

ЦЕЗИЙ-137 В БИОСФЕРЕ

Цезий — химический элемент первой группы Периодической системы элементов Д. И. Менделеева, относится к редким элементам. В незначительных количествах он содержится практически во всех объектах внешней среды. Среднее содержание цезия в организме человека равно приблизительно 0,0015 г. С пищей растительного и животного происхождения (примерно в равных количествах) ежедневно поступает около 10 мкг и с вдыхаемым воздухом — 0,025 мкг цезия [22]. Выводится цезий из организма преимущественно с мочой (около 9 мкг/сут) и калом (около 1 мкг/сут).

Известно 23 изотопа цезия с массовыми числами от 123 до 144, из них ^{133}Cs стабильный, остальные 22 изотопа радиоактивные. Наибольший интерес с радиационно-гигиенической точки зрения представляет ^{137}Cs с периодом полураспада $30 \pm 0,2$ года. ^{137}Cs является β -излучателем со средней энергией β -частиц 170,8 кэВ. Его дочерний радионуклид $^{137\text{m}}\text{Ba}$ имеет период полураспада 2,55 мин и испускает γ -кванты с энергией 661,6 кэВ [10].

Источником радиоактивного загрязнения внешней среды ^{137}Cs стали выпадения при испытаниях ядерного оружия и выбросы предприятий ядерной энергетики. Среди продуктов деления большое значение имеют радиоактивные изотопы цезия, особенно ^{137}Cs . Выход ^{137}Cs в зависимости от делящегося материала и энергии нейтронов, вызывающих деление, составляет 5,1—6,3 % [8]. С увеличением возраста продуктов деления относительное содержание ^{137}Cs в них повышается. В результате фракционирования относительное количество нуклида в радиоактивных выпадениях может быть существенно изменено по сравнению с теоретическим содержанием его в продуктах деления.

Радиоактивные выпадения в результате испытаний ядерного оружия стали наиболее значимым источником загрязнения биосферы ^{137}Cs . Общее поступление ^{137}Cs в стратосферу составило 960 ПБк. Плотность выпадений в северном полушарии достигла $3,42 \cdot 10^3$ Бк/м² и в южном — $0,86 \cdot 10^3$ Бк/м², в среднем на земном шаре — $3,14 \cdot 10^3$ Бк/м² [10]. Отмечено два заметных пика выпадений цезия — в 1957—1958 и 1961—1962 гг., когда проводились особенно интенсивные испытания ядерного оружия. Для большинства районов, начиная с 1970 г., концентрация ^{137}Cs последовательно снижалась.

Во время работы ядерного реактора образуются продукты деления и активации. Подавляющая часть радионуклидов остается в топливе, и в условиях нормального режима работы ядерных реакторов и заводов по переработке отра-

ботанного топлива выбросы радионуклидов незначительны.

Вопросы миграции ^{137}Cs во внешней среде, метаболизма и биологического действия достаточно полно освещены в литературе [3, 5, 6, 12, 13, 15—17]. Выпавший на поверхность почвы ^{137}Cs под воздействием природных факторов мигрирует в горизонтальном и вертикальном направлениях. Горизонтальная миграция обусловлена ветровой эрозией почвы, смыванием радионуклида с растений атмосферными осадками и последующим стоком в низменные участки. Существенное влияние на горизонтальную миграцию нуклида оказывает фактор местности. В районах с изрезанным рельефом колебания содержания ^{137}Cs в почве могут достигать двух порядков величин. Наибольшая скорость миграции цезия наблюдается в первые месяцы после его выпадения.

