария на Чернобыльской АЭС. В ночь с 25 на 26 апреля 1986 г. на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), расположенной в 160 км к северо-востоку от Киева и в 15 км к северо-западу от Чернобыля (Киевская обл.), произошла крупнейшая в мировой истории авария, повлекшая за собой тяжелые последствия для людей и окружающей природы. Авария произошла на четвертом блоке ЧАЭС в 01 ч 23 мин (по московскому времени) при проведении проектных испытаний одной из систем обеспечения безопасности, вхо-

дящей в состав энергоблока реактора типа РБМК-1000. Суть испытаний - использование механической энергии останавливающихся турбогенераторов (т. н. выбега) для выработки электроэнергии в условиях наложения двух типов аварийных ситуаций: а) полной потери электроснабжения АЭС; б) максимальной проектной аварии, при которой происходит разрыв трубопровода большого диаметра циркуляционного контура реактора.

Испытания проводились в режиме пониженной мощности, с повышенным расходом теплоносителя через реактор, незначительным недогревом теплоносителя до температуры кипения на входе в активную зону и минимальным паросодержанием. Испытания выявили серьезные просчеты в конструкции реактора: 1) наличие высокого положительного парового коэффициента реактивности; 2) появление положительного быстрого мощностного эффекта реактивности при любых режимах эксплуатации; 3) неудовлетворительная конструкция стержней системы управления и защиты реактора. Кроме того, были допущены недочеты в организации испытаний, обусловленные как проблемами и упущениями нормативно-технической документации, так и недостаточной квалификацией персонала ЧАЭС.

В результате перечисленных причин реактор к моменту полного вывода на режим испытаний в 01 ч 22 мин с 26 апреля 1986 г. находился в неустойчивом, трудно управляемом состоянии. Включение аварийной защиты (вместо запланированного времени) привело к обратному эффекту повышения давления в технологических каналах. В 01 ч 23 мин произошли два мощных взрыва с разрушением части реакторного блока и машинного зала, повлекших за собой пожар и выброс в атмосферу радиоактивных веществ.

Объем и динамика радиоактивного выброса определялись количеством и изотопным составом топлива, загруженного в реактор к началу испытаний, а также метеорологической обстановкой в период с 26 апреля по 10 мая 1986 г., когда разрушенный реактор был окончательно заглушен.

По официальным оценкам, суммарная активность выброса составила 50 МКи (без инертных газов), что составило около 4 % общей активности

топлива в реакторе. Это в тысячу раз больше, чем при аварии на АЭС в Три-Майл-Айленде (США). Состав выброса в целом соответствовал изотопной структуре топлива в реакторе, в котором преобладали короткоживущие радионуклиды, в первую очередь йод-131. Из долгоживущих радионуклидов в составе выброса преобладал цезий-137. Стронция-90 было значительно меньше в отличие от Кыштымской аварии. Еще меньше было плутония-239, представляющего наибольшую опасность в долгосрочном плане и входящего в состав горячих частиц (компоненты разрушенных твэлов), отличающихся чрезвычайно высокой удельной активностью. В выбросе имелись и не входящие в состав топлива вещества - элементы конструкции реактора и материалы, сброшенные на реактор при тушении пожара (песок и глина, доломит, свинец, соединения бора).

Большая высота радиоактивного выброса (до 2 км) и изменчивость метеорологической обстановки в период 26 апреля - 10 мая 1986 г. (прежде всего изменение направления ветра на 360°) определили особенности последующего выпадения радиоактивных материалов на почву и воду, а также характер загрязнения территории (прежде всего его огромную площадь). Радиоактивные выпадения были зарегистрированы на удалении более 2 тыс. км от места аварии, затронув территорию по крайней мере 20 государств. Только на территории Белоруссии, Украины и России, пострадавших более всего, загрязнению цезием-137 с плотностью выпадений свыше 1 Ки/км² подверглась в совокупности территории 131 тыс. км² с населением около 4 млн. человек, в т. ч. около 1 млн. детей (табл. 15).

Наибольшее количество радионуклидов выпало в Белоруссии. Загрязнено оказалось более 13 тыс. км² (в т. ч. более 9 тыс. км² сельскохозяйственных угодий). Это свыше 6 % территории страны, на которой проживало 2,1 млн. человек или каждый пятый житель республики.

В реке Припять и на отдельных участках течения Днепра было выявлено загрязнение свинцом, использовавшимся для аварийного тушения четвертого блока ЧАЭС с вертолетов. Радиоактивному загрязнению подвер-

глась также значительная территория европейской части России.

Таблица 15

Радиоактивное загрязнение территории стран СНГ
в результате чернобыльской катастрофы

Страна	Площадь, км ²				Итого	
	Площадь загрязнения ¹³⁷ Cs, Ки/км ²					
	1 - 5	5 - 10	15 - 40	Более 40		
Россия	39280	5450	2130	310	47170	
Украина	34000	1990	820	640	37450	
Белоруссия	29920	10170	4210	2150	46450	
Итого	103200	17610	7160	3100	131070	

Особенно тяжелое последствие чернобыльской катастрофы - значительное ухудшение состояния здоровья большого количества людей. В момент аварии на блоке находилось 444 человека, в т. ч. 176 работников ЧАЭС и 268 строителей. Кроме того, непосредственно в зоне высокого излучения, достигавшего вблизи реактора 500 Р/ч, находились пожарные, прибывшие по аварийному вызову (21 человек). По состоянию на конец лета 1986 г., погиб 31 человек, в т. ч. шестеро пожарных. Более 200 человек были госпитализированы с диагнозом лучевая болезнь.

Официальные данные об общем количестве, умерших в результате чернобыльской катастрофы за 1986—1995 гг. отсутствуют. По некоторым оценкам, эта цифра составляет от трех до десяти тысяч человек. В Распределенный регистр пострадавших от катастрофы на ЧАЭС в странах СНГ включено около 600 тыс. человек, принимавших участие в ликвидации аварии.

По оценке экспертов Научного комитета ООН по действию атомной радиации, полная коллективная эквивалентная доза для населения всех стран мира, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие чернобыльской катастрофы, составляет 600 тыс. чел.-Зв.

Основная угроза здоровью людей обусловлена воздействием домини-

рующих факторов – йода-131, цезия-137 и стресса. У 1,5 млн. человек, проживающих в зона наибольшего загрязнения йодом-131, дозы облучения щитовидной железы составили у 87 % - до 30 сГр, у остальных от 30 до 100 сГр и выше (при дозовом пределе 17,3 сГр, установленном на период с апреля 1986 г. по 1 января 1990 г.). Наиболее сильно пострадали ликвидаторы из числа военнослужащих и специалистов. В результате в загрязненных радионуклидами областях Белоруссии за 1986 - 1990 гг. в два раза увеличилась заболеваемость раком щитовидной железы, заболеваемость злокачественными новообразованиями возросла на 20 %.

Стрессовые факторы, связанные с аварийной ситуацией и эвакуацией, привели к росту сердечно-сосудистых заболеваний, прежде всего, ишемической болезни сердца. В целом показатели состояния здоровья населения республик бывшего СССР пострадавших от чернобыльской катастрофы, за последующие годы ухудшились заметнее, чем на остальной территории этих республик. По данным Министерства здравоохранения СССР, среди населения, пострадавших в результате чернобыльской катастрофы количество здоровых людей за 1986 - 1990 гг. снизилось на 20 %.

Прямой материальный ущерб от катастрофы оценивается специалистами в 10 млрд. руб., косвенный - до 250 млрд. руб. (в ценах 1987 г.).

Для предотвращения развития аварии на ЧАЭС были приняты экстренные меры: тушение огня, глушение разрушенного ректора, сооружение над ним защитного «саркофага» и защита населения (информирование людей, эвакуация местного населения, обеспечение препаратов, содержащих стабильный йод и т. д.).

Благодаря усилиям пожарных, 6 из которых скончалось от переоблучения, удалось не допустить распространения огня на третий блок станции. Оперативно была проведена консервация разрушенного главного корпуса четвертого блока, над которым был сооружен «саркофаг».

Однако неудовлетворительным было информирование жителей близлежащих регионов и в целом страны. Граждане СССР услышали об аварии

на следующий день из сообщений иностранного радио, а из собственных средств массовой информации почти через неделю. О масштабах катастрофы они получили представление только три дня спустя, что отрицательно сказалось на остроте и глубине восприятия случившееся обществом и эффективности мер по переселению и социальной защите пострадавших.

Эвакуация людей началась с задержкой более чем на 12 часов. В целом до конца 1986 г. из 188 населенных пунктов (включая г. Припять) было переселено 116 тыс. человек, в 1987 - 1990 гг. - более 135 тыс. человек, в 1991 - 1992 гг. около 100 тыс. человек.

Снабжение населения йодными препаратами также было проведено с большим опозданием – почти через неделю после аварии (период полураспада йода-131 составляет 8 суток). В некоторых случаях они и вовсе не раздавались.

Выпавшие радиоактивные вещества оказали соответствующее воздействие на флору и фауну загрязненной территории. Так, исследование динамики численности мышевидных грызунов на участках с различными уровнями ионизирующего излучения показало существенное снижение их численности в год аварии на наиболее загрязненных участках ближней зоны ЧАЭС, что можно объяснить гибелью животных под действием облучения. В дальнейшем численность грызунов восстановилась за счет мигрантов. Осенью 1986 года происходило размножение животных, но при этом наблюдалась высокая эмбриональная смертность. Выявлены морфологические изменения и нарушения в системе крови и печени у мышевидных грызунов, отмечены и генетические нарушения.

Ко всему этому авария на Чернобыльской АЭС по активности выброса и площади загрязнения является наиболее тяжелой в истории ядерной энергетики. Радиоактивному загрязнению подверглись природные и агротехнические системы не только СССР, но и многих стран Западной и Восточной Европы. Эта авария вскрыла существенные недостатки в развитии ядерной энергетики, заставила по-новому оценить проблемы надежности

действующих и строящихся объектов ядерной энергетики, проблемы обучения и подготовки персонала, выбора мест сооружения АЭС.

К наиболее пострадавшим странам (1 категория) относятся: Белоруссия, Россия, Украина, Финляндия, Швеция, Польша, Румыния.

Сильно пострадали (категория 2) - Чехословакия, Венгрия, Австрия, Югославия, Италия, Турция.

Слабому загрязнению (категория 3) подверглись Норвегия, Дания, Франция, Бельгия, Англия. Во всех этих странах было обнаружено повышенное содержание радионуклидов в воздухе, а после выпадения дождей в почвах и растениях.

Был нанесен колоссальный вред здоровью людей и экономике. Согласно данным 2000 г., из 860 тысяч, принимавших участие в ликвидации погибло более 55 тысяч человек. Десятки тысяч стали инвалидами.

В 1986 –1989 гг. были проведены работы по дезактивации 994 населенных пунктов (в 50% из них по три – четыре раза) и 17,8 тыс. км² территории. Было вывезено 1,7 млн. м³ загрязненного и ввезено 2,8 млн. м³ чистого грунта. Однако эффективность дезактивации оказалась недостаточной (таб. 16).

Таблица 16

Области Российской Федерации с уровнем загрязнения

почвы выше 1 Ки/км²

(% - доля загрязненной территории)

Область	%	Область	%	Область	%
Брянская	34	Курская	4,4	Пензенская	3
Калужская	17	Ленинградская	1	Рязанская	15
Белгородская	8	Липецкая	8	Смоленская	0,5
Воронежская	1,5	Орловская	40	Тамбовская	1,7
Тульская	47	Ульяновская	0,6		

Одно из важнейших следствий аварии на ЧАЭС – рост активности

«зеленого» и антиядерного движения в СССР (позже в странах СНГ) и мере, заметное снижение темпов или прекращение строительства новых и консервация некоторых действующих АЭС в 1987—1989 гг. В последующие годы произошло смягчение ситуации, возобновилось планирование новых и продолжение строительства АЭС в разных странах, включая Россию.

Несмотря на то, что крупномасштабные действия министерств и ведомств начались почти сразу после аварии 26 апреля 1986 г., Государственная союзно-республиканская программа по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС на 1990 - 1995 г. была принята лишь в апреле 1990 г. Общая сумма затрат, предусмотренная союзным госбюджетом на ее выполнение, была определена в 11 млрд. р. (в ценах 1990 г.). В 1991 г. были приняты Закон СССР «О социальной защите граждан, пострадавших вследствие чернобыльской катастрофы» и Закон РСФСР «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС», который в последующем изменялся. Несколько ранее были приняты аналогичные законы и программы в Белоруссии и на Украине. С распадом СССР и резким ухудшением экономической ситуации выполнение всех программ существенно замедлилось.

По оценке специалистов относительное количество продуктов ядерного деления, вышедших в окружающую среду составило 3,5-4,0 %, в суммарном количестве величин выпадений составило 50 миллионов Кюри.

Характерная особенность Чернобыльской аварии состояла в том, что поступление в атмосферу газообразных, летучих и аэрозольных продуктов продолжалось в течение нескольких недель. В момент аварии образовалось облако, которое сформировало радиоактивный след на местности в западном и северном направлении. Наиболее мощный выброс наблюдался в период первых трех суток, высота которого достигала 1500м, а мощность экспозиционной дозы в 5-10км от места аварии составила 1000мР/ч.

Неблагоприятные погодные условия и большая высота подъема выбросов привели к загрязнению ряда областей Украинской ССР, Белорусской

ССР и РСФСР. В России были объявлены зонами бедствия 16 областей: Ленинградская, Смоленская, Калужская, Тульская, Рязанская, Нижегородская, Брянская, Орловская, Липецкая, Тамбовская, Пензенская, Самарская, Курская, Белгородская, Воронежская, Саратовская. Однако и по настоящее время обнаруживаются территории загрязненные радионуклидами в других областях и республиках Российской Федерации, имеющие Чернобыльское происхождение.

Сильный ветер обусловил и выпадение радиоактивных осадков на территориях зарубежных стран – Франции, Швеции, Польши, ФРГ, Швейцарии, Италии и др.

В процессе ликвидации аварии была образована вокруг станции 30 км зона в которую вошли сельскохозяйственные угодья, реки, озера, леса, населенные пункты, промышленные предприятия, транспортные магистрали. Население из этой зоны было эвакуировано, территория изъята из хозяйственного оборота и выделена в так называемую зону отчуждения. Помимо зоны отчуждения, как наиболее радиационно загрязненная, была определена по уровню радиоактивного загрязнения зона отселения из которой эвакуировано 115 тыс. человек.

Из всей гаммы радиоактивных элементов, попавших окружающую среду, наибольшее количество пришлось в первые дни на изотопы йода, в частности на иод-131, который обусловил так называемую «йодную агрессию» – поглощение щитовидной железой радиоиода, а в последующие месяцы и годы радиоактивное загрязнение окружающей среды определялось в основном цезием-137 и стронцием-90.

