РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

СВЕРДЛОВСК 1988

УДК 577.41/ : 577.391

Радиоэкологические исследования в зоне АЭС: Сб. науч. трудов. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Рассматриваются поступление, миграция, накопление и содержание радионуклидов в компонентах природных экосистем, примыкающих к АЭС. Приводятся данные о влиянии подогретой воды и радиоактивных сбросов на водоемы-охладители. Обсуждаются вопросы нормирования технологических сбросов в окружающую природную среду по экологическим и гигиеническим критериям. Ряд работ посвящен радиационному мониторингу в окрестностях АЭС и полевой дозиметрии ионизирующих излучений.

Сборник рассчитан на специалистов в области радиоэкологии, гидробиологии, радиационной гигиены, охраны окружающей среды.

Ответственные редакторы
доктор биологических наук **Н. В. Куликов,**
кандидат биологических наук **М. Я. Чеботина**

Рецензент доктор биологических наук **И. А. Рыбин**

Р $\frac{21002—1490—49(86)}{055(02)7}$ 28—1988

© УрО АН СССР, 1988

ВВЕДЕНИЕ

Сборник включает материалы докладов на Всесоюзном совещании «Радиоэкологические исследования в зоне АЭС», которое состоялось в июле 1985 г. на базе Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова и Биофизической станции Института экологии растений и животных УрО АН СССР. Актуальность обсуждавшихся на совещании вопросов определяется быстрым развитием атомной энергетики и необходимостью оценки возможных экологических воздействий предприятий ядерного топливного цикла, включая АЭС, на примыкающую к ним природную среду. Время проведения совещания совпало с 30-летием с начала развития радиоэкологических исследований на Урале и 85-летием со дня рождения основателя этого направления работ профессора Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского. Поэтому первая статья в сборнике посвящена подведению основных итогов 30-летнего развития радиоэкологии в Институте экологии растений и животных УрО АН СССР и освещению роли Н. В. Тимофеева-Ресовского в формировании научного фундамента зарождавшейся в пятидесятые годы этой отрасли науки.

Практическая ценность сборника в том, что он содержит статьи, в которых приводятся основные закономерности поведения долгоживущих техногенных радионуклидов в компонентах природной среды; рассматривается методология и пути совершенствования радиационного мониторинга в районах АЭС; излагаются количественные подходы к оценке радиационной емкости, допустимых сбросов радиоактивных веществ и гидрохимической характеристики водоемов-охладителей АЭС; а также представлены данные, характеризующие поведение трития в донных отложениях болотно-речной экосистемы; дана оценка радиационной обстановки в районе Белоярской АЭС по результатам исследований с применением термолюминесцентных дозиметров.

Часть докладов, заслушанных на Совещании, не вошла в сборник из-за ограниченности объема издания. Материалы, посвященные изучению поведения естественных и трансурановых радионуклидов в компонентах окружающей среды, издаются в виде препринта.

Н. В. КУЛИКОВ

НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ РАЗВИТИЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ НА УРАЛЕ

Одним из признанных центров, где начинались в пятидесятые годы текущего столетия первые радиоэкологические исследования в нашей стране, является Институт биологии Уральского филиала АН СССР (ныне Институт экологии растений и животных УрО АН СССР). Эти работы в те годы проводились в рамках сформулированной Н. В. Тимофеевым-Ресовским экспериментальной биогеоценологии, которую впоследствии он предложил называть радиационной биогеоценологией. При этом радиоактивные изотопы рассматривались в качестве «меченых атомов» для изучения судьбы химических элементов в биогеоценозах, а ионизирующие излучения — в качестве удобного и легко дозируемого фактора воздействия на организмы и их сообщества [42].

Основной экспериментальной базой для исследований служила биофизическая станция «Миассово», расположенная на территории Ильменского государственного заповедника им. В. И. Ленина в Челябинской области. Тогда на этой станции были проведены первые радиоэкологические исследования Г. Г. Поликарповым, создавшим затем школу морских радиоэкологов в Институте биологии южных морей АН УССР; А. А. Передельским, сформировавшим радиоэкологическую группу в Институте эволюционной морфологии и экологии животных им. А. Н. Северцева АН СССР; здесь начинали свои первые работы сотрудники Коми филиала АН СССР, где впоследствии сформировался известный радиоэкологический центр по изучению природных биогеоценозов, загрязненных естественными радионуклидами. В «Миассово» трудилась группа научных работников ЗИН АН СССР из Ленинграда во главе с А. Б. Гецовой и сотрудники ряда других научных учреждений. Таким образом, работы, проводившиеся в пятидесятые годы на Урале под руководством Н. В. Тимофеева-Ресовского, стимулировали возникновение радиоэкологических центров в других регионах страны.

Рассматривая развитие радиоэкологических исследований на Урале, можно выделить три основных этапа, отражающих в некоторой степени историю радиоэкологии нашей страны.

Первый этап (с 1955 по 1965 г.) был ознаменован развитием экспериментальной или радиационной биогеоценологии. В течение этого десятилетия были выполнены и опубликованы многочисленные экспериментальные работы по изучению поведения радионуклидов ряда химических элементов в системах почва — раствор, почва — растение, вода — грунт и вода — гидробионты. Эти исследования проводились на упрощенных моделях либо в условиях лаборатории (в пробирках, вегетационных сосудах, мелких аквариумах), либо в условиях мелкоделяночных и специальных аквариальных опытов на открытых площадках. В результате были получены первые представления о скоростях и полноте поглощения разных радионуклидов в почвах и водных грунтах, прочности их фиксации в этих объектах и степени подвижности в первичных экологических звеньях почва — растение и вода — гидробионты. Для многих представителей пресноводной флоры и фауны в лабораторных условиях были определены значения коэффициентов накопления радионуклидов около двух десятков химических элементов, показывающих во сколько раз концентрации этих нуклидов в организмах превышают их концентрации в водной среде. С учетом высокой накопительной способности водных растений и грунтов была обоснована возможность использования слабопроточных водоемов-отстойников для доочистки малорадиоактивных сбросных вод. Кроме того, проведены многочисленные эксперименты по изучению сравнительной радиочувствительности более ста видов и сортов преимущественно культурных растений. На большом фактическом материале подтверждено стимулирующее действие относительно малых доз ионизирующей радиации на рост и развитие растений и сделана первая попытка теоретической интерпретации механизмов этого явления. В специальных опытах с искусственными сообществами наземных растений, почвенными микроорганизмами и пресноводным перифитоном было показано, что при относительно малых дозах лучевого воздействия отмечается некоторая общая стимуляция этих сообществ без заметной их перестройки, а при высоких дозах облучения происходят глубокие нарушения видового состава сообществ и их структуры. Основные результаты исследований за этот период были опубликованы в серии первых выпусков трудов института и других изданиях [24, 27, 28, 36—39, 41, 43].

Второй этап (с 1965 по 1975 г.) знаменуется переходом к собственно радиоэкологическим исследованиям, связанным с изучением процессов миграции и биологического действия радионуклидов не только в условиях модельных систем и мелкоделяночных опытов, но и в реально существующих природных экосистемах суши и внутренних водоемов. Такие работы в те годы проводились преимущественно с долгоживущими осколочными радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs, поступающими на

земную поверхность с глобальными радиоактивными выпадениями после ядерных испытаний. Сами радионуклиды и ионизирующие излучения стали рассматривать в качестве непосредственных объектов исследования вместе с компонентами соответствующих экосистем.

В результате этих исследований удалось показать, что, если коэффициенты накопления ^{90}Sr у водных растений в лабораторных условиях по своим значениям приближаются к таковым в природном водоеме, то коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs в лабораторных экспериментах значительно ниже, чем в природных условиях. Это объясняется краткосрочностью лабораторных опытов и невозможностью воспроизвести в них условия, складывающиеся в природном водоеме [14, 15].

При изучении сезонной динамики распределения нуклидов в компонентах мелководного водоема было показано, что в процессе промерзания воды в зимнее время содержание некоторых макроэлементов и радионуклидов в толще льда за счет вымораживания уменьшается в десятки раз, а в подледной воде и донных отложениях возрастает [4]. Этот природный механизм в настоящее время находит практическое применение в специальных прудах-отстойниках для очистки воды от радиоактивных примесей и для опреснения высокоминерализованных шахтных вод.

В те же годы была проведена большая серия работ по определению содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в пресноводных рыбах. Установлена зависимость накопления радионуклидов в организме рыб от трофности водоемов, вида рыб, их возраста, пола и сезона года. Количественно оценен переход радионуклидов из организма рыб в потомство с икрой во время нереста. В экспериментальных условиях изучено накопление ряда искусственных радионуклидов развивающейся икрой и личинками рыб в зависимости от температуры воды, а также определены уровни радиоактивного загрязнения водной среды и соответственно лучевых нагрузок, оказывающие повреждающее действие на эмбриогенез рыб [6, 12, 13]. Определено содержание радионуклидов в донных отложениях и грунтах отдельных водоемов, дана оценка роли отмирающей водной растительности в накоплении радионуклидов, изучено поведение ряда естественных радиоактивных элементов в системах вода — пресноводные растения и вода — грунт [7, 17, 29].

В наземных экосистемах проведены работы по изучению миграции и распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове различных элементов тундрового ландшафта на Северном Урале и горно-лесного — на Южном. Экспериментально изучена роль воднорастворимых веществ растительного опада и режима почвенного увлажнения в процессах миграции радионуклидов в системах почва — раствор и почва — растение, завершен цикл экспериментальных работ по сравнитель-

ному изучению в этих системах экологически значимых искусственных радионуклидов ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Y и ^{144}Ce [8, 9, 20, 21, 31, 34, 46—48]. В эти годы были начаты исследования сравнительной радиочувствительности основных лесообразующих пород Урала на ранних этапах развития и впервые было показано, что относительно малые дозы радиации (в диапазоне доз, стимулирующих рост и развитие растений при предпосевном облучении семян) оказывают радиозащитное действие к последующему их облучению в сублетальных дозах [1, 6, 11]. В этот же период была сформулирована концепция континентальной радиоэкологии, как радиоэкологии биогеоценозов суши и внутренних водоемов [15].

Наконец, третий этап (с 1975 г. по настоящее время) посвящен разработке проблем радиоэкологии в связи с задачами развития атомной энергетики [25, 30, 32].

По данным всех предшествующих исследований сформулировано очень важное эмпирическое обобщение, которое сводится к тому, что природную среду нельзя рассматривать в качестве пассивного разбавителя поступающих в нее радионуклидов. В силу своих структурно-функциональных особенностей и физико-химических свойств природные экосистемы способны вовлекать радиоактивные вещества в биогеохимические циклы миграции, в результате чего концентрации радионуклидов и соответственно дозовые нагрузки облучения в отдельных звеньях экосистем могут достигать высоких значений. Эти особенности следует учитывать при нормировании и прогнозировании содержания радионуклидов в компонентах экосистем суши и водоемов [10].