Вертикальная миграция ^{137}Cs обусловлена процессами ионного обмена, диффузией, перемешиванием, переносом нуклида токами воды, выносом нуклида растениями из корнеобитаемого слоя почвы в наземные части растений, деятельностью микроорганизмов и почвенных животных. Подвижность нуклида зависит от времени, прошедшего после его выпадения, типа почвы, вида растительного покрова, проводимых агротехнических мероприятий и других факторов. На вертикальную и горизонтальную миграцию ^{137}Cs большое влияние оказывает прочность связи радионуклида с почвой. С течением времени прочность сорбции ^{137}Cs возрастает, что связано с переходом его в необменное состояние и увеличением количества обменно-сорбированного нуклида. Наибольшей сорбционной способностью обладают коллоидные минеральные частицы и органические коллоиды почвенного гумуса, накапливающиеся в мелкодисперсной фракции почвы. По степени погложительной способности почвы можно расположить в следующий ряд: чернозем > каштановая > дерново-подзолистая [16]. Как правило, независимо от типа почвы большая часть ^{137}Cs сосредоточена в 10-сантиметровом слое, в основном в верхнем 3-сантиметровом [2]. На обрабатываемых почвах ^{137}Cs сравнительно равномерно распределяется в пределах пахотного слоя.

В большинстве случаев начальным звеном миграции ^{137}Cs по пищевым цепочкам является загрязнение растительности. В растения ^{137}Cs может поступать в результате непосредственного загрязнения листьев, стеблей, соцветий, плодов и усваиваться из почвы через корневую систему вместе с питательными веществами. Уровни поверхностного загрязнения растений зависят от плотности радиоактивных выпадений.

ний, физико-химических параметров выпадающих аэрозолей и их морфологических особенностей. Воздушный путь загрязнения растений важен в течение вегетационного периода. Особую значимость для злаковых он приобретает перед снятием урожая.

Считается, что растения способны селективно задерживать радиоактивные аэрозоли размером менее 45—50 мкм. Коэффициент задержки ^{137}Cs растительным покровом (разнотравьем), по данным исследований в период наиболее интенсивных выпадений (1962—1963 гг.), колебался от 0,1 до 0,36; в среднем 0,21 [18]. По степени задержки аэрозольных радионуклидов растения могут быть расположены в следующий ряд: капуста > свекла > картофель > пшеница > естественная травяная растительность. С течением времени уровни загрязнения растений снижаются в результате прямых потерь радионуклида и естественного прироста биомассы. Уменьшение загрязненности пастбищной растительности под действием механических факторов (дождя, ветра) происходит с периодом, равным примерно 14 сут [17]. В зависимости от климатических условий и вида растительности быстровыводящая компонента колеблется от 5,7 до 9,7 сут и медленно-выводящая — от 36 до 100 сут. Более 90 % осевшей активности удаляется в течение первых 2 мес. Растворимый ^{137}Cs поглощается поверхностью листьев. Процесс всасывания протекает сравнительно медленно, коэффициент резорбции зависит от многих факторов и варьирует в широких пределах, в среднем он составляет 10 % [17].

После прекращения радиоактивных выпадений (спустя достаточно большой период времени) все большее значение приобретает поступление ^{137}Cs из почвы через корневую систему. Корневое поступление нуклида в растение зависит от его биологической подвижности, типа и физико-химических свойств почвы, климатических условий, вида растительности, агротехнических приемов ведения сельского хозяйства и др. Растения могут поглощать из почвы растворимый в воде цезий. Усвоение ^{137}Cs растениями, выращенными на различных почвах, колеблется в широких пределах. Коэффициент перехода нуклида уменьшается с увеличением количества глинистых минералов во фракциях почвы. По степени перехода ^{137}Cs в растения почвы можно расположить в следующий ряд: дерново-подзолистые > красноземы > лугово-карбонатные > черноземы > сероземы [7]. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в урожае пшеницы в зависимости от типа почвы колеблются от 1,42 до 0,02 [7]. Особенно высокий переход цезия наблюдается в регионах с торфянисто-болотистыми почвами (Украинско-Белорусское Полесье). Уровни загрязнения пищевых продуктов (молоко, злаковые, говядина), произведенных на этой местности, примерно на порядок выше

по сравнению с таковыми на других территориях [12, 13]. По степени накопления нуклида в зернах и клубнях в абсолютных величинах сельскохозяйственные продукты располагаются в следующем восходящем порядке: ячмень < просо < пшеница < гречиха < фасоль < овес < чумиза < картофель < бобы [7, 14]. Многолетние растения накапливают ^{137}Cs лучше, чем однолетние. Характер проводимых агротехнических мероприятий и ведение сельского хозяйства могут изменить накопление ^{137}Cs в растениях. Увеличение содержания органического вещества в верхнем слое почвы повышает усвоение нуклида растениями. Внесение углекислых солей для нейтрализации кислотности почв понижает накопление ^{137}Cs в урожае [7]. При этом коэффициент перехода цезия из почвы в первые годы после выпадения значительно выше, чем в последующее время. Биологическая доступность и миграционная способность цезия за 8 лет снижаются примерно в 10 раз [7].