Радиационная катастрофа, произошедшая в результате аварии на четвертом блоке Чернобыльской АЭС, не имеет на сегодняшний день аналогов в мире и отнесена по международной шкале происшествий и событий на радиационных объектах к седьмой степени, как наиболее тяжелой. Эта катастрофа повлекла за собой неисчислимые многолетние экономические, социально-политические, экологические, морально-этические последствия,

которые человечество испытывает и по настоящее время.

Особенности ведения сельского хозяйства при радиоактивном загрязнении территории

Последствия для сельскохозяйственного производства при выбросе радиоактивных веществ в окружающую среду будут изменяться во времени, что определяет различия в способах ведения хозяйства и особенности проведения специальных защитных мероприятий. Для ведения сельского хозяйства важен сезон, в который произошла авария. Наиболее тяжелыми будут последствия, если радиоактивное загрязнение произойдет в период активной вегетации сельскохозяйственных культур и пастбищного содержания животных.

Первый период послеаварийного выброса, радиоактивных веществ называют периодом йодной опасности из-за наличия в радиоактивных выпадениях короткоживущих радионуклидов йода, прежде всего йода-131. Этот период продолжается несколько месяцев. Особенno острая радиационная ситуация складывается в первые недели. Если выпадение произошло во время пастбищного сезона, радионуклиды йода, попадая на растительность, быстро включаются в пищевые цепочки миграции, по которым интенсивно переходят в молоко. В связи с эти главным защитным мероприятием в этот период является исключение из рациона животных загрязненного пастбищного травостоя, т. е. перевод на стойловое содержание.

Второй период после аварии называется периодом аэрального (воздушного) загрязнения сельскохозяйственных угодий. Он продолжается в течение всего вегетационного периода после радиоактивных выпадений. На этом этапе основной путь поступления радионуклидов в продукцию растениеводства - непосредственное поверхностное загрязнение надземной массы растений и почвы. При этом, осевшие на почву радионуклиды при обработке посевов могут подниматься в воздух и вторично загрязнять растения. Для уменьшения вторичного загрязнения посевы следует обрабатывать таким образом, чтобы снизить пылеобразование: сократить число междууряд-

ных обработок пропашных культур, а необходимую обработку проводить по влажной почве, максимально используя химическую прополку гербицидами с помощью сельскохозяйственной авиации.

Зерновые культуры следует убирать прямым комбайнированием (комбайнами с копнителями). При транспортировке от комбайнов зерно укрывают брезентом или пленкой. Солому скирдуют механизированным способом.

При уборке овощных культур также необходимо максимально применять механизированные способы. Корнеплоды, листовые овощи после мытья в проточной воде и дозиметрического контроля можно использовать в пищу.

Плодовые и ягодные культуры убирают обычным способом, вручную; вопрос об использовании плодов и ягод решается после дозиметрического контроля.

Картофель, собранный с полей, имеющих небольшую плотность загрязнения, может употребляться в пищу после дозиметрического контроля, а из урожая с полей наивысшей плотности загрязнения производят засыпку семенного картофеля (его радиоактивность за зиму несколько снижается за счет распада короткоживущих радионуклидов. При закладке картофеля и корнеплодов в бурты с предназначеннной для буртования площадки снимают загрязненный слой почвы толщиной не менее 5 см, а бурты укрывают незагрязненной почвой из нижележащего слоя.

Почву под посев озимых обрабатывают (после внесения в нее извести из расчета около 5 т/га) вспашкой с оборотом пласта (без разрыхления почвы плугами с предплужниками) на 4-5 см глубже, чем при обычной вспашке, если позволяет толщина плодородного слоя. Этот способ позволяет в последующие годы при обработке почвы не затрагивать загрязненный слой, перемещенный в подпахотный горизонт. Перед подготовкой почвы к посеву повторно вносят известь (исходя из гидролитической кислотности почвы) и повышенные дозы минеральных удобрений. Дальнейшие операции прово-

дят по принятым в данной местности технологиям.

Технология заготовки сена предусматривает при сушке многоразовое ворошение скошенной массы, что увеличивает загрязнение корма. В связи с этим вместо сена целесообразно заготавливать сенаж и силос. Сено для молодняка заготавливают по принятой технологии, уменьшив количество ворошения с подбором валков пресс-подборщиками. Силос из сеянных многолетних и однолетних трав лучше заготавливать без провяливания скошенной массы в валках.

После очередного стравливания (выпаса скота) или укоса травостоев проводят поверхностное известкование, вносят минеральные удобрения (азотные, калийные) с последующим боронованием. Наиболее эффективный прием, снижающий поступление радионуклидов в пастбищный корм и сено, - коренное улучшение лугов. Эти работы следует начинать как можно раньше и планомерно проводить в последующем на всех загрязненных лугах и пастбищах. При коренном улучшении лугов необходимо проводить поверхностное известкование дернины; вспашку плугами с предплужниками, обеспечивающую перенос загрязненной дернины на глубину; перемещение оборотного пласта (после повторного внесения извести и минеральных удобрений в той же дозе) почвенными орудиями на глубину 10 см, чтобы не извлекать на поверхность запаханную дернину; проводить залужение травосмесями из злаковых трав.

Всю продукцию, произведенную на загрязненной территории в первый год радиоактивных выпадений, можно использовать в пищу только после проведения радиометрического контроля.

Третий период развития радиологической ситуации в сельском хозяйстве начинается со второго вегетационного периода после радиоактивных выпадений. В основном радионуклиды поступают из почвы в растения через корневую систему. Этот период может длиться десятки лет, если в составе выпавшей смеси долгоживущие радионуклиды стронций-90, цезий-137, плутоний-239. Корневое поступление радионуклидов из почвы в расте-

ния существенно меньше аэрального загрязнения, поэтому уровень радиоактивного загрязнения продукции на этом этапе значительно ниже. В течение третьего периода происходит снижение накопления долгоживущих радионуклидов в продукции растениеводства вследствие их распада и уменьшения подвижности в трофических цепочках. Последнее связано с постепенным закреплением радионуклидов твердыми частицами почвы либо их миграцией за пределы корнеобитаемого слоя почвы, а также с проведением специальных агротехнических и агрохимических мероприятий.

Известкование, внесение органических и минеральных удобрений являются обязательными мероприятиями, применение которых способствует получению высокого урожая и уменьшает загрязнение растений радионуклидами.

Распределение радионуклидов на территории, загрязненной в результате аварийного выброса, неравномерно, поэтому необходимо создание зональной системы ведения сельскохозяйственного производства, которая предусматривает комплекс агромелиоративных мероприятий по ограничению перехода радионуклидов в продукцию и территориальное размещение отдельных отраслей производства в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения. Зональный принцип ведения агропромышленного производства был применен на территориях, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. На них были введены четыре зоны по плотности загрязнения.

В первой зоне с плотностью загрязнения цезием-137 до 5 Ки/км² районированные культуры и сорта возделываются общепринятыми методами. Все виды работ в земледелии ведутся без ограничения по технологиям для данной почвенно-климатической зоны. Кислые почвы известковаются исходя из их гидролитической кислотности. Минеральные и органические удобрения вносят в дозах, обеспечивающих получение стабильных урожаев.

Ко второй зоне были отнесены сельскохозяйственные площади с плотностью загрязнения цезием-137 в пределах 5-10 Ки/км². На пахотных

угодьях растениеводство ведется без ограничений. Минеральные удобрения вносятся в дозах, обеспечивающих получение планируемых урожаев. Использование органических удобрений рекомендуется проводить после радиационного контроля. Но применение навоза, полученного в период интенсивных радиоактивных выпадений, запрещается. Мероприятия на пастбищах и сенокосах зависят от типа почв. Поверхностное улучшение с внесением фосфорных и калийных удобрений и подсевом многолетних трав рекомендуется для пойменных лугов и суходолов на суглинистых и глинистых почвах. Все естественные пастбища и сенокосные угодья на торфяниках и легких по механическому составу почвах подлежат коренному улучшению с внесением повышенных в 1,5 раза фосфорных и калийных удобрений. В личных подсобных хозяйствах производство овощей и картофеля, а также садоводство ведется без ограничений. Навоз, полученный и первый период после радиоактивных выпадений, вносить запрещается. Для заготовки сена и выпаса скота выделяются участки с наиболее низким уровнем загрязнения, а также угодья после поверхностного или коренного улучшения.

В третьей зоне с плотностью загрязнения цезием-137 в пределах 15 - 40 КИ/км² в земледелии рекомендуется вносить известь и повышенные дозы фосфорных и калийных удобрений. Известковые материалы вносятся из расчета 1,5 дозы по гидрологической кислотности. На сенокосах и пастбищах проводится коренное улучшение с ежегодным внесением повышенных в 1,5 раза доз фосфорных и калийных удобрений. Органические удобрения животного происхождения применяются без ограничений.

В личных подсобных хозяйствах вносятся удобрения и известковые материалы. Для выпаса коров используются участки с плотностью загрязнения цезием-137 не выше 5 КИ/км² или угодья после коренного улучшения.

Четвертая зона с плотностью загрязнения цезием-137 выше 40 КИ/км² выводится из сельскохозяйственного использования. При плотности загрязнения

нения 40 - 80 Ки/км² возможно ведение строго контролируемого производства продукции. Поля выводятся из основного севооборота и на них размещаются культуры семенного и технического назначения, а также организуется производство кормов (корне- и клубнеплоды, картофель, кукуруза на силос) для откормочного скотоводства. Сельскохозяйственное производство на этой территории полностью прекращается, территория подлежит залесению.

Токсикология радиоактивных элементов

Радиоактивные изотопы любого химического элемента периодической системы Д. И. Менделеева при попадании в организм участвуют в обмене веществ аналогично стабильным изотопам данного элемента. Биологическое действие радиоактивных изотопов характеризуется параметрами их радиоактивных излучений. Действие радионуклидов, попадающих в организм, в принципе не отличается от действия внешних источников ионизирующего излучения. Их особенностью является лишь то, что они, включаясь в обмен веществ, могут оставаться в тканях длительное время. Активность радионуклидов нельзя погасить ни химическими, ни физическими средствами.

Токсикология радиоактивных элементов (радиотоксикология) - составляет специальную область знаний, предметом которой являются изучение путей поступления в организм, закономерностей распределения в нем и включения в молекулярные структуры тканей (инкорпорирование), особенностей накопления (депонирования) радиоактивных изотопов в различных органах и тканях и выведение их из организма, исследование биологического действия инкорпорированных изотопов, разработка методов и средств предотвращения резорбции радиоактивных изотопов и ускорение их выведения из организма.

Токсичность радионуклидов зависит от следующих факторов:

- энергии, вида излучения и периода полураспада;
- химические свойства;

- скорости выведения их из организма;
- типа распределения в тканях и органах;

Энергия излучения имеет прямую связь с поражающим действием радиоактивного изотопа: чем она выше, тем сильнее поражение. Вид излучения также является одной из главных характеристик определяющих токсичность радиоизотопа. Вид и энергия излучения находятся во взаимосвязи при оценке степени токсичности или биологического действия радиоизотопа и характеризуются понятием линейной передачи энергии (ЛПЭ). Величина ЛПЭ частицей или квантом веществу обуславливает их линейную плотность ионизации - число ионизации на единицу длины пробега в веществе. У тяжелых частиц (альфа-частицы, протоны) плотность ионизации очень высокая – наибольшее число актов ионизации на длину пробега. У легких частиц (бета-частицы, гамма-кванты) плотность ионизации низкая – наименьшее число актов ионизации на длину пробега в веществе или в биологической ткани. Излучения, имеющие высокую ЛПЭ, обладают большей биологической эффективностью, это свидетельствует о том, что степень действия различных видов излучения зависит не только от общего количества поглощенной энергии, но и от геометрии распределения ее в органах и тканях. Для выражения различий биологического действия излучений с различными значениями ЛПЭ принят коэффициент относительной биологической эффективности (ОБЭ). Значения его взяты относительно рентгеновских лучей. Например, при общем облучении организма для быстрых нейтронов коэффициент ОБЭ равен 10, а при местном облучении половых желез – 35.

Период полураспада радионуклида является важной характеристикой его биологической активности. Количество радионуклидов убывает в организме вследствие интеграции двух одновременно протекающих, но независимых процессов – радиоактивного распада и биологического выведения. Роль этих факторов неоднозначна для коротко- и долгоживущих радионуклидов. Короткоживущие радионуклиды убывают в организме почти исключительно за счет радиоактивного распада, а долгоживущие – за счет радиоактивного распада и биологического выведения.

чительно за счет своего физического распада, а долгоживущие, благодаря биологическому выведению из организма. Поэтому одним из важных критериев биологической опасности радионуклида является длительность его периода полураспада. Наибольшую опасность для млекопитающих и птиц представляют изотопы с периодом полураспада от нескольких дней до нескольких десятков лет. Это объясняется тем, что при коротком периоде полураспада, измеряемом секундами – минутами, основная масса радионуклида распадается, не достигнув тканей организма и, следовательно, не создает опасную концентрацию.

Радионуклиды с большим периодом полураспада (десятки тысяч лет и более) в естественных условиях также не могут создать эффективной дозы, которая могла бы привести к развитию лучевого поражения. Однако в определенных случаях токсичность коротко- и долгоживущих радионуклидов может усиливаться их дочерними радионуклидами.

Под химическими свойствами радионуклида имеются в виду его дисперсность (размер частиц), агрегатное состояние (газ, твердое вещество) и растворимость. При внутреннем поступлении радионуклидов в организм их биологическое действие во многом определяется агрегатным состоянием вещества. Наиболее токсичны те радионуклиды, которые легко образуют газ и водорастворимые соединения. Они интенсивно и в большом количестве всасываются в кровь, быстро распространяются по всему организму или концентрируются в критических органах.

Так стронций-90 и цезий-137 не образуют в кишечнике труднорастворимых соединений, поэтому легко и быстро всасываются. А церий-144, иттрий-90 и плутоний-239 в кишечнике почти не всасываются, т. к. образуют плохо растворимые продукты гидролиза. Если в организме образуются нерастворимые коллоидные гидроокиси радионуклидов, то они захватываются клетками ретикулоэндотелиальной системы (печень, селезенка, лимфатические узлы) и длительно удерживаются ими. Радионуклиды всасываются в организм преимущественно по лимфатическим путям, а радиокристал-

лоиды - как по лимфатическим, так и по кровеносным путям.

Значительную роль в формировании радиотоксического эффекта играют так называемые носители. Носителем называют весомое количество вещества, за которым «невесомое» количество другого вещества следует в химической реакции. Различают изотопный и неизотопный виды носителей.

Изотопный носитель – это стабильный изотоп данного элемента, химические свойства которого тождественны с его радиоизотопом. Например, стабильный йод-126 является носителем по отношению к радиоизотопам йода (^{125}I , ^{129}I , ^{131}I , ^{140}I).