В этот период в качестве экспериментальной базы для проведения радиоэкологических исследований была построена и пущена в эксплуатацию Биофизическая станция Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР около Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова (БАЭС), где с 1980 г. начаты систематические радиоэкологические исследования наземных, водных и околоводных экосистем в зоне атомной электростанции.

За истекшие годы установлено, что с точки зрения возможных экологических и гигиенических последствий из поступающих во внешнюю среду радионуклидов в районе АЭС наибольший интерес представляют тритий, ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs. Эти радионуклиды преимущественно в виде слаборадиоактивных дебалансных вод сбрасываются в Ольховскую болотно-речную экосистему за 5 км от АЭС и частично в Белоярское водохранилище, используемое в качестве водоема-охладителя [3, 19, 49].

Повышение температуры в зоне сброса подогретой воды приводит к возрастанию накопления отдельных радионуклидов водными растениями, донными отложениями и грунтами примерно на порядок величин, а в рыбах — в 2—3 раза по сравнению с другими участками водоема. Вместе с тем показано, что

содержание ^{137}Cs в выращиваемой в зоне подогретой воды садковой рыбе в несколько раз меньше, чем в свободноживущих рыбах водохранилища. Это объясняется тем, что рыба в садках питается «радиоактивно чистым» искусственным кормом и находится в воде водоема в течение лишь одного года. Тогда как свободноживущая рыба постоянно питается обогащенным радионуклидами естественным кормом и живет в водоеме до отлова в течение нескольких лет. Результаты этих исследований стимулировали создание на Белоярском водохранилище специального рыбного хозяйства по выращиванию рыб на подогретой воде. В 1983—1985 гг. это хозяйство сдавало для продажи населению свыше 100 т живой рыбы ежегодно, а в ближайшие годы планирует довести его производительность до 300 т в год и выращивать там свой посадочный материал. Следует отметить, что 20-летняя эксплуатация АЭС не привела к превышению допустимых уровней содержания радионуклидов в основных компонентах Белоярского водохранилища [16, 44, 45]. Исследования также показали, что сброс дебалансных вод АЭС в Ольховскую болотно-речную экосистему практически не увеличил содержания в ней ^{90}Sr. Концентрации этого радионуклида в компонентах экосистемы лишь незначительно превышают фоновые, обусловленные глобальными радиоактивными выпадениями из атмосферы. Наряду с этим отмечены достаточно высокие концентрации ^{137}Cs, превышающие контрольные участки в десятки раз по воде и на два порядка величин по донным отложениям. Повышенные концентрации в водной фазе отмечаются и для трития. Однако эти уровни не превышают допустимых концентраций согласно НРБ-76 [19].

Прибрежные болотистые образования служат своеобразным природным экраном на пути миграции радионуклидов к береговой зоне и к окружающему Ольховское болото почвенно-растительному покрову. На расстоянии свыше 300—500 м от берега содержание ^{137}Cs в почвах и растениях не превышает фонового уровня. Это подтверждают и специальные исследования содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных видах травянистых многолетников, съедобных грибов, а также мхов и лишайников в окрестностях Белоярской АЭС [22, 23]. Следовательно, в настоящее время санитарно-защитную зону Белоярской АЭС можно использовать в народном хозяйстве практически без санитарно-гигиенических ограничений. Подтверждением тому служат и оценки годовых доз облучения в окрестностях АЭС с использованием термолюминисцентных дозиметров [5].

В течение последнего десятилетия продолжен цикл экспериментальных работ по изучению сравнительной радиочувствительности лесообразующих пород Урала. При этом основное внимание уделяется модифицирующему действию на радиочувствительность сопутствующих факторов среды — влажности, длительности хранения, температуры, условий прорастания,

предварительного облучения семян ионизирующей радиацией [18, 26, 33, 40]. Установлено, что радиозащитное действие относительно малых доз гамма-излучения к последующему лучевому воздействию в сублетальных дозах связано с интенсификацией (стимуляцией) работы репаративных систем растительных клеток, которые в норме восстанавливают спонтанно возникающие цитогенетические повреждения [2].

В 1985 г. на базе БАЭС им. И. В. Курчатова и Биофизической станции Института экологии растений и животных УНЦ АН СССР состоялось Всесоюзное совещание «Радиоэкологические исследования в зоне АЭС», на котором подведены итоги и намечены перспективы развития этих исследований в районах размещения предприятий ядерного топливного цикла. Совещание, в частности, одобрило опыт и основные результаты экологических исследований в районе БАЭС, рассматривая эти работы как положительный пример комплексного изучения влияния АЭС на примыкающие к ним экосистемы [35].

Изложенный материал показывает, что радиоэкологические исследования способствуют как более глубокому познанию структурно-функциональной организации экологических систем, так и решению практически важных задач по созданию рациональных взаимоотношений между предприятиями полного ядерного топливного цикла и примыкающей к ним природной средой.

ЛИТЕРАТУРА

1. Альшиц Л. К., Позолотин А. А. К вопросу о влиянии предварительного гамма-облучения на последующую радиочувствительность семян гороха.— Радиобиология, 1974, т. 14, вып. 1, с. 154—157.

2. Альшиц Л. К., Куликов Н. В., Шевченко В. А., Юшков П. И. Изменение радиочувствительности семян гороха под влиянием малых доз радиации.— Радиобиология, 1981, т. 21, вып. 3, с. 459—461.

3. Бескрестнов Н. В., Фатькин А. Г., Колтик И. И. Опыт организации дозиметрического контроля за водоемом-охладителем Белоярской АЭС. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1978, с. 61—64.

4. Боченин В. Ф., Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Распределение ^{90}Sr и Ca между водой и донными отложениями водоема в зависимости от сезона года.— Экология, 1980, № 5, с. 96—98.

5. Готлиб В. И., Зырянов А. П., Колтик И. И., Фатькин А. Г. Радиационная обстановка в окружающей среде около Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова.— В кн.: Радиационная безопасность и защита АЭС. М., 1982, вып. 7, с. 182—185.

6. Действие ионизирующих излучений на гидробионты и наземные растения. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1970, вып. 74. 98 с.

7. Искра А. А., Куликов Н. В., Бахуров В. Г. Роль пресноводной растительности в процессах миграции и распределения естественных радиоактивных элементов в водоеме.— Экология, 1970, № 2, с. 83—89.

8. Караваева Е. Н. Экспериментальное изучение влияния влажности почвы на поведение радиоизотопов стронция, цезия и церия в модельных системах почва — раствор и почва — растение: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск: Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1973.

9. Караваева Е. Н., Молчанова И. В. Зависимость вертикальной миграции стронция-90 в почве от режима почвенного увлажнения.— Экология, 1976, № 3, с. 105—107.

10. Куликов Н. В. Биоиндикация радиоактивного загрязнения внутренних водоемов.— В кн.: Биологические методы оценки природной среды. М., 1978, с. 152—158.

11. Куликов Н. В., Альшиц Л. К., Позолотин А. А., Тарчевская С. В. Изменение радиочувствительности растений в результате предварительного лучевого воздействия.— Радиобиология, 1971, т. 11, вып. 4, с. 630—632.

12. Куликов Н. В., Куликова В. Г. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями пресноводных рыб в природных условиях.— Экология, 1977, № 5, с. 45—50.

13. Куликов Н. В., Куликова В. Г., Береговая Э. И. Переход стронция-90 из организма рыб в потомство.— Экология, 1972, № 4, с. 48—52.

14. Куликов Н. В., Любимова С. А., Флейшман Д. Г. О накоплении цезия-137 пресноводными растениями в экспериментальных условиях и природных водоемах.— ДАН СССР, 1968, т. 178, № 6, с. 1407—1409.

15. Куликов Н. В., Молчанова И. В. Континентальная радиоэкология (почвенные и пресноводные экосистемы). М.: Наука, 1975. 184 с.

16. Куликов Н. В., Реч Т. А., Чеботина М. Я. Тритий в воде болотно-речной экосистемы.— Экология, 1984, № 4, с. 85—87.

17. Любимова С. А. Некоторые закономерности миграции стронция-90 и цезия-137 в пресноводных озерах: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Свердловск: Ин-т экологии растений и животных УФАН СССР, 1971.

18. Модификация лучевых поражений семян растений. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1983. 62 с.

19. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам болотно-речной экосистемы.— Экология, 1982, № 2, с. 45—49.

20. Молчанова И. В., Куликов Н. В. Радиоактивные изотопы в системе почва — растение. М.: Атомиздат, 1972. 82 с.

21. Молчанова И. В., Миронов Б. А., Куликов Н. В. Распределение стронция-90 в почвенно-геохимических ландшафтах Северного и Южного Урала.— Радиобиология, 1971, вып. 13, с. 26—30.

22. Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями низших растений в окрестностях Белоярской атомной электростанции.— Экология, 1981, № 6, с. 94—97.

23. Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. ^{137}Cs в растениях окрестностей Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова.— Экология, 1984, № 5, с. 81—83.

24. Поведение радиоизотопов в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов. Свердловск: УФАН СССР, 1968. 84 с.

25. Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск: УНЦ СССР, 1983. 70 с.

26. Позолотина В. Н. Экологические аспекты радиочувствительности березы бородавчатой и березы пушистой на ранних этапах развития: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск: Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1980.

27. Преображенская Е. И. Радиочувствительность семян растений. М.: Атомиздат, 1971. 232 с.

28. Проблемы радиационной биогеоценологии. Свердловск: УНЦ СССР, 1965. 136 с.

29. Проблемы радиоэкологии водных организмов.. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1971. 242 с.

30. Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1978. 120 с.

31. Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1979. 38 с.

32. Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1981. 77 с.
33. Радиоустойчивость семян и ее изменчивость. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1980. 60 с.
34. Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1975. 110 с.
35. Решение Всесоюзного совещания «Радиоэкологические исследования в зоне АЭС». Свердловск, 1985. 6 с.
36. Сборник работ Лаборатории биофизики. Свердловск, 1957. 220 с. (Тр. Ин-та биологии УФАН СССР, вып. 9).
37. Там же, 1960, вып. 12, с. 28.
38. Там же, 1960, вып. 13. с. 5.
39. Там же, 1962, вып. 22, с. 7.
40. Тарчевская С. В. Радиочувствительность сосны обыкновенной на ранних стадиях развития: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск: Ин-т экологии растений и животных, УНЦ АН СССР, 1975.
41. Тимофеев-Ресовский Н. В. Биофизическая интерпретация явлений радиостимуляции растений.— Биофизика, 1956, т. 1, с. 616—620.
42. Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии: Докл. для защиты ученой степени доктора биол. наук. Свердловск: Ин-т биологии, УФАН СССР, 1962.
43. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963. 78 с.
44. Трапезникова В. Н., Трапезников А. В., Куликов Н. В. Накопление ^{137}Cs в промысловых рыбах водоема-охладителя Белоярской АЭС.— Экология, 1984, № 6, с. 36—40.
45. Трапезников А. В., Чеботина М. Я., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В. Влияние подогретой воды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Ca и K пресноводными растениями.— Экология, 1983, № 4, с. 68—70.
46. Чеботина М. Я. Влияние водных экстрактов из растительного материала на подвижность радиоизотопов в почве: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск: Ин-т экологии растений и животных, УФАН СССР. 1967.
47. Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Влияние воднорастворимых продуктов разложения травянистых растений на поглощение радиоизотопов в почве.— Экология, 1973, № 1, с. 102—103.
48. Чеботина М. Я., Молчанова И. В. О роли опада древесных растений в вертикальной миграции стронция-90 в почве.— Экология, 1975, № 2, с. 78—80.
49. Чеботина М. Я., Реч Т. А., Куликов Н. В. Тритий в воде и снежном покрове в зоне Белоярской атомной электростанции.— Экология, 1984, № 3, с. 74—76.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

Ф. А. ТИХОМИРОВ, И. Т. МОИСЕЕВ

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПОВЕДЕНИЯ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ ИОДА, ЦЕЗИЯ И УГЛЕРОДА В ОСНОВНЫХ КОМПОНЕНТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Наибольший интерес с точки зрения загрязнения окружающей среды предприятиями атомной энергетики представляют долгоживущие радионуклиды ^{3}H, ^{14}C, ^{90}Sr, ^{129}I, ^{137}Cs. При загрязнении растительного покрова и почв этими радионуклидами, особенно ^{14}C и ^{129}I они способны создавать дозовые нагрузки на организм человека на протяжении жизни многих поколений. Поэтому необходима разработка научно обоснованных прогнозов радиационных последствий поступления в окружающую среду указанных радионуклидов до того, как их выбросы и сбросы достигнут значительных размеров. Для этого необходимо иметь детальную информацию о путях поступления радионуклидов в организм человека, знать количественные показатели их миграции по экологическим и пищевым цепочкам, и, в первую очередь, в системе почва — сельскохозяйственные растения. При этом следует иметь в виду, что наиболее значимые в радиологическом отношении долгоживущие радионуклиды существенно различаются по биогеохимическим свойствам, и это предопределяет специфику их поведения в окружающей среде и поступления в растения. В качестве примера рассмотрим наиболее важные закономерности миграции в системе атмосфера — почва — растения радионуклидов ^{129}I, ^{137}Cs, ^{14}C на основе результатов исследований, выполненных в лаборатории радиоэкологии факультета почвоведения МГУ.

Иод-129. Имеющаяся в литературе информация позволяет сделать вывод о том, что в условиях промышленных выбросов иода-129 формы его нахождения в воздухе и относительное распределение этих форм на достаточном удалении от источника выброса близки к соответствующим характеристикам природного иода [6]. Это означает, что осаждение иода-129 и природного иода на поверхность почвенно-растительного покрова происходит идентично. Основная часть (60—90 %) радиоактивного и природного иода в атмосфере находится в газообразном состоянии. При этом относительное содержание иода в

элементарной (I_2) форме невелико; в заметных количествах $^{129}I_2$ может присутствовать лишь в непосредственной близости от источника выброса. Различия в формах нахождения в атмосфере ^{129}I и природного ^{127}I проявляются лишь в наличии в выбросах ^{129}I иодорганических форм соединений.

Относительное распределение физико-химических форм иода в воздухе предопределяет величину скорости его осаждения на земную поверхность. Эта скорость варьирует почти на четыре порядка: от n см/с для I_2 до $n \cdot 10^{-4}$ см/с — для иодорганических соединений (другие газообразные соединения иода и его аэрозольные формы занимают промежуточное положение). В качестве наиболее вероятного среднего значения v_g для природного иода и ^{129}I на достаточном удалении от источника выброса можно принять 0,2 см/с. Необходимо также учитывать, что природный иод в атмосфере выступает по отношению к иоду-129 в качестве разбавителя, поэтому концентрация природного иода в воздухе — один из важных радиоэкологических параметров. Анализ имеющихся в литературе данных по содержанию стабильного иода в атмосфере обнаруживает их разброс не менее чем в 100 раз в зависимости от методов измерения. По нашему мнению, наиболее достоверны результаты определений иода в атмосфере, полученные нейтронно-активационным методом. Над континентом они составляют $5 \cdot 10^{-9}$—10^{-8} г/м^3. Большая же часть опубликованных данных базируется на химических методах, которые дают значения концентраций иода в атмосфере над территорией СССР, завышенные по сравнению с фактическими примерно в 100 раз. При этом фактические значения варьируют в зависимости от физико-географических условий (удаленность от моря и высоты местности) не менее чем в 10 раз. Все это требует пересмотра и уточнения данных по содержанию природного иода в атмосфере над территорией СССР на основе современных радиоактивационных методов анализа.

Атмосфера характеризуется высокой скоростью обмена природным иодом и иодом-129 с почвенным покровом. В соответствии с оценками, основанными на скорости осаждения иода на земную поверхность, период полуочищения тропосферы от содержащегося в воздухе иода составляет три-четыре недели.

В соответствии с нашими данными, полученными совместно с Г. И. Агапкиной и Т. В. Русиной, на пути дальнейшей биогеохимической миграции природного и техногенного иода почва служит биогеохимическим барьером и аккумулятором этого элемента, что обусловлено его прочной фиксацией гумусом. Иод, оседающий из атмосферы на поверхность почвенного покрова, задерживается в гумусовом горизонте на сотни (в дерново-подзолистых почвах) и тысячи (в черноземах) лет. Такое же время требуется для установления динамического равновесия между концентрациями иода-129 в воздухе и в почве в ус-

ловиях постоянных и непрерывных выбросов этого радионуклида в атмосферу. При функционировании источника выбросов иода-129 до 100 лет концентрация этого радионуклида в почвах составит не более 30 % равновесного значения.

Непосредственно после поступления в почву иод-129 находится в подвижной форме и характеризуется высокой доступностью для растений. С течением времени он прочно фиксируется гумусом, и его доступность быстро снижается. Для завершения этого процесса требуется в зависимости от свойств почвы от двух недель (в черноземах) до одного года (в сероземах). Поэтому при многолетних выбросах иода-129 в атмосферу основная его часть в почве находится в прочно фиксированной форме, и он мало доступен для растений. При этом по доступности иода для растений, оцениваемой по величине коэффициента его накопления в надземной фитомассе, отдельные типы почв различаются не менее чем в 10 раз [7]. Последнее обусловлено разным относительным содержанием радионуклида в почвенных растворах различных почв, неодинаковым его распределением между молекулярно-массовыми фракциями иод-органических соединений в составе почвенных растворов и разной доступностью растениям иода в составе этих фракций.

В фитомассе иод-129 депонируется главным образом в корневых системах. На пути транспорта иода из корневых систем в надземную вегетативную часть и далее в репродуктивные органы наблюдается четко выраженная дискриминация иода, проявляющаяся в многократном снижении коэффициентов его накопления в фитомассе в каждом последующем звене [11]. Коэффициенты накопления иода в надземной фитомассе снижаются по мере роста и развития растений в 5—10 раз (на стадии зрелости по сравнению со стадией всходов).

В соответствии с нашими экспериментальными данными, величина воздушного и почвенного поступления природного иода и иода-129 в продукцию растениеводства зависит от вида продукции и типа почвы. В картофеле и корнеплодах основная часть природного иода имеет почвенное происхождение. В надземной вегетативной фитомассе доля почвенного иода в зависимости от фазы развития растений и почвенных свойств может варьировать от 10 до 80 %. В репродуктивных органах, в частности в зерне, не менее 95 % содержащегося в них иода обусловлено поступлением из атмосферы [11, 12].

Рассмотренные результаты по биогеохимическому циклу иода и данные о путях и интенсивности его поступления в компоненты рациона свидетельствуют о том, что в условиях непрерывных выбросов этого радионуклида в атмосферу ежегодное увеличение его содержания в рационе человека и сельскохозяйственных животных может варьировать в зависимости от типа почвы в диапазоне 0,1—1,0 % от общего количества выпадающего из атмосферы иода.

Анализ всех имеющихся данных по радиоэкологии иода-129 показывает, что годовая нагрузка на щитовидную железу человека, нормированная к средней концентрации радионуклида в воздухе 1 мБк/м^3, составляет для континентальной части СССР около 800 мкЗв/год и почти не зависит от состава рациона. Это означает, что при современной технологии очистки газовых выбросов от газа, последний не создаст серьезной радиационной проблемы по меньшей мере до конца текущего столетия.

Цезий-137. Другим важным в радиоэкологическом отношении радионуклидом является ^{137}Cs ($T_1/_2$=30 лет), который по своим физико-химическим свойствам и поведению в биологических и пищевых цепочках существенно отличается от ^{129}I, ^{14}C и других долгоживущих радионуклидов. Если иод-129 наиболее тесно связан с органической частью почвы (более 90 %) и подвижность его в почве определяется в основном количественным и качественным составом гумуса, то ^{137}Cs в большей мере связан с минеральной частью почвенно-поглощающего комплекса, которая играет весьма важную роль в подвижности его в почве и переходе в растения.

При непрерывных глобальных выпадениях ^{137}Cs из атмосферы на земную поверхность основной путь поступления его в растения так же, как и для иода-129, внекорневой.

Характерная особенность ^{137}Cs — достаточно высокая скорость и большая доля его усвоения надземной вегетативной массой. Интенсивность листового поглощения ^{137}Cs примерно в 4,5 раза выше, чем у ^{90}Sr [1]. При этом ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr, иодом-129 и другими долгоживущими радионуклидами более равномерно распределяется в различных органах и тканях (включая подземные) и обладает большей мобильностью.

Усвоение ^{137}Cs растениями и переход его в урожай происходит в основном при попадании радионуклида на поверхность растений в более поздние стадии развития (по сравнению с ранними фазами развития примерно в 2,5—3 раза больше) [1]. Основное количество этого радионуклида переходит в зерно при попадании непосредственно на генеративные органы. На листовое поглощение радионуклида тканями растений и его переход в урожай большое влияние оказывает содержание подвижных форм K в почве. При внесении калийных удобрений в почву листовое поглощение ^{137}Cs уменьшается.

Между некорневым и почвенным путями поступления ^{137}Cs в растения имеются существенные различия. Это прежде всего объясняется тем, что до включения в состав почвенно-поглощающего комплекса радионуклид находится в свободной от носителя форме, а в почве разбавляется стабильным Cs и его неизотопными носителями K и Rb. При этом значительная часть ^{137}Cs со временем переходит в труднодоступные для растений формы, что приводит к уменьшению его поступления

через корни. Кроме того, поглощение радионуклида через листовую поверхность — функция интенсивности текущих выпадений (в течение данного вегетационного периода). В отличие от этого, корневое поступление ^{137}Cs пропорционально кумулятивному содержанию радионуклида в почве.

На поступление ^{137}Cs в растения из почв большое влияние оказывают физико-химические свойства последних, механический и минеральный их состав, время взаимодействия с почвой, агрометеорологические условия, и биологические особенности растений.