Источником поступления ^{137}Cs в организм человека часто могут быть продукты питания животного происхождения. Сельскохозяйственные животные, находящиеся в естественных условиях обитания, получают нуклид через желудочно-кишечный тракт (с кормом и водой), органы дыхания и кожу. На пищевой путь поступления приходится основная часть нуклида. ^{137}Cs в растворимой форме характеризуется практически 100 % резорбцией из желудочно-кишечного тракта и органов дыхания. У жвачных животных резорбция цезия из желудочно-кишечного тракта несколько ниже — 50—80 % [9, 21], что связывают с высокими сорбционными свойствами грубых кормов и увеличенным количеством непереваренного корма. Из крови цезий сравнительно равномерно распределяется по организму. Выводится нуклид из организма в основном через почки. Отношение выведенного нуклида с мочой и калом у животных с однокамерным желудком равно примерно 10, а у жвачных — 1. Высокие уровни калия в корме ускоряют выведение ^{137}Cs из организма животных. Недостаточное количество калия в корме, напротив, увеличивает накопление нуклида в тканях и уменьшает выведение его с мочой и калом.

В случае длительного поступления ^{137}Cs равновесная концентрация нуклида у коров устанавливается примерно к концу месяца, у коз — за 10 дней [17]. По данным [3], кратность накопления нуклида у коров и свиней равна 10—20, у кроликов — 20. Этот показатель зависит от возраста животных. У телят первых дней жизни, 2, 5- и 10-месячного возраста кратность накопления ^{137}Cs составляет 21, 26 и 9, у ягнят в возрасте 2, 4, и 10 мес — 14, 15 и 8, у козлят того же возраста — 18, 15 и 10 соответственно [4]. Содержание ^{137}Cs в 1 кг мышц при длительном поступлении нуклида у коров, овец,

коз, свиней и кур составляет соответственно 4, 8, 20, 26 и 450 % от суточного поступления. В печени у овец, коз, свиней и кур ^{137}Cs содержится в этот период в количестве 6, 19, 10 и 150 % соответственно [17].

У лактирующих животных ^{137}Cs в значительных количествах выводится с молоком [5]. Цезий в молоке обнаруживался уже в течение первых 10 мин после поступления нуклида в организм животных. Пиковые концентрации у коров, равные 0,2–0,3 % от введенного количества нуклида в 1 л молока, регистрировали через 24–48 ч [9], у коз, равные 5–10 % на 1 л, — через 9–48 ч [20]. Уменьшение концентрации ^{137}Cs в молоке коров вначале происходит с периодом полувыведения, равным около 1 сут, затем с периодом, равным примерно 4 сут [17]. При длительном поступлении ^{137}Cs коровам содержание нуклида в 1 л молока достигало около 1,1 % ежесуточного поступления [17]. По данным [4], выведение ^{137}Cs с молоком коров составляет 0,8–1,2 %, с молоком овец — от 5 до 15 % и с молоком коз — от 10 до 20 % от суточного поступления нуклида с кормом на 1 л. Отмеченные различия концентрации ^{137}Cs в молоке связаны с физиологическими особенностями животных и условиями их жизни.

Цезий в значительных количествах переходит в яйцо. При однократном поступлении ^{137}Cs в яйцо кур, отложенное на 2-й день, переходит около 1 % активности. В дальнейшем снижение активности яйца в 2 раза происходит в первые 3 дня и в последующий период в течение 20–30 сут. При длительном поступлении ^{137}Cs равновесное состояние у кур наступает за 6–7 сут и равновесное содержание нуклида в яйце составляет 2,3–3,3 % от ежедневного поступления. Концентрация цезия в белке яйца в 2–3 раза выше, чем в желтке. В скорлупе содержится 1–2 % общего количества нуклида в яйце [20].

