

ЛЕКЦИЯ 2

1.3. Техногенные радионуклиды.

1.3.1. Испытания и применение ядерного и термоядерного оружия

В состав продуктов ядерного деления (ПЯД) входит более 200 радиоизотопов 36 элементов средней части периодической системы Д. И. Менделеева (от цинка до гадолиния). Основную часть активности составляют радионуклиды с массовыми числами 95-103 и 130 -144. На долю ионизирующих излучений приходится 15 % энергии деления. При взрыве атомной бомбы на каждую килотонну мощности взрыва образуется 57 г продуктов деления, активность которых эквивалентна γ -активности 30 000 т радия.

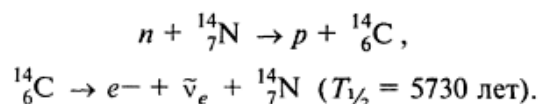
Физические характеристики наиболее биологически важных радионуклидов представлены в таблице 5.5.

Т а б л и ц а 5.5. Физические характеристики наиболее биологически важных радионуклидов ПЯД

Радионуклид	$T_{1/2}$	Энергия, МэВ		Выход при делении ^{235}U медленными нейтронами, %	Выбросы в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере, 10^{18} Бк
		β , $E_{\text{макс}}$	γ		
^{89}Sr	50,5 сут	1,46	—	4,79	91,4
^{90}Sr	29,12 лет	0,54	—	5,57	0,6
^{91}Y	58 сут	1,55	—	5,4	116
^{95}Zr	65 сут	0,36	0,75	6,2	143
^{103}Ru	41 сут	0,22	0,50	3,0	238
^{106}Ru	365 сут	0,04	—	0,38	11,8
^{131}I	8,05 сут	0,61	0,36	3,1	705
^{137}Cs	30 лет	0,52	—	6,15	0,9
^{140}Ba	12,8 сут	1,02	0,53	6,35	732
^{141}Ba	33 сут	0,44	—	6,0	254
^{144}Ce	288 сут	0,3	0,13	6,0	296
^3H	12,3 года	Реакции синтеза			240
^{14}C	5730 лет				0,22

Сразу после взрыва активность быстро уменьшается за счет распада короткоживущих радионуклидов. По сравнению с активностью по окончании первой секунды после взрыва активность через сутки снижается в 3000 раз. Через 7, 49 и 343 сут после взрыва активность продуктов снижается в 10, 100 и 1000 раз соответственно по сравнению с активностью через первый час.

При ядерных и термоядерных взрывах образуется большое количество нейтронов. Взаимодействуя с ядрами азота в воздухе, они инициируют реакцию образования радиоактивного углерода ^{14}C :



В 1965 г. концентрация ^{14}C в атмосфере удвоилась в результате ядерных испытаний. После прекращения испытаний в атмосфере содержание «бомбового» ^{14}C в атмосфере снизилось до единиц процентов от естественного уровня.

Общая мощность ядерных взрывов, произведенных в ходе прошлых испытаний ядерного оружия в атмосфере, составила 545 Мт. Из них 328 Мт выделилось в реакциях синтеза и 217 Мт — в реакциях деления. В 1980 г. запасы ядерного оружия в мире

оценивались в 40 000 единиц суммарной мощностью 13 000 Мт. Распределение взрывов в атмосфере по принадлежности странам показано в таблице 5.6.

Т а б л и ц а 5.6. Распределение взрывов в атмосфере по принадлежности странам

Страна	Высотные, $h > 10$ км	Воздушные	Наземные	Надводные	Всего
СССР	8	176	25	3	212
США	11	81	72	36	200
Франция	—	41	4		45
Англия	—	16	5	1	22
Китай	—	16	6	—	22

В 1981-1985 гг. среднегодовые индивидуальные эффективные эквивалентные дозы облучения населения СССР от глобальных радиоактивных выпадений вследствие испытаний ядерного оружия указаны в таблице 5.7.

Т а б л и ц а 5.7. Среднегодовые индивидуальные эффективные эквивалентные дозы облучения населения СССР от глобальных радиоактивных выпадений вследствие испытаний ядерного оружия

Вид облучения	Доза
Внешнее	10 мкЗв
Внутреннее	15 мкЗв
Всего	25 мкЗв

Основной вклад дают ^{137}Cs и ^{90}Sr . Роль ^{14}C станет основной после распада этих радионуклидов. Доза за счет выбросов центров по исследованию, разработке и производству ядерного оружия составляет менее 1 % от дозы, обусловленной ядерными испытаниями в атмосфере.

В зонах ближних выпадений радионуклидов при наземных ядерных взрывах дозы облучения населения были значительно выше, достигая 1 - 2 Гр для внешнего облучения и нескольких грей для щитовидной железы.

1.3.2. Аварии на военных ядерных установках

Производственное объединение комбинат «Маяк». Когда 22 июня 1941 г. Германия напала на Советский Союз, сенатор США Гарри Трумэн в своем интервью заявил: «Если мы увидим, что выигрывает Германия, то нам следует помогать России, а если выигрывать будет Россия, то нам следует помогать Германии. И, таким образом, пусть они убивают как можно больше».

Трумэн мог быть доволен: в войне погибло более 30 млн граждан СССР. В конце войны он был избран президентом США, и в его распоряжении оказалась монополия на ядерное оружие — «большая дубинка для этих русских», действие которой было продемонстрировано на примере Хиросимы и Нагасаки. Предполагалось покончить с Советским Союзом, уничтожив атомной бомбардировкой около 100 его городов и промышленных центров

Быстрому осуществлению этих планов препятствовали выводы из опыта прошедшей войны, когда Германия, захватив всю Украину и значительную часть промышленности России, не смогла победить СССР. Привыкшие действовать наверняка США решили вначале накопить достаточный для безусловного уничтожения промышленности и населения СССР запас ядерных боеголовок, считая, что они располагают достаточным для этого временем, так как, по их оценкам, Советскому Союзу для создания ядерного оружия понадобится минимум 15—18 лет. Разоренный войной СССР был поставлен перед

настоятельной необходимостью создать в кратчайшие сроки собственное ядерное оружие и средства его доставки и тем самым обеспечить выживание страны. Одним из важнейших ядерных промышленных объектов явился комбинат «Маяк» в г. Озерске (Челябинск-40). На «Маяке» был построен первый советский промышленный реактор, предназначенный для наработки оружейного плутония (^{239}Pu), который начал давать продукцию в 1948 г. Одновременно был построен радиохимический завод, на котором из наработанного грязного плутония, содержавшего высокоактивные примеси, выделялся чистый (99 %) плутоний, необходимый для изготовления атомной бомбы. Деятельность радиохимического завода, особенно на первых этапах его работы, явилась основным источником радиоактивного загрязнения в районе комбината.

В 1949–1951 гг. в открытую гидросеть рек Теча – Исеть – Тобол был осуществлен сброс в общей сложности $2,76 \cdot 10^6$ Ки жидких радиоактивных отходов, в результате чего облучению подверглись 124 тыс. человек в 41 населенном пункте. В 1956 г. реку Течу перекрыли плотиной, и поступление радиоактивных веществ в пойму реки сократилось до 0,5 Ки/сут. В 1963 г. была построена еще одна плотина, что позволило в значительной степени изолировать гидротехнические объекты комбината «Маяк». Возникшие в результате сооружения плотин водоемы имеют радиоактивность около 2 МКи. В бессточном озере Карачай сосредоточено около 120 МКи. В мае 1967 г. с высохших берегов озера ветром было разнесено примерно 0,6 МКи радиоактивной пыли, осевшей на территории 2700 км², где проживали 42 тыс. человек в 68 населенных пунктах. Сейчас это озеро в значительной мере засыпано. Ниже плотины находятся Асановские болота площадью около 30 км², содержащие около 6 МКи ^{137}Cs и ^{90}Sr . Эти болота — постоянный открытый источник поступления радиоактивности в реку Течу. В водоеме Старое болото сосредоточено более 2 МКи активности. В районе захоронения радиоактивных отходов на территории комбината «Маяк» сформировалась линза подземных вод площадью около 30 км², $4 \cdot 10^6$ м³ воды этой линзы до глубины 100 м загрязнено радионуклидами. Территория дренируется реками Течей и Мишеляк. На территории комбината захоронено 2 МКи твердых отходов, 1 ГКи жидких отходов, 150 МКи осадков, выделенных из радиоактивных отходов.

Всего начиная с 1949 г. в окружающую среду в результате деятельности комбината «Маяк» выведено более 150 МКи радиоактивных веществ. Суммарная площадь загрязнений составила около 26 700 км². Повышенному воздействию радиации подверглись более 437 тыс. человек. Только за период становления производства плутония на комбинате «Маяк» профессиональные лучевые заболевания были выявлены у 2089 человек, более 6000 работников комбината получили суммарные дозовые нагрузки свыше 1 Гр. Среди населения, проживавшего вдоль реки Течи, в которую сбрасывались радиоактивные отходы, в 1951—1952 гг. было выявлено 1159 случаев хронической лучевой болезни. В селе Метлине, расположенном в верховьях реки, заболевание было диагностировано у 64,7 % осмотренного взрослого населения и у 63,1 % осмотренных детей.

Авария в Кыштыме (Южный Урал). На первом в СССР заводе оружейного плутония № 25 в Челябинске-40 в 1953 г. был введен в эксплуатацию комплекс С-3, представлявший собой хранилище жидких радиоактивных отходов. Оно состояло из сооружения и коммуникаций водоохлаждения, необходимого для отвода тепла, образующегося в результате непрерывного радиоактивного распада отходов, энергообеспечения, вентиляции, отопления. Основой комплекса явилось сооружение полузаглубленного типа, в котором располагалось 20 блок-ячеек (каньонов) для установки в них емкостей из нержавеющей стали. Они охлаждались водой по замкнутому кольцу. Стены каньонов толщиной до одного метра выполнены из монолитного густоармированного железобетона. Каждый каньон был перекрыт металлическими фермами, связанными арматурной сталью и залитыми бетоном. Этот своеобразный возвышавшийся над землей колпак был обвалован двухметровым слоем грунта.

29 сентября 1957 г. произошел взрыв банки № 14, в которую с 9 по 14 апреля 1957 г. залили 256 кубометров жидких радиоактивных отходов. Была разрушена емкость из

нержавеющей стали, содержащая 80 т радиоактивной жидкости и находившаяся в бетонном каньоне глубиной 8,2 м Взрывом эквивалентной мощностью 70 - 100 т тринитротолуола на 25 м отбросило 160-тонную плиту перекрытия каньона, и примерно 10 % из 20 МКu активности, находившейся в емкости, было выброшено в атмосферу на высоту до 1 км. 90 % осело на территории комбината, остальное было разнесено в северо-восточном направлении Район площадью 15000 км², простирающийся на расстояние до 300 км от хранилища и шириной 8-50 км, был загрязнен ⁹⁰Sr, составлявшим 2,7 % суммарной активности и представляющим главную опасность на длительный период с плотностью выпадений свыше 4 кБк/м², что вдвое выше уровня глобальных выпадений. Авария нанесла ущерб экологии, экономической и социальной инфраструктуре загрязненных территорий.

Из акта технической комиссии «Контроль уровня жидкости в банках и воды в каньонах отсутствовал вследствие выхода из строя контрольно-измерительных приборов еще в первые годы эксплуатации Причиной аварии явился взрыв сухих солей нитрата и ацетата натрия, образовавшихся в результате выпаривания растворов в банке № 14 из-за их саморазогрева при нарушении условий охлаждения».

Общее число людей, одновременно занятых в ликвидации последствий аварии (дезактивация), доходила до 10 000 человек Многие из них получили в 1957—1958 гг по 0,6 - 1,2 Гр в год при установленной на тот период норме 0,15 Гр Всего вместе с экстренной эвакуацией (1000 человек в первые 7—10 сут) с территории следа были переселены жители 23 населенных пунктов общей численностью 9000 человек.