Неизотопный носитель – это стабильный изотоп (или изотопы) химического аналога элемента, которому принадлежит данный радионуклид. Он лишь аналогичен по групповым химическим свойствам носителю. Например, стабильный Са - носитель по отношению к стронцию-90, оба они входят во вторую группу элементов периодической системы.

Чем больше поступит в организм носителя, тем меньше места там займет его радиоактивный аналог. Например, введением в рацион животным стабильного йода можно значительно снизить поражающее действие его радиоактивных изотопов. Полноценный по кальцию рацион также значительно снижает всасывание и депонирование радиоактивного стронция.

Чем больше поступит в организм носителя, тем ниже его радиопоражаемость.

По степени биологического действия радионуклиды, как потенциальные источники внутреннего облучения разделены на пять групп радиотоксичности.

Группа А - радионуклиды особо высокой радиотоксичности (свинец-210, радий-226, торий-230, уран-232, плутоний-238). Среднегодовая допустимая концентрация (СДК) для них в воде установлена в пределах $X \cdot (10^{-10} - 10^{-8})$ КИ/л или 3,7 - 370 Бк/л.

Группа Б - радионуклиды с высокой радиотоксичностью (рутений-106, йод-131, цезий-144, висмут-241, торий-234, уран-235, плутоний-241,

стронций-90 и др.) СДК для них в воде $X (10^{-9} - 10^{-7})$ Ки/л или 37 - 3700 Бк/л, а для стронция-90 - $4 \cdot 10^{-10}$ Ки/л или 14,8 Бк/л.

Группа В - радионуклиды со средней радиотоксичностью (натрий-22, сера-35, хлор-36, кальций-45, железо-59, кобальт-60, стронций-89, иттрий-90, молибден-99, сурьма-125, цезий-137, барий-140, золото-196 и др.). СДК - $X (10^{-8} - 10^{-7})$ Ки/л или 370 - 3700 Бк/л.

Группа Г - радионуклиды с наименьшей радиотоксичностью (берилий-7, углерод-14, фтор-18, хром-51, железо-55, медь-64, теллур-129, платина-197, ртуть-197, талий-200 и др.). СДК для них составляет - $X (10^{-7} - 10^{-6})$ Ки/л или 3,7 - 37 кБк/л.

Группа Д - сюда входит тритий, сверхтяжелый водород и его химические соединения (окись трития и сверхтяжелая вода). СДК его в воде - $3,8 \cdot 10^{-6}$ Ки/л или 148 кБк/л.

Из продуктов деления тяжелых ядер, наиболее биологически значимыми для животных и человека, являются три радиоактивных изотопа: йод-131, стронций-90, цезий-137.

Все радионуклиды принято делить на естественные и искусственные. Присутствие первых на земле не связано с деятельностью человека, вторые обусловлены техногенным (антропогенным) происхождением.

Природные или естественные радионуклиды по типу их поведения в окружающей среде делят еще на легкие и тяжелые. В группу тяжелых естественных радионуклидов выделены нуклиды радиоактивных семейств урана, актиноурана и тория. Все остальные естественные радионуклиды отнесены к легким. Надо отметить, что естественные радионуклиды могут образовываться и в результате работы ядерных реакторов, испытаний ядерного оружия.

Легкие естественные радионуклиды

Тритий (^3H) – радиоактивный изотоп водорода с массой атома 3,025. Период полураспада 12,34 года. Распад трития сопровождается низкоэнергетическим β -излучением с энергией 18,6 кэВ. Тритий непрерывно образу-

ется при взаимодействии космических излучений (γ - и нейтронное излучение высоких энергий) с азотом, кислородом и аргоном в атмосфере. В Мировом океане находится 65% природного ^3H , на земной поверхности и в наземной биоте – 27%. Антропогенный тритий образуется и поступает в окружающую среду при производстве ядерной энергии на двух этапах ядерного топливного цикла – при работе реакторов и при переработке отработанного топлива. Наряду с этим, источником поступления трития в окружающую среду являются испытания ядерного и термоядерного оружия. Около 99% количества природного трития превращается в третированную воду – НТО. Следовательно, поведение трития в почве обусловлено закономерностями поведения воды. В целом поведение трития в биосфере полностью определяется поведением стабильных изотопов – протия и водорода. В виде НТО и других соединений тритий включается практически во все реакции, присущие биогеохимическому циклу водорода.

Метаболизм трития в организме зависит от физико-химической формы и пути поступления. Наиболее распространенное в биосфере соединение – окись трития – поглощается из окружающей среды с пищей. В производственных условиях пары НТО могут вдыхаться и проникать через кожу. При любом пути поступления НТО быстро всасываются в кровь и равномерно распределяются в водной среде тела, затем замещаются водой пищи и выводятся из организма с мочой и потом (средний период полувыведения 10 суток). Около 1 % трития устойчиво связывается с биологическими тканями. При инкорпорации трития важное значение имеет микрораспределение радионуклида в клетке. Соединения, избирательно накапливающиеся в ядерных структурах (^3H -тимидин) или протоплазме (^3H –L-цитидин), основную долю своей энергии будут отдавать именно в этих структурах клетки, а не равномерно во всем объеме ее, как это происходит при инкорпорации НТО.

Излучение трития может вызвать в организме острые и отдаленные лучевые эффекты: угнетение кроветворения, геморрагический синдром, по-

ражение наследственного аппарата, злокачественные новообразования. Хроническое облучение тритием снижает массу мозга и содержание ДНК и белка в некоторых отделах головного мозга.

Углерод – химический элемент IV группы периодической системы Д. И. Менделеева. Атомная масса 12,01. Природный углерод состоит из двух изотопов: ^{12}C (98,9 %) и ^{13}C (1,1 %). Искусственно получены его радиоактивные изотопы. Углерод не принадлежит к самым распространенным элементам (в земной коре содержится $2,3 \cdot 10^{-2}$ вес. %), но значение его исключительно велико, так как его соединения являются основой всех живых организмов. Углерод входит в состав и является основной составной частью растительных и животных организмов, а также продуктов их разрушения: нефти, природных газов, каменного угля, образующих большие скопления в недрах Земли.

Практический интерес из шести радиоактивных изотопов углерода представляет долгоживущий изотоп углерод -14, имеющий период полу-распада 5730 лет и являющийся β -излучателем с энергией 156 кэВ.

Углерод-14 постоянно образуется в атмосфере из азота под действием нейтронов космического излучения, а также в результате ядерных взрывов, производства ядерной энергии, сжигания ископаемого топлива, использования препаратов, меченых ^{14}C . Содержание естественного углерода-14 в атмосфере около $2 \cdot 10^{-10}$ % по массе. Образующийся в биосфере углерод-14, соединяясь с кислородом, превращается в $^{14}\text{CO}_2$, который затем вступает в обычный геохимический цикл углерода. В почвах углерод-14 входит в состав гумуса, карбонатов и углерод-содержащих соединений почвы. По содержанию углерода-14 в почве определяют ее возраст.

Участвуя в общем круговороте, ^{14}C усваивается растениями и животными и является источником внутреннего облучения. Содержание ^{14}C в растениях и животных уменьшается по закону радиоактивного распада. Доза облучения различных органов отражает колебания в них углерода-14 и органических соединений. Возможно, биологическое действие излучения

^{14}C больше, чем это определяют от рассчитанных доз облучения, так как он входит в состав важных органических молекул. Величина дозы облучения зависит от его удельной активности (соотношения ^{14}C и стабильного C) в организме, которая, в свою очередь, определяется удельной активностью углекислого газа атмосферы. Загрязнение атмосферы снижается быстро, так как ^{14}C перемешивается с ^{12}C и ^{13}C на поверхности Земли и в глубине океана.

Искусственно ^{14}C получают путем длительного облучения нейтронами азотсодержащих мишеней в ядерных реакторах. По радиотоксичности ^{14}C относится к группе Г.

Калий – химический элемент 1 группы периодической системы таблицы Д. И. Менделеева, щелочной металл. Природный радиоактивный изотоп калия – ^{40}K является β -излучателем с энергией 1,32 МэВ и периодом полураспада, равным $1,3 \cdot 10^9$ лет. При распаде калий-40 превращается в стабильный изотоп кальция-40. Калий-40 вносит основной вклад в естественную радиоактивность почв. Существует специальное понятие – калийный фон, отражающий вклад калия-40 в суммарное содержание радионуклидов. На практике применяется в качестве эталона для измерения суммарной β -активности. Поведение калия-40 в почве и звеньях биологической цепи полностью определяется поведением его стабильных изотопных носителей (калий-39, калий-41). Калий почвы представлен калием почвенного раствора, обменным калием, труднообмениваемым калием и калием почвенных минералов. При нарушении равновесия, существующего между этими формами, ионы K^+ заново перераспределяются между указанными формами. Равновесие между калием почвенного раствора и обменным калием достигается за несколько минут. Равновесие между труднообмениваемым калием и первыми двумя устанавливается в течение нескольких дней или месяцев. Превращение калия почвенных минералов идет очень медленно и зависит от природы минералов. В почвенном растворе калий существует в виде ионов K^+ . Его концентрация варьирует от 0,1 до 200 мг/л. Количество обмен-

ногого калия в почвах находится в пределах 40 – 50 мг/кг. Основные калий-содержащие минералы почвы это биотит, московит, ортоклаз, микролин и иллит. Фиксированный калий удерживается сетками глинистого минерала и недоступен для обмена с катионами раствора.

Калий-40 содержится в живых организмах и своим облучением создает естественное облучение.

Тяжелые природные радионуклиды

Уран (U). Большая часть тяжелых естественных радионуклидов содержится в горных породах, образующих толщу земной коры. Природный уран состоит из смеси трех радиоактивных изотопов: урана-234 (0,006 %), урана-235 (0,07 %), урана-238 (99,3 %). Известны и искусственные радиоактивные изотопы урана с массовыми числами 227-240. Распад урана происходит с испусканием α - и β -частиц, а также γ -квантов. В радиологическом и токсикологическом отношении наиболее важным является уран-238, энергия его α -излучения составляет 4,18 МэВ, период полураспада равен 4,5 миллиарда лет. Содержание урана-238 в почве определяется, прежде всего, его концентрацией в материнской породе. В различных видах почв содержание урана-238 колеблется в пределах от $3,4 \cdot 10^{-4}$ до $2,2 \cdot 10^{-4}$, в земной коре $4 \cdot 10^{-4}$, в воде около 10^{-8} вес.%. Так как уран-238 находится в почвах в высоких массовых концентрациях, то на его поведение существенно влияют химические свойства самого элемента. В почвах уран-238 может присутствовать в виде растворимых в воде соединений, в виде адсорбированных на органических и глинистых коллоидах ионов и молекул, в форме оксидов и других труднорастворимых соединений. Распределение радионуклида между жидкой и твердой фазами почвы зависит от pH почвенного раствора. Сорбция урана-238 твердой фазой почвы зависит от концентрации радионуклида в растворе и окислительно-восстановительного потенциала почвы.

Способностью концентрировать уран обладают некоторые грибы. В организме млекопитающих характер распределения его во многом зависит от валентности. При введении внутривенно шестивалентный уран накапли-

вается в почках до 20 %, костях от 10 до 30 %, незначительное количество откладывается в печени. Четырехвалентный уран наоборот, в большом количестве накапливается в печени и селезенке до 50 %, костях и почках 10-20 %. Очевидно, это объясняется тем, что четырехвалентный уран легко соединяется с белками и не проникает через мембранны, а шестивалентный такими свойствами не обладает. Величина всасывания урана в организме при различных путях поступления зависит от растворимости его соединений. В организме взрослых людей его задерживается в среднем 1,1 %. Растворимые соединения урана легко всасываются при нанесении на кожу, нерастворимые практически не всасываются. Эта же закономерность выявляется при пероральном и парентеральном введении. Критическим органом являются кости, в которых в отдаленные сроки обнаруживается более 90 % всего отложившегося урана, причем в эпифизах его больше, чем в диафизах.

Независимо от путей поступления в организм, выделение урана происходит в основном с калом и мочой. Большая часть поступившего в организм урана выделяется через 24 ч. При внутривенном введении основное его количество выводится с мочой.

Острая и хроническая урановая интоксикация характеризуется полиропным действием. Растворимые и нерастворимые соединения урана вызывают однотипные поражения, разница заключается лишь в скорости развития интоксикации и степени тяжести поражений. В ранние сроки воздействия преобладает химическая токсичность, в поздние - радиационный фактор. При длительном поступлении урана в организм развивается хроническая лучевая болезнь. В клинической картине наряду с обширной патологией различных органов и систем ведущим является поражение почек. Кроме этого, характерно развитие остеосарком и злокачественных опухолей печени, почек, легких.

Торий (Th) радиоактивный химический элемент III группы периодической системы Д. И. Менделеева, металл. Природный торий состоит из 6 радиоактивных изотопов. Наиболее важным из них является ^{232}T . Содержа-

ние тория в земной коре $8 \cdot 10^{-4}$ вес. %. Встречается в составе минералов: в торианите до 45 - 88 %, торите до 62 %. Содержание тория в речной воде $8,1 \cdot 10^{-4}$ Бк/л. Известно также 9 искусственных радиоактивных изотопов тория.

Торий-232 имеет период полураспада 14,1 млрд. лет, α -излучатель с энергиями 3,98 МэВ и 4,0 МэВ. Среднее содержание тория-232 в почвах русской равнины колеблется в пределах $8 \cdot 10^{-40}$ % до $4,3 \cdot 10^{-40}$ %. Источником загрязнения внешней среды торием-232 является применение фосфорных удобрений, где содержание этого изотопа достигает 25 Бк/кг. Основным фактором, определяющим поведение тория-232, является его высокая концентрация в почвах. Сорбция тория в почвах зависит от ряда факторов: степени окисления тория, pH почвенного раствора, гидролиза и образования труднорастворимых полиядерных коллоидов, концентрации его в почвенном растворе.

Распределение тория в организме зависит от пути поступления. При внутривенном введении содержание радионуклида в почках, печени, селезенке и крови относительно выше, чем при подкожном и внутриартериальном введении. Отмечено, что почти все количество тория, определяемое в скелете, содержится в костном мозге, т. е. он имеет тропность к ретикулоэндотелиальной системе. При введении небольших количеств тория, 60 - 93 % его активности определяется в скелете. Выведение конгломератов тория из ретикулоэндотелиальной системы осуществляется с калом или через желчные пути. При поступлении тория через органы дыхания в выдыхаемом воздухе определяется торон.

В отдаленные сроки после поражения радионуклидом происходит развитие злокачественных новообразований в костях, возможны эндотелиально-клеточные саркомы. При использовании торотреста (окиси трития) в медицине возможны циррозы и рак печени, лимфомы, лимфогранулематоз.