Известные из литературных источников [5] положения о том, что поступление ^{137}Cs из почв в растения составляет примерно 0,1 от поступления ^{90}Sr, нуждаются в корректировке, так как в ряде районов Белорусского и Украинского Полесья с распространением легких по механическому составу супесчаных и песчаных почв гидроморфного типа отмечается повышенное поступление ^{137}Cs в растения, соизмеримое с поступлением ^{90}Sr и даже выше. В ряде работ [4] сообщалось о том, что при поступлении ^{137}Cs в почву его доступность растениям снижается во времени: за 8—10-летний период поступление его в растения оказывается в 8—10 раз меньше по сравнению с исходным.

В наших работах на основе многолетних опытов определены количественные показатели перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения на разных почвах непосредственно в природных условиях.

Эта информация вносит существенные коррективы в почвенную химию и агрохимию ^{137}Cs. В соответствии с полученными данными коэффициенты накопления (КН) ^{137}Cs однолетними и многолетними культурами на выщелоченном черноземе не превышают сотых долей [3]. На легких супесчаных почвах (аллювиально-слоистая и дерново-подзолистая) КН радионуклида для одних и тех же растений на порядок выше, чем на черноземе. Значения КН по ^{137}Cs для генеративных органов растений на разных почвах близки к КН ^{129}I или находятся в пределах одного порядка, в то время как для вегетативных частей растений они в 30—60 раз выше, чем по ^{129}I.

Со временем доступность ^{137}Cs растениям снижается, что обусловлено процессами «старения», т. е. более прочной фиксации радионуклида почвенным поглощающим комплексом. При этом наиболее существенное снижение доступности радионуклида наблюдается лишь в первые два-три года после внесения ^{137}Cs. Скорость процесса «старения» ^{137}Cs в разных почвах различна и определяется их физико-химическими свойствами, механическим и минеральным составом, содержанием гумуса. На почвах слабогумусированных (дерново-подзолистая) процесс «старения» ^{137}Cs завершается быстрее, чем на более гумусных (чернозем). Кратность снижения доступности ^{137}Cs ра-

стениям на дерново-подзолистой почве в первые два года после его внесения в 2 раза выше, чем на черноземе и аллювиально-слоистой почве.

Изучение динамики накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями позволило выявить значительные вариации КН по годам. В природных условиях на большом наборе сельскохозяйственных культур установлено, что максимальная кратность вариаций КН ^{137}Cs у одних и тех же культур по годам за наблюдаемый одиннадцатилетний период составила 2,5—4 для генеративных органов и 4—5 — для вегетативных. В отдельные годы концентрация ^{137}Cs в сельскохозяйственных растениях была выше, чем в год внесения радионуклида (эффект противоположный эффекту «старения»). Варьирование поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственные культуры в разные годы вегетации отчасти обусловлено изменениями агрометеорологических условий.

Для оценки перехода ^{137}Cs из почв в растения в зависимости от температуры воздуха, количества осадков и запаса влаги в метровом слое почвы осенью и весной рассчитаны коэффициенты парной корреляции, которые показали, что количество данного радионуклида, поступившее в растения, находится в обратной зависимости от двух последних показателей. Коэффициенты корреляции для разных растений зависят от их видовых особенностей и их требований к влаге. Наиболее высокие коэффициенты корреляции найдены для метеофакторов июня и июля. Для вегетативных органов они выше, чем для генеративных.

Коэффициенты корреляции между ^{137}Cs, поступившим в растения, и осенними запасами влаги (W_0) в метровом слое почвы значительно выше, чем с весенними ($W_в$).

В связи с интенсивной химизацией сельскохозяйственного производства и широким использованием минеральных удобрений под различные культуры возникает необходимость всестороннего изучения влияния удобрений не только на урожай растений, но и их качество. Одним из показателей качества урожая на загрязненных почвах является содержание в нем загрязняющих веществ при внесении минеральных удобрений. В соответствии с нашими экспериментальными данными, размер перехода ^{137}Cs в продукцию растениеводства зависит от вида удобрений, их сочетаний, дозы и типа почв. Азотные удобрения в аммонийной форме в дозе 90 кг/га существенно увеличивали концентрацию ^{137}Cs в зерне гороха (на 18—52 % на черноземе и 72—83 % на дерново-подзолистой почве, на аллювиально-слоистой почве эффект их ниже). Азотно-фосфорные удобрения в тех же дозах усиливают поступление радионуклида на всех почвах.

До настоящего времени в научной литературе нет четких представлений о роли фосфора в поведении ^{137}Cs в почвах и его

переходе в растения. Наши данные свидетельствуют о том, что внесение фосфора в дозе 90 кг/га на выщелоченном черноземе и других почвах обусловливало увеличение концентрации ^{137}Cs в товарной части урожая гороха в 2—4 раза по сравнению с контролем. Калийные удобрения в аналогичных дозах снижают поступление радионуклида в растения.

Таким образом, используя различные сочетания минеральных удобрений на разных почвах, можно в определенной мере управлять миграцией и поступлением ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения.

При разработке системы мероприятий по возделыванию сельскохозяйственных культур на территориях с повышенным уровнем содержания радионуклидов важно знать размеры их перехода в растения в зависимости от видовых и сортовых особенностей. Установлены существенные межвидовые различия в накоплении ^{137}Cs в пределах одного типа почв, которые для генеративных и вегетативных органов различных растений достигают шести и восьмикратных значений. Межсортовые различия в накоплении радионуклида не превышают полутора и трехкратной величины [10].

Полученная информация может служить в качестве научной основы для выращивания сельскохозяйственных культур в условиях повышенного загрязнения сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs.

Углерод-14. При выбросах ^{14}C в атмосферу он окисляется до $^{14}CO_2$ и включается в процесс фотосинтеза практически в том же соотношении со стабильным ^{12}C, в котором они находятся в атмосфере. В условиях постоянно действующего источника выброса ^{14}C в атмосферу этот радионуклид будет накапливаться в живом веществе и в продуктах его разложения, распределяясь между компонентами экосистем таким образом, что при постоянной концентрации ^{14}C в приземном слое атмосферы во всех компонентах с течением времени установится состояние равновесия, при котором отношение $^{14}C/^{12}C$ (с поправкой на распад) соответствует их отношению в воздухе. Время установления такого равновесного состояния для компонентов экосистемы зависит от их емкости по отношению к углероду и от потоков углерода между ними. Эти временные зависимости для большей части природных экосистем изучены недостаточно. Между тем информация такого рода необходима не только для решения вопросов нормирования выбросов в атмосферу техногенного радиоуглерода, но и для расшифровки биогеохимических циклов стабильного углерода в объектах биосферы. Количественная информация о процессах, характеризующих динамику радиоуглерода в природных экосистемах, в лесном и степном фитоценозах и в агрофитоценозе была получена методами математического моделирования этих процессов с использованием аппарата дифференциальных уравнений [2, 8, 9]. Модели

детерминированные, точечные. Параметры моделей идентифицированы по литературным данным и с помощью самих моделей методом интераций. Проверка моделей осуществлялась воспроизведением многолетней динамики стабильного углерода с привлечением данных об относительном возрасте почв. Модели просчитывались в режиме непрерывно действующего источника ^{14}C при постоянной концентрации радиоуглерода в приземном слое атмосферы; с их помощью получены динамические характеристики накопления ^{14}C в компонентах рассматриваемых экосистем, которое происходит с разными скоростями, что обусловлено спецификой функциональных связей между этими компонентами. В лесном биогеоценозе период полунакопления ^{14}C в древесине, корнях и гумусе горизонта A_0 составляет несколько десятков лет, для гумуса горизонта A_1 значение этого показателя возрастает до 300 лет, а для нижележащих горизонтов превышает 1000 лет. Если принять время функционирования источника выброса ^{14}C равным 100 лет, то наибольшие запасы радиоуглерода за этот период будут накоплены в древесине и корнях — примерно на порядок выше, чем в гумусе. Содержание ^{14}C в древесине, корнях и гумусе горизонта A_0 за 100 лет достигнет 70—90 % равновесных запасов радионуклида в этих компонентах; для гумуса горизонтов A_1; A_2 и A_2B оно соответствует лишь 5—20 % равновесных значений. Однако следует иметь в виду, что пополнение запасов ^{14}C в гумусе будет продолжаться и после прекращения выбросов радионуклида в атмосферу за счет гумификации опада древесины и отмирающих корней.

В степном луговом сообществе и в агрофитоценозе на черноземе равновесие между ^{14}C и ^{12}C в надземной фитомассе устанавливается в течение каждого вегетационного периода. В дерновом горизонте A_g почвы период полунакоплений $T_{1/2}$ радиоуглерода составляет около 100 лет; в горизонтах A_1, АВ и В он равен 900, 1650 и 2000 лет соответственно. В пахотном горизонте чернозема величина $T_{1/2}$ равна 700 лет; в глубже лежащих горизонтах она возрастает от 2000 до 10000 лет. Таким образом, при длительности выбросов ^{14}C 100 лет его накопление в агрофитоценозах и в луговых сообществах ограничивается в основном фитомассой и верхним гумусовым горизонтом толщиной несколько сантиметров или пахотным слоем почвы. Следовательно, почва, по отношению к ^{14}C, также как и к ^{129}I, выступает в роли аккумулятора, где они депонируются на сотни и тысячи лет. Различие в поведении этих двух радионуклидов в системе почва — растение состоит лишь в том, что поступление радиоуглерода из почвы в надземную фитомассу незначительно (менее 1 % от поступающего воздушным путем) даже при достижении равновесия его концентраций в системе почва — растения.

Обобщая рассмотренные экспериментальные данные по ра-

диоэкологии ^{14}C, ^{129}I и ^{137}Cs можно прийти к заключению о том, что в условиях длительных непрерывных выпадений этих радионуклидов из атмосферы закономерности их поступления в растения имеют много общего. В первые годы доминирующий путь поступления указанных радионуклидов в продукцию растениеводства — их непосредственное осаждение на поверхности растительного покрова. Почвенный путь может оказаться значимым лишь для ^{137}Cs и ^{129}I при продолжительности их выпадений в течение десятков и сотен лет, причем преимущественно на легких по механическому составу (песчаных и супесчаных) почвах. В предельном случае, т. е. при достижении равновесия их концентраций в системе атмосфера — почва вклады обоих путей для этих радионуклидов примерно равнозначны. В отличие от этого поступление ^{14}C из почвы в надземную фитомассу незначительно и составляет менее 1 % даже при достижении равновесия его концентраций в системе атмосфера — почва.

Поступление ^{129}I и ^{137}Cs из почвы в урожай становится ведущим лишь после прекращения выпадений их из атмосферы. В этом случае при разработке защитных мер, направленных на снижение размеров загрязнения рациона человека, следует руководствоваться количественными показателями перехода радионуклидов из почвы в растения, зависящими от типа почвы, вида растений и условий ведения сельскохозяйственного производства.

Почва для всех рассмотренных радионуклидов независимо от режима их выпадений на земную поверхность играет роль депо, в котором они задерживаются на длительный период, определяющий продолжительность биогеохимических циклов этих радионуклидов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексахин Р. М., Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А. Агрохимия цезия-137 и его накопление сельскохозяйственными растениями.— Агрохимия, 1977, № 2, с. 129—142.