Состав аварийного выброса был в основном представлен следующими радионуклидами ¹⁴⁴Ce + ¹⁴⁴Pr (66 %), ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y (5,4 %), ⁹⁵Zr + ⁹⁵Nb (24,9 %), ¹⁰⁶Ru + ¹⁰⁶Rh (3,7 %)/

В первый год после аварии наблюдался интенсивный спад уровней γ -излучения и общей плотности радиоактивного загрязнения за счет распада относительно короткоживущих циркония-95 и рутения-106 Мощность экспозиционной дозы γ -излучения через год снизилась в 18 раз, через 25 лет — в 2600 раз, через 40 лет — в 4100 раз Плотность загрязнения территории по смеси радионуклидов за 40 лет снизилась почти в 50 раз Начиная с 1959 г и по настоящее время основную радиационную нагрузку на население определяет стронций-90

Неэвакуированное население осталось проживать на территории со средней максимальной плотностью загрязнения около 1 Ку/км² по ⁹⁰Sr. За 30 лет проживания эффективная доза для населения составила 12 сГр, из которых 2,5 сГр приходится на красный костный мозг и 8 сГр — на кость.

Анализ основных составляющих нанесенного аварией ущерба (затраты на переселение, реабилитацию загрязненных территорий, потеря здоровья населения, снос населенных пунктов, выведение из оборота земель, миграция населения, компенсация недобора продукции), проведенный Институтом промышленной экологии Уро РАН, позволяет оценить его суммарную величину в 12 340 млрд руб (в ценах 1991 г) Наибольшая доля ущерба по этим оценкам приходится на потери в хозяйственно-экономической сфере и здоровье населения.

Авария в Уиндскейле. 10 октября 1957 г на предприятии по производству оружейного плутония в Уиндскейле (Windscale, Англия) загорелся графит реактора Горение продолжалось 3 сут Основные выбросы произошли при возобновлении тока воздуха через активную зону и при закачке воды в реактор Было выброшено $8 \cdot 10^{14}$ Бк активности, из них $44 \cdot 10^{12}$ Бк пришлось на долю ¹³⁷Cs и $7,4 \cdot 10^{14}$ Бк — на долю ¹³¹I Дозы для персонала составили 3-5 сГр, для взрослого населения 2 сГр, для детей — 4 сГр В море было вылиты 9000 т молока, содержащего радиоактивный йод.

Инциденты с американским ядерным оружием. В феврале 1958 г на английской авиабазе Гренхем близ Нью-Берри у американского бомбардировщика В-47 при взлете отказал двигатель и пилот с высоты 2400 м сбросил два полных прикрепленных под крыльями подвесных бака, в каждом из которых было по 6435 л горючего Один из баков упал и взорвался в 20 м от припаркованного В-47 с ядерным оружием От взрыва вспыхнул

пожар, бушевавший 16 ч, детонировало химическое взрывчатое вещество в ядерных авиабомбах В итоге самолет был разрушен, два человека погибли, 8 получили ранения. Произошел разброс радиоактивных материалов, в том числе мелкодисперсного урана и плутония, 10-20 г которых нашли за пределами авиабазы.

16 января 1961 г. загорелся самолет F-100 из состава «сил быстрого реагирования» с базой в Великобритании, носитель термоядерного оружия, нацеленного на СССР. Ядерная бомба, укрепленная на пилоне под фюзеляжем самолета, обгорела и покрылась пузырями.

В период с октября 1961 г. по август 1962 г. отмечено 4 случая, когда в базировавшиеся на территории Италии ракеты «Юпитер» с термоядерными боеголовками мощностью 1,4 Мт ударяла молния. Во всех случаях произошла активизация термических батарей, причем в двух из них в центральную часть первичного заряда инжестировалась газовая смесь дейтерия и трития, повышающая энерговыделение.

28 ноября 1977 г. в Западной Германии разбился вертолет с ядерным оружием на борту.

Стали известны происшествия, в которых участвовало 272 единицы ядерного оружия:

- 107 бомб/ракет случайно падало при хранении, сборке или снаряжении;
- 48 ракетных боеголовок падало при перемещении на стартовую позицию или в шахту;
- бомбы/боеголовки в количестве 41 находились на борту разбившегося авианосителя;
- 26 боеголовок в контейнерах пережило ЧП при хранении, сборке или снаряжении;
- 24 единицы по ошибке сброшено с самолета или корабля;
- 22 боеголовки попало в дорожно-транспортные аварии;
- 4 единицы случайно подверглось механическим повреждениям или было пробито.

1.3.3. Физические и химические свойства радионуклидов йода, цезия, стронция, плутония, америция

Радиоактивный йод. Среди известных 26 изотопов йода только природный ^{127}I является стабильным. Остальные изотопы техногенного происхождения с массовыми числами 115÷126 и 128÷141 радиоактивны.

^{127}I относится к рассеянным микроэлементам и является одним из наиболее важных биоэлементов. Он входит в состав гормонов, синтезируемых в щитовидной железе. Гормоны щитовидной железы играют ключевую роль в поддержании гомеостаза организма. Регулирующая роль их осуществляется на всех уровнях: клетка – ткань – орган – организм.

В организм человека ^{127}I поступает с пищей, водой и воздухом. Среднее фоновое содержание йода составляет в земной коре по массе $4 \cdot 10^{-5} \%$, в почве – около $3 \cdot 10^{-4} \%$, в растениях – $2 \cdot 10^{-5} \%$, в питьевой воде – $10^{-9} \div 10^{-7} \%$. Основным резервуаром йода для биосферы служит мировой океан, где в 1 л воды в среднем содержится $5 \cdot 10^{-5} \%$ йода.

Многие регионы на Земле характеризуются пониженным содержанием йода в местных продуктах питания и питьевой воде. В России к таким регионам относится 50 % ее территории. Недостаточное поступление йода человеку приводит к базедовой болезни и другим нарушениям, а у детей – к нарушению физического и психического развития.

По данным МКРЗ, в теле человека содержится до 40 мг стабильного йода. Из этого количества на долю щитовидной железы приходится до 20-50 %. В зависимости от содержания йода в пище суточное его поступление человеку может колебаться от 10 до 1000 мкг. Минимальная суточная потребность составляет 50-75 мкг.

Источниками поступления радиоактивного йода во внешнюю среду были испытания ядерного оружия и выбросы промышленных и энергетических реакторов АЭС. Среди 20 радиоизотопов йода, образующихся в реакциях деления урана и плутония, особое место занимают $^{131-135}\text{I}$ ($T_{1/2} = 8,04$ сут; 2,3 ч; 20,8 ч; 52,6 мин; 6,61 ч), характеризующиеся большим выходом в реакциях деления, высокой миграционной способностью и биологической доступностью.

$^{131-135}\text{I}$ составляют значительную часть активности молодых продуктов ядерного деления (ПЯД). На их долю приходится около 20 % активности. Соотношение активности ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{135}I во время деления урана и плутония составляет 1:3:9:5, а кумулятивный выход равен 4,4; 6,02; 7,8; 6,04 % соответственно. В реакциях деления образуется и «вечный» радиоизотоп йода – ^{129}I ($T_{1/2} = 1,57 \cdot 10^7$ лет). Токсикологическое значение других изотопов йода с малыми сроками жизни (секунды, часы) невелико.

Радиоизотопы йода $^{131-135}\text{I}$ при испытаниях ядерного оружия выпадали в основном в ближних зонах. В полуглобальных и глобальных выпадениях радиоактивный йод практически отсутствовал, ибо распадался до выпадения на земную поверхность. В глобальном масштабе рассеялось около 700 ЭБк ^{131}I .

Источником поступления радиойода во внешнюю среду являются также предприятия ядерно-топливного цикла. В реакторах в процессе их эксплуатации накапливаются значительные количества радиоактивного йода.

В обычном режиме эксплуатации АЭС выбросы радионуклидов, в том числе радиоизотопов йода, невелики. Для российских ВВЭР и РБМК нормализованный выброс оценивался в 130 и 360 ГБк/(ГВт·год). Сейчас, в связи с проводимыми работами по совершенствованию реакторов и увеличением радиационной безопасности, они ниже. В выбросах радиоактивный йод в основном представлен органическими соединениями (CH_3I , CH_2I_2 , $\text{C}_2\text{H}_5\text{I}$, $\text{C}_2\text{H}_4\text{I}_2$). В форме элементарного йода находится лишь 5 %. Примерно 90 % составляют короткоживущие изотопы $^{132-135}\text{I}$.

В аварийных условиях, как свидетельствуют крупные аварии (Уиндскейл, 1957; Три Майл Айленд, 1979; Чернобыль, 1986), радиоактивный йод как источник внешнего и внутреннего облучения был основным поражающим фактором в начальный период аварии. При аварии на ЧАЭС из общего количества 50 МКи выброшенных из разрушенного реактора радионуклидов (без РБГ) на долю радиоизотопов йода пришлось 7,3 МКи. Распространение радионуклидов, включая радиоизотопы йода, приняло огромные масштабы.

Как и стабильный ^{127}I , радиоизотопы йода характеризуются высокой миграционной способностью.

Радиоактивный цезий. Цезий (Cs) щелочной металл первой группы Периодической системы Д. И. Менделеева. Относится к микроэлементам. В крайне незначительном количестве содержится во всех внешних средах. Кларковое содержание нуклида в земной коре – $3,7 \cdot 10^{-4}$ %, в почве – $5 \cdot 10^{-5}$ %, в живой фитомассе – $6 \cdot 10^{-6}$ %. В организм человека входят практически все химические элементы, из них 47 считаются биогенными – жизненно необходимыми, в том числе O, C, H, Ca, P, K, S, Cl, Na, Mg, Zn, Fe, Mn, I, Co, Se. Они входят в состав тканей и химически активных соединений — гормонов, ферментов, витаминов, пигментов и считаются незаменимыми. В организме содержатся и все другие элементы, в том числе цезий. Человек получает цезий в основном с продуктами питания. Через органы дыхания поступает лишь 0,25 %. Среднее содержание цезия в организме взрослого человека составляет 0,0015 г при суточном поступлении около 10 мкг.

Из 23 изотопов цезия 22 – радиоактивные с массовыми числами 123÷132 и 134÷144. Радиоизотопы цезия образуются при делении ядер атомов тяжелых элементов (при ядерных взрывах и в ядерных реакторах) и с помощью ускорителей заряженных частиц. Ядерно-физические характеристики основных радиоактивных изотопов цезия приведены в таблице 5.8.

Ядерные взрывы и крупные радиационные аварии на радиационных предприятиях стали основным источником радиоактивного загрязнения природной среды планеты. Надолго СССР и США приходится примерно по 40 % от общего радиоактивного загрязнения, остальные 20 % – доля Англии, Франции и Китая. Радиоактивные выпадения радиоизотопов цезия на сушу при испытаниях ядерного оружия и выбросы ядерных предприятий явились наиболее значимым источником загрязнения внешней среды и радиационного воздействия на человека.