Радий(Ra) - радиоактивный химический элемент II группы периодической системы Д. И. Менделеева. Атомная масса 226,05. ^{226}Ra имеет пери-

од полураспада - 1622 года. Он принадлежит к радиоактивному семейству урана ^{238}U . При распаде ^{226}Ra образуется изотоп инертного газа радона ^{222}Rn , который, в свою очередь, превращается в короткоживущий полоний и другие изотопы. Конечным продуктом распада ^{226}Ra является стабильный свинец. Энергия α -излучения ^{226}Ra и его дочерних продуктов - 4,78 - 7,68 МэВ. Энергия его γ -квантов 0,18—2,19 МэВ. Другие изотопы радия принадлежат к актиниевому и ториевому семействам. Из них интерес представляет ^{228}Ra с периодом полураспада 5,75 года. Он не является α -излучателем, но его дочерний продукт ^{228}Ac дает начало α -излучающему торию ^{228}Th , поэтому после отложения ^{228}Ra в тканях его активность со временем возрастает: спустя 4 месяца она составляет примерно 10 % от равновесной величины, а через 2 года - 50 %. ^{228}Ra распадается, испуская β -частицы с максимальной энергией 3,17 МэВ и γ -кванты. Удельная активность ^{228}Ra больше, чем ^{226}Ra .

Содержание радия-226 в земной коре 10^{-10} вес. %. Он широко распространен в виде включений во многие образования. В процессе закрепления и распределения радия в компонентах почв исключительно важную роль играют носители – щелочноземельные элементы. Радий закрепляется твердой фазой почв в результате ионного обмена. В почвах радий-226 обладает наибольшей миграционной способностью, по сравнению с другими тяжелыми естественными радионуклидами. Содержание подвижных соединений радия-226 в почве равно примерно 40 %.

Поведение радия-226 в биосистемах имеет много общего с кальцием и стронцием, несмотря на количественные различия, радий в виде ионов поступает в растения из почвенного раствора. При увеличении в почве содержания кальция уменьшается поглощение растениями радия. Исключительной способностью накапливать радий-226 обладает дерево бразильского ореха.

При поступлении радия в организм он распределяется в крови и мягких тканях, из которых более половины его выводится в первые сутки. Ос-

тальное количество откладывается в костях (40 %) и других тканях. При попадании радия-226 в желудочно-кишечный тракт всасывается 20-70 %. Выведение его из организма происходит с калом (95 %) и мочой (5 %). Отмечено, что в первые минуты после внутривенного введения радия до 15 % его депонируется в коже.

^{226}Ra - радионуклид с высокой радиационной токсичностью, которая обусловлена большим периодом полураспада, большой эффективной энергией распада и выраженной остеотропностью. Поражение радием характеризуется анемией, лейкопенией, декальцификацией костной ткани и нарушением ее регенерации, лучевым пневмонитом, поражением кожи. В отдаленные сроки наблюдаются остеосаркомы, пневмосклероз и рак легких, бородавки и рак кожи, возможны опухоли других органов и тканей.

Минимальная активность ^{226}Ra , допускаемая на рабочем месте составляет 0,1 мКи.

Полоний (Po) - радиоактивный химический элемент VI группы периодической системы Д. И. Менделеева, порядковый номер 84. Открыт в 1898 г. М. Склодовской-Кюри. Природный полоний имеет семь радиоизотопов. Наиболее долгоживущий из них полоний-210, имеющий период полураспада 138,3 дня. Искусственно получены изотопы с еще большими периодами полураспада. Практический интерес представляет ^{210}Po , являющийся α -излучателем с энергией 5,29 МэВ. В закреплении и распределении этого радиоизотопа в компонентах почв исключительно важную роль играют стабильные носители. На формообразовательные процессы полония-210 влияет рН почвы. Он способен образовывать большое число комплексных соединений и мигрировать вместе с ними в почвах.

^{210}Po может быть выделен из урановых руд в качестве побочного продукта при добывании радия или непосредственно из радия или радона. Обычно его получают из радиоактивного изотопа свинца ^{210}Pb , образующегося при радиоактивном распаде радона.

При попадании в организм плутоний быстро всасывается в кровенос-

ное русло и равномерно распределяется в органах и тканях, за исключением перорального введения, так как из желудочно-кишечного тракта всасывается лишь 2 - 20 %. Поскольку проникающая способность α -частиц относительно невелика, патологические процессы особенно выражены в месте поступления плутония в организм. Так, например, при интраптрахеальной инсталляции полония хомячкам (в форме раствора и в адсорбированном виде на частицах окиси железа) наблюдались бронхоальвеолярные опухоли, возникшие из клеток Клара в терминальных областях бронхиального эпителия и прогрессирующая эпителиализация альвеол разнообразными типами клеток. При пероральном введении полония собакам в отдаленном периоде наблюдались доброкачественные железистые полипы тонкого кишечника. При внутрибрюшинном введении полония уже на 4-е сутки заметно снижалось число ооцитов на всех стадиях созревания, изменения в матке отсутствовали. При инкорпорации полония наблюдалось также сильное подавление лимфопоэза с длительной деструкцией фолликулов селезенки. Из организма полоний выводится в основном с калом и мочой. Через определенное время, как правило, развивается нефросклероз, частота которого зависит от количества вводимого полония. Впоследствии развиваются опухоли почек: рак эпителия канальцев, веретеноклеточные саркомы и аденомы коры надпочечников, гипернефрома, гемангиома, фибросаркома. Сильно поражается сосудистая сеть почек: дегенеративно-некротические процессы приводят к запустеванию 50 - 75 % капилляров клубочков и до 50 % капилляров стромы. Тяжелые дистрофические изменения развиваются в эндокринных органах.

Радон (Rn). Наибольший радиологический интерес представляют радон-222 и радон-220. Радон-222 - α -излучатель с энергией 5,48 МэВ и периодом полураспада 3,8 суток. Радон-220 называют еще тороном, является α -излучателем с энергией 6,28 МэВ и периодом полураспада 54,5 секунды. Будучи инертными газами, эти радиоизотопы мало вовлекаются в круговорот из почвы, но играют существенную роль как источники внешнего облучения.

чения человека и животных.

Искусственные радионуклиды по происхождению подразделяют на 3 группы: радиоактивные продукты деления, продукты наведенной активации и радиоактивные трансурановые элементы.

Радиоактивные продукты ядерного деления

Йод (I). Природный йод - химический элемент 7 группы периодической системы Д. И. Менделеева атомная масса 126,9, галоген. Содержание в земной коре $3 \cdot 10^{-5}\%$. Находится в природе почти повсеместно преимущественно в виде йодистых соединений натрия, кальция, магния, но крайне рассеянно. Радиоактивный йод-131 является одним из молодых продуктов деления ядер, имеет период полураспада 8,04 суток. Йод-131 распадается с испусканием сложного β -спектра из пяти линий. Спектр γ -излучения йода-131 состоит из 15 линий (включая γ -излучение дочернего ксенона) с энергиями от 0,08 до 0,723 МэВ.

Йод -131 реагирует со многими веществами, образуя йодаты, перийодаты и йодиды. В радиоактивных выпадениях 75% йода находится в форме аэрозолей и 25% в форме паров.

Природный йод состоит из одного стабильного изотопа. Известны также, 24 радиоактивных изотопа йода с массовыми числами в интервалах 117 - 126, 128 - 139. Все они искусственные и являются продуктами ядерных реакций. Образуются они при делении тяжелых ядер урана и плутония.

В «свежих» выпадениях радиоактивных осадков вначале опасны йод-131, -132, -133, -135, через неделю йод-131 и 132 и через две недели только йод-131. Радиоизотопы йода могут поступать в организм через органы дыхания, пищеварения, кожу, конъюнктиву, раны.

Из организма животных и птиц радиоактивный йод, как и стабильный, выводится преимущественно почками с мочой, через желудочно-кишечный тракт с калом, а у продуктивных животных - с молоком, у птиц - с яйцом. При длительном поступлении ^{131}I курам-несушкам с кормом в желток яйца переходит до 16%, а в белок - около 1% поступившей суточной

дозы. У лактирующих коров с 1 литром молока выделяется около 1% поступившего в организм за день йода-131. При выпасе коров на территории, однократно загрязненной йодом-131, пик выведения его с молоком приходится на третий сутки, затем наступает спад и через три недели выведение сокращается в 4 раза.

Йод является активным биогенным элементом, при попадании в организм он полностью всасывается в кровь и до 60% его откладывается в щитовидной железе.

Токсическое действие радиоактивного йода проявляется, прежде всего, в поражении щитовидной железы. Происходит ее нарушение и замещение паренхимы железы соединительной тканью. Появляются признаки недостаточности функции железы: потеря аппетита, угнетение, запоры, шелушение кожи и высыхание шерсти. Возникают существенные изменения в нервной и эндокринной системах. Изотопы йода в заметных количествах накапливаются в легких и обусловливают возникновение бронхитов и пневмоний. По мере нарастания патологических изменений в щитовидной железе развивается микседема, а именно: снижается температура тела, повышается нервная возбудимость, увеличивается проницаемость сосудов.

Структурные и функциональные изменения в органах при попадании в организм радиоактивного йода в основном являются результатом нарушения эндокринной регуляции, как следствие поражения щитовидной и паращитовидной желез.

Стронций (Sr). Природный стронций – химический элемент 2 группы периодической системы Д. И. Менделеева, атомная масса 87,63, щелочноземельный металл. Природный стронций состоит из 4 стабильных элементов и широко распространен в природе. В земной коре его содержится 0,04%. Стронций является постоянной составной частью растений и животных. В растениях до 92,8% его концентрируется в надземных частях. Переход стронция из почвы в растения во многом зависит от количества доступного кальция. Способность концентрировать стронций обладают морские

растения.

Из радиоактивных изотопов стронция, образующихся при делении ядер тяжёлых элементов, наиболее важное эколого-биологическое значение имеет стронций-90. Стронций-90 – радиоактивный продукт расщепления урана, долгоживущий изотоп с периодом полураспада 28,1 года. Он является бета-излучателем. Энергия его β -излучения равна 0,546 МэВ. Претерпевая радиоактивный распад, стронций-90 превращается в дочерний радиоактивный изотоп иттрий-90 с периодом полураспада 64,3 ч. В случаях попадания в организм стронция-90 биологическое действие его обусловлено бета-частицами, испускаемыми им самим и его дочерним продуктом иттрием-90. По типу распределения радиоактивный стронций и иттрий относятся к скелетным (остеотропным) изотопам.

Сорбция и миграция в почвах стронция-90 определяется закономерностями поведения стабильного стронция, а также химического аналога - стабильного кальция. На распределение стронция между жидкой и твердой фазами почв влияет влажность, содержание обменных кальция и магния, емкость обмена, содержание органического вещества, рН. Механизм сорбции стронция-90 твердой фазой почв - ионообменный. Сорбция стронция-90 твердой фазой почв во многом зависит от присутствия катионов в растворе. Так, при внесении в почву больших количеств ионов Са происходит резкое снижение отношения стронция-90 к кальцию в почвенном растворе, что способствует уменьшению накопления стронция-90 растениями. При увеличении в почве концентрации анионов стронций закрепляется в почвах за счет образования труднорастворимых соединений. Стронций-90 лучше сорбируется асканитом, бентонитом, вермикулитом, флогопитом и др. Глинистая фракция почв может сорбировать до 99 % стронция-90. На поведение стронция-90 в почве оказывает большое влияние органическое вещество почвы. Миграция стронция-90 в значительной степени определяется количеством и качественным составом гумуса. Стронций-90 присутствует в почвах в форме сложных комплексов, в состав которых входят органиче-

ские вещества, гумусовые кислоты, а также кальций, железо и алюминий. В зависимости от растворимого или нерастворимого их состояния возрастает или уменьшается доля подвижного стронция-90 в почвах. Увеличить содержание необменных форм стронция от 1,5 до 4 раз можно внесением в почву фосфорных удобрений и извести.

Средний пробег бета-частиц инкорпорированного в ткани животного стронция-90 составляет 0,5 мм, иттрия-90 - 4мм. В костной ткани, ввиду её высокой плотности в сравнении с мягкими тканями, пробег бета-частиц будет короче. В связи с этим большая часть энергии бета-частиц радиоактивного стронция и иттрия, фиксированных в скелетной части поглощается костной тканью и костным мозгом.

Особенность действия стронция-90 состоит в том, что он, депонируясь в скелете, присутствует там достаточно длительное время, постоянно облучая ткани и в связи с этим изменения в костной ткани и костном мозге проявляются значительно в большей степени, чем в других органах и тканях организма. Однако развитие патологических процессов происходит и в других внутренних органах через отраженные реакции, а не только в результате непосредственного действия излучения.

Большие дозы стронция-90 вызывают лучевую болезнь острого и подострого характера течения. При длительном поступлении в организм стронция-90 даже в относительно малых дозах также может развиваться лучевая болезнь или же могут обнаруживаться радиационные поражения в виде торможения роста, укорочения продолжительности жизни и других последствий. Компенсаторные и восстановительные процессы при хроническом поражении стронцием-90 выражены слабо.

Цезий (Cs) - химический элемент I группы периодической системы Д. И. Менделеева. Щелочной металл. Атомная масса 132,91. В природе существует один стабильный изотоп ^{133}Cs . В земной коре содержание его составляет $7 \cdot 10^{-4}$ весовых процентов. Встречается главным образом в рассеянном состоянии в минералах лепидолите и карналлите. Образует и самостоя-

тельные минералы поллуксит и родицит.

В разных почвах действие цезия различно: в глинистых, выщелоченных, обедненных калием он закрепляетсяочно, плохо поступает из них в корни растений; в почвах, богатых органикой, хорошо усваивается корневой системой растений (частично этому способствует большая обменная катионная емкость органических почв). Цезий легко передвигается в самих растениях. Накапливается в лишайниках (иногда в 10 раз больше, чем в растениях юга), осоке, хвоцах. Среднее содержание его в растениях примерно 0,0022 % сухого вещества. В значительных количествах он накапливается в организме беспозвоночных животных - 0,0138 % (на сухое вещество), в организме позвоночных его в 4 раза меньше. Цезий поступает в организм животных преимущественно с растительной пищей, легко всасывается в желудочно-кишечном тракте (50 - 80 %) и свободно циркулирует по всему телу. Основная часть его депонируется в мышцах (80%) и костях (около 8%). Причем более активные мышцы поглощают цезия в больших количествах. У лактирующих животных значительная доля цезия переходит в молоко, у кур - в яйца. Выводится из организма с мочой и калом. Жвачные выводят цезий в больших количествах, чем другие животные. Из пищевых продуктов цезием богаты хлеб, картофель, различная зелень. При парентеральном введении цезия в организм, выведение его с мочой и калом значительно увеличивается при обогащении рациона калием и наоборот, снижение содержания калия в рационе приводит к снижению выведения цезия. О токсическом действии цезия, в условиях его непрерывного поступления в организм с рационом, данных нет. У разных видов животных уровни накопления различные. Например, в тканях коровы цезия значительно больше, чем в тканях овцы, поскольку масса мягких тканей у коровы примерно в 7 раз больше.