2. Мамихин С. В., Тихомиров Ф. А. Модель многолетней динамики стабильного углерода и ^{14}C в целинных черноземах степного биогеоценоза.— Вестн. МГУ. Сер. почвоведение, 1984, № 4, с. 13—18.

3. Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М., Рерих Л. А. Влияние свойств почв и времени инкубации ^{137}Cs на динамику его форм и доступность растениям.— Агрохимия, 1982, № 8, с. 109—113.

4. Погодин Р. И. Физико-химические процессы, обусловливающие миграцию и биологическую доступность изотопов цезия-137 и стронция-90 в почвенной системе.— В кн.: Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений. Сыктывкар, 1973, с. 120.

5. Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. С. Рассела. М.: Атомиздат, 1971. 240 с.

6. Тихомиров Ф. А. Радиоэкология иода. М.: Энергоатомиздат, 1983, с. 13.

7. Тихомиров Ф. А., Каспаров С. В., Моисеев И. Т. Вопросы почвенной химии радиоиода.— Почвоведение, 1981, № 6, с. 38—47.

8. Тихомиров Ф. А., Мамихин С. В. Математическая модель миграции ^{14}C в лиственных лесах на дерново-подзолистых почвах.— Экология, 1983, № 3, с. 42—46.

9. Тихомиров Ф. А., Мамихин С. В. Математическое моделирование многолетней динамики органического углерода в черноземе типичного агроценоза.— Почвоведение, 1984, № 8, с. 98—102.

10. Тихомиров Ф. А., Моисеев И. Т., Алексахин Р. М. Основные закономерности поведения ^{137}Cs в почве и его перехода в сельскохозяйственные растения.— Изв. АН СССР. Сер. биол., 1981, № 1, с. 89—95.

11. Тихомиров Ф. А., Моисеев И. Т., Перевезенцев В. М., Рерих Л. А., Русина Т. В. Влияние свойств почв и фазы развития растений на поступление радиоактивного иода в надземную фитомассу.— Агрохимия, 1983, № 1, с. 87—92.

12. Тихомиров Ф. А., Русина Т. В. Атмосферный и почвенный пути поступления иода в надземную массу травянистых растений.— Агрохимия, 1983, № 3, с. 92—96.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

А. Н. СИЛАНТЬЕВ, И. Г. ШКУРАТОВА

РЕКОМЕНДАЦИИ ПО ОРГАНИЗАЦИИ КОНТРОЛЯ ЗА РАДИОАКТИВНЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ АТМОСФЕРНЫХ ВЫПАДЕНИЙ И ПОЧВ В РАЙОНАХ АЭС

В соответствии с правилами СПАЭС-79 [3] контроль загрязнения атмосферного воздуха и почвы в районе АЭС проводится в пунктах наблюдения, расположенных относительно этой станции по четырем направлениям. Такой контроль осуществляется с помощью планшетов. Попытаемся определить количество данных планшетов, которое необходимо иметь для того, чтобы установить величину выпадений, вызванных разовым выбросом. По данным Н. Л. Бызовой [2], в зависимости от метеорологических условий угловое распространение разового (20-минутного) выброса заключено в пределах от 12 до 40°. Для суточного выброса это значение может быть увеличено в два раза [1], т. е. от 24 до 92°. Для того чтобы можно было определить положение максимума загрязнения, в пределах следа выпадений должно находиться не менее трех пунктов обследования на данном расстоянии. Поскольку для определения общей величины выпадений необходимо также знать и характер изменения загрязнения с расстоянием от источника, то такие измерения должны быть проведены не менее чем на трех расстояниях от АЭС. Таким образом, в пределах сектора с углом 24° должно находиться не менее девяти пунктов обследования. Итого, вокруг АЭС необходимо оборудовать не менее 135 пунктов обследования. Только в этом случае возможно определить общую величину загрязнения при разовом выбросе. Вследствие неоднородности выпадений, их значения, получаемые с помощью одного планшета, могут быть распространены на окружающую территорию с погрешностью порядка 50 %, поэтому рассмотренная сеть планшетов сможет зарегистрировать величину разовых выпадений только с большой погрешностью. Если к тому же учесть, что повышенные выбросы бывают редко, то вся эта громоздкая сеть большую часть времени будет работать вхолостую, требуя больших трудовых и материальных затрат. Поэтому вряд ли целесообразно ставить задачу определения величины выпадений, вызванных разовыми выбро-

сами, с помощью сети планшетов. Ее можно с успехом решить путем исследования радиоактивного загрязнения почвы, являющейся естественным планшетом, накапливающим выпавшее на нее радиоактивное загрязнение. Эти исследования можно проводить только при условии каких-либо указаний на существование выброса.

Сеть планшетов, когда их количество относительно невелико, может с успехом решать другие задачи. Так, если вокруг АЭС расположить 16 планшетов на расстоянии от 2 до 5 км и четыре — на расстоянии от 7 до 10 км по четырем направлениям (в направлении преимущественных ветров, в противоположном и перпендикулярном направлениях), то такая сеть позволит с вероятностью более 90 % обнаружить повышенный выброс, а также определить величину суммарного выброса за месяц или более длительный срок и преимущественную направленность суммарного загрязнения.

Остановимся теперь на методике выявления техногенных выпадений на фоне глобальных. Выпадения от разового выброса легко могут быть обнаружены при отсутствии глобальных радиоактивных выпадений. Так, в результате выброса, находящегося в пределах допустимой величины, уровень выпадений радионуклидов в районе АЭС будет порядка 10 Бк/м^2, а такой уровень может быть зарегистрирован с помощью спектрометрического анализа проб выпадений.

Значительно сложнее определить выпадения долгоживущих радионуклидов при наличии глобальных выпадений. Такие выпадения могут быть образованы не только в результате проведения испытаний ядерного оружия в атмосфере, но и при сгорании искусственных спутников с ядерными энергетическими установками в верхних слоях атмосферы. Поэтому для определения величины техногенных выпадений необходимо хорошо знать уровни глобальных выпадений. Использовать для этой цели пункт наблюдений, расположенный на расстоянии 30 км и более от АЭС, нецелесообразно, так как в связи с неравномерностью величины глобальных выпадений значения, полученные по одному пункту, могут быть лишь с большой погрешностью распространены на территорию района АЭС. Надежнее использовать данные, получаемые на пунктах наблюдения Госкомгидромета.

Оценка глобальных выпадений в интересующем нас районе может быть проведена по зарегистрированным их уровням в соседних районах. Так, проведенные нами исследования показали, что для месячных выпадений распределение отношений уровней глобальных выпадений цезия-137, зарегистрированные в каком-либо районе, к среднему значению уровня глобальных выпадений этого радионуклида, полученному для территории, объединяющей несколько почвенно-географических районов, хорошо описываются логарифмически нормальным распределе-

нием со средним квадратическим отклонением конкретных значений, близким к 1,5. Следовательно, зная уровень глобальных выпадений, например в среднем по территории ЕТС, можно оценить его величину для любого района этой территории. Полученная величина разброса конкретных значений показывает, что только в 2 % случаев глобальные выпадения цезия-137 в рассматриваемом районе могут превышать более чем в три раза величину, полученную в результате оценки. Повышенные уровни глобальных выпадений наблюдаются сразу для всех радионуклидов, в них присутствующих, а для техногенных выпадений характерен иной радионуклидный состав. Учитывая последнее, а также радионуклидный состав зарегистрированных выпадений, можно с высокой степенью надежности определить присутствие техногенных выпадений на фоне глобальных. Ситуация, когда зарегистрированный уровень выпадений цезия-137 превышает полученную в результате оценки величину в три раза (в то время как уровни выпадений остальных радионуклидов соответствуют полученной оценке), может наблюдаться для глобальных выпадений только в 0,04 % случаев. Поскольку вероятность такого события мала, то повышенный уровень выпадений только одного из радионуклидов, превышающий более чем в три раза величину оценки, указывает на присутствие техногенных выпадений этого радионуклида.

Как было сказано выше, величина загрязнения, вызванного разовым выбросом, может быть определена в результате исследования радиоактивного загрязнения почв. Исследование последнего позволяет также определить суммарную величину загрязнения, образованного в результате многолетней работы АЭС.

Поскольку с помощью спектрометрического анализа нетрудно определить содержание техногенных короткоживущих радионуклидов, не присутствующих в глобальных выпадениях, то мы остановимся на методике выделения долгоживущих техногенных радионуклидов, в частности цезия-137, на фоне глобального загрязнения.

Определение техногенного загрязнения на фоне глобального может быть проведено как по пространственному распределению получаемых значений, так и по вертикальному распределению загрязняющего вещества по профилю почвы. Как показали исследования, распределение величины запаса глобального цезия-137 в почве на участках, где нет перемещения поверхностного слоя, хорошо подчиняется нормальному закону со средним квадратическим отклонением конкретных значений, близким к 0,2. Это позволяет по параметрам пространственного распределения (среднее значение и среднее квадратическое отклонение) глобального загрязнения выявить присутствие техногенного загрязнения. Такое выделение производится путем сравнения параметров пространственных распределений техногенного и глобального выпадений, полученных в исследуемом рай-

оне. При этом необходимо учитывать, что для такого сравнения значения данных параметров должны быть точными. Вследствие того, что средний квадратический разброс конкретных значений для глобального загрязнения близок к 20 %, имеется возможность определить техногенное загрязнение, например цезием-137, составляющее 20 % от уровня глобального. При этом параметры распределения должны быть получены на основании не менее 100 измерений глобального загрязнения и не менее 30 измерений в загрязненном районе. При более высоком уровне загрязнения минимально необходимое количество измерений в загрязненном районе может быть уменьшено. Так, в случае, когда техногенное загрязнение составляет 100 % от уровня глобального, минимально необходимое количество измерений в загрязненном районе может быть сокращено до шести. Эти результаты справедливы для случая систематического дымления, когда средний квадратический разброс конкретных значений техногенного загрязнения близок к глобальному. Если же исследуются загрязнения разового выброса, для которого средний квадратический разброс конкретных значений близок к 100 %, то для определения уровня техногенного загрязнения, составляющего 20 % от уровня глобального, в загрязненном районе необходимо провести не менее 40 измерений. Для уровня техногенного загрязнения, составляющего 100 % от уровня глобального, в загрязненном районе необходимо провести не менее 20 измерений.

При определении техногенного загрязнения по его вертикальному распределению в почве необходимо иметь в виду, что время пребывания техногенного загрязнения в почве значительно меньше, чем глобального. Этот метод лучше всего использовать для определения загрязнения, образованного в результате разового выброса. Если после выпадения загрязнения на поверхность почвы прошло не более двух лет, то основное количество техногенного цезия-137 будет сосредоточено в верхнем сантиметровом слое. Для надежной оценки техногенного загрязнения проводят определение изменения коэффициента квазидиффузии (КК) с глубиной почвы. В большинстве случаев этот коэффициент оказывается постоянным в поверхностном слое почвы глубиной 2 см и более. Низкая величина КК, получаемая для поверхностного слоя почвы, указывает на присутствие в этом слое техногенного цезия-137. Оценивая величину коэффициента квазидиффузии для глобального цезия-137 по содержанию последнего в более глубоких слоях, можно определить количество глобального цезия-137, присутствующего в верхнем слое почвы, а тем самым и количество техногенного цезия-137. Таким образом, в каждой точке обследования может быть определена величина техногенного загрязнения, составляющего 20 % и более от уровня глобального загрязнения.