Т а б л и ц а 5.8. Ядерно-физические свойства основных радиоактивных изотопов цезия

Радио-нуклид	T _{1/2}	Тип распада	Средняя энергия излучения, МэВ/Бк·с)		Дочерний радионуклид (выход)
			характеристическое, γ- и аннигиляционное излучение	β-излучение, конверсионные электроны и электроны Оже	
¹²⁵ Cs	45 мин	ЗЭ, β ⁺	6,77 · 10 ⁻¹	3,45 · 10 ⁻¹	¹²⁵ Xe радиоактивный
¹²⁶ Cs	1,64 мин	ЗЭ, β ⁺	1,08	1,46	¹²⁶ Xe стабильный
¹²⁷ Cs	6,25ч	ЗЭ, β ⁺	4,14 · 10 ⁻¹	2,91 · 10 ⁻²	¹²⁷ Xe радиоактивный
¹²⁸ Cs	3,9 мин	ЗЭ, β ⁺	8,95 · 10 ⁻¹	8,43 · 10 ⁻¹	¹²⁸ Xe стабильный
¹²⁹ Cs	32,06 ч	ЗЭ, β ⁺	2,80 · 10 ⁻¹	1,77 · 10 ⁻²	¹²⁹ Xe »
¹³⁰ Cs	29,9 мин	ЗЭ β ⁺	5,14 · 10 ⁻¹	4,01 · 10 ⁻¹	¹³⁰ Xe »
¹³¹ Cs	9,69 сут	ЗЭ	2,28 · 10 ⁻²	6,60 · 10 ⁻³	¹³¹ Xe »
¹³² Cs	6,47 сут	ЗЭ, β±	7,09 · 10 ⁻¹	1,42 · 10 ⁻²	¹³² Xe (0,98) стабильный; ¹³² Ba (0,02) стабильный
^{134m} Cs	2,9 ч	ИП	2,67 · 10 ⁻²	1,11 · 10 ⁻¹	¹³⁴ Cs радиоактивный
¹³⁴ Cs	2,06 года	ЗЭ, β±	1,55	1,63 · 10 ⁻¹	¹³⁴ Xe (3 · 10 ⁻⁶) стабильный; ¹³⁴ Ba стабильный
^{135m} Cs	53 мин	ИП	1,58	3,64 · 10 ⁻²	¹³⁵ Cs радиоактивный
¹³⁵ Cs	2,3 · 10 ⁶ лет	β ⁻	—	6,73 · 10 ⁻²	¹³⁵ Ba стабильный
¹³⁶ Cs	13,1 сут	β ⁻	2,15	1,37 · 10 ⁻²	¹³⁶ Ba »
¹³⁷ Cs	30 лет	β ⁻	—	1,87 · 10 ⁻¹	^{137m} Ba (0,946) радиоактивный; ¹³⁷ Ba (0,054) стабильный
¹³⁸ Cs	32,2 мин	β ⁻	2,31	1,20	¹³⁸ Ba стабильный

Из радиоизотопов цезия наибольшее значение имеет ¹³⁷Cs, характеризующийся большим выходом в реакциях деления и сроком жизни (T_{1/2} = 30 лет), высокой миграционной способностью и токсичностью. Он считается одним из наиболее значимых радионуклидов продуктов ядерного деления. Цезий-137 – β-излучатель со средней энергией β-частиц 173,4 кэВ. Его дочерний радионуклид ^{137m}Ba имеет период полураспада 2,55 мин и испускает при распаде γ-кванты с энергией 661,6 кэВ. Выход ¹³⁷Cs при делении меняется в зависимости от делящегося вещества и энергии нейтронов, вызывающих деление (табл.5.9).

Т а б л и ц а 5.9. Выход цезия-137 (%) при делении ядер тяжелых элементов

Нейтроны деления				Нейтроны 14 МэВ		Тепловые нейтроны
²³⁵ U	²³⁸ U	²³² Th	²³⁹ Pu	²³⁵ U	²³⁸ U	²³⁵ U
6,3	6,2	6,3	6,8	5,1	5,7	6,1

Общее поступление нуклида в стратосферу за счет прошедших ядерных испытаний равно примерно 960 ПБк с плотностью выпадений в Северном, Южном полушариях и в среднем на земном шаре 3,42; 0,86 и 3,14 · 10³ Бк/м² соответственно. На территориях бывшего СССР средний уровень составляет 3,4 · 10³ Бк/м². В отдельных регионах уровни загрязнения в силу их физико-географических и климатических условий выше приведенных значений. Уровни загрязнения постепенно снижаются вследствие физического распада радионуклидов. В выпавших ПЯД повышается относительное содержание долгоживущих радионуклидов, в том числе цезия-137 (табл. 5.10).

Т а б л и ц а 5.10. Содержание цезия -137 в ПЯД в зависимости от их возраста

Возраст ПЯД	1 ч	1 сут	10 сут	1 мес	1 год	2 года	5 лет	10 лет
Гамма- активность, %	4,1÷5	0,002	0,02	0,07	1,98	5,37	18,24	31,58

Источником загрязнения внешней среды ^{137}Cs , как было отмечено, являются радиационные предприятия. в ядерных реакторах в процессе их эксплуатации накапливаются продукты деления урана и плутония, в том числе радиоактивный цезий, и трансурановые элементы (ТЭУ) в огромных количествах. На 1 МВт электрической мощности образуется 130 ТБк радиоцезия, а всего к концу прошлого столетия накопление нуклида в реакторах во всех странах мира достигло 900 ЭБк, что примерно в 1000 раз превышает количество радиоцезия, выпавшего на поверхность Земли (960 ПБк). Согласно оценкам, в 2000 г. реакторами всех стран мира в атмосферу было выброшено 1,1÷5,2 ТБк ^{137}Cs .

Известно, что при эксплуатации АЭС в нормальном режиме выбросы радионуклидов, в том числе радиоактивного цезия, незначительны. На 1 ГВт электрической мощности выброс водо-водяных реакторов достигает 29,7 ГБк. По данным дозиметрического контроля, концентрация радионуклидов в районах расположения АЭС лишь незначительно превышает концентрацию нуклида в контрольных районах. Источником загрязнения являются также радиохимические заводы (РХЗ) по переработке отработавших твэлов и хранилища радиоактивных отходов (РАО).

Сложные ситуации могут возникнуть при радиационных авариях. Зарегистрированы сотни аварий, однако лишь некоторые из них сопровождались поступлением во внешнюю среду значительных количеств радионуклидов. Так, при аварии в Уиндскейле (1957) в результате ошибки при управлении реактором стало перегреваться топливо и возник пожар, который продолжался 3 сут. Во внешнюю среду поступило 12 ПБк радионуклидов, в том числе ^{131}I - 740 ТБк, ^{137}Cs - 44 ТБк, ^{106}Ru - 12 ТБк и др. При аварии на АЭС в Три Майл Айленде (1979) произошел выброс пара и продуктов деления из поврежденного реактора. В атмосферу поступило 370 ПБк РБГ, в основном ^{133}Xe , около 550 ТБк ^{131}I . Авария на Чернобыльской АЭС (1986) явилась самой крупной за весь период развития ядерной энергетики. Из разрушенного ядерного реактора было выброшено огромное количество радионуклидов – 1,85 ЭБк (без РБГ). На долю радиоактивного цезия пришлось 270 ПБк. Распространение радионуклидов приняло практически глобальный характер. На территории бывшего СССР выпало около 40 % инжескированного радиоцезия, который после распада радиоактивного йода (через 2–3 мес) стал критическим нуклидом. Особенностью Чернобыльской аварии является крайне неоднородный характер радиоактивного загрязнения, связанный с длительным выбросом радионуклидов (10 сут) и изменявшимися погодными условиями (выпадение осадков и изменения направления ветра).

На Урале произошло 2 крупные аварии. Первую из них можно лишь условно назвать аварией. С 1949 по 1956 г. осуществлялся вынужденный сброс высокоактивных отходов радиохимическим заводом предприятия «Маяк» в реку Течу. Было сброшено 102 ПБк радионуклидов, в том числе 12,4 ПБк ^{137}Cs . Около четверти суммарной активности приходилось на ^{90}Sr и ^{137}Cs . Присутствовали также радиоизотопы ниобия, рутения, редкоземельных элементов. В 1951 г. в верховьях реки Течи уровни загрязнения воды местами превышали допустимые концентрации в 2–3 тыс. раз по ^{90}Sr и в 100 раз по ^{137}Cs и ^{89}Sr . Другая авария произошла в 1957 г. в районе города Кыштыма, когда в результате теплотехнического взрыва хранилища высокоактивных отходов из хранившихся $74 \cdot 10^{16}$ Бк (20 МКи) произошел выброс радионуклидов общей активностью 74 ПБк (2 МКи), в том числе ^{137}Cs . Радиоактивному загрязнению подверглись значительные территории Челябинской, Свердловской и Тюменской областей. Загрязненным оказался регион площадью около 15 000 км². Следует также отметить ветровой вынос радионуклидов из поймы озера Карачай (1967), который составил 37 ТБк. На долю ^{137}Cs пришлось 0,4 ТБк.

Таким образом, радиоактивное загрязнение цезием-137 при испытаниях ядерного оружия носило глобальный характер. Радиоактивному загрязнению при аварии на ЧАЭС

подверглись не только территории бывшего СССР, но и всего Северного полушария. При других радиационных авариях загрязнение носило в основном локальный характер. Суммарный запас ^{137}Cs на территории России оценивается в $5,66 \cdot 10^{16}$ Бк (1,53 млн Ки), из которых 58 % приходится на глобальное загрязнение, 38 % является следствием выпадений в результате аварии на ЧАЭС, 3,6 % – следствием аварий и инцидентов в районе ПО «Маяк» на Южном Урале, 0,4 % – следствием сбросов жидких радиоактивных отходов Красноярским ГХК в реку Енисей и прочие источники — менее 0,1 %.

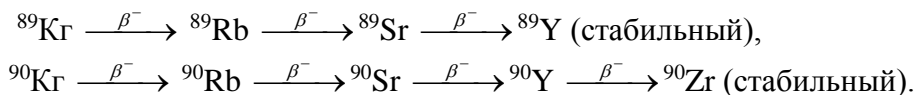
Радиоактивный стронций. Стронций (Sr) – элемент 2-й группы Периодической системы. Природный стронций относится к микроэлементам и состоит из смеси 4 стабильных изотопов – ^{84}Sr (0,56 %), ^{86}Sr (9,86 %), ^{87}Sr (7,02 %), ^{88}Sr (82,56 %). По физико-химическим свойствам он **является аналогом кальция** и в геохимических процессах его спутником. Кларковое содержание в земной коре оценено как $340 \cdot 10^{-4}$ %. Стронций содержится во всех растительных и животных организмах в количестве $10^{-2} \div 10^{-3}$ % сухой массы. В организме взрослого человека содержится около 0,3 г стронция. Почти весь он находится в скелете. На другие органы приходится лишь 3,3 мг. Суточное поступление с пищей и водой составляет около 1,9 мг. Выводится из организма с фекалиями (1,5 мг) и мочой (0,34 мг). Физиологическое значение стронция остается неясным. Однако избыточное содержание его в организме становится реальной угрозой развития урвской болезни (болезни Кашина-Бека), проявляющейся заболеваниями суставов, повышенной ломкостью и уродством костей. Рахитогенное действие стронция связывают с блокированием действия витамина D и избыточным отложением в костях фосфора. Считают, что причинами болезни являются также избыточное содержание бария и недостаток кальция в пище. В регионах, эндемичных по избыточному содержанию стронция в почве и воде (Восточная Сибирь, Северный Китай, Северная Корея), урвские патологии наблюдаются не только у людей, но и среди животных.

Из радиоактивных изотопов стронция известны нуклиды с массовыми числами 77÷83, 85, 89÷99. Ядерно-физические характеристики основных радиоизотопов приведены в таблице 5.11.