Радиоактивный изотоп ^{137}Cs - β -излучатель. Период полураспада 30,17 года. Распадается с испусканием двухкомпонентного β -спектра. $E_{\beta 1} = 511,7$ кэВ (94,8 %), $E_{\beta 2} = 1173,4$ кэВ (5,2 %). Максимальная энергия 0,52

МэВ, средняя 179 кэВ. Этому излучению сопутствует γ -излучение, испускаемое дочерним радиоактивным барием, с энергией 661 кэВ и рентгеновские лучи с энергией 32-36,5 кэВ.

Цезий-137 один из дозообразующих радионуклидов среди продуктов деления. Он относится к числу наиболее подвижных радиоизотопов в биологических цепях. Это связано с тем, что цезий является химическим аналогом калия. Радиоизотопы цезия помимо ионообменного связывания способны к необменной сорбции твердой фазой почв. На фиксацию ионов цезия влияет концентрация, ионный состав, рН почвенного раствора, а также минералогический состав почвы, особенности структуры, формы, размер частиц, минералов, их содержание в почве. Наибольшее количество цезия сорбируется илистой фракцией почв. По снижению прочности закрепления цезия-137 почвенные минералы располагаются в следующий ряд: асканит, гидрофлогопит, флогопит, гумбирин, вермикулит, бентонит, каолинит, вивианит, гидрогетит, биотит, мусковит. На сорбцию цезия-137 почвами существенное влияние оказывает калий. Замещение всех обменных катионов почвы калием заметно увеличивает сорбцию цезия-137. Чем выше содержание стабильного цезия в системе "почва-раствор", тем меньше цезия-137 сорбируется почвой. Минеральные и органические удобрения, а также известь усиливают прочность закрепления цезия-137 в почвах. Увеличение рН вызывает усиление поглощения цезия-137 почвами. В почвах легких по гранулометрическому составу содержание цезия-137 в обменной форме выше, чем необменной и прочно связанной.

Поскольку цезий при попадании в организм циркулирует по всему телу, дозы облучения всех органов примерно одинаковы и поэтому возможны генетические и соматические повреждения. Влияние ^{137}Cs на продолжительность жизни и другие эффекты одинаково при разных путях поступления в организм. При попадании на кожу ^{137}Cs всасывается по кровеносным и лимфатическим капиллярам, период полувыведения его из кожи равен одним суткам. Период полувыведения ^{137}Cs из организма различен у разных

видов животных: например, у собак он равен 42 сут., а у крыс 6 сут. При инкорпорации Cs в организме возможно развитие лейкемии, рака молочной железы и печени, подавление лимфоидного кроветворения, угнетение функции костного мозга, опухоли кожи.

Допустимые уровни активности ^{137}Cs в открытых водоемах 555 Бк/л, воздухе рабочей зоны - 0,52 Бк/л, в атмосферном воздухе - 40,02 Бк/л.

Церий (Ce). В смеси продуктов деления присутствуют два радиоизотопа Ce - церий-141 и 144. Церий-141 является β - и γ -излучателем с энергиями излучения 0,580 МэВ и 0,145 МэВ соответственно и периодом полу-распада 32,5 суток. Церий-144 является также β - и γ -излучателем с энергиями излучения 0,320 МэВ и 0,134 МэВ соответственно и периодом полу-распада, равным 284,3 суток. Степень окисления церия в почвах +3. Сорбция церия-141 и 144 в почвах определяется поведением стабильного церия. Значительное влияние на закрепление его в почвах оказывает pH почвенно-го раствора. В кислых почвенных растворах церий-144 находится в катион-ной форме и практически полностью сорбируется твердой фазой почв. При увеличении pH до 8 сорбция уменьшается, вследствие образования церием-144 коллоидных соединений. Также существенное влияние на сорбцию це-рия-144 оказывает присутствие ионов железа и алюминия. Поглощение це-рия-144 твердой фракцией почв уменьшается с ростом содержания органи-ческих веществ почв.

Широкое практическое применение нашел церий-144, который ис-пользуется в качестве радиоизотопного индикатора при изучении метабо-лизма церия в организме при радиотоксикологических исследованиях. Ме-ченые соединения церия выпускаются в виде нитрата, хлорида и двуокиси. Церий-144 образует дочерний радионуклид ^{144}Pr (период полураспада 17,3 мин) с высокой граничной энергией β -излучения 3 МэВ. Церий-144 по ра-диотоксичности относят к группе В.

При инкорпорации церия-144 в организм доминирующими формами в клинико-анатомической картине оказываются патология печени и опухоли,

развивающиеся на фоне умеренной лейкопении: аннулярный цирроз печени, аденомы, холангиро-карциномы, гепатокарциномы, гемангиоэндотелиомы, гепато-целлюлярный рак, узелковый периартериит сосудов внутренних органов, опухоли кожи. Отмечено, что при хроническом поступлении ^{144}Ce в организм, развитие остеосарком не влияет на продолжительность жизни. Обнаруживается также периодическая смена фаз стимуляции и угнетения функции коры надпочечников, причем длительность и выраженность фаз коррелирует с мощностью поглощенной дозы.

Рутений (Ru) – металл из второй триады 8 группы периодической системы Д. И. Менделеева. Известны 14 радиоактивных изотопов рутения.

Наиболее радиологически значимые радиоизотопы рутения - рутений-103 и 106. Рутений-103 является β - и γ -излучателем с энергией β -излучения - 0,71 МэВ; γ -излучения - 0,610 МэВ и периодом полураспада 39 суток. Рутений-106 является β -излучателем с энергией излучения 0,039 МэВ и периодом полураспада 368,2 суток. Он относится к группе радиоактивности Б, т. е. на рабочем месте могут находиться открытые препараты активностью до 37 кБк. В сорбции рутения важную роль играют коллекторные носители, окислительно-восстановительный режим почв, наличие в почве лигандов, pH почвенного раствора. Может находиться в почвах в различных степенях окисления. Обладает способностью образовывать многочисленные комплексные соединения. При повышении pH почвенного раствора от 4 до 9 поглощение рутения-106 почвой увеличивается. Механизм сорбции – необменный.

В почве рутений находится в виде анионного комплекса, хорошо в ней перемещается. В растениях концентрируется преимущественно в корнях - 95,7 %. В организме животных рутений обнаружен в мизерных количествах. При поступлении в желудочно-кишечный тракт всасывается до 1,7%. Накапливается в печени (5 - 10%), мышцах, костях, тестикулах, селезенке. После внутривенного введения накапливается главным образом в почках. Выводится из организма с калом (20%) и мочой (80%). Очень долго

выводится из печени, быстро из скелета. У лактирующих животных в молоко поступает менее 0,1 % Ru .

Радиоактивный рутений поступает в организм в основном при вдыхании загрязненной пыли, критическим органом для его растворимых соединений является желудочно-кишечный тракт, для нерастворимых - легкие. Максимальный пробег β -частиц ^{106}Ru в биологических тканях 0,02 мм. Возможные последствия: лейкемия, опухоли молочных желез, узелковый периартериит сосудов внутренних органов, резко выраженная дегенерация извитых канальцев и клубочков почек, длительная деструкция фолликулов селезенки и лимфоузлов, adenокарциномы кишечника, слизистый рак, язвенный колит.

Цирконий (Zr). Химический элемент 4 группы периодической системы Д. И. Менделеева. Содержание его в земной коре составляет $2 \cdot 10^{-20}$ %.

Цирконий в небольших количествах обнаружен в тканях растений и животных, физиологическая роль его не выяснена. Из почвы очень слабо поглощается растениями, при этом 82,7 % его остается в корнях. В организм животных поступает в основном ингаляционным путем. При попадании циркония в желудочно-кишечный тракт всасывается менее 1 %. Токсическим действием не обладает, что подтверждено многочисленными опытами на тканевых культурах, собаках и крысах; подопытные животные даже прибавили в массе. Установлено, что цирконий обладает специфическим действием на обмен плутония и иттрия. В организме откладывается в основном в скелете (30 - 40%), меньше — в печени (5 - 10 %), почках, селезенке, лимфоузлах и половых железах. Из организма выводится главным образом с калом, частично с мочой.

Наиболее радиологически значимый радиоизотоп циркония - цирконий-95. Является β - и γ -излучателем с энергией излучения 0,89 МэВ и 0,756 МэВ соответственно, период полураспада его составляет - 64 суток. Степень окисления циркония в почвах +5. Поведение циркония-95 в почвах определяется поведением стабильного аналога. Обладает незначительной

подвижностью. Возможна слабая миграция в кислых подзолистых, а также в щелочных почвах.

Ниобий (Nb). Химический элемент 5 группы периодической системы Д. И. Менделеева. Принадлежит к числу редких элементов, содержание в земной коре 10^{-3} вес %. Природный ниобий является моноизотопным элементом. Искусственно получены 15 радиоактивных изотопов. Наиболее значимым из них является ниобий-95 с периодом полураспада 35,1 суток. Тип превращения β с энергией излучения 0,160 МэВ. Имеет степень окисления в почвах +5. Более подвижен в почвах, богатыми гумусом.

При попадании в организм ^{95}Nb последствия во многом зависят от мощности дозы и длительности воздействия. Максимальный пробег β -частиц ^{95}Nb в биологических тканях 0,03 мм. При любом пути поступления его в организм возможны опухоли гипофиза, молочной железы, тяжелая дегенерация почечной ткани вплоть до омертвения и массивного обезврекдления, лейкемия в результате сильного подавления лимфопоэза.

Барий (Ba). Химический элемент 2 группы периодической системы Д. И. Менделеева. Щелочно-земельный металл. В природе барий встречается в виде соединений. В земной коре его 0,05 %. Искусственно получены 17 радиоактивных изотопов этого элемента. Из них практический интерес представляет барий-140. Период его полураспада 12,8 суток, β - и γ -излучатель. Максимальная энергия его β -излучения 1,02 МэВ, γ -излучения— 0,537 МэВ. Относится к числу достаточно подвижных в почвах радионуклидов.

При внутривенном введении ^{140}Ba быстро покидает кровяное русло, через 5 мин в крови остается лишь 10,6 %. Большая часть ^{140}Ba задерживается костной тканью, причем в костном мозге концентрация его быстро нормализуется, так как он быстрее всех радионуклидов выводится из костного мозга. Нормализация периферической крови происходит сравнительно быстро. При высоких дозах подавляется в основном миелоидное кроветворение, возможны атрофия семенников и развитие остеосарком.

Лантан (La). Химический элемент 3 группы периодической системы

Д. И. Менделеева, прототип группы лантаноидов.

Искусственно получены радиоактивные изотопы лантана, из них практический интерес представляет ^{140}La . Относится к малоподвижным радиоизотопам. Это высокоэнергетический β -излучатель с сопровождающим γ -излучением. Энергия β -излучения - 2,2 МэВ, γ -излучения - 2,52 МэВ. Период полураспада - 40,2 ч. При попадании в организм ^{140}La накапливается главным образом в печени и костной ткани. Так, через 6 ч после внутривенного введения до 65 % поступившего ^{140}La обнаруживается в печени, до 2 % ^{140}La в первые минуты после введения обнаруживаются в коже. Коэффициент резорбции из желудочно-кишечного тракта - около 0,1%. При пероральном облучении эффективность ^{140}La в 3 раза выше, чем при внутривенном. Вероятно, это вызвано высокой мощностью дозы, обусловленной быстрым распадом этого нуклида и достаточно интенсивным облучением стенок кишечника и прилегающих тканей. Средний пробег β -частиц ^{140}La в тканях 1,8 мм, максимальный - 9,84 мм. Остроэффективная доза ^{140}La ($\text{ЛД}_{50/30}$) вызывает лейкопению и уменьшение количества эритроцитов на 65 %. При пероральном его введении после кратковременной лейкопении возникает лейкоцитоз, сопровождающийся развитием отчетливой гиперплазии миелоидной ткани костного мозга, который отражает реакцию органов кроветворения на воспалительные процессы в кишечнике. Остеосаркомы и опухоли мягких тканей при инкорпорации ^{140}La развиваются в 4-6 раз чаще, чем при инкорпорации ^{144}Ce . Это объясняется большей жесткостью β -излучения ^{140}La и более длительным периодом полувыведения его. В почках максимальное содержание ^{140}La наблюдается через 6 ч после внутривенного введения (2,8 %). Одним из характерных лучевых поражений при попадании ^{140}La в организм является атрофия семенников.

Радионуклиды с наведенной активностью

Марганец (Мп). Радиологически значимый радиоизотоп марганца - марганец-54. Имеет период полураспада 31,2 суток, является β -излучателем с энергией излучения 0,83 МэВ. Степень окисления марганца в почвах +2,

+3, +4. Поведение в почвах определяется поведением его изотопного носителя - марганца-55. Процессы поведения марганца-54 в почвах зависят от окислительно-восстановительного режима и рН почвы. В процессе окисления при высоких значениях рН почвенного раствора (8,5) образуются трудно растворимые соединения. В восстановительных условиях в кислой среде растворимость марганца увеличивается.

Кобальт (Со). Из радиоактивных изотопов кобальта наиболее радиологически значимым является ^{60}Co . Кобальт-60 широко используется в медицине для стерилизации медицинских материалов, лучевой терапии и в научных исследованиях по изучению метаболизма. Период полураспада ^{60}Co 5,26 года. Получают его облучением природного ^{59}Co нейтронами в ядерном реакторе по реакции $^{59}\text{Co} (\text{n},\gamma) ^{60}\text{Co}$. Кобальт-60 распадается с испусканием сложного β -спектра с максимальными энергиями 0,31788 МэВ (99,88%) и 1,4911 МэВ (0,12%). Распад сопровождается γ -излучением с энергиями 1,1732 МэВ (99,88 %) и 1,3325 МэВ. Пробег β -частиц ^{60}Co в воздухе – 0,85-6,3 м в зависимости от их энергии, в мягкой биологической ткани - 0,95-7,1 мм. Поскольку ^{60}Co является источником сравнительно жестких β - и γ -лучей, при попадании его в организм развиваются лучевые повреждения. Так, при хроническом воздействии ^{60}Co развивается миелоидная лейкемия. После введения в бронхи проволочки с 9,25 кБк ^{60}Co у 45 % мышей развивался рак пищевода. При внутрибрюшинном введении ^{60}Co индийским песчанкам происходило опустошение популяции ооцитов, степень которого зависела от дозы и времени, прошедшего после введения, но гистологической стерильности не наблюдалось.

Радиоизотопы кобальта относятся к группе средней радиотоксичности, на рабочем месте может находиться не более 10 мкКи препарата.

Сорбция и распределение в почвах определяется поведением его изотопного носителя стабильного кобальта. Кобальт-60 активно сорбируется оксидами железа и марганца, глиноземными минералами. На подвижность кобальта-60 влияет содержание органического вещества в почве вследствие

образования комплексных соединений с ним.