Загрязнения, образованные в результате разового выброса,

как правило, носят пятнистый характер, поэтому только достаточно большое усреднение получаемых величин позволит определить его величину. Следовательно, точки наблюдения необходимо располагать так, чтобы можно было выяснить характер изменения величины загрязнения с расстоянием от АЭС и ширины следа. При этом для получения каждого значения необходимо проводить не менее 20 измерений. Из-за низкого уровня загрязнения почвы в результате постоянного дымления, каждое значение этого загрязнения определяется на основании 30 измерений.

Таким образом, для определения величины загрязнения, вызванного разовым выбросом, целесообразно проводить исследование вертикального распределения загрязнения в почве, а для определения суммарной величины загрязнения, образованного в результате многолетней работы АЭС,— пространственного распределения радиоактивного загрязнения почвы в районе АЭС. Подробно методы определения промышленного загрязнения атмосферных выпадений и почв на фоне глобального загрязнения изложены в [4].

ЛИТЕРАТУРА

1. Артемова Н. Е. Допустимые выбросы радиоактивных и вредных химических веществ в приземный слой атмосферы. М.: Атомиздат. 1980. 238 с.

2. Бызова Н. Л. Рассеяние примеси в пограничном слое атмосферы. М.: Гидрометеоиздат, 1974. 191 с.

3. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных электростанций СП АЭС-79. М.: Энергоиздат, 1982. 38 с.

4. Силантьев А. Н., Шкуратова И. Г. Обнаружение промышленных загрязнений почв и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 136 с.

А. М. СКРЯБИН, Р. И. ПОГОДИН, Н. В. СТАРЦЕВ

ОСНОВНЫЕ ПУТИ СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ РАДИАЦИОННОГО КОНТРОЛЯ В РАЙОНАХ РАЗМЕЩЕНИЯ АЭС

По мере́ роста числа и установленной мощности атомных электростанций (АЭС) становится все более актуальной задача оптимизации радиационного контроля за загрязнением окружающей среды, их выбросами и сбросами. Многочисленными исследованиями в последнее время показана полная радиационная безопасность нормально функционирующих АЭС. Это убедительно иллюстрируется сопоставлением расчетных доз облучения населения СССР от различных источников. Так, эквивалентная эффектиная доза, получаемая населением страны за счет деятельности АЭС, в настоящее время составляет 0,17 мкЗв·год$^{-1}$, дозы от глобальных радиоактивных выпадений в 135, а от естественного фона и рентгенодиагностики в 6—8 тысяч раз больше. Показано также, что дозы облучения, связанные с выбросами естественных радиоактивных элементов тепловыми электростанциями, значительно превышают дозы от АЭС [1].

Практически дозы облучения населения и концентрации радионуклидов в окружающей среде от выбросов АЭС настолько малы по абсолютному значению и по сравнению с фоновым уровнем, что их во многих случаях очень трудно экспериментально определить. В подтверждение сказанному ниже приведены расчетные величины содержания наиболее биологически опасного радионуклида — стронция-90 — в традиционных объектах исследования службы внешней дозиметрии АЭС (для условий Белоярской АЭС) в сравнении с глобальными радиоактивными загрязнениями:

	Содержание ^{90}Sr
Концентрация в воздухе, мкБк·м$^{-3}$	1/10 *
Плотность выпадения, мБк·км$^{-2}$·год$^{-1}$	0,5/5
Содержание в почве, мБк·км$^{-2}$	5/1000

Концентрация в молоке, мБк·л$^{-1}$	1/100

* В числителе — расчетные величины, полученные на основании данных о выбросах радионуклида в атмосферу в ближней зоне АЭС, в знаменателе — измеренные величины глобальных выпаданий.

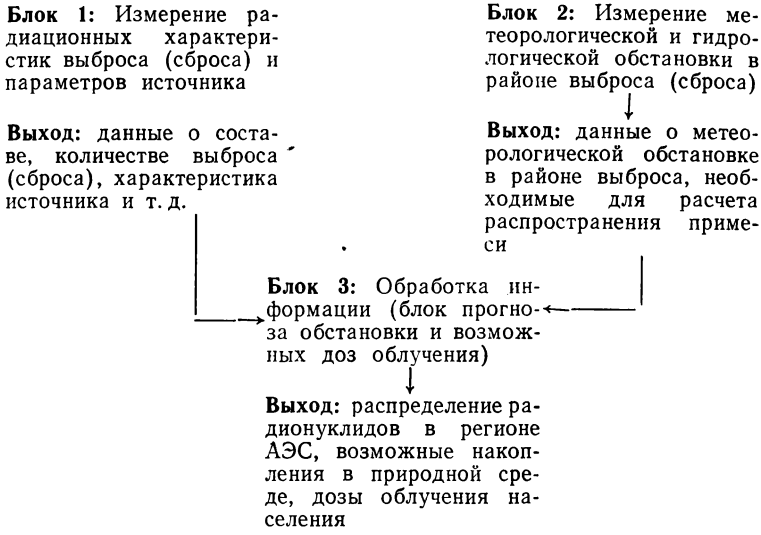
Из этих данных видно, что даже в ближней зоне АЭС (до 10 км) содержание стронция-90 в исследуемых объектах, обусловленное выбросами станции, не может быть обнаружено (измерено) на фоне глобальных радиоактивных выпадений.

Таким образом, регламентные исследования службы внешней дозиметрии дают лишь информацию о глобальных уровнях загрязнения среды и пищевых цепей человека стронцием-90 (а равно и цезием-137 и другими радионуклидами) и о естественном фоне радиации в районе расположения АЭС, а не о локальном загрязнении, связанном с выбросами станции. Поэтому существующая система контроля недостаточно информативна.

В настоящее время разработаны модели, позволяющие с достаточной степенью надежности прогнозировать уровни загрязнения объектов внешней среды и пищевых цепей человека на основе закономерностей рассеяния аэрозолей и газов, выбрасываемых в воздушную среду [2]. Следовательно, если знать количественный и качественный состав газов и аэрозолей, выбрасываемых АЭС в атмосферу, а также реальную метеорологическую обстановку в районе АЭС, можно достаточно точно оценить радиационную обстановку. Таким образом, контроль за загрязнением окружающей среды вокруг АЭС может быть ограничен лишь контролем за выбросом (сбросом) на выходе из трубы (или сбросного устройства). Этот метод косвенного контроля, как известно, положен в основу действующих нормативов выбросов радиоактивных веществ в атмосферу ядерно-энергетическими объектами — ПДВ. Преимущества этого метода контроля по сравнению с прямыми измерениями во внешней среде состоят в следующем. Во-первых, все измерения производятся (с требуемой частотой) только в точке сброса (выброса). Во-вторых, только с помощью этого метода можно оценить такие параметры радиационной обстановки, которые непосредственными измерениями получить невозможно, например, дозы внутреннего и внешнего облучения человека; в-третьих (что очень важно), этот метод позволяет получить оперативную информацию о радиационной обстановке (при аварийном выбросе это является решающим) и, в случае необходимости, оптимально отрегулировать выброс (сброс) примеси с учетом реальных условий ее рассеяния.

Такой метод контроля может быть осуществлен в виде ин-

формационно-измерительной системы (ИИС) [3]. Принципиальную схему ИИС можно представить в следующем виде:



Блоки 1 и 2 включают необходимое оборудование, которое позволяет измерять требуемые параметры. Оба блока связаны с системой обработки.

В простейшем случае блок 1 представляет собой детектор γ-квантов, помещенный в поток радиоактивных газов внутри вентиляционной трубы или в поток сбросных вод. Для газовых выбросов детектором также может служить проточная ионизационная камера. Импульсы от детекторов через соответствующие преобразователи передаются в вычислительную машину для обработки информации. По программам, учитывающим радионуклидный состав примеси при различных режимах работы станции и основные параметры истечения струи, рассчитывается активность отдельных нуклидов в выбросах (сбросах) на любой момент времени. Корректировку вычисляемых значений выброса (сброса) радионуклидов можно проводить по результатам ежемесячного анализа проб, отобранных с помощью штатных систем контроля. Полученная таким образом информация передается в центральный блок для расчета поля концентрации радиоактивных веществ и оценки радиационной обстановки во внешней среде. Сюда же поступают данные о метеосостоянии приземного слоя атмосферы, полученные с помощью автоматической погодной станции.

Описанный функциональный блок позволяет осуществить непрерывный контроль за радиоактивностью веществ, сбрасываемых АЭС во внешнюю среду.

В блок обработки информации входят следующие подсистемы:

— программы, обеспечивающие вычисления радиационных характеристик выбросов и сбросов;
— программы, обеспечивающие расчет распределения радионуклидов в регионе АЭС;
— программы, обеспечивающие расчет радиационной обстановки в регионе;
— справочная информация;
— программы, предусматривающие анализ радиационной обстановки и сигнализирующие о возможном превышении ПДВ и т. д.

Из сказанного следует, что существующая система радиационного контроля внешней среды в районе расположения АЭС не является оптимальной и должна быть реконструирована. Одним из возможных путей оптимизации системы контроля можно считать разработку и внедрение ИИС, что должно быть учтено на стадии проектирования новых АЭС. Внедрение ИИС должно повысить информативность и оперативность радиационного контроля, а также избежать неоправданных затрат материальных и людских ресурсов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бабаев Н. С., Демин В. Ф., Ильин Л. А. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда. М.: Энергоиздат, 1981. 128 с.

2. Теверовский Е. Н., Артемова Н. Е., Бондарев А. А. Допустимые выбросы радиоактивных и химических веществ в атмосферу. М.: Энергоатомиздат, 1985, с. 27—66.

3. Теверовский Е. Н., Дмитриев Е. С., Кирдин Г. С. Автоматизированные системы прогнозирования и контроля загрязнения атмосферы при разовых выбросах из ЯЭЦ. М.: Энергоатомиздат, 1983, с. 7—26.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

В. В. ВОЛКОВ, В. Ф. ДЕМИН

АЭС И ВВЭР КАК ИСТОЧНИК ГАЗОАЭРОЗОЛЬНЫХ ВЫБРОСОВ: МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ

При оценке радиационной обстановки в районе АЭС, как правило, возникает необходимость в подробной информации о радиоактивных выбросах, об их величине, радионуклидном составе, физико-химической форме отдельных компонент и т. д. Получить такую информацию только путем непосредственных измерений затруднительно. Вместе с тем значительная часть этой информации может быть получена расчетным путем на основе математического моделирования миграции радионуклидов в технологических системах и помещениях АЭС. В настоящей работе представлена методика расчета газоаэрозольной активности (РБГ, изотопы йода, аэрозоли) в технологических системах и помещениях АЭС с реакторами типа ВВЭР. Миграция радионуклидов моделировалась начиная от образования в твэлах и до выхода из вентиляционной трубы АЭС. Рассматривался нормальный режим работы станции.