Загрязнение водоемов ^{137}Cs может произойти в результате непосредственного осаждения нуклида из атмосферы на его зеркало или смыва дождевыми и талыми водами радионуклида, осевшего на поверхность земли и растительность в зоне питания водоема. Поступивший в водоем нуклид в результате естественных факторов разбавляется, рассеивается, кумулируется и откладывается на дно. Эти процессы определяются многими факторами (физико-химическими свойствами воды и ее составом, химическими свойствами естественных примесей и др.) в весьма сложном их взаимодействии. По данным экспериментальных исследований, относительное распределение цезия между водой, грунтом и биомассой составляло 6, 90 и 4 % [19]. В Можайском водохранилище 96,9 % глобального ^{137}Cs отмечено в донных отложениях и только 3,1 % — в воде [13]. Донные отложения могут быть причиной вторичного загрязне-

ния воды. Гидробионты в больших количествах накапливают цезий. Коэффициент накопления ^{137}Cs в мышечной ткани рыб достигает 1000 [1].

О метаболизме ^{137}Cs в организме человека имеется достаточное представление. Резорбция растворимых соединений нуклида независимо от пути поступления в организм достигает практически 100 %. Около 80 % цезия депонируется в мышцах и 8 % — в костях. Для расчетов рекомендуется считать, что 10 % нуклида выводится с периодом полувыведения 2 сут и 90 % — с периодом 110 сут [10].

Скорость обмена ^{137}Cs в организме человека существенно зависит от возраста, пола, температуры внешней среды, условий трудовой деятельности, водного и минерального обмена и других факторов.

В эксперименте показано, что цезий в значительных количествах переходит из организма матери в плод через плаценту и с молоком в период вскармливания новорожденных. Концентрация ^{137}Cs во всем теле плода в среднем в 5 раз ниже его концентрации во всем теле матери [11]. Различия связаны с барьерной функцией плаценты и большой скоростью обмена у плода.

В странах Европы и США основным источником поступления глобального ^{137}Cs в организм человека являются молочные, мясные и в меньшей мере зерновые продукты и овощи. В странах, где вклад мясных и молочных продуктов меньше, — зерновые и овощи. Значение морских организмов относительно небольшое. Ингалационный путь поступления нуклида имеет в 100 раз меньше значение, чем пищевой. Ожидаемые дозы облучения населения за счет поступления нуклида через органы пищеварения в северном полушарии — 190 мкГр, в южном — 47 мкГр и всего земного шара — 170 мкГр. Ожидаемая коллективная доза составит соответственно $6,7 \cdot 10^5$, $0,2 \cdot 10^5$ и $6,9 \cdot 10^5$ чел.Гр [10]. В отдельных регионах, как было отмечено (субарктические районы, Украинско-Белорусское Полесье), глобальный цезий недостаточно хорошо абсорбируется в почве и имеет место усиленное усвоение нуклида растениями. Уровни поступления ^{137}Cs с пищей растительного и животного происхождения в организм человека в этих регионах выше, чем в других, что приводит к облучению местного населения в дозах больше приведенных средних величин.

Облучение населения за счет выбросов предприятий ядерно-топливного цикла, как известно, в условиях нормальной эксплуатации незначительно и составляет небольшую величину по сравнению с фоновым облучением и антропогенным (медицинское и др.) облучением. Нормализованная ожидаемая коллективная эффективная эквивалентная доза за счет всего ядерно-топливного цикла может составить 5,7 чел.Зв на 1 ГВт электроэнергии в год. Из этих вели-

чин на долю ^{134}Cs и ^{137}Cs приходится 0,4 чел.Зв. Годовая эффективная эквивалентная доза на душу населения составила в 1980 г. около 0,1 мкЗв, к 2000 г. она повысится до 1 мкЗв, что составляет соответственно лишь 0,005 и 0,05 % от средней величины облучения природными источниками. Годовая коллективная эффективная эквивалентная доза в 1980 г. составила 500 чел.Зв [10].