Железо (Fe). Наиболее радиологически значимы радионуклиды железо-55 и 59. Железо-55 имеет характеристическое излучение с энергией 5,9 кэВ и период полураспада 2,7 года. Железо-59 является β - и γ -излучателем с энергией β -излучения 1,56 МэВ, γ -излучения - 1,29 МэВ. Период полураспада составляет 45 суток. Поведение радиоактивных изотопов железа в почвах определяется закономерностями поведения стабильного железа и связано с геохимическими циклами кислорода, серы и углерода. В окислительных условиях при щелочной реакции среды происходит образование труднорастворимых соединений железа (комплексообразования). В восстановительных условиях при кислой реакции среды - образование растворимых форм (гидролиз). Содержание железа в кислых растворах увеличивается. Также на растворимость железа в почвах существенное влияние оказывает метаболизм бактерий.

Радиоактивное железо относится к изотопам средней радиотоксичности (группа В). Среднегодовая концентрация ^{59}Fe в воздухе рабочих помещений не должна превышать $5,2 \cdot 10^{-11}$ Ки/л. На рабочем месте можно использовать препараты ^{59}Fe в растворе активностью до 10 мкКи. При попадании радиоактивного железа в организм критическим органом является селезенка. Так, однократное внутривенное введение 104 МБк ^{55}Fe вызывает раннюю гибель мышей в результате тяжелого истощения гемопоэтических клеток селезенки и костного мозга и атрофии лимфоидной ткани. В организме ^{55}Fe находится почти исключительно во внутриклеточной форме и, обладая большим периодом полураспада, постоянно реутилизируется. Средняя продолжительность жизни у мышей после введения 52 и 26 МБк ^{55}Fe была соответственно в 6,5 и почти в 2 раза меньше, чем у контрольных мышей. У подопытных животных наблюдалась лишь незначительная атрофия лимфоидной ткани и иногда очаговый гемопоэз регенеративного типа в селезенке. Однако у них развивалась, зависящая от дозы панцитопения, которая объясняется неспособностью инактивированных стволовых клеток

замещать потери в различных ростках кроветворной ткани.

Трансурановые радионуклиды

Нептуний (Np). Первый трансурановый элемент. Стабильных изотопов не обнаружено. Известны радиоактивные изотопы с массовыми числами 229 – 241. Радиологический интерес представляет нептуний-237, который является основным источником получения плутония. Нептуний-237 а-излучатель с энергией излучения 4,787 МэВ и периодом полураспада 2,14 млн. лет. Механизм сорбции - ионообменное взаимодействие. На закрепление нептуния в почве существенное влияние оказывает органическое вещество.

Нептуний-237 представляет опасность для живых организмов при попадании на кожу, в желудочно-кишечный тракт и дыхательные пути. В первые часы после интратрахеального введения или ингаляции растворимых соединений ^{237}Np наибольшее количество его резорбируется в кровь в первые часы после ингаляции. Скорость выведения из органов дыхания колеблется от 4 мес. до года. Нептуний плохо всасывается из желудочно-кишечного тракта, у молодых животных всасывание несколько интенсивнее. Резорбция нептуния из желудочно-кишечного тракта человека равна 10^{-3} . При загрязнении им кожных покровов 80 % радионуклида распределяется в слое толщиной 100 мкм и только 20 % проникает в более глубокие слои. При сухом контактном загрязнении кожи проникновение нептуния в организм увеличивается в два раза. При подкожном его введении, ^{237}Np резорбируется в кровь постепенно.

При всех путях поступления резорбированная доля нептуния распределяется между скелетом, печенью и почками. Хорошо растворимые соединения имеют скелетный тип распределения. При внутривенном введении этих соединений нептуний накапливается преимущественно в скелете - 68 %, в печени - до 12 %, почках - менее 5 %. При внутривенном введении оксалата или нитрата нептуния максимальное содержание радионуклида отмечено в печени - 50 %. В костной ткани нептуний проявляет тропность к

органическому матриксу, в большей степени накапливается в периoste, в меньшей - в эндоосте. При пероральном поступлении соотношение нептуния в скелете и печени равно 10 : 1.

Выведение нептуния из организма происходит с калом и мочой. Выведение с мочой преобладает при внутривенном и внутрибрюшинном введении. Соединения нептуния, поступившие в организм, обладают химической токсичностью и вызывают радиационное поражение органов и тканей от α -излучения радионуклида. При поступлении в органы дыхания в больших количествах нептуний обладает острой химической токсичностью. Повреждение легких выражается обширными кровоизлияниями, массивной деструкцией альвеолярных перегородок и эпителиального слоя, отеком стромы. Уже в первые сутки, отмечается увеличение общего числа лейкоцитов за счет нейтрофилов и снижение количества лимфоцитов.

При хроническом поражении на первый план выходят лучевые повреждения: апластические изменения костного мозга, неспецифические воспаления печени, почек, желудочно-кишечного тракта, легких. В отдаленные сроки развиваются опухоли различной локализации, преимущественно в органах длительного депонирования, частота которых возрастает при увеличении дозы.

Группа радиотоксичности для нептуния – А, минимально значимая активность – $3,7 \cdot 10^3$ Бк.

Плутоний (Ри). Радиоактивный химический элемент из группы актиноидов. Имеет 15 изотопов. В ничтожных количествах существует в природе на поверхности Земли, образуясь из урана под действием нейтронов космических лучей и нейтронов, возникающих при спонтанном делении урана.

Наиболее радиологически значимые радиоизотопы плутонии являются плутоний-238 и 239.

Плутоний-238 является α -излучателем с энергией излучения 5,456 МэВ, с периодом полураспада 87,75 лет. Он обладает высокой генетической эффективностью, о чем свидетельствует достоверное увеличение частоты

хромосомных аберраций. Локализация радиационных опухолей при инкорпорации ^{238}Pu зависит от возраста: у взрослых - преимущественно в конечностях, у молодых - в голове или позвонках (остеосаркомы).

Плутоний-239 является α -излучателем с энергией излучения 5,156 МэВ, с периодом полураспада 24,4 тыс. лет. На растворимость плутония оказывают влияние состав почв, окислительно-восстановительный режим и pH почвенного раствора, знак и плотность заряда почвенных коллоидов, площадь реактивной поверхности. Наиболее устойчива степень окисления +4. Почвенная химия плутония очень сложна. Основными факторами, определяющими поведение плутония в почвах, являются степень окисления, способность к диспропорционированию, гидролиз и комплексообразование. При pH 5,5 наблюдается максимальная сорбция до 99%. При pH > 8 увеличивается содержание плутония в почвенном растворе. В почвенном растворе плутоний в основном представлен частицами гидролизованных форм с широкими пределами дисперсности. Основными механизмами миграции плутония в почвах является перенос с тонкодисперсными частицами и диффузия. Плутонийочно фиксируется в почве, перемещается в ней медленно, в растения поступает в очень небольших количествах.

Плутоний-239 рассматривается главным образом как потенциальный источник опасности для животных при вдыхании, а также при попадании на кожу (особенно поврежденную) и в желудочно-кишечный тракт. Из желудочно-кишечного тракта плутоний всасывается в незначительных количествах, менее 1 %, соответственно в стенке кишечника адсорбируется лишь около 1 % выделенной энергии α -излучения. Органы преимущественного накопления плутония - легкие для нерастворимых, кости для растворимых соединений. При попадании на кожу растворимые радионуклиды относительно быстро транспортируются в тело, а нерастворимые депонируются в эпидермисе и затем медленно удаляются в регионарные лимфоузлы, причем при повышении кислотности наносимого раствора всасываемость плутония увеличивается. При ингаляции распределение его в легких во многом зави-

сит от растворимости частиц, их величины, плотности и формы. Так, растворимые нитрат и хлорид плутония, при попадании в легкие быстро абсорбируются в кровь, транслоцируются в экстрапульмональные ткани и экскретируются с мочой или калом через желчь. Практически нерастворимые частицы PuO_2 могут оставаться в легких в течение многих лет, их выведение происходит с помощью локального растворения или перемещения в бронхиальные и трахеобронхиальные лимфоузлы. Чем крупнее частицы, тем неравномернее облучение легочной ткани. Если диаметр частиц PuO_2 уменьшить в 10 раз, объем облученной легочной ткани возрастает в 1000 раз с 0,03 до 30 %, а число облученных клеток с $3,6 \cdot 10^8$ до $3,0 \cdot 10^{11}$. В зависимости от мощности введенной дозы в легких развиваются лучевой пневмонит, фиброз и пневмосклероз, гемангиосаркомы, мезотелиомы и карциномы (включая бронхиальные, бронхоальвеолярные, овсяноклеточные, эпидермоидные и плоскоклеточные). Отмечено, что при любом пути поступления в организм соединения ^{238}Pu и ^{237}Pu гораздо лучше всасываются, чем соединения ^{239}Pu . Эти различия могут быть обусловлены влиянием массы вводимого актиноида (по удельной активности изотопы ^{239}Pu и ^{238}Pu различаются в 280 раз). Установлено также, что всасывание из желудочно-кишечного тракта органически связанного ^{239}Pu в 25 раз выше, чем всасывание нитрата. После внутривенного введения через 5 мин в крови его остается 50 %. Он вызывает подавление миелоидного кроветворения, истощение лимфоидных фолликулов селезенки, возможны гиперплазия красной пульпы селезенки, атрофия лимфоузлов, снижается биологический период продолжительности жизни эритроцитов, панлейкопения. Нарушается иммуногенез, так как ^{239}Pu значительно подавляет продукцию антигенспецифических антителообразующих клеток в лимфоузлах. Установлены остеосаркомогенные свойства ^{239}Pu у крыс, мышей, собак, особенно у сенбернаров.

^{239}Pu считается гепатотропным радионуклидом. У человека 45 % плутония, достигшего кровяного русла, депонируется в печени, из которой он

выводится с периодом биологического полувыведения ($T_{биол}$) ≈ 20 лет. Уже через 2 - 3 мес. после инкорпорации ^{239}Pu возникает цирроз печени, а при высоких дозах - диффузный некроз с обилием бактерий в печеночной ткани, возможны гематомы и аденомы желчных протоков.

В гонадах плутоний распределяется неравномерно. В семенниках он накапливается в макрофагах, которые концентрируются в интерстициальной ткани, что может привести к облучению сперматогенных стволовых клеток. В яичниках плутоний концентрируется в атретических фолликулах и мозговом слое, т. е. там, где нет жизнеспособных ооцитов, и поэтому на живые ооциты приходится мощность дозы ниже средней.

Плутоний способен преодолевать трансплацентарный барьер, но концентрация его в плаценте в 10 раз выше, чем в тканях плода, что свидетельствует о способности плаценты задерживать основную массу плутония. Наиболее эффективно воздействие ^{239}Pu на плод в период развития плаценты.

Принципы защиты от различных видов ионизирующих излучений и способы снижения поступления радиоактивных веществ в организм животных и человека

Обеспечение радиационной безопасности требует комплексных мер многообразных защитных мероприятий, зависящих от конкретных условий радиационной ситуации и в первую очередь от типа источника излучения и способа облучения.

Источники ионизирующих излучений могут быть закрытого и открытого типа.

Закрытыми источниками называются любые источники ионизирующего излучения, устройство которых исключает попадание радиоактивных веществ в окружающую среду (табл. 17).

Закрытые источники по характеру действия могут быть разделены на две группы:

- источники излучения непрерывного действия;

- источники излучения, генерирующие излучение периодически.

К первой группе относятся гамма-установки различного назначения, нейтронные, бета- и гамма-излучатели. Ко второй - рентгеновские аппараты и ускорители заряженных частиц.

В качестве γ -излучателей находят применение в основном искусственные радиоактивные элементы, помещаемые в порошкообразном или твердом состоянии в герметичные стальные ампулы. Наиболее часто используются как γ -излучатели такие радиоактивные элементы как кобальт-60, селен-75, кадмий-109, теллур-127, цезий-137, европий-154, тулий-170, tantal-182, иридий-192.

В качестве β -источников применяются искусственные радиоактивные изотопы β -излучатели - фосфор-32, стронций-90, иттрий-90, рутений-106, церий-144, празеодим-144, прометий-147, золото-198, талий-204.

Нейтронные источники обычно готовятся путем смешения радия, полония или плутония с бериллием или бором (смесь помещается в герметические стальные ампулы).

Активность закрытых источников ионизирующей радиации, которые применяются для различных целей, варьирует в широких пределах. В зависимости от назначения и условий применений общий заряд излучателя может достигать 5,5 ПБк (150000 Ки) и более.

Защитные мероприятия, позволяющие обеспечить условия радиационной безопасности при применении закрытых источников, основаны на знании законов распространения ионизирующих излучений и характера взаимодействия их с веществом. Главные из них следующие:

- доза внешнего облучения пропорциональна интенсивности излучения и времени воздействия;

- интенсивность излучения от точечного источника пропорциональна количеству квантов или частиц и обратно пропорциональна квадрату расстояния;

- интенсивность излучения может быть уменьшена с помощью экра-

Область применения закрытых источников

Область применения	Вид закрытых источников
Металлургия	Ускорители заряженных частиц, рентгеновские аппараты, аппараты для γ -дефектоскопии, радиоизотопные приборы (уровнемеры)
Строительная индустрия	Ускорители заряженных частиц, рентгеновские аппараты, аппараты для γ -дефектоскопии
Химическая промышленность	Мощные γ -установки, радиоизотопные приборы – уровнемеры, толщиномеры, приборы для снятия электростатических зарядов
Легкая промышленность	Радиоизотопные приборы – уровнемеры, толщиномеры, приборы для снятия электростатических зарядов
Пищевая промышленность	Мощные γ -установки, радиоизотопные приборы (уровнемеры)
Геология	Нейтронные и γ -источники, радиоизотопные приборы (уровнемеры)
Медицина и биология	Ускорители заряженных частиц, рентгеновские и γ -аппараты, γ - и β -источники
Сельское хозяйство	Мощные γ -установки
Научные исследования	Ускорители заряженных частиц, рентгеновские аппараты, мощные γ -установки, нейтронные, γ - и β -источники.

На этих закономерностях базируются основные принципы обеспечения радиационной безопасности от внешнего облучения при использовании закрытых источников:

- «Задача количеством» - уменьшение мощности источников до минимальных величин;
- «Задача временем» - сокращение времени работы с источниками;
- «Задача расстоянием» - увеличение расстояния от источников до работающих;
- «Задача экраном» - экранирование источников излучения материалами, поглощающими ионизирующие излучения.

Каждый из этих способов может быть использован в отдельности или в комбинации с другими. Это зависит от вида источника, от физического состояния радионуклидов (твердые, порошкообразные, жидкие, газообразные), вида и энергии излучения, активности, периода полураспада, относительной радиотоксичности вещества, его количества и характера технологического процесса использования.

Опасность внешнего облучения представляют гамма-излучатели, меньше бета-излучатели. При внутреннем облучении очень опасны бета-излучатели. Для защиты от внешнего облучения приемлемы все названные четыре способа защиты.