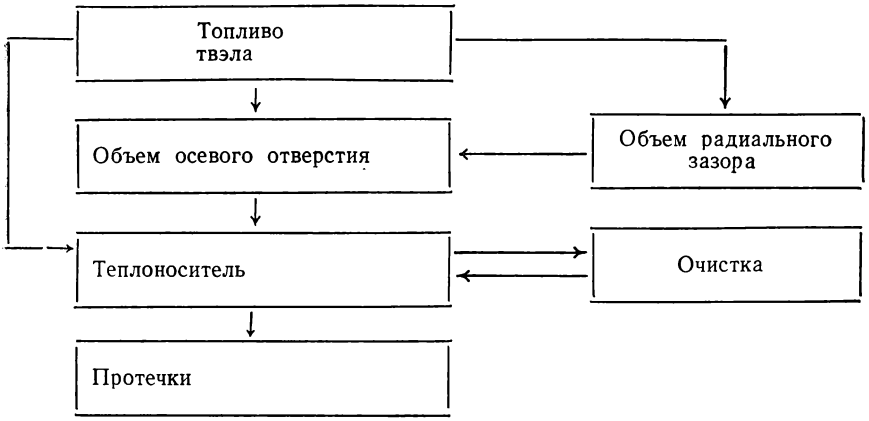
Миграция продуктов деления под оболочкой твэла

Выход в теплоноситель. Для определения величины выхода радиоактивных продуктов деления (ПД) в теплоноситель и миграции под оболочкой твэла использовалась методика, приведенная в [5]. Согласно этой методике при разработке алгоритма расчета принимали схему миграции ПД под оболочкой твэла (схема 1).

После выхода из топлива ПД могут поступать непосредственно в теплоноситель (при больших дефектах, когда имеет место непосредственный контакт топлива с теплоносителем) либо мигрировать сначала в объем радиального зазора, затем в объем осевого отверстия и через неплотности в оболочке негерметичного твэла в теплоноситель (малые дефекты). Приведенная схема справедлива лишь для летучих и газообразных ПД (РБГ, галогены, металлы щелочной группы). Для остальных изотопов выход в теплоноситель возможен только через прямой контакт.

Схема 1

Миграция продуктов деления под оболочкой ТВЭЛа и в теплоносителе 1-го контура.



При расчете активности ПД в теплоносителе принималось, что, наряду с поступлением из твэлов, происходит утечка ПД из теплоносителя за счет радиоактивного распада, организованных и неорганизованных протечек, выведения на очистку и т. д. При этом учитывалось, что РБГ, образующиеся из сорбированных на фильтрах галогенов, полностью возвращаются в теплоноситель.

Активность теплоносителя, определяемая i-м изотопом, в общем виде может быть выражена следующим соотношением:

$$\frac{dQi}{dt} = -(\lambda_i + \mu_i) Q_i + q_i + \sum_j \lambda_j Q_j \varkappa_{ji}, \qquad (1)$$

где $Q_{i\,(j)}$ — активность i-го (j-го) нуклида в теплоносителе 1-го контура;

$\lambda_{i\,(j)}$ — постоянная распада i-го (j-го) нуклида;

μ_i — постоянная выведения i-го нуклида из теплоносителя за счет организованных и неорганизованных протечек на очистку и т. д.;

q_i — поступление i-го нуклида в теплоноситель из негерметичных твэлов;

$\varkappa_{ji}$ — вероятность образования i-го нуклида при распаде j-го нуклида-предшественника.

В стационарном режиме работы АЭС для относительно короткоживущих радионуклидов ($\lambda \gtrsim 10^7$ с$^{-1}$) достаточно быстро устанавливаются их равновесные концентрации в твэле и теплоносителе. В этом случае расчет Q_i по формуле (1) значительно упрощается: левая часть становится равной нулю, а q_i — постоянной величиной.

Основные источники и пути миграции газоаэрозольной активности в технологических системах и помещениях АЭС с ВВЭР

Каждая конкретная АЭС с реактором ВВЭР всегда отличается от других аналогичных АЭС в схемах технологических систем, планировке строительных конструкций и т. д. Поэтому при разработке алгоритма расчета распространения газоаэрозольной активности внутри помещений и в технологических системах использовалась гипотетическая схема станции с наиболее типичными особенностями конструкции. На схеме 2 показаны основные источники и потоки газоаэрозольной активности на АЭС с реактором ВВЭР. Данная схема использовалась при разработке алгоритма расчета газоаэрозольной активности из вентиляционной трубы АЭС.

Система спецгазоочистки. Газовые сдувки. Одним из основных потоков газоаэрозольной активности в вентиляционную трубу является поступление из системы спецгазоочистки (см. схему 2). В процессе работы АЭС производится постоянная сдувка радиоактивных газов из барботажного бака компенсатора объема, системы подпитки первого контура, охладителя и приямка организованных протечек и другого технологического оборудования. После некоторой предварительной обработки (разбавление азотом, охлаждение и т. д.) сдувки поступают в многосекционные фильтры-адсорберы, заполненные активированным углем. Очищенный на фильтрах-адсорберах воздух сбрасывается затем воздуходувкой в вентиляционную трубу АЭС. Степень очистки сдувок в системе спецгазоочистки от изотопов йода и аэрозолей 2—3 порядка, в зависимости от эффективности используемых фильтров. Очистка от РБГ будет определяться временем задержки на фильтрах-адсорберах, которое для изотопов криптона составляет десятки часов, а для изотопов ксенона измеряется десятками суток [6].

Основной вклад в суммарную активность, поступающую с газовыми сдувками в систему спецгазоочистки, вносят организованные и неорганизованные протечки теплоносителя. Следует учитывать при этом, что РБГ выделяются из воды организованных протечек полностью, а изотопы, образующие аэрозоли, частично [2].

Газоаэрозольная активность в помещениях герметичной зоны. Помещения станции, содержащие оборудование 1-го контура, которое может быть источником радиоактивного загрязнения воздуха, объединены в комплексе герметичных помещений. Вентиляция в герметичной зоне организована таким образом, чтобы в помещениях поддерживалось разряжение, предотвращающее проникновение активности в обслуживаемые «чистые» помещения, а переток воздуха происходил последовательно из обслу-

Схема 2

Основные источники и потоки газоаэрозольной активности на АЭС с реактором ВВЭР

живаемых помещений в полуобслуживаемые и необслуживаемые герметичной зоны [4]. Активность, определяемую i-м нуклидом в отдельном помещении, можно описать следующим уравнением:

$$\frac{dQ_i}{dt} = -(\lambda_i + \lambda_{ут})\, Q_i + \lambda_{пр} Q_i^{(см)} + q_i + \sum_j \lambda_j Q_j \varkappa_{ji}, \qquad (2)$$

где Q_i — активность i-го нуклида в данном помещении;

$Q_i^{(см)}$ — активность i-го нуклида в смежном помещении;

$\lambda_{ут\,(пр)}$ — постоянная изменения активности в помещении за счет утечки (притока) воздуха из соседнего помещения;

q_i — поступление i-го нуклида с неорганизованными протечками в данное помещение.

При описании миграции изотопов иода в помещениях герметичной зоны необходимо учитывать осаждение аэрозольного

йода на стенах и образование парообразной формы йода, которая содержит молекулярный иод и его различные летучие соединения (иодистый водород, метилиодид, иодноватистую кислоту и т. д.). Для описания поведения аэрозольного и парообразного йода с учетом осаждения и десорбции с поверхностей стен помещения может быть использована методика [7].

Воздух, выходящий из зоны герметичных помещений, перед выбросом в вентиляционную трубу пропускается через систему фильтров. В ней осуществляется очистка от йода и аэрозолей. Степень очистки 2—3 порядка в зависимости от типа применяемых фильтров.

Заключение

На основе описанной методики была составлена программа для ЭВМ БЭСМ-6, позволяющая производить расчет величины газоаэрозольной активности в помещениях и технологических системах АЭС с реактором ВВЭР. Программа составлена в достаточно общем виде, для того чтобы она могла служить расчетной моделью для любой конкретной АЭС с реактором ВВЭР-440, 1000. Конкретизация модели осуществляется заданием значений набора входных параметров, характеризующих тип реактора, конструкционные особенности АЭС и режим ее работы. В число таких параметров входят — уровень мощности работы реактора, геометрические характеристики конструкционных элементов активной зоны, число негерметичных твэлов, постоянные вывода активности из теплоносителя различными

Контрольные расчеты и экспериментальные данные

Изотоп	Нормализованный выброс, кюри/ГВтэ год	
	PWR экспериментальные данные [3]	ВВЭР-440 расчетный вариант
^{85м}Kr	60/0,13—$1{,}3\cdot10^{3}$	4,4
^{85}Kr	675/1,0—$6{,}7\cdot10^{3}$	86
^{88}Kr	54/2,5—$1{,}0\cdot10^{3}$	7,5
^{131м}Xe	170/0,02—$1{,}8\cdot10^{3}$	78
^{133м}Xe	135/0,4—$2{,}7\cdot10^{3}$	108
^{133}Xe	$1{,}3\cdot10^{4}$/60—$4{,}8\cdot10^{4}$	$1{,}0\cdot10^{4}$
^{135}Xe	702/0,5—$1{,}2\cdot10^{4}$	12
^{131}I	$0{,}05/7\cdot10^{-5}$—0,3	0,02
^{133}I	$0{,}02/8\cdot10^{-6}$—0,2	0,03
^{135}I	$0{,}09/2\cdot10^{-4}$—3,2	0,02

Примечание. Мощность — 440 МВтэ; неорганизованные протечки — 10 кг/ч; организованные протечки — 6 т/ч; число негерметичных твэлов — 0,16 % общего количества твэлов [1]. В числителе — средние значения, в знаменателе — предельные.

технологическими системами, а также за счет организованных и неорганизованных протечек и т. д.

Созданная программа предназначена прежде всего для расчета радиоактивных газоаэрозольных выбросов в различных режимах нормальной работы АЭС. Кроме того, программа может использоваться для оценки радиационной обстановки в помещениях АЭС при нормальной эксплуатации или разного рода небольших нарушениях. В частности, она может быть применена в АСУ РБ АЭС.

В программе производится расчет для 84 радионуклидов из числа ПД, имеющих экологическое значение или могущих повлиять на радиационную обстановку внутри АЭС при некоторых нарушениях нормального режима.

Для проверки работы программы был проведен ряд контрольных расчетов. Их результаты сравнивались с имеющимися данными экспериментальных измерений и обобщенными данными по выбросам АЭС с реакторами типа *PWR* [3] (см. таблицу). Получено удовлетворительное согласие сравниваемых величин.