Т а б л и ц а 5.11. Ядерно-физические свойства основных радиоактивных изотопов стронция

Радионуклид	T _{1/2}	Тип распада	Средняя энергия излучения, МэВ/(Бк·с)		Дочерний радионуклид (выход)
			характеристическое, γ- и аннигиляционное излучение	β-излучение, конверсионные электроны и электроны Оже	
⁸⁰ Sr	100 мин	ЗЭ	8,0·10 ⁻³	5,46·10 ⁻³	⁸⁰ Rb радиоактивный
⁸¹ Sr	25,5 мин	ЗЭ, β ⁺	1,38	9,96·10 ⁻¹	⁸¹ Rb радиоактивный
⁸² Sr	25суг	ЗЭ	7,87·10 ⁻³	5,40·10 ⁻³	⁸² Rb радиоактивный
⁸³ Sr	32,4ч	ЗЭ, β ⁺	7,79·10 ⁻¹	1,49·10 ⁻¹	⁸³ Rb радиоактивный
^{85m} Sr	69,5 мин	ЗЭ, ИП	2,19·10 ⁻¹	1,22·10 ⁻¹	⁸⁵ Sr (0,879) радиоактивный, ⁸⁵ Rb (0,121) стабильный
⁸⁵ Sr	64,84 суг	ЗЭ	5,11·10 ⁻¹	8,97·10 ⁻³	⁸⁵ Rb стабильный
^{87m} Sr	2,805 ч	ЗЭ, ИП	3,20·10 ⁻¹	6,69·10 ⁻²	⁸⁷ Rb (3·10 ⁻³) радиоактивный, ⁸⁷ Sr (0,977) стабильный
⁸⁹ Sr	50,5 суг	β ⁻	8,45·10 ⁻⁵	5,83·10 ⁻¹	⁸⁹ Y стабильный
⁹⁰ Sr	29,12 лет	β ⁻	-	1,96·10 ⁻¹	⁹⁰ Y радиоактивный
⁹¹ Sr	9,5 ч	β ⁻	6,93·10 ⁻¹	6,55·10 ⁻¹	^{91m} Y (0,578) радиоактивный, ⁹¹ Y (0,422) радиоактивный
⁹² Sr	2,71 ч	β ⁻	1,34	1,96·10 ⁻¹	⁹² Y радиоактивный

Наибольший практический интерес представляют ⁸⁹Sr (T_{1/2} = 50,5 сут) и ⁹⁰Sr (T_{1/2} = 29,1 года), характеризующиеся большим выходом в реакциях деления урана и плутония (табл. 5.12), где они образуются в цепочках превращений:



Т а б л и ц а 5.12. Выход ⁸⁹Sr и ⁹⁰Sr (%) в реакциях деления урана и плутония

Радионуклид	T _{1/2}	Энергия, МэВ		²³⁵ U (медленные нейтроны)	²³⁵ U (быстрые нейтроны)	²³⁹ Pu (быстрые нейтроны)	Оценка по глобальным выпадениям
		β-частицы (E _{max})	γ-излучение				
⁸⁹ Sr	50,5 суг	1,46	-	4,79	4,15	1,44	2,6
⁹⁰ Sr	29,1 лет	0,54	-	5,57	4,38	2,23	3,5

Содержание их в продуктах деления (ПЯД) в зависимости от возраста ПЯД приведено в таблице 5.13

Т а б л и ц а 5.13. Содержание ⁸⁹Sr и ⁹⁰Sr в продуктах деления в зависимости от возраста (в % β-активности)

Радионуклид	Возраст продуктов							
	1 ч	1 суг	10 суг	1 мес	5мес	1 год	5 лет	10 лет
⁸⁹ Sr	0,006	0,228	2,74	6,7	8,37	1,97	-	-
⁹⁰ Sr	3,1÷5	0,001	0,02	0,106	0,68	3,0	27,44	47,08

Основным источником загрязнения внешней среды радиоактивным стронцием были испытания ядерного оружия и аварии на предприятиях топливно-ядерного цикла. Атмосфера — первичный резервуар ⁸⁹Sr и ⁹⁰Sr, откуда радионуклиды поступают на сушу и в гидросферу. Осаждение определяется гравитацией, адсорбцией на нейтральной пыли,

постоянно присутствующей в атмосфере, и удалением атмосферными осадками (дождь, снег). Время пребывания радиоактивных аэрозолей в атмосфере составляет 30–40 сут, в стратосфере – несколько лет. Вследствие различных периодов полураспада соотношение $^{89}\text{Sr} : ^{90}\text{Sr}$ в выпадениях постоянно меняется. В начальный период после взрыва в выпадениях преобладает ^{89}Sr , а затем ^{90}Sr , поскольку отношение активности $^{89}\text{Sr} : ^{90}\text{Sr}$ в начальном периоде равно 150. В начальном периоде ^{89}Sr является одним из компонентов загрязнения внешней среды в зонах ближних выпадений радионуклидов. Суммарное количество ^{89}Sr , поступившего в атмосферу, оценивается в 90 ЭБк, а ^{90}Sr – в 600 ПБк. В эти величины не входит стронций локальных выпадений. Наблюдалась отчетливо выраженная зональность выпадений, зависящих от особенностей атмосферных течений. За период 1961–1969 гг. в умеренных широтах Северного полушария плотность выпадения ^{89}Sr составила $1,3 \cdot 10^4$ Бк/м², а ^{90}Sr за период 1951–1980 гг. – примерно $2,1 \cdot 10^4$ Бк/м².

Источником загрязнения внешней среды, как уже отмечалось, были и остаются предприятия атомной энергетики. В условиях нормальной эксплуатации АЭС выбросы радионуклидов незначительны. В основном они обусловлены газообразными радионуклидами – РБГ, ^{14}C , тритием и йодом. В условиях аварий, особенно крупных, выбросы радионуклидов, в том числе радиоизотопов стронция, могут быть значительными. Примером являются известные аварии на промышленном реакторе в Уиндскейле (1957) и ЧАЭС (1986). В Уиндскейле произошел пожар, причем выброс составил соответственно $29,6 \cdot 10^{11}$ и $33,3 \cdot 10^{10}$ Бк. На ЧАЭС в разрушенном реакторе, по оценкам, могло накопиться $22,6 \cdot 10^{16}$ и $233,1 \cdot 10^{16}$ Бк. Выброс мог составить 4 и 3 % накопленной в реакторе активности. В 1957 г. в результате нарушения режима хранения РАО в ПО «Маяк» произошел взрыв емкости, где хранились радионуклиды в количестве $74 \cdot 10^{16}$ Бк. При взрыве $74 \cdot 10^{15}$ Бк 10% активности в виде жидкой пульпы было поднято взрывом на высоту до 1 км. В выброшенной активности на долю ^{89}Sr и ^{90}Sr пришлось 2,2 и 2,5 %, которые обусловили длительное загрязнение больших территорий ряда областей Южного Урала. Образовался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). В начальном периоде работы ПО «Маяк» в результате сброса 10^{17} Бк РАО в реку Течу произошло загрязнение ее поймы. В сбросах содержались радиоизотопы цезия, стронция и редкоземельных элементов.

Плутоний – трансурановый элемент. Известны радиоактивные изотопы с массовыми числами 232–246. Практическое значение имеют ^{238}Pu и ^{239}Pu . Ядерно-физические характеристики основных радиоизотопов приведены в таблице 5.14. Стабильные изотопы плутония в природе не обнаружены.

Радиоизотопы плутония получают в промышленных урановых реакторах по реакции (n, γ). Тяжелые изотопы получают облучением ^{239}Pu нейтронами. ^{239}Pu наряду с ^{235}U используют в ядерных и термоядерных боеприпасах, а также в качестве ядерного горючего на АЭС. ^{238}Pu нашел широкое применение для изготовления атомных электрических батарей, источников питания для электрокардиостимуляторов, получения энергии в космических аппаратах.

Наиболее значимым источником загрязнения внешней среды плутонием ($^{239-241}\text{Pu}$ и др.) были испытания ядерного оружия. Только в пик испытаний (1952–1962) во внешнюю среду поступило 13 ТБк $^{239,240}\text{Pu}$, 360 ТБк ^{241}Pu и 0,13 ТБк других трансурановых элементов с массовыми числами более 241.

Источником загрязнения были и остаются некоторые этапы топливно-ядерного цикла, аварии на АЭС и аварии на летательных аппаратах, где плутоний используется как источник энергии. В 1969 г. при сгорании навигационного спутника в атмосферу поступило 0,63 ТБк ^{238}Pu . Потенциальным источником также могут быть аварии при уничтожении накопленных ядерных боеприпасов, которое проводится в настоящее время в широких масштабах. Следует отметить, что ^{239}Pu в ничтожно малых количествах образуется в урановых рудах в результате действия нейтронов на ^{238}U . Его содержание колеблется от 0,4 до 15 частей на 10^{12} частей урана.

Т а б л и ц а 5.14. Ядерно-физические свойства основных радиоактивных изотопов плутония

Радио-нук-лид	$T_{1/2}$	Тип распада	Средняя энергия излучения, МэВ/(Бк·с)			Дочерний радионуклид (выход)
			характеристическое, γ - и аннигиляционное излучение	β -излучение, конверсионные электроны и электроны Оже	α -излучение и ядра отдачи	
^{236}Pu	2,851 года	СД, α	$2,09 \cdot 10^{-3}$	$1,35 \cdot 10^{-2}$	5,85	^{232}U радиоактивный
^{237}Pu	45, 3 сут	ЗЭ, α	$5,23 \cdot 10^{-2}$	$1,58 \cdot 10^{-2}$	$22,74 \cdot 10^{-4}$	^{233}U (выход $5 \cdot 10^{-5}$); ^{237}Np радиоактивный
^{238}Pu	87,74 года	СД, α	$1,81 \cdot 10^{-3}$	$1,06 \cdot 10^{-2}$	5,58	^{234}U радиоактивный
^{239}Pu	24065 лет	α	$7,96 \cdot 10^{-4}$	$6,65 \cdot 10^{-3}$	5,23	^{235}U радиоактивный
^{240}Pu	6537 лет	СД, α	$1,73 \cdot 10^{-3}$	$1,06 \cdot 10^{-2}$	5,24	^{236}U радиоактивный
^{241}Pu	14,4 года	α, β^-	$2,54 \cdot 10^{-6}$	$5,24 \cdot 10^{-3}$	$1,22 \cdot 10^{-4}$	^{237}U радиоактивный (выход $2,45 \cdot 10^{-5}$); ^{241}Am радиоактивный
^{242}Pu	376300 лет	СД, α	$1,44 \cdot 10^{-3}$	$8,72 \cdot 10^{-3}$	4,974	^{238}U радиоактивный
^{243}Pu	4,956 ч	β^-	$2,55 \cdot 10^{-2}$	$1,71 \cdot 10^{-1}$	–	^{243}Am радиоактивный

Америций в природе представлен в основном изотопом с массовым числом 241 ($T_{1/2} = 432,7$ года). Альфа-распад ^{241}Am сопровождается низкоэнергетическим γ -излучением ($E_\gamma = 59,5$ кэВ) со сравнительно высокой интенсивностью (35,9%), однако неструктурное определение возможно только в тех пробах, где содержание ^{241}Am относительно велико. Более чувствительным методом является α -спектрометрия, однако в этом случае необходима достаточно сложная процедура выделения ^{241}Am . Альфа-спектрометрическому определению ^{241}Am ($E_\alpha = 5485,6$ кэВ, $5442,9$ кэВ) мешает ^{238}Pu .

^{241}Am содержался в чернобыльском выбросе в совсем небольших количествах. Но с течением времени после чернобыльской катастрофы идет увеличение его содержания в окружающей среде, что связано с тем, что идет его образование в результате распада Pu-241 , который является бета-излучателем: $^{241}\text{Pu} \rightarrow ^{241}\text{Am} + \beta^- + \nu$.

$T_{1/2} ^{241}\text{Pu} = 14,4$ года, в то время как $T_{1/2} ^{241}\text{Am} = 432,7$ года, т.е образование его идет быстрее, чем распад.

^{241}Am может поступать в растения только в очень малых количествах, т.к. по химическим свойствам он не похож на необходимые для питания растений элементы.

1.3.4. Токсичность продуктов ядерного деления.