Защита количеством. Подразумевает проведение работ с минимальной активностью радиоактивных веществ, основывается на уменьшении мощности излучения в прямой пропорции от массы. Этот способ защиты не имеет широкого применения, так как он ограничен требованиями того или иного процесса технологии. Кроме того, уменьшение активности источника увеличивает сроки облучения различных объектов, подвергаемых воздействию ионизирующего излучения.

Защита временем. Основывается на уменьшении срока работы с источником: сокращение времени работы с источником излучения, сокращение рабочего дня, рабочей недели. Сокращая сроки работы с источниками, можно в значительной степени уменьшить дозы облучения персонала. Этот принцип защиты особенно часто применяется при работе с источниками относительно малой активности, при прямых манипуляциях с ними персонала. Велика значимость временного фактора и при использовании рентгеновских аппаратов в медицинской практике, особенно при диагностических процедурах. Повышение квалификации врачебных кадров позволяет сократить время работы рентгеновской трубки и, следовательно, уменьшить дозовые нагрузки персонала и обследуемых больных.

Защита расстоянием. Это простой и надежный способ защиты. Защита обеспечивается достаточным удалением работающих от излучателя

или использованием устройств для дистанционной работы. Для защиты могут использоваться различные приспособления–инструменты: шарнирные щипцы, универсальные манипуляторы, повторяющие движения рук и пальцев. Эффективность этого принципа защиты, можно продемонстрировать на следующем примере.

При работе с точечным источником из ^{60}Co активностью 110 МБк в течение одной минуты и при использовании при этом пинцетов длиной 8 см пальцы кисти работающего могут получить дозу около 100 мкГр, а при тех же манипуляциях, но при применении пинцетов длиной 25 см доза облучения составит всего 10 мкГр.

Следует отметить, что хотя принципы защиты временем и расстоянием нашли большее практическое применение, чем принцип защиты количеством, однако широкое их осуществление ограничено требованиями технологии применения источников. Так, в одних случаях требуется облучение тех или иных объектов в течение длительного времени (несколько часов и более), в других случаях сокращение времени работы с источниками уменьшает экономический эффект от их эксплуатации (например, сокращение сроков работы рентгеновской трубы при дефектоскопии стальных слитков уменьшит производительность труда дефектоскопистов), а при работе с мощными источниками ионизирующих излучений возникает необходимость удаления персонала от излучателей на такие расстояния, что принцип защиты расстоянием как единственный самостоятельный способ защиты теряет всякий смысл.

В этих случаях при создании условий, обеспечивающих радиационную безопасность работ с закрытыми источниками, большую роль играет принцип «защиты экранами», используемый в комбинации с принципом защиты расстоянием.

Задача экраном (или поглощением). В зависимости от вида ионизирующих излучений для изготовления экранов применяются различные материалы, а их толщина определяется мощностью излучений. Так, лучшими

для защиты от рентгеновского и γ -излучений, позволяющими добиться нужного эффекта по кратности ослабления при наименьшей толщине экрана, являются материалы с большим атомным весом (Z), например свинец и уран. Однако, учитывая высокую стоимость свинца и урана, могут применяться экраны из более легких материалов - просвинцованных стекла, железа, бетона, баритобетона, железобетона и даже воды. В этом случае, естественно, эквивалентная толщина экранов намного превосходит ту, которая могла бы обеспечить нужную кратность ослабления с помощью свинца или урана.

Кирпич, бетон, баритобетон, железобетон и другие строительные материалы часто используют в качестве исходного сырья для изготовления экранов в тех случаях, когда экраны одновременно являются строительными конструкциями сооружений.

Зашита от нейтронного излучения экранами основывается на закономерности взаимодействия нейтронов веществом. Наиболее эффективно происходит поглощение тепловых и медленных нейтронов, поэтому для поглощения быстрых нейтронов они должны быть предварительно замедлены. Максимальным замедляющим эффектом обладают элементы с малым атомным номером. Поэтому для защитных экранов обычно применяют воду, парафин, бетон и другие материалы, содержащие в своем составе большое количество атомов водорода.

Тепловые нейтроны очень хорошо поглощаются кадмием и бором, причем для полного поглощения их толщина может быть равной десятым долям миллиметра.

Учитывая, что процесс поглощения нейтронов сопровождается излучением γ -квантов, необходимо предусматривать дополнительную защиту из свинца или других эквивалентных материалов.

В реакторах, например, где имеет место мощное излучение нейтронов, могут применяться несколько поглощающих слоев: первый слой - для замедления нейтронов из материалов, содержащих большое количество

атомов водорода (бетон, вода и т. д.), второй слой - для поглощения медленных и тепловых нейтронов (бор, кадмий) и третий слой - для поглощения гамма-излучения.

Для защиты от β -потоков целесообразно применять экраны, изготовленные из материалов с малым атомным номером. В этом случае выход тормозного излучения невелик. Обычно в качестве экранов для поглощения β -излучения используются органическое стекло, пластмасса, алюминий. В случае особо мощных β -потоков следует использовать дополнительные экраны для защиты от тормозного излучения.

Для защиты от альфа-излучений может служить небольшой слой воздуха между человеком и источником.

По своему назначению защитные экраны могут быть условно разделены на следующие группы:

1. Защитные экраны - контейнеры, в которые помещаются радиоактивные препараты. Главное их назначение хранение радиоактивных препаратов в нерабочем положении.

2. Защитные экраны для оборудования. В этом случае экранами полностью окружают все рабочее оборудование при положении радиоактивного препарата в рабочем состоянии или при включении высокого (или ускоряющего) напряжения на источники ионизирующих излучений.

3. Передвижные защитные экраны. Этот тип защитных экранов применяется для защиты рабочего места на различных участках рабочей зоны.

4. Защитные экраны, монтируемые как части строительных конструкций (стены, перекрытия полов и потолков, специальные двери и т. д.). Такой вид защитных экранов предназначается для защиты помещений, в которых постоянно находится персонал.

5. Экраны индивидуальных средств защиты (щиток из оргстекла, смотровые стекла пневмокостюмов, просвинцованные перчатки и др.).

Открытыми источниками называются такие источники ионизирующих излучений, при использовании которых возможно попадание радиоак-

тивных веществ в окружающую среду. При этом может быть не только внешнее, но и дополнительное внутреннее облучение персонала. Это может произойти при поступлении радиоактивных изотопов в окружающую рабочую среду в виде газов, аэрозолей, также в виде твердых и жидкых радиоактивных отходов.

Объекты, которые представляют потенциальную опасность загрязнения радиоактивными веществами рабочей среды, можно условно разделить на две группы. К первой относятся лаборатории, учреждения и предприятия, где использование радиоактивных веществ в открытом виде предусмотрено самой технологией производства. Например, в медицинских учреждениях открытые источники применяются для лечения и диагностики ряда заболеваний. В лабораториях сельскохозяйственного профиля - для изучения процессов усвоения растениями вносимых в почву удобрений, оценки роли микроэлементов в питании растений и решения других научно-исследовательских задач. В лабораториях промышленного профиля - для изучения износа деталей различных устройств в машиностроении, для оценки процесса шлакообразования и динамики плавки металлического лома в мартеновских печах и т. д.

Ко второй группе относятся такие объекты, на которых радиоактивные вещества в открытом виде образуются как неизбежные, а в отдельных случаях и как побочные нежелательные продукты технологического процесса. Это - рудники по добыче радиоактивных руд и заводы по их переработке, атомные электростанции и экспериментальные реакторы, мощные ускорители заряженных частиц и др.

Очевидно, что потенциальная опасность внутреннего переоблучения персонала на указанных объектах не равнозначна. Она зависит, прежде всего, от общей активности радиоактивных веществ на рабочих местах, степени их радиотоксичности, характера производственных операций. Так, чем большее количество радиоактивных веществ применяется при работе, тем (при прочих равных условиях) больше вероятность загрязнения воздуха,

рабочих поверхностей и тела работающих; тем больше потенциальная опасность внутреннего переоблучения при работе с радиоактивным изотопом.

Принципами защиты при работе с открытыми источниками ионизирующего излучения являются все способы защиты, применяемые при работе с закрытыми источниками излучения, а также:

- герметизация производственного оборудования с целью изоляции процессов, которые могут явиться источником поступления радиоактивных веществ во внешнюю среду. Для этих целей используют герметичные камеры, боксы, вытяжные шкафы различных типов и конструкций, механические манипуляторы;

- мероприятия планировочного характера – планировка помещений, максимально обеспечивающая изоляцию работ с радиоактивными веществами от других помещений;

- применение санитарно-технических устройств и оборудования (специальные системы вентиляции для защиты воздушной среды, специальные системы водопроводов, канализации;

- использование средств индивидуальной защиты. В этих целях используются халаты, комбинезоны, костюмы, спецодежду, противопылевые респираторы, противогазы, пневмокостюмы, щитки из оргстекла, просвинцованные фартуки, перчатки, шапочки. Детали одежды должны обладать химической стойкостью, они должны иметь минимальное количество швов, клапанов, карманов;

- выполнение правил личной гигиены и соблюдение правил радиационной асептики. Эти правила необходимы для исключения попадания радиоактивных веществ на спецодежду, кожные покровы, в желудочно-кишечный тракт. Сущность правил заключается в приемах одевания и снятия перчаток с целью исключения прикосновения незащищенных пальцев рук с потенциально загрязненной наружной поверхности перчаток. Запрещается курение в рабочей зоне, хранение пищевых продуктов, косметики,

домашней одежды и т. д.;

- очистка от радиоактивных загрязнений поверхностей оборудования и средств индивидуальной защиты. Следует указать, что благодаря применению специальных покрытий, большая часть загрязнений имеет слабую связь с поверхностями. Некоторое же количество радиоактивных веществ фиксируется прочно. Поэтому, с целью удаления загрязнения, применяется не обычная вода, а специально подбираемые растворы, часто сложного состава, которые эффективно разрушают связь радиоактивных веществ с поверхностью. К веществам, применяемым для удаления радиоактивных изотопов с поверхностей, относятся поверхностно – активные и комплексообразующие соединения (полифосфаты, аминополикарбоновые, лимонная и щавелевая кислоты и их соли). Для удаления радиоактивных загрязнений, имеющих химическую связь с материалом поверхности, могут применяться кислоты (HCl , H_2SO_4 , HNO_3) и окислители ($KMnO_4$, H_2O_2 и др.).

Защитные мероприятия при авариях на АЭС

Как правило, защитные мероприятия при авариях на АЭС, приводящих к выбросам радионуклидов в атмосферу, зависят в основном от масштаба аварии. Однако существуют общие стандартные принципы защиты населения, которые необходимо знать каждому человеку.

Принятие решений о проведении профилактических и защитных мероприятий на начальном этапе аварии основывается преимущественно на информации поступающей с АЭС, а не на основе сведений существующего мониторинга окружающей среды. В целях защиты от внешнего и ингаляционного облучения необходимо обеспечить пребывание людей в убежищах, домах при закрытых окнах. Целесообразно законопатить щели дверей и окон влажной бумагой или тканью. Следует знать, что стены домов снижают дозы внешнего облучения в 10 и более раз. Например, в г. Припять в квартирах, где были закрыты окна и форточки в период выброса радиоактивных веществ, вещи не были загрязнены радиоактивными выпадениями. Также рекомендуется использовать импровизированные средства защиты

органов дыхания, при отсутствии специальных, такие как носовые платки, полотенца, хлопковые ткани, предметы одежды, с помощью которых можно защитить рот и нос. Защитная эффективность может быть повышена их смачиванием.

Защита тела сводится к защите кожи и волосяного покрова, что можно обеспечить любыми предметами одежды – головные уборы, куртки, плащи, перчатки, сапоги и т. д. Например, у некоторых больных с ЧАЭС, поступивших в стационар были обширные лучевые ожоги кожных покровов за исключением защищенных мест. Также следует избегать передвижений по траве. Один сельский житель, который после аварии ехал на велосипеде по полю получил тяжелые лучевые ожоги обеих стоп.

На начальном периоде аварии необходимо проведение экстренной профилактики поражений радиоактивным йодом. Экстренная йодная профилактика должна осуществляться как можно раньше.

Для профилактики радиационного воздействия радиоизотопов йода на организм и щитовидную железу применяют препараты стабильного йода, которые препятствуют накоплению радиоизотопов йода. Для этого используют препараты калия йодида в таблетках, а при его отсутствии можно заменить водно-спиртовым раствором йода.

Препараты принимают внутрь после еды, запивая сладким чаем, киселем, молоком (заведомо чистым). Таблетки принимают до устранения прямой угрозы поступления в организм радиоактивных изотопов йода.

Мероприятия по снижению поступления радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и продукты питания

Агрохимические приемы. Включают известкование почвы, что приводит к нейтрализации кислотности почвы за счет вытеснения ионов H_2 и насыщению его кальцием. Эта процедура позволяет снизить поступление в растения изотопов Sr и Cs в 1,5 – 3 раза. Внесение минеральных удобрений обеспечивает снижение поступления радиоактивных изотопов в сельскохозяйственные культуры в 3 – 5 раз.

При разовом известковании и внесении калийных и фосфорных удобрений в больших количествах (200 – 300 кг/га) защитный эффект наблюдается в течение 3 – 5 лет.

Применение органических удобрений (навоза, торфа с pH 5,5, ила) способствует снижению доступности радионуклидов для растений в 1,5 – 2,5 раза.

Агротехнические приемы. Радикальным способом решения задачи является удаление поверхностного слоя почвы, загрязненного радионуклидами. Для 10 – кратного снижения загрязнения необходимо снять слой почвы толщиной 4 – 5 см. Этот прием можно использовать при загрязнении небольших участков поверхности почвы. Наиболее эффективна перепашка почвы на глубину 40 – 70 см и захоронение поверхностного слоя на этой глубине. Это позволяет снизить поступление радионуклидов в растения в 5 – 7 раз.

Снизить поступление радионуклидов в травостой можно за счет коренного улучшения лугов путем фрезерования или вспашки загрязненной дернины в сочетании с известкованием, внесений удобрений с посевом травосмеси. Такая обработка снижает поступление цезия-137 в 3 - 10 раз, а стронция-90 в 2 - 5 раз.

Наиболее простым и дешевым является такой агротехнический прием как подбор культур и сортов, отличающихся способностью накапливать в урожае минимальное количество стронция-90 и цезия-137. Так, озимые и позднеспелые растения, при прочих равных условиях, накапливают в 1,5 - 2 раза меньше радионуклидов, чем яровые и скороспелые.

Не рекомендуется высевать бобовые, поскольку они накапливают максимальное количество радионуклидов.

Зоотехнические мероприятия. Для снижения содержания радионуклидов в продукции животноводства данные мероприятия слагаются из следующих приемов:

перевод скота на стойловое содержание и организация зеленого кон-

вейера в летне-пастбищный период в случае загрязнения выпасных лугов; целенаправленное кормопроизводство; подборка соответствующих кормов; полноценное фосфорно-кальциевое питание; минеральные добавки.