Литература

1. Аникеев В. В., Христианова А. А. Коэффициенты распределения радиоизотопов между твердой и жидкой фазами в водоемах. — М., 1973.
2. Белова Е. И., Антропова З. Г. // Ядерная метеорология. — М., 1971. — Вып. 21. — С. 77.
3. Булдаков Л. А., Москалев Ю. И. Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней цезия-137, стронция-90, рутения-106. — М., 1968.
4. Буров Н. И., Шилов В. П., Сироткин А. Н. и др. // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. — Сыктывкар, 1973. — С. 147—148.
5. Василенко И. Я. // Журн. гиг. эпидемиол. микробиол. (Прага). — 1977. — Т. 21, № 4. — С. 342—350.
6. Василенко И. Я. // Вопр. питания. — 1986. — № 2. — С. 3—8.
7. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиология. — М., 1973.
8. Гусев Н. Г., Беляев В. А. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник. — М., 1986.
9. Ильин Д. И., Москалев Ю. И. // Атомная энергия. — 1957. — Т. 2, № 2. — С. 163.
10. Ионизирующее излучение: Источники и биологические эффекты: НКДАР: Докл. за 1982 г. ООН: Пер. с англ. — М., 1982. — Т. 1—2.
11. Корзун В. Н. Эффективность профилактических средств при одновременном хроническом поступлении в организм цезия-137 и стронция-90: Автореф. дис. ... канд. мед. наук. — Л., 1970.
12. Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я. Глобальные выпадения ^{137}Cs и человек. — М., 1974.
13. Марей А. Н., Зыкова А. С., Сауров М. М. Радиационная коммунальная гигиена. — М., 1984.
14. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М. и др. // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. — Сыктывкар, 1973. — С. 122.
15. Моисеев А. А., Рамзаев П. В. Цезий-137 в биосфере. — М., 1975.
16. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. — М., 1974.
17. Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. Рассела: Пер. с англ. — М., 1971. — С. 232—256.
18. Росиянов С. П., Виноградова В. К., Гедеонов Л. И., Густова Л. И. // Радиобиология: Информ. бюл. — 1971. — Т. 13. — С. 40.
19. Тимофеева-Ресовская Е. А. // Труды Ин-та биологии УФ АН СССР. — 1963. — Вып. 30. — С. 1—77.
20. Ekman L. // Acta vet. scand. — 1961. — Vol. 4, Suppl. 2. — P. 1.
21. McClellan R. O., McKenny C. R. Henford Atomic Products Operation. — New York, 1961.
22. Sugari S., Ohtani S., Arkaishi J., Makino N. // High Phys. — 1964. — Vol. 10. — P. 469—472.

Поступила 08.09.87

Из практики

УДК 614.3(477)

Т. Л. Проклина, Т. Ю. Мельниченко

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ПЛАНИРОВАНИЯ ПРОТИВОЭПИДЕМИЧЕСКИХ МЕРОПРИЯТИЙ В САНЭПИДСТАНЦИЯХ УКРАИНСКОЙ ССР

Киевский НИИ общей и коммунальной гигиены им. А. Н. Марзеева; Главное санэпидуправление Минздрава УССР, Киев

Для изучения на уровне областных санэпидстанций (СЭС) системы планирования противоэпидемических мероприятий с целью их оптимизации были проанализированы планы за 1985—1987 гг. основных организационных и санитарно-противоэпидемических мероприятий санэпидслужбы ряда областей республики (Днепропетровской, Донецкой, Херсонской, Тернопольской, Закарпатской, Сумской, Винницкой, Житомирской, Запорожской, Харьковской, Ивано-Франковской и др.).

Проведенный анализ показал несовершенство планирования и как результат такого планирования — несовершенство управленческой дея-

тельности областных СЭС в указанных областях.

В большинстве областных СЭС планы построены по устаревшему функционально-отраслевому принципу. Структура и содержание всех планов идентичны. Формулировки целей и задач совпадают в планах различных СЭС. В этом, несомненно, сказывается влияние республиканских планов. Во всех без исключения планах приоритетность целей деятельности не обоснована, а сами цели полностью не увязываются с конкретной санитарно-эпидемиологической ситуацией в регионе.