Токсикология радиоактивных изотопов (радиотоксикология) составляет специальную отрасль знаний, предметом которой являются:

- изучение путей поступления радиоактивных изотопов в организм, закономерностей распределения в нем и включения в молекулярные структуры тканей (инкорпорирование), особенностей накопления (депонирование) в различных органах и выведения их из организма;

- установление допустимых уровней содержания радионуклидов в воздухе, воде,

кормах, продуктах питания и организме человека;

- исследование биологического действия инкорпорированных радиоактивных изотопов и поиск эффективных средств для профилактики поражения;
- разработка методов и средств, ускоряющих выведение радиоактивных изотопов из организма.

Наиболее глубоко исследуется влияние на организм человека радионуклидов, широко используемых в промышленности, научных и медицинских исследованиях, а также образующихся в результате расщепления ядерного горючего.

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

Токсичность радионуклидов зависит от следующих факторов: вида и энергии излучения, периода полураспада; физико-химических свойств вещества, в составе которого радионуклид попадает в организм; типа распределения радионуклидов по тканям и органам; скорости выведения радионуклидов из организма.

Вид и энергия излучения. Энергия излучения имеет прямую связь с поражающим действием радиоактивного изотопа: чем она больше, тем сильнее поражение. Вид излучения — одна из главных характеристик, определяющих токсичность радиоизотопа. Степень биологического действия различных видов излучений зависит от их линейной передачи энергии (ЛПЭ). Величина ЛПЭ частицей или квантом веществу обуславливает их линейную плотность ионизации (удельную ионизацию). У тяжелых частиц (альфа-частицы, протоны) плотность ионизации очень высокая, у легких (бета-частицы, гамма-лучи) — низкая, т. е. чем выше энергия и короче пробег частицы, тем больше у нее ЛПЭ (табл. 5.15).

Т а б л и ц а 5.15. **Некоторые константы, характеризующие биологическое действие ионизирующих излучений**

Излучение	Энергия, МэВ	Пробег в мышечной ткани, мкм	Среднее число ионизации на пути в 1 мкм	Средняя ЛПЭ, кэВ/мкм	Коэффициент ОБЭ
Рентгеновские лучи и гамма-лучи	1	$2 \cdot 10^6$ и более	15	0,49	1
Бета-частицы	1	$4,4 \cdot 10^3$	8	0,23	1
Альфа-частицы	5	35	4500	143,0	10
Протоны	1	22	—	45,0	10
Нейтроны	0,9	—	840	27,4	10

Излучения, имеющие высокую ЛПЭ, обладают, как правило, большой биологической эффективностью. Это свидетельствует о том, что степень действия различных видов излучения зависит не только от общего количества поглощенной энергии, но и от геометрических характеристик распределения ее в органах, тканях и клетках.

Для выражения различий биологического действия излучений с неодинаковыми значениями ЛПЭ принят коэффициент относительной биологической эффективности (ОБЭ). Значения его взяты относительно рентгеновских лучей и зависят от типа облучаемого объекта и характера облучения. Например, при общем облучении организма быстрыми нейтронами коэффициент ОБЭ равен 10, а при местном облучении половых желез — 35.

Период полураспада радионуклида — важная характеристика его биологической активности. 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 опасной концентрации. Например, период полураспада ^{210}Po или ^{220}Ra составляет $3 \cdot 10^7$ с; период полураспада изотопов ^{134}I , ^{136}I ... ^{140}I , являющихся продуктами деления тяжелых ядер, равен нескольким секундам-минутам.

Радионуклиды с большим периодом полураспада (десятки тысяч лет и более) в естественных условиях также не смогут создать эффективной дозы, которая привела бы к развитию лучевого заболевания. Например, ^{228}U имеет период полураспада $4,5 \cdot 10^9$ лет; к тому же, если учесть, что в земной коре его находится 0,0001 %, а в организме еще меньше, то получается, что в естественных условиях он не вызовет у животных лучевой болезни. Однако в некоторых случаях токсичность коротко- или долгоживущего радионуклида может усиливаться дочерними радионуклидами.

Физико-химические свойства вещества, в составе которого радионуклид попадает в организм. При поступлении радионуклидов в организм их биологическое действие во многом будет определяться агрегатным состоянием вещества. Наибольшее действие оказывают те радионуклиды, которые легко образуют газы и водорастворимые соединения. Они интенсивно и в большом количестве всасываются в кровь, быстро распространяются по всему организму или концентрируются в соответствующих органах.

Биологическое действие малорастворимых или нерастворимых соединений радионуклидов определяется степенью дисперсности аэрозоля или порошка, в форме которых они поступают в организм. Нерастворимые радиоактивные частицы, попадая в легкие, на слизистые оболочки, в желудочно-кишечный тракт с кормом или водой, могут адсорбироваться эпителиальными клетками или клетками ретикулоэндотелиальной системы или задерживаться в желудке, кишечнике и длительное время облучать ткани, вызывая явное местное радиационное поражение.

На степень биологического действия радионуклидов при внутреннем поступлении большое влияние оказывает наличие нерадиоактивных изотопов этого элемента или химического элемента-аналога в данном веществе. Например, элементы-аналоги кальция и стронций принадлежат ко второй группе элементов. В радиохимии для предотвращения потерь радиоактивного изотопа в химических реакциях специально добавляют определенные количества нерадиоактивных соединений этого элемента или его химического аналога. Эти добавки принято называть носителями; в первом случае они называются изотопными, во втором — неизотопными. При одновременном поступлении в организм радионуклида и его носителя всасывание и отложение их в тканях идет в прямо пропорциональном отношении к поступившему количеству. На основании указанной закономерности предложены методы защиты отдельных органов от лучевого поражения радионуклидами. Например, полноценные по кальцию рационы (кальций — неизотопный носитель стронция) значительно уменьшают инкорпорацию радиоизотопов стронция в костной ткани.

1.4. Радионуклиды в почвах Республики Беларусь

Естественные радионуклиды. В почвах Беларуси содержание урана-238 в верхнем горизонте колеблется в пределах 1,0-12,8 Бк/кг, составляя в среднем $5,98 \pm 0,36$ Бк/кг. Общей закономерностью распределения урана является четко выраженное уменьшение его с севера на юго-запад. Наиболее высокое содержание урана характерно для дерново-подзолистых почв, сформированных на мощном лессовидном суглинке, водно-ледниковых суглинках и водно-ледниковых супесях (соответственно 7,1; 8,2 и 7,6 Бк/кг). В среднем дерново-подзолистые почвы различного механического состава, сформированные на различных почвообразующих породах, содержат 7,45 Бк/кг урана-238. Почти в 2 раза меньше данного радионуклида в дерново-глеевых почвах. В условиях высокой

гумусированности и нейтральной среды почвенного раствора в этих почвах, по-видимому, происходит миграция урана из гумусовых горизонтов в нижележащие горизонты в виде прочных хелатных комплексов. В торфяно-болотных почвах накопление урана еще меньше. С повышением зольности содержание в торфяных почвах урана-238 увеличивается: верховые и переходные торфяники имеют меньше урана, чем низинные. В низинных торфяниках с меньшей мощностью торфа отмечается максимальное содержание урана» Чем больше толщина торфяной подушки, тем меньше урана в составе торфа»

Значительно различаются по содержанию урана и аллювиальные почвы. Объясняется такая пестрота различиями в минералогическом составе аллювия, содержании гумуса и спецификой гидрологического режима. Коэффициент варьирования содержания урана-238 в почвах Беларуси равен 53%.

Среднее содержание тория-232 в почвах республики составляет $6,91 \pm 0,75$ Бк/кг при более широком варьировании (3,0-26,2 Бк/кг), чем для урана-238. Самое высокое содержание тория характерно для дерново-подзолистых почв, развившихся на мощном лессовидном суглинке. Несколько меньше (но выше среднего) содержится в дерново-подзолистых почвах на водно-ледниковых и моренных отложениях и дерново-глеевых почвах. В торфяно-болотных почвах меньше всего тория.

Относительная концентрация урана и тория может быть выражена в долях от массы почвы как $n \times 10^{-4}$, тогда как радия-226 выражается $n \times 10^{-10}$ %. В связи с большей активностью радия-226 содержание его в почвах выше содержания урана и тория (10,8-83,0 Бк/кг). В среднем, содержание его в исследуемых почвах равно $45,9 \pm 2,9$ Бк/кг, причем наблюдается ясно выраженное снижение количества радия-226 с севера на юго-запад.

Распределение ЕРН по профилю почв определяется характером и направлением почвообразовательных процессов, что подтверждается на примере дерново-подзолистых почв на пылеватых суглинках и лессах. Для этих почв характерно некоторое обеднение подзолистого горизонта илистой фракцией, подвижными оксидами железа, алюминия, кальция и магния, а в иллювиальном горизонте, наоборот, заметно выше количества ила, обменного кальция и магния, подвижных оксидов железа и алюминия.

Распределение по профилю урана-238 хорошо согласуется с распределением кальция и подвижных оксидов железа и алюминия. Уран-238 выносится из подзолистого горизонта, обогащая иллювиальный. Содержание урана-238, как правило, ниже в материнской породе, чем в гумусовом и иллювиальном горизонтах. Объясняется это биологическим выносом радионуклида.

Распределение тория-232 по профилю почвы довольно равномерное. Характер распределения, радия-226 по профилю дерново-подзолистых почв несколько иной, чем для урана: выносится из подзолистого горизонта, аккумулируясь в иллювиальном, однако содержание его в материнской породе всегда выше, чем в гумусовом, что свидетельствует о высокой миграционной способности радия. Отношение величины содержания радия-226 к урану-238 в профиле дерново-подзолистой среднесуглинистой почвы, развитой на лессовых отложениях, изменяется следующим образом: A_1 - 9, A_2 - 8, В - 12, С - 15.

Искусственные радионуклиды. В настоящее время радиоэкологическая обстановка в пострадавших районах определяется действием долгоживущих изотопов. В их числе - цезий-137, стронций-90, трансураниевые элементы: плутоний-238,239,240,241 и америций-241.

Доаварийное загрязнение территории Беларуси цезием-137 за счет глобальных выпадений составляло примерно от 1,5 до 4 кБк на квадратный метр в отдельных точках. После чернобыльской аварии 66 % территории оказались загрязненными цезием-137 выше 10 кБк на квадратный метр.

Анализ загрязнения Европы цезием-137 показывает, что около 35% чернобыльских выпадений этого радионуклида находится на территории Беларуси. Площадь загрязнения цезием-137 с плотностью выше 37 кБк на квадратный метр составила около 47 тысяч кв. км или 23% территории республики.

По состоянию на январь 2001 года площадь загрязнения Беларуси цезием-137 с уровнями выше 37 кБк на квадратный метр составляла около 44 тыс. кв. км или 21% всей территории.

В результате естественного радиоактивного распада цезия-137 площадь радиоактивного загрязнения постепенно уменьшается. Построены прогнозные карты загрязнения цезием-137 на 2016 и 2046 годы. К 2016 году площадь загрязнения Беларуси цезием-137 с уровнями 37 кБк на квадратный метр и более уменьшится в 1,5 раза по сравнению с первоначальной (1986 г.), а к 2046 году – 2,4 раза.

Загрязнение территории республики стронцием-90 носит более локальный характер. Уровни загрязнения почвы этим радионуклидом выше 5,5 кБк на квадратный метр (это критерий, установленный действующими нормативами), были обнаружены на площади 21 тыс. кв. км, в Гомельской и Могилевской областях, что составило 10% от территории Беларуси. Максимальные уровни стронция-90 достигали величины 1800 кБк на квадратный метр в пределах 30-километровой зоны. Наиболее высокая активность стронция-90 в «дальней зоне» была обнаружена на расстоянии 140-250 км и доходила до 140 кБк на квадратный метр.

Загрязнение почвы изотопами плутония с плотностью более 0,37 кБк на квадратный метр охватывает около 4,0 тысяч кв. км, или почти 2% площади республики. Эти территории преимущественно находятся на юге республики. Наиболее высокие уровни наблюдаются в 30-километровой зоне Чернобыльской атомной станции – более 110 кБк на квадратный метр.