Перечисленные приемы понижают поступление радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных в 2 - 5 раз.

Снижение содержания радионуклидов в продукции при ее переработке

Переработка продукции дает возможность существенно снизить содержание радиоактивных веществ в конечном продукте. Снижение содержания радионуклидов в продукции можно добиться различными способами переработки.

Промывка проточной водой зерна снижает содержания радиоактивных веществ в 1,5 – 3 раза. Переработка зерна в крахмал в 50 раз. Переработка зерна в спирт в 100 раз. Очистка картофеля в 2 раза, переработка его в крахмал в 50 раз. Срезание поверхностных листьев капусты в 40 раз. Срезание головки корнеплодов в 20 раз. Переработка свеклы в сахар в 50 раз. Отмывка помидоров, огурцов в 3 раза. Засолка отмытых огурцов в 2 – 2,5 раза.

Переработка молока в молочные продукты способствует значительному переходу радионуклидов в обрат, пахту, сыворотку. В масле остается очень низкое содержание радионуклидов, особенно в топленом масле. При перетопке сливочного масла лецитино-белковые оболочки жировых шариков, с которыми связаны стронций-90 и цезий-137, отделяются.

При изготовлении творога, с использованием молочной закваски, в сыворотку переходит стронция-90 - 9,7%; цезия-137 - 87,6%; йода-131 - 73%.

Варка мяса обеспечивает переход радионуклидов в бульон от 50 до 90%.

Предварительное вымачивание мелко нарезанного мяса в воде или

0,85% -ном растворе натрия хлористого обеспечивает удаление из мяса 30 - 60% находящегося в нем цезия-137.

При перетопке сала из него в шкварку переходит до 95% радиоцезия.

При варке костей в бульон переходит 0,04% стронция-90, 2,5% йода-131 и 67,0% цезия-137.

Основные принципы радиационного мониторинга

Радиационный мониторинг является составной частью мониторинга окружающей среды и базируется на основных его положениях – наблюдения, контроля, прогноза и главных задачах:

- организации широких наблюдениях за изменением состояния биосферы;
- обнаружении источников воздействия и причин изменений;
- оценки наблюдаемых изменений и выявление антропогенных эффектов;
- прогноз в изменении состоянии биосферы.

На основе этих общих элементов мониторинга окружающей среды созданы свои конкретные принципы радиоэкологического мониторинга. Основными задачами которого, являются:

- получение и анализ информации по обеспечению требований радиационной безопасности населения, персонала, работающего с источниками ионизирующего излучения при добыче, переработке, изготовлении, использовании и ликвидации источников ионизирующих излучений, удалении и переработке радиоактивных отходов;

- обоснование, организация и контроль за проведением мероприятий по оптимизации условий радиационной безопасности.

Для выполнения этих задач осуществляется предупредительный, текущий экологический и санитарный надзор и контроль за радиоактивностью окружающей среды.

Основными задачами предупредительного экологического и санитарного надзора являются:

- экспертная оценка соответствия проектируемых, создаваемых, вводимых в эксплуатацию учреждений, применяющих источники ионизирую-

щих излучений, действующим экологическим и санитарно-гигиеническим нормам и правилам;

- обоснование и контроль за соблюдением экологических, санитарно-гигиенических рекомендаций по оптимизации системы радиационной безопасности;

- рассмотрение и подготовка заключений по технической документации на установки, приборы, аппараты и другую радиационную технику, а также защитное и технологическое оборудование;

- обследование учреждений, предприятий и прочих объектов, в целях установления наличия условий для проведения работ с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений;

Основными задачами текущего радиационного и санитарного надзора являются:

- надзор за своевременным выявлением и устранением неблагоприятных изменений условий радиационной безопасности в учреждении, ведомстве или на территории;

- надзор за соблюдением требований регламентирующих документов.

Основными задачами контроля за радиоактивностью окружающей среды являются:

- выявление источников радиационного воздействия естественной и искусственной природы на население;

- определение контрольных участков и систематическое проведение необходимых дозиметрических, радиометрических и радиохимических исследований различных объектов внешней среды (атмосферного воздуха, воды, почвы, пищевых продуктов и др.) на обследуемой территории;

- измерение гамма-фона на контролируемой территории.

Вопросы для самоконтроля

1. Из каких компонент складывается радиационный фон Земли?
2. Чем обусловлена естественная радиоактивность?
3. Назовите источники первичного космического излучения.
4. Какие процессы приводят к возникновению вторичного космического излучения?
5. Из каких компонент складывается космическое излучение на уровне моря?
6. Чем обусловлена природная радиоактивность?
7. Какими радиоактивными изотопами обусловлена природная радиоактивность?
8. Какие главные источники поступления радиоактивных веществ во внешнюю среду?
9. От каких источников радиации человек получает основную дозу облучения?
10. Как расшифровывается ТИЕРФ ?
11. Чем обусловлен искусственный радиационный фон?
12. Какими радионуклидами представлена естественная радиоактивность атмосферного воздуха?
13. Какими радионуклидами обусловлена искусственная радиоактивность атмосферного воздуха?
14. Назовите наиболее значимые природные радионуклиды в воздухе жилых и рабочих помещений являются.
15. За счет каких процессов происходит снижение радиоактивности атмосферы при радиоактивных выбросах?
16. Чем обусловлена радиоактивность водной среды?
17. Какие радионуклиды содержат метеорные воды?
18. Какими радионуклидами обусловлена естественная радиоактивность подземных вод?
19. Какие подземные воды обладают наибольшей природной радиоак-

- тивностью?
20. Какие подземные воды обладают наименьшей природной радиоактивностью?
 21. От чего зависит радиоактивность открытых водоемов ?
 22. В какой период года наблюдается максимальное накопление радона и торона в водоемах ?
 23. Что какое коэффициент накопления изотопов?
 24. Как происходит накопление РВ в гидробионтах?
 25. От чего зависит коэффициент накопления РВ тканями гидробионтов?
 26. От чего зависит интенсивность выведения РВ из организма гидробионтов ?
 27. От чего зависит радиационный фон в помещениях?
 28. Чем обусловлено радиоактивное загрязнение почвы?
 29. Что происходит с искусственными радионуклидами, находящимися в почве
 30. Что такое изотопный носитель?
 31. Что такое неизотопный носитель?
 32. Какие типы почв менее прочно удерживают радионуклиды?
 33. Каким радионуклидом обусловлено внутреннее облучение органов и тканей человека ?
 34. Какие космогенные радионуклиды Вы знаете?
 35. В каком направлении скорость переноса радиоактивных аэрозолей в тропосфере максимальна?
 36. По какому признаку классифицируются радиоактивные отходы?
 37. Что используется в ядерных реакторах в качестве замедлителей нейтронов?
 38. Что используется в ядерных реакторах в качестве теплоносителей?
 39. Что является главным источником радиоактивных отходов, образующихся при работе АЭС?
 40. С какой целью организуется учет и хранение ТРАО на АЭС?

41. Каковы размеры санитарно-защитной зоны устанавливается для пунктов захоронения радиоактивных отходов?
42. Чем обусловлена радиоактивность воды?
43. Чем обусловлена радиоактивность воздуха?
44. Чем обусловлена радиоактивность растительности?
45. Чем обусловлена радиоактивность животного мира?
46. Какие группы радиотоксичности Вы знаете ?
47. Какие особенности загрязнения окружающей среды при ядерных взрывах?
48. Какой путь поступления РВ в растения?
49. Принципы защиты от РВ при авариях.
50. Методы и способы снижения РВ в растениях, животных продуктах питания, почвах.
51. Чем обусловлена искусственная радиоактивность?
52. Чем обусловлена естественная радиоактивность?
53. Какие источники радиоактивного загрязнения биосфера Вы знаете?
54. Какие техногенные источники излучения Вы знаете?
55. Загрязнение природной среды при ядерных испытаниях.
56. Каково влияние биологического периода полураспада на дозу облучения от данного изотопа ?
57. Какие типы ядерных реакторов существуют?
58. Какие возможные решения проблем радиоактивных отходов?
59. Какие виды радиоактивных отходов Вы знаете?
60. Какие способы утилизации радиоактивных отходов существуют?
61. Каково влияние биологического периода полураспада на дозу облучения от данного изотопа ?
62. Какие аварии происходили на ядерных реакторах?

Список использованной литературы

1. *Ярмоненко С. П.* Радиобиология человека и животных / С. П Ярмоненко. – М.: Высш. шк., 1988. – 424 с.
2. *Сафонова В.Ю.* Радиационная экология / В. Ю. Сафонова, В. А. Сафонова. – Оренбург: Издательский центр ОГАУ, 2005. – 312 с.
3. *Кузин А. М.* Прикладная радиобиология / А. М. Кузин, Д. А. Каушанский. – М.: Энергоиздат, 1981. – 224 с.
4. *Кириллов В. Ф.* Радиационная гигиена / В. Ф. Кириллов, В. А. Книжников, И. П. Коренков. – М.: «Медицина», 1988. – 336 с.
5. *Ярошинская А. А.* Ядерная энциклопедия / А.А. Ярошинская. – М.: Благотворительный фонд Ярошинской, 1996. – 635 с.
6. *Бударков В. А.* Радиобиологический справочник / В. А. Бударков, В. А. Киршин, А. Е. Антоненко. – Минск: Ураджай, 1992. – 336 с.
7. *Бударков В. А.* Краткий радиоэкологический справочник / В. А. Бударков, А. С. Зенкин, В. А. Киршин. – Саранск: Изд-во Мордовского университета, 1998. – 254 с.
8. *Белов А. Д.* Ветеринарная радиобиология / А. Д. Белов, В. А. Киршин. – М.: Агропромиздат, 1986. – 287 с.
9. Радиобиология / А. Д. Белов, В. А. Киршин, Н. П. Лысенко и др. – М.: Колос, 1999. – 384 с.
10. Актуальные вопросы ядерной энергетики: сборник статей. – М.: Знание, 1997. – 64 с.
11. *Жеребин Е. А.* Радиационная гематология / Е. А. Жеребин, А. Б. Чухловин. – М.: Медицина, 1989. – 176 с.
12. *Малкин П. В.* Радиационная обстановка на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа / П. В. Малкин, М. И. Воробьева. – Челябинск: Уральский научно-практический центр радиационной медицины, 1993. – 67 с.
13. Об аварии на Южном Урале 29 сентября 1957 г./ Б. В. Никипелов Г. Н Романов, Л. А. Булдаков и др. // Информационный бюллетень Межве-

- домств. Совета по информации и связям с общественностью в области атомной энергии. – М., 1990. – 48с.
14. *Сафонова В. Ю.* Элементы ядерной физики и химии в биологии и ветеринарии / В. Ю. Сафонова, В. А. Сафонова. – Оренбург: Издательский центр ОГАУ, 2000. – 96 с.
 15. *Портнов В. С.* Радиобиология с основами радиационной гигиены и экологии / В. С. Портнов. – М.: Колос, 1993. – 236 с.
 16. *Кудряшов Ю. Б.* Радиационная биофизика (ионизирующие излучения) / Ю. Б. Кудряшов под редакцией В. К. Мазурика, М. Ф. Ломанова. – М.: ФИЗМАТЛИТ, 2004. – 448 с.
 17. *Жеребин Е. А.* Радиация, молекулы и клетки / Е. А. Жеребин, В. Е. Комар, К. П. Хансон и др. – М.: Знание, 1984. – 160 с.
 18. *Старков В. Д.* Радиационная экология / В. Д. Старков, В. И. Мигунов. – Тюмень: Тюм. дом печати, 2007. – 399 с.
 19. *Моисеев А. А.* Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене / А. А. Моисеев, В. И. Иванов. – М.: Атомиздат, 1974. – 336 с.
 20. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / Под ред. И. А. Соболева, Е. Н. Беляева. – М.: Медицина, 2002. – 423 с.
 21. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю. А. Израиль, С. М. Вакуловский, В. А. Ветров, и др. – Ленинград: Гидрометеоиздат, 1990. – 295 с.
 22. *Антонов В. П.* Уроки Чернобыля: радиация, жизнь, здоровье / В. П. Антонов. – Киев: О-во «Знание УССР, 1989. – 112 с.
 23. *Сивинцев Ю. В.* Насколько опасно облучение (радиация и человек) / Ю. В. Сивинцев. – М.: Знание, 1991. – 112 с.
 24. *Матвеев Л. В.* Почти все о ядерном реакторе / Л. В. Матвеев, А. П. Рудик. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 240 с.
 25. Радиоактивность районов АЭС / И. И. Крышев, Р. М. Алексахин, Т. Г. Сазыкина и др. – М.: ИАЭ им И. В. Курчатова, 1991. – 126 с.

26. *Сироткин А. Н.* Радиоэкология сельскохозяйственных животных /А. Н. Сироткин, Р. Г. Ильязов. – Казань: издательство «Фэн», 2000. – 384 с.
27. *Спицин Е. Я.* Переработка и захоронение радиоактивных отходов лабораторий / Е. Я. Спицин. – М.: Атомиздат, 1965. – 131 с.
28. *Рябченко Н. И.* Радиация и ДНК / Н. И. Рябченко. – М.: Атомиздат, 1979. – 192 с.
29. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС / Под ред. К. П. Махонько. – Ленинград: Гидрометеоиздат, 1990. – 263 с.
30. Радиоактивное загрязнение внешней среды / Под ред. В. П Шведова, С. И. Широкова. – М.: Госатомиздат, 1962. – 274 с.
31. *Перцов Л. А.* Природная радиоактивность биосфера / Л. А. Перцов. – М.: Атомиздат, 1964. – 314 с.
32. Сборник «Радиоактивные изотопы во внешней среде и организме» / Под ред. проф. Ю. И. Москаleva. – М.: Атомиздат, 1970. – 264 с.
33. Радиационное поражение и восстановление структур и функций макромолекул / Под ред. А. В. Савича. – М.: Медицина, 1977. – 280 с.
34. *Эйдус Л. Х.* Мембранный механизм биологического действия малых доз / Л. Х. Эйдус. – М.: ООО «Типография ФНПР», 2001. – 81 с.
35. *Булдаков Л. А.* Радиационное воздействие на организм – положительные эффекты / Л. А. Булдаков, В. С. Калистратова. – М.: ИнформАтом, 2005. – 246
36. *Сапожников Ю.А.* Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика /Ю.А.Сапожников, Р.А.Алиев, С.Н.Калмыков. – М.: БИ-НОМ. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.
37. *Белозерский Г. Н.* Радиационная экология : учебник для студ. вузов / Г. Н. Белозерский . – М. : Академия, 2008 . – 384 с.
38. *Жуковский В. М.* Методы радиационного контроля окружающей среды. Курс лекций: Учеб. пособие / В. М. Жуковский. – Екатеринбург:

Изд-во Урал. ун-та. – 2008. – 278 с.