В настоящее время за счет естественного распада плутония-241 отмечается рост удельной активности америция-241, который является более опасным с радиологической точки зрения.

Почвы являются основным источником поступления радионуклидов в пищевые цепочки. В настоящее время 70-90% цезия-137, 40-60% стронция-90 и до 95% запаса трансурановых элементов продолжает оставаться в верхнем корнеобитаемом слое почв.

Доля подвижных, доступных для растений, форм цезия в почвах составляет 10-15%, стронция – 50-70%. Содержание мобильных форм плутония и америция составляет 10-13%.

Продолжающиеся процессы разрушения активных частиц в почвах приводят к выщелачиванию из них радионуклидов в потенциально доступных для растений формах. Это свидетельствует о сохраняющейся опасности радиоактивного загрязнения, в первую очередь стронцием-90, продукции растениеводства, а также пищевых, кормовых и лекарственных дикорастущих растений.

Радиоактивное загрязнение почв прямо влечет за собой значительные проблемы в сельском хозяйстве при производстве продуктов питания.

Из водных систем наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись реки бассейна Днепра, Сожа, Припяти. Речные воды обладают способностью к самоочищению, что объясняется постоянным выносом водных масс, выпадением взвешенных радиоактивных частиц на дно водоемов. Данные мониторинга водных объектов свидетельствуют, что радиационная обстановка на реках Днепровско-Сожского и Припятского бассейнов стабилизировалась, среднегодовые концентрации цезия-137 за послеаварийный период в больших и средних реках Беларуси значительно снизились. Превышений допустимых уровней по цезию-137 - 10 беккерелей (Бк) на литр и стронцию-90 - 0,37 Бк на литр в воде рек не наблюдалось. Однако содержание цезия-137 в поверхностных водах тесно связано с запасами радионуклидов на водосборах и в донных отложениях, и в годы с аномальным водным режимом перенос радионуклидов, в том числе и трансграничный, может резко возрасти.

Основной вклад в общую радиоактивность поверхностных водных систем вносят донные отложения и водная биота. Тенденция уменьшения их активности с течением времени незначительна.

Озерные водоемы, расположенные на загрязненных территориях, отличаются

высокими концентрациями водорастворенного цезия-137 и стронция-90, а также огромным резервом радионуклидов в донных осадках. Являясь объектами рыболовства и рекреации, озера играют определенную роль в формировании доз облучения населения.

Подземные воды являются основным источником питьевого и хозяйственного водоснабжения. В результате исследований установлено, что концентрация радионуклидов в них не превышает допустимых уровней. В то же время следует отметить, что радиационное состояние грунтовых вод на протяжении постчернобыльских лет характеризуется повышенными на один-два порядка уровнями активности по сравнению с доаварийным уровнем (7 миллибеккерелей на литр).

Таким образом, в результате загрязнения территории радионуклиды присутствуют практически во всех компонентах экосистем и вовлечены в геохимические и трофические циклы миграции. Это обуславливает множественность путей внешнего и внутреннего облучения населения республики, создает дополнительный риск для его здоровья, препятствует нормальному использованию природных ресурсов.

Радиохимический анализ природных объектов

Способность радионуклидов мигрировать по радиоэкологическим цепочкам, и в том числе звеньям пищевых цепей, обуславливает необходимость контроля радиоактивного загрязнения почв сельскохозяйственных угодий, кормов, растениеводческой и животноводческой продукции. Получение достоверной информации об уровне загрязнения объектов агропромышленного комплекса осуществляется как с помощью современных методов и средств инструментального анализа, так и методов радиохимических исследований.

Методы инструментального анализа включают эспресс-методы определения удельной массовой и объемной активности гамма- и бета-излучающих радионуклидов в объектах контроля. Эти методы основаны на регистрации спектров ядерных излучений смеси радионуклидов, что позволяет без предварительного разделения определять их количественный и качественный состав.

Радиохимический анализ являлся основным методом определения концентрации радионуклидов до широкого внедрения в систему радиационного контроля инструментальных методов анализа. Он позволяет с высокой точностью определять состав и содержание радионуклидов в объектах контроля, но требует больших затрат времени и средств на его проведение. Тем не менее, и в настоящее время этот метод имеет широкое применение, в частности для определения содержания стронция-90 в объектах окружающей среды. Кроме этого при экспорте сельскохозяйственной продукции контролирующие органы стран-импортеров часто требуют информацию о радиоактивном загрязнении этой продукции, полученную с применением радиохимических методов анализа (например, ветнадзор России – страны, являющейся основным импортером животноводческой продукции производимой сельскохозяйственными предприятиями Республики Беларусь).

Радиохимический анализ состоит из следующих стадий:

- отбор проб;
- приготовление растворов носителей;
- внесение носителей и минерализация проб;
- выделение радионуклидов;
- очистка выделенных радионуклидов от посторонних и сопутствующих элементов;
- радиометрический или спектрометрический анализ.
- идентификация и проверка радиохимической чистоты;
- определение химического выхода изотопа;
- расчет удельной активности пробы.

Все стадии радиохимического анализа должны выполняться в соответствии со стандартными методиками, согласованными с Государственным комитетом по стандартизации Республики Беларусь.

Выбор методики определения любого радионуклида зависит, прежде всего, от особенностей объекта исследования, количества и изотопного состава других радиоактивных и нерадиоактивных компонентов в нем.

Значительное содержание и разнообразие макропримесей в объектах контроля обуславливает и разнообразие применяемых методов предварительного концентрирования интересующих радионуклидов, из которых наибольшее распространение нашли методы осаждения (соосаждения), экстракции и дистилляции.

Отбор проб пищевых продуктов, сельскохозяйственного сырья, кормов и почвы

Порядок отбора проб пищевых продуктов включает в себя выделение однородной по радиационному фактору партии, определение количества средних проб, необходимых для проведения радиационного контроля, отбор точечных проб, составление объединенной пробы и формирование из нее средней, которая поступает на лабораторное исследование.

Однородность партии определяется путем измерения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения с помощью дозиметрических приборов, имеющих достаточную чувствительность (нижний предел измерения не более 10 мкР/час). Партия считается однородной, если в разных точках контролируемой партии результаты измерений различаются не более, чем на 50% от средних значений измеренных величин.

Величины точечных проб продуктов и их количество зависят от требуемой величины объединенной пробы. При расфасовке в бутылки, пакеты, пачки и т.п. они рассматриваются как точечные пробы.

Из точечных проб составляют объединенную, помещая их в одну емкость и перемешивая. Масса или объем объединенной пробы должна быть достаточной для формирования средней, но не более ее трехкратного количества. Количество объединенных проб зависит от величины партии.

Отбор проб твердых сыпучих объектов проводят методом квартования, жидких – после тщательного перемешивания.

Документально отбор проб оформляется актом отбора пробы в 2-х экземплярах и этикеткой к каждой пробе. Отбор проб продуктов питания, сельскохозяйственного сырья и кормов проводится по следующим стандартным методикам:

- отбор проб молока и молочных продуктов осуществляется в соответствии с СТБ 1051-98 Радиационный контроль ОТБОР ПРОБ МОЛОКА И МОЛОЧНЫХ ПРОДУКТОВ Общие требования.

- отбор проб мяса проводится в соответствии с СТБ 1050-98 Радиационный контроль ОТБОР ПРОБ ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА Общие требования.

- отбор проб кормов производится в соответствии с СТБ 1056-98 Радиационный контроль ОТБОР ПРОБ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО СЫРЬЯ И КОРМОВ Общие требования.

- определение запаса цезия-137 в почвах окультуренных сельхозугодий проводится в соответствии с "Методикой крупномасштабного агрохимического и радиологического обследования почв сельскохозяйственных угодий республики Беларусь".

- в почвах естественных сельхозугодий указанная работа проводится по методике Гомельской ОПИСХ. При радиологическом контроле естественных лугов и пастбищ проводится раздельное определение содержания радионуклидов в дернине и находящейся ниже нее почве.

Почвенные образцы на сельскохозяйственных угодьях рекомендуется отбирать до начала весенних полевых работ и непосредственно перед уборкой урожая. При плотности

загрязнения стронцием-90 до $11,1 \text{ кБк/м}^2$ ($0,3 \text{ Ки/км}^2$) отбирается 5 смешанных образцов на одно сельскохозяйственное предприятие, при плотности $11,1\text{--}37,0 \text{ кБк/м}^2$ ($0,3\text{--}1 \text{ Ки/км}^2$) – один смешанный образец на элементарный участок (отдельно обрабатываемый участок поля занятый одной культурой с типичными для данного района типами почв, элементами рельефа, сельскохозяйственного пользования), при плотности $37,0\text{--}111,0 \text{ кБк/м}^2$ ($1\text{--}3 \text{ Ки/км}^2$) – один смешанный образец на 100 га площади, свыше $111,0 \text{ кБк/м}^2$ (3 Ки/км^2) – один смешанный образец на 50 га площади.

Отбор проб на пашне. Перед отбором проб проводится измерение мощности эквивалентной дозы дозиметром типа ДРГ в 5-6 точках, равномерно распределенных по площади элементарного участка на высоте 3-4 см над поверхностью почвы. На элементарном участке отбирается 10 индивидуальных проб почвы (в некоторых случаях и большего числа) из точек, равномерно распределенных по площади участка с наиболее часто встречаемыми значениями мощности дозы. Отбор проб проводят с помощью стандартного металлического кольца диаметром 140 мм и высотой 50 мм, осторожно забивая его в почву молотком до тех пор, пока верхняя кромка кольца не окажется на одном уровне с поверхностью почвы. Кольцо с почвой подкапывают лопатой, подрезают по нижней кромке пробоотборника и помещают полиэтиленовый мешок или пленку. При отборе проб буром число уколов будет зависеть от диаметра его рабочей части. После смешивания индивидуальных проб и получения объединенной пробы из нее методом квартования составляют пробу почвы с массой не менее 2 кг. Такая проба помещается в полиэтиленовый мешок, который кладут во второй такой же мешок и заворачивают в плотную бумагу. Между пакетами вкладывается паспорт с номером пробы и указанием места отбора пробы.

На непахотных сельскохозяйственных угодьях (естественные луга и пастбища) по периметру обследуемого участка и его двум диагоналям на высоте 1 м и 3-4 см над поверхностью почвы проводится измерение мощности эквивалентной дозы дозиметром типа ДРГ. При выборе места отбора пробы учитывается наличие травянистой растительности, отсутствие смыва или намыва почвы в месте отбора почвы, однородность, открытость и ровность поверхности, расстояние от дорог, деревьев и строений. На обследуемом участке выбирают 5 мест с наиболее часто наблюдаемыми значениями мощности дозы. Одно из них должно быть близко к центру участка, а остальные четыре – на периферии участка. Из этих мест проводится отбор проб с помощью стандартного металлического кольца (или бура), их последующая упаковка и маркировка аналогично выше проведенной методике.

Приготовление титрованных растворов носителей для радиохимического анализа

Техногенные радионуклиды содержатся в объектах окружающей среды в ничтожно малых количествах. Поведение ультрамалых количеств вещества при растворении, нагревании, осаждении может не совпадать с известными для данного элемента свойствами. Отмечают различия в летучести, повышенной адсорбции на поверхностях, способности образовывать коллоидные растворы. Многие из особенностей поведения элементов в ультрамалых количествах еще недостаточно изучены, поэтому удобнее производить выделение данного изотопа из проб в таких количествах, в которых поведение его при той или иной химической реакции будет проявляться типично и обеспечит более полное отделение его от примесей. Поэтому в пробу перед началом анализа вносят точно известное количество носителя.

Носителем является элемент одноименный или схожий по химическим свойствам с радиоактивным изотопом, извлекаемым из пробы. Носителями радионуклидов обычно служат стабильные элементы, одноименные или сходные по химическим свойствам с выделяемым из пробы радионуклидом и добавляемые в пробы в виде растворов тех или

иных солей. Использование носителей значительно упрощает анализ, позволяя применять для выделения нуклидов реакции осаждения труднорастворимых солей и контролировать полноту выделения. Носитель вводят в пробу до начала ее химической обработки, что предотвращает неконтролируемые потери радионуклида.

Роль носителя заключается в том, что, будучи введенным в пробу, он **увеличивает массу** выделяемого элемента и позволяет увлечь за собой одноименный или сходный по химическим свойствам радионуклид по всем этапам анализа, чем достигается наиболее полное извлечение радионуклида. Контроль за количеством носителя позволяет также судить о полноте выделения радионуклида. **Химический выход носителя** определяют как отношение массы выделенного носителя (мг) в конце анализа к массе носителя (мг) в пробе перед началом анализа. Кроме того, применение носителей в радиохимическом анализе позволяет получить в конце анализа **«весомое» количество радиоактивного препарата**, которое можно нанести на подложку для радиометрии. Обычно носители используют в форме титрованных растворов с точно известной концентрацией (мг/см³). Носители бывают изотопные, изоморфные, инертные и удерживающие.

Радиоактивные изотопы в растворах могут находиться в ионном, коллоидном и псевдоколлоидном состояниях. Для лучшего взаимодействия выделяемого радиоизотопа с носителем наиболее благоприятно ионное состояние радиоизотопа, причем очень существенна одинаковая степень окисления радиоизотопа и элемента-носителя. Это достигается действием окислителей и восстановителей, соответствующих избранной методике выделения изотопа.

Потери радиоизотопа при ионном его состоянии в растворе возможны за счет адсорбции стенками сосуда, в котором находится раствор, плотными нерастворившимися частицами золы, фильтром. Адсорбцию можно устранить увеличением кислотности раствора. Уменьшить ее можно также введением в раствор большого количества других одноименных ионов, которые, адсорбируясь на фильтре и стенках сосуда, уменьшают возможность сорбции радиоизотопа (превентивная сорбция).

Образование псевдоколлоидов крайне нежелательно. Они очень медленно реагируют с ионами носителя, не участвуют в ионном обмене при пропускании через ионообменные фильтры, адсорбируются на стекле, бумажных фильтрах, медленно проходят через фильтр. Образование радиоколлоидов всегда нежелательно, так как оно ведет к увеличению потерь радиоизотопа в ходе его выделения и замедляет выполнение анализа, что небезразлично при выделении короткоживущих радиоизотопов. Предотвращение образования радиоколлоидов достигается созданием кислой среды или введением комплексобразующих соединений.

Титром раствора называется количественное содержание определенного вещества в единице объема раствора (мг/см³). Титрованные растворы готовят из химически чистых элементов или их соединений, помещая точно взвешенную навеску предварительно рассчитанного по молярной массе вещества в мерную колбу, растворяют и доводят объем до метки дистиллированной водой. Титр полученного раствора по заданному соединению проверяют экспериментально путем осаждения данного соединения (или элемента) из определенного раствора и точного взвешивания высушенного до постоянной массы осадка.

Для приготовления титрованных растворов изотопных, изоморфных и удерживающих носителей используют в зависимости от избранной методики выделения из пробы радиоизотопа нитрата или хлорида стронция, цезия.

Хранить титрованные растворы рекомендуется в мерных колбах с притертыми или хорошо пригнанными резиновыми пробками. Длительное хранение их нежелательно, так как в случае испарения раствора со временем может измениться его титр.

Внесение носителей и минерализация проб

Подготовка проб для определения стронция-90 и цезия-137 радиохимическими методами. Доставленные в лабораторию образы принимают и обрабатывают в специальном помещении, оборудованном вытяжными и сушильными шкафами, муфельными печами, приспособленным для мытья тары, посуды и, при необходимости, проб. Пробы пищевых продуктов перед анализом подвергают обработке, включающей мойку клубней, корнеплодов и очистку их от кожуры с последующим ополаскиванием; мойку в проточной воде пищевой зелени, ягод, фруктов, мяса, отделение мяса от костей, освобождение его от жира и измельчение; снятие с колбасных изделий и сыра защитной оболочки. Присланный материал перед взятием средней пробы тщательно перемешивают, при необходимости моют в проточной воде, измельчают с помощью мясорубки, терки, кофемолки, ножа или ножниц.

На этапе подготовки проб к радиохимическому анализу проводят разрушение органического вещества содержащегося в пробах путем мокрого или сухого озоления (минерализация проб). Чаще используется *способ сухой минерализации пробы*. Он основан на полном разложении органических веществ путем сжигания пробы в муфельной печи при контролируемом температурном режиме. Способ включает три последовательных этапа – высушивания, сжигания (обугливания) и озоления пробы.

Способ мокрой минерализации пробы основан на полном разрушении органических веществ концентрированной азотной кислотой с добавлением перекиси водорода при нагревании и предназначается для небольших количеств пищевых продуктов животного происхождения (1...10 г) с уровнем β -активности свыше 37 Бк.

Подготовка проб растительного и животного происхождения.

Высушивание проб. Измельченные и взвешенные пробы пищевых продуктов предварительно подсушивают на воздухе, затем в сушильном шкафу при температуре 80-100°C.

Для обезвоживания жидких образцов, во избежание их разбрызгивания, рекомендуется применять инфракрасные лампы или песчаные бани.

Пробы молока подкисляют соляной или уксусной кислотой, вносят необходимые количества носителей стронция, иттрия, цезия, упаривают под инфракрасными лампами до сухого остатка, постепенно добавляя в них очередные порции молока. Высушивают в сушильном шкафу при 105 °С до постоянной массы сухого остатка.

Обугливание проб. После установления постоянной массы пробы сухой остаток обугливают путем прокаливания на электроплитах или песчаных банях в вытяжном шкафу. Во избежание потери летучих радионуклидов не допускается воспламенение пробы. Для интенсификации процесса обугливания одновременно допускается проводить обогрев чашки с пробой инфракрасной лампой. Процесс обугливания считают законченным при прекращении вспучивания пробы и исчезновении дыма.

Озоление проб. Обугленные сухие остатки озоляют в муфельных печах. В процессе озоления температуру в муфельной печи повышают постепенно, увеличивая на 50°C через каждые 30 минут, до 450°C и продолжают минерализацию до получения серой золы. При озолении зернобобовых, картофеля, корнеплодов и других проб с высоким содержанием калия, во избежание сплавления с фарфоровыми тиглями, температура не должна превышать 400°C. Остальные пробы озоляют при температуре 600°C. Продолжительность озоления различна, в зависимости от количества и вида органических соединений в пробе: оптимальное время озоления растительных проб 2-4 ч, молока и корнеклубнеплодов - 15-25 ч, мяса - до 35 ч. Рекомендуется периодически перемешивать золу. Если после указанного времени термической обработки зола не приобретет светло-серого цвета, проводят ее доозоление в процессе радиохимического анализа после внесения в пробу носителей.

После окончания озоления остывший до комнатной температуры в эксикаторе зольный остаток взвешивают для определения коэффициента озоления по формуле:

$$K = \frac{m}{M},$$

где m - масса золы в г,

M - масса исходной сырой пробы, кг.

Если в золе содержатся обугленные частицы, содержимое тигля после охлаждения в эксикаторе смачивают концентрированной азотной кислотой, добавляют несколько капель концентрированной перекиси водорода, высушивают и прокаливают еще раз при температуре 450-600°C.

Охлажденную золу растирают в мелкий порошок и используют для радиохимического анализа.

Доозоление и переводение проб в раствор.

В случае получения золы темного или темно-серого цвета и при наличии в пробе обугленных частиц проводят доозоление пробы. Для этого навеску золы массой 20-30 г помещают в фарфоровую чашку или термостойкий химический стакан, вносят носители определяемых радионуклидов, увлажняют концентрированной азотной кислотой с добавлением 2-3 см³ пероксида водорода и выпаривают досуха. Затем пробу помещают в муфельную печь на 20-30 мин при температуре 300-350 °С. При необходимости (отсутствие требуемого цвета и наличие обугленных частиц) после охлаждения чашки процедура доозоления повторяется.

После доозоления золу переводят в раствор путем **растворения** или **экстрагирования**. Под растворением пробы понимают полное переведение ее в раствор. Это достигается только при отсутствии в пробах кремниевой кислоты. Для растворения применяются жесткие условия, т.е. используются концентрированные кислоты, высокая температура и встряхивание. Способ полного растворения применим лишь к малым навескам с массой 1-10 г. Из больших навесок радионуклиды экстрагируют кислотами.

Для перевода золы в раствор навеску золы массой 20-30 г обрабатывают концентрированной соляной кислотой, добавляя 2-3 см³ на 1 г золы, упаривают досуха, сухой остаток растворяют при нагревании в течение 30 мин в 200-300 см³ 2н. раствора HCl, отделяют нерастворившийся осадок фильтрованием, фильтр промывают горячим раствором 1н. HCl (50-100 см³). Фильтрат используют для определения стронция-90.

Если доозоление зольного остатка не проводят, то в этом случае его переведение в раствор осуществляется аналогичным способом.

Подготовка проб почвы к радиохимическому анализу проводится по стандартной методике – СТБ 1059-98 Радиационный контроль ПОДГОТОВКА ПРОБ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ СТРОНЦИЯ-90 РАДИОХИМИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ Общие требования.

Подготовка проб почвы естественных лугов и пастбищ. Пробу почвы вынимают из кольца, взвешивают с растительным покровом, высушивают до воздушно-сухого состояния и снова взвешивают. Результат записывают в журнал. Затем пробу прокаливают в муфельной печи при температуре 555 °С в течение 6–8 ч до полного удаления органического вещества. Периодически пробу вынимают из муфельной печи и перемешивают. Прокаленную пробу почвы взвешивают и методом квартования отбирают три навески массой 100 г. Результаты взвешивания записывают в журнал. Проба считается хорошо усредненной, если результаты измерений суммарной β-активности не различаются более чем в 1,5 раза от среднего значения. Если различия превышают указанную величину, то пробы объединяют и повторяют перемешивание и квартование. Для радиохимического анализа почвы загрязненных территорий отбирают навеску массой 50–100 г, незагрязненных – массой 200 г.

Подготовка проб почвы пашни. Объединенную пробу массой 2 кг высушивают до воздушно-сухого состояния, взвешивают, измельчают на мельнице и просеивают через сито с диаметром отверстий 2 мм. Методом квартования отбирают три аликвоты (навески) массой 55–100 г и определяют однородность проб. Для последующего озоления берется

навеска с суммарной β -активностью близкой к среднему значению. Если результаты измерений различаются более чем в 1,5 раза от среднего значения, то повторяют перемешивание и квартование до получения хорошо гомогенизированной пробы. Озоление пробы для последующего радиохимического анализа проводят в муфельной печи при температуре 555 °С в течение 6 часов. Озоленная проба поступает на радиохимический анализ.

Подготовка проб почв, отобранных в населенных пунктах и на природных ландшафтах.

1. Пробу вынимают из кольца, взвешивают целиком с растительным покровом, высушивают до воздушно сухого состояния и снова взвешивают. Пробу прокаливают при температуре 550 °С в течение 6-8 часов до полного удаления органического вещества. Периодически пробу вынимают из печи и перемешивают. Прокаленную почву взвешивают. Методом квартования отбирают три аликвоты массой до 100 грамм каждая, измеряют их гамма-радиоактивность или суммарную β -радиоактивность. Проба считается хорошо гомогенизированной, если результаты измерений не различаются более чем в 1,5-2 раза от среднего значения. Для радиохимического анализа отбирают среднюю пробу, составляющую 50-100 г в пересчете на воздушно-сухое вещество.

2. Аккуратно вынимают пробу из кольца, взвешивают, условно делят на четыре сегмента, из каждого сегмента на всю глубину отбирают равное количество кернов одинакового диаметра, из которых составляют навеску массой 50-100 г. Навеска проверяется на гамма-радиоактивность или суммарную β -радиоактивность. Если результаты измерений между отобранной навеской и оставшейся пробой не различаются более чем 1,5-2 раза, то она берется для анализа. Если различия превышают указанную величину, навеску составляют из других кернов, пока не достигнуто минимального различия радиоактивности с исходной почвой. Важно, чтобы проба была составлена из кернов, отобранных на всю глубину пробы. Далее аналогично пункту 1 проводится процедура озоления пробы.

Для изучения вертикальной миграции радионуклидов почва выдавливается из кольца и режется на сантиметровые слои почвенным ножом, слои взвешиваются и полностью озоляются согласно пункту 1. Перед озолением проводится измерение гамма-радиоактивности каждого слоя почвы. Минерализованную почву из каждого слоя тщательно перемешивают и отбирают для радиохимического анализа навески массой по 50-100 г каждая аналогично процедуре отбора проб, приведенной в пункте 1.

Выделение стронция-90, очистка от посторонних и сопутствующих элементов

Используемый метод является основным стандартным методом для радиологических лабораторий 1 и 2 классов.

Стронций из почвы экстрагируется 6 н. раствором соляной кислоты. При этом в вытяжку переходят значительные количества других элементов-макрокомпонентов (железо, алюминий, кальций, кремний и др.). Отделение стронция от основной массы макрокомпонентов достигается путем осаждения стронция совместно с другими щелочноземельными элементами в виде оксалатов с последующими дополнительными очистками.

Активность ^{90}Sr определяется по активности дочернего продукта распада ^{90}Y , который выделяется из раствора в виде гидроксида. В растворе ^{90}Sr и ^{90}Y должны находиться в состоянии радиоактивного равновесия.

Выход радионуклидов ^{90}Sr и ^{90}Y рассчитывается по выходу носителей стронция и иттрия в отдельности. Стронций определяется в присутствии кальция без их разделения методом пламенной спек-трофотометрии или фотометрии, иттрий – весовым методом путем непосредственного взвешивания выделенного осадка. Радиохимическая чистота

выделенного ^{90}Y определяется по кривой радиоактивного распада или определением постоянной распада.

Радиометрический анализ

В радиохимическом анализе определение активности стронция-90 проводится путем радиометрирования его дочернего продукта распада – иттрия-90 после выделения его из раствора, нанесения на подложку из алюминия и высушивания.

При измерении активности препарата только часть ионизирующих частиц от радиоактивного источника попадает в рабочий объем газоразрядного счетчика. Причина этого заключается в том, что частицы разлетаются от источника во все стороны с равной вероятностью и поэтому в направлении счетчика движется только часть из них. При этом не все эти частицы попадут в рабочий объем счетчика, т.к. часть их поглотится слоем воздуха между счетчиком и источником и корпусом счетчика. Следовательно, при использовании газоразрядных счетчиков в радиометрах типа КРВП-3Б измеряемой величиной является скорость счета N , выражаемая числом импульсов в единицу времени, которая связана с активностью (A) следующей зависимостью:

$$A=N \cdot K,$$

где K - коэффициент перехода к абсолютной активности, учитывающий эффективность регистрации аппаратуры и самопоглощение излучения в слое образца.

Определение активности выделенного препарата проводится относительным методом, т.е. сравнением скорости счета от полученного препарата и контрольного источника, активность которого известна. Измерения скоростей счета обоих источников должны производиться при одинаковых условиях: источники должны содержать один и тот же изотоп, иметь одинаковые размеры и поверхностную плотность, помещаться на одинаковые подложки и измеряться на одном и том же расстоянии от счетчика и одним и тем же счетчиком. В этом случае значение коэффициента (K) перехода от скорости счета к абсолютной активности, полученное при радиометрировании контрольного источника с известной активностью, можно использовать при расчете активности препарата.

Для определения коэффициента перехода (K) используются контрольные источники $\text{Sr-90} + \text{Y-90}$ (контрольные источники из иттрия-90 не изготавливают, т.к. у него малый период полураспада). Радионуклиды Sr-90 и Y-90 в этом источнике находятся в состоянии радиоактивного равновесия, т.е. активность Sr-90 равна активности Y-90 .

Для того чтобы газоразрядный счетчик регистрировал только излучение Y-90 , между контрольным источником ($\text{Sr-90} + \text{Y-90}$) и счетчиком помещают поглотитель (пластинки из алюминия), который полностью поглощает β -частицы, испускаемые стронцием-90 и только частично Y-90 .

Как известно, слоем половинного ослабления бета-излучения ($d_{1/2}$) называют слой поглотителя, снижающего вдвое начальное количество частиц. Толщина поглотителя $d_{1/2}$ в г/см^2 связана с толщиной поглотителя l в см соотношением: $d_{1/2} = l \cdot \rho$, где ρ – плотность вещества, г/см^3 . Пластика из алюминия, толщина которой соответствует слою половинного ослабления бета-излучения иттрия-90, снижает вдвое количество частиц, попадающих в счетчик в сравнении с начальным количеством частиц, и полностью поглощает бета-излучение стронция-90. Это связано с различием в максимальной энергии бета-частиц этих изотопов. Максимальная энергия бета частиц у стронция-90 составляет 0,535 МэВ, иттрия-90 – 2,26 МэВ, т.е. более чем в 4 раза больше. Для определения слоя половинного ослабления бета-излучения ($d_{1/2}$) пользуются справочными данными, где приведены значения $d_{1/2}$ в алюминии в зависимости от максимальной энергии бета-спектра.

Идентификация и проверка радиохимической чистоты

Качественно о радиохимической чистоте выделенного препарата можно судить по

определению постоянной распада этого изотопа. В соответствии с законом радиоактивного распада

$$A_t = A_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t},$$

или

$$\ln \frac{A_0}{A_t} = \lambda \cdot t,$$

где, A_t – активность нуклида в данный момент времени;

A_0 – активность радионуклида в момент выделения его в чистом виде;

λ – постоянная распада иттрия-90;

t – время, прошедшее от момента выделения радионуклида до момента измерения его активности на приборе.

Для проверки изотопной чистоты иттрия-90 достаточно провести пять измерений скорости счета через равные промежутки времени (24 часа), считая первое измерение начальным (N_0). По результатам измерений рассчитывают среднее значение отношения по формуле:

$$\lambda = \frac{2,3(\lg N_0 - \lg N_t)}{24}.$$

Если полученное среднее значение $\lambda = 1,08 \cdot 10^{-2} \pm 0,07 \cdot 10^{-2}$, то полученный препарат – иттрий-90.

При массовых анализах следует проводить проверку радиохимической чистоты каждого десятого образца путем измерения скоростей счета препаратов в день выделения и через 3 суток и определения величин постоянной распада изотопа или отношения их скоростей, выражая полученные величины в процентах. Если значение постоянной распада равно $1,08 \cdot 10^{-2} \pm 0,07 \cdot 10^{-2}$ или отношение скоростей составило $45 \pm 1\%$, то препарат иттрия-90 радиохимически чист. Идентификацию и проверку радиохимической чистоты иттрия-90 можно также провести путем определения его периода полураспада.

Определение химического выхода изотопа

Химический выход **иттрия** в долях единицы определяется отношением массы осадка (мг) оксалата иттрия на подложке после высушивания (лабораторная работа 4, задание 2, п.10) к массе внесенного хлорида или нитрата иттрия в составе титрованного раствора в пересчете на оксалат иттрия (лабораторная работа №4, задание 1, п.12) по формуле:

$$X.B. = \frac{m_2 - m_1}{M},$$

где m_2 – масса подложки с осадком, мг;

m_1 – масса подложки без осадка, мг;

M – масса введенного в пробу носителя, мг.

Химический выход **стронция** в долях единицы определяется по формуле:

$$X.B. = \frac{M_{кон.}}{M_{нач.}},$$

где, $M_{кон.}$ – масса стабильного стронция, содержащегося в растворе после выделения и концентрирования, мг (лабораторная работа 4, задание 2, п.2);

$M_{нач.}$ – масса стронция в исходной вытяжке, мг. Она равна сумме массы природного стронция в почве и массы внесенного носителя ($M_{нач.} = M_{прир.} + M_{носит.}$).

Для расчета этих масс необходимо определить концентрацию стабильного стронция в соответствующих растворах. Ее определяют на пламенном фотометре (ПАЖ-1 или ПАЖ-2) с помощью литиевого светофильтра, пропускающего свет с длиной волны 670,8 нм

(можно также определять атомно-абсорбционным методом на приборе ААС-IN). В основу фотометрического анализа положено изменение интенсивности окрашивания пламени в зависимости от концентрации химического элемента, распыляемого с помощью эжектора непосредственно в пламя газовой горелки прибора. Наиболее простым инструментом для этих целей служит пламенный фотометр.

В возбужденном состоянии (за счет температуры пламени) атомы каждого элемента излучают характерный, присущий только этому элементу свет, укладываемый в диапазон длин волн видимого спектра. Если на пути светового потока поставить светофильтр, тем самым, выделив пучок света с определенной длиной волны, то на чувствительном элементе прибора возникает импульс тока, величина которого будет пропорциональна интенсивности данного светового луча. Ток фотоэлемента, преобразованный и усиленный в приборе, вызовет отклонение стрелки на шкале микроамперметра.

Стронций определяют по атомно-резонансной полосе поглощения с длиной волны 460,7 нм или по молекулярной полосе 670 нм. На пламенных фотометрах, стронций, как правило, определяют с помощью литиевого светофильтра, пропускающего свет с длиной волны 670,8 нм.

Прибор для определения концентрации стронция в растворах с помощью фотоэффекта, как правило, имеют очень высокую чувствительность и избирательность, поэтому определение химического выхода стабильного стронция в данном радиохимическом анализе рекомендуется выполнять методом фотометрии пламени.

Для того чтобы узнать концентрацию искомого элемента в растворе, нужно предварительно градуировать шкалу прибора путем измерения заранее приготовленной серии растворов с известной концентрацией этого элемента. Для этого составляют серию растворов сравнения из семи (или пяти) концентраций исследуемого элемента и фотометрируют на приборе. По данным измерений строится градуировочный график. После этого, при тех же установочных параметрах, определяют число делений шкалы прибора, на которое отклонится стрелка прибора при фотометрировании раствора с неизвестной концентрацией этого же элемента. Затем по градуировочному графику определяют искомую концентрацию.

Расчет удельной активности пробы

Расчет содержания стронция-90 (по иттрию-90) производится по следующей формуле:

$$A(Ku/кг) = \frac{1000 \cdot N_{oc} \cdot K}{3.7 \cdot 10^{10} \cdot P_n \cdot a \cdot b \cdot f_1 \cdot f_2},$$

где N_{oc} - скорость счета образца за вычетом фона (s^{-1});

K - коэффициент перехода к абсолютной активности, учитывающий эффективность регистрации аппаратуры и самопоглощение излучения в слое образца;

P_n - вес навески для анализа, г;

a - выход носителя стронция, в долях единицы;

b - выход носителя иттрия, в долях единицы;

f_1 - коэффициент, учитывающий накопление иттрия-90 от момента гидроксидной очистки до момента отделения гидроксида иттрия;

f_2 - коэффициент, учитывающий распад иттрия-90 от момента отделения иттрия от стронция до момента радиометрирования иттрия-90 нанесенного на алюминиевую подложку в составе соли оксалата иттрия.

Значения поправочных коэффициентов f_1 и f_2 приведены в приложении 2. При отсутствии табличных значений поправочных коэффициентов они рассчитываются по формулам:

$$f_1 = 1 - e^{-\lambda t},$$

где, e – основание натурального логарифма;

λ – постоянная распада, единица времени⁻¹;

t – время распада, единица времени.