ЛИТЕРАТУРА

1. Верховицкий Н. А., Иванников В. П., Козлов В. Ф., Круглов В. П., Лузанова Л. М., Посевин А. Т., Славягин П. Д., Хамьянов Л. П. Радиационная обстановка в период пуска и освоения мощности 5-го блока НВАЭС.— Атомная энергия, 1982, т. 53, вып. 6, с. 378—394.

2. Данные о коэффициентах выхода продуктов деления при авариях. М.: Изд. Постоянной комиссии по использованию атомной энергии в мирных целях, 1978. 58 с.

3. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты. Нью-Йорк: Изд. ООН, 1982, т. 1. 881 с.

4. Крупчатников В. М. Вентиляция при работе с радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1978. 304 с.

5. Лузанова Л. М., Славягин П. Д. Выход радиоактивных продуктов деления из негерметичных твэлов на основе спеченной двуокиси урана. М.: Изд-во АН СССР, 1983. 59 с.

6. Нахутин И. Е., Очкин Д. В., Смирнова Н. М. Газоочистка и контроль газообразных выбросов. М.: Энергоатомиздат, 1984. 150 с.

7. Павленко В. И., Антонов С. Н. Обоснование методики оценки радиационных последствий аварий на ЯЭЦ. М.: Изд-во АН СССР, 1979. 44 с.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

А. Л. КОНОНОВИЧ, Л. П. ХАМЬЯНОВ

ВЫЧИСЛЕНИЕ РАДИАЦИОННОЙ ЕМКОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОЕМОВ

Одно из важнейших мероприятий по охране водной среды — установление контрольных концентраций радионуклидов в воде и донных отложениях. Методика вычисления контрольных концентраций описана в литературе [1, 2, 8].

Однако поддержание концентраций радионуклидов в сбросных водах ниже допустимого уровня может оказаться недостаточным для обеспечения радиационной безопасности. Сброс большого объема воды и, следовательно, большой суммарной активности вызывает интенсификацию процессов, приводящих к локальным увеличениям концентрации радионуклидов в некоторых объектах. Сами механизмы добавочного концентрирования могут иметь сложный, многоступенчатый характер. На практике расчет ведется из условия, что скорость поступления радионуклидов в водную систему не превосходит способности системы к самоочистке в стабильном состоянии. Отметим, что причиной самоочистки является только радиоактивный распад. В качестве меры скорости самоочистки выбрано отношение количества радиоактивного вещества, поступившего в водоем, к концентрации радионуклида в контрольном объекте. Эту величину мы называем «радиационной емкостью» [4].

Таким образом, при установлении норм ПДС решается задача, которую можно условно разбить на две составные части: 1) определение контрольных значений содержания радионуклидов в различных объектах водоема, например, концентраций в воде и донных отложениях; 2) вычисление радиационной емкости. Обе части требуют различных подходов и методов решения. Величина радиационной емкости, строго говоря, зависит от распределения интенсивности сброса по времени. Однако рассматривать все возможные зависимости скорости сброса от времени не требуется. Для характеристики водоема достаточно рассмотреть два «предельных» режима, в соответствии с которыми определяются два типа радиационных емкостей. Первый режим — постоянное во времени поступление радионуклида — определяет стационарную радиационную емкость. Второй —

кратковременный, залповый сброс — определяет залповую радиационную емкость. Она имеет размерность объема. Обратная ей величина совпадает с функцией Грина краевой задачи, описывающей распространение примесей в водной системе.

Данная работа посвящена рассмотрению основных положений методики, позволяющей вычислить стационарную радиационную емкость. В дальнейшем для краткости слово «стационарная» будем опускать. Вычисление радиационной емкости выполняется методом математического моделирования. При этом для каждого конкретного водоема приходится, как правило, конструировать специальную модель. Применяемая нами методика составлена на основе методов, разработанных в [3, 5, 7].

При расчете радиационной емкости исходят из водного баланса водоема или системы водоемов и поля скоростей течения воды. При этом для больших водных пространств (например водохранилищ) необходимо учитывать как транзитные, так и ветровые течения. При рассмотрении вновь созданных водохранилищ экспериментальная информация о ветровых течениях может отсутствовать. Тогда скорость поверхностного течения и донного противотечения оценивают по соотношениям А. С. Судольского [14]. Миграцию растворенных веществ описывают на основе диффузионной модели, учитывающей транзитный перенос течения и турбулентную диффузию [7]. В водоемах типа каналов и рек с ясно выраженным течением поперечный коэффициент диффузии определяется по формуле [3]

$$D = \frac{gRV}{Mc},$$

где R — гидравлический радиус; V — скорость течения; g — ускорение силы тяжести; c — коэффициент Шези; M — параметр, зависящий от коэффициента Шези.

В водоемах типа водохранилищ, где необходимо учитывать ветровое перемешивание, используется соотношение [3]

$$D = \frac{\sqrt{g}}{109} H^{\frac{2}{3}} d_э^{\frac{1}{3}} \sqrt{V_{тр}^2 + \left(\frac{\Theta h}{\pi H}\right)^2},$$

где H — глубина; $d_э$ — диаметр зерен пород, слагающих грунт при 10 %-й обеспеченности; Θ — фазовая скорость распространения волн; h — высота волн; $V_{тр}$ — скорость транзитного течения.

Краевые условия ставят, учитывая поступление и расход воды. При рассмотрении всех радионуклидов, кроме трития, пренебрегают удалением загрязняющих веществ с поверхности воды в окружающее пространство за счет испарения [8].

Загрязнение дна (донных отложений) происходит двояким образом. Растворенные формы радиоактивных веществ обратимо сорбируются частицами грунта и одновременно диффундируют в глубь донных отложений [10—13]. Если рассматривается

искусственный водоем, НПУ которого выше уровня грунтовых вод, к диффузионному потоку добавляется поток фильтрации.

Вследствие седиментации нерастворимые формы образуют на дне слой радиоактивного загрязнения. Несмотря на большое количество работ по изучению динамики накопления радионуклидов в донных отложениях, в настоящее время не удается выбрать модель, применимую для всех радионуклидов и типов грунтов. Поэтому при отсутствии априорной информации о рассматриваемом водоеме, можно лишь приближенно оценить компоненту радиационной емкости, связанную с загрязнением дна.

Особое место в расчете занимает учет тепловой стратификации водоемов. Известно, что термоклина слабопроницаема для растворенных примесей, а также для легких взвешенных частиц [16]. С другой стороны, температурная стратификация существует непостоянно. Глубина залегания термоклины меняется в зависимости от погодных условий и режима работы АЭС. Возможная ограниченность стратифицированной области или разрушения термоклины приводит к обмену водными массами между эпилимной (областью выше термоклины) и гиполимной (областью ниже термоклины). Отсюда следует, что вопрос об учете температурной стратификации должен решаться особо в каждом конкретном случае.

Одним из основных процессов, приводящих к увеличению концентрации радионуклидов,— испарение воды. При вычислении радиационной емкости непроточных и слабопроточных водоемов этот процесс учитывается автоматически при рассмотрении водного баланса. Что касается водоемов с ясно выраженным стоком (главным образом малых рек), корректно учесть испарение затруднительно. Поэтому для таких водоемов вводится дополнительное ограничение: поступление сточных вод не должно превышать половины разности между среднемесячными расходами в межень.

Из сказанного следует, что для расчета радиационной емкости требуется решить стационарное трехмерное уравнение диффузии. Однако на практике задачу удается существенно упростить, условно разбивая систему на отдельные элементы. Один из таких элементов — «однородный поток», т. е, поток, обладающий ярко выраженным течением, в котором отсутствуют устойчивые водоворотные области и потоки в поперечном направлении. Кроме того, в однородном потоке массоперенос в продольном и поперечном направлении взаимонезависимы, условия массообмена не зависят от времени, а производные от параметров, характеризующих массообмен, малы по сравнению с производными от концентраций по тем же координатам.

Примером однородного потока может служить малоизвилистый участок реки или течения в проливе.

Радиационная емкость однородного потока для взвешенных частиц определяется в результате решения системы уравнений

$$V\frac{\partial q}{\partial x} = D\frac{\partial^2 q}{\partial y^2} - \frac{\alpha}{H}q + \frac{\beta}{H}\rho - \lambda q;$$

$$W\frac{\partial \rho}{\partial x} = \frac{\alpha}{\delta}q - \frac{\beta}{\delta}\rho - \lambda\rho,$$

где q — концентрация радиоактивного вещества в объеме воды, ρ — концентрация радиоактивного вещества в донных отложениях, λ — постоянная распада, W — скорость влечения наносов.

Феноменологические константы α, β, δ и W связаны с гидравлическими характеристиками потока соотношениями

$$\beta/\alpha = \rho_s/\rho_г;\ \rho_г \cdot W \cdot \delta = P_{вл},$$

где ρ_s — мутность воды, соответствующая несущей способности потока, $\rho_г$ — плотность грунта донных отложений, $P_{вл}$ — удельный расход влекомых наносов. Способ вычисления гидравлических характеристик зависит от принятой модели потока.

Поскольку для водной системы, как правило, независимо нормируются несколько контрольных концентраций для различных контрольных объектов (например, вода, донные отложения), необходимо определить набор парциальных радиационных емкостей, каждая из которых соответствует своему контрольному объекту. Результирующая величина ПДС определяется матричным соотношением [6].

$$\frac{1}{Q} = \left|\frac{1}{q_к}\right|^{+} \cdot |Z_{кi}| \cdot |\eta_i|,$$

где Q — величина предельно допустимого сброса,

$\left|\frac{1}{q_к}\right|$ — матрица-вектор, составленная из величин, обратных контрольным концентрациям;

$|Z_{кi}|$ — матрица, составленная из величин, обратных радиационным емкостям;

$|\eta_i|$ — матрица-вектор, составленная из величин, характеризующих долю вклада каждого пути транспортировки активности в общую загрязненность контрольного объкта;

$+$ — знак транспонирования.

Эта формула — обобщение хорошо известного соотношения для учета совместного воздействия нескольких источников излучения [9].

В заключение отметим, что в настоящее время точность вычисления ПДС невелика, поэтому при первоначальном регламентировании необходимо вводить пяти-десятикратный запас, и лишь впоследствии, в ходе эксплуатации АЭС, уточнять величину сброса по фактическим данным.

ЛИТЕРАТУРА

1. Векслер А. Б., Доненберг В. И. Переформирование русла в нижних бьефах крупных гидроэлектростанций. М.: Энергоиздат, 1983. 217 с.
2. Гусев Д. И., Павловский О. А. Основные положения методики расчета ПДС радиоактивных веществ в поверхностные водоемы.— В кн.: Радиационная безопасность и защита АЭС. М., 1982, с. 157—164.
3. Караушев А. В. Проблемы динамики естественных водных потоков. Л.: Гидрометиздат, 1961. 392 с.
4. Кононович А. Л., Баранов М. А., Синюкова Н. И., Хамьянов Л. П. О связи контрольных значений сброса и контрольных концентраций радионуклидов в воде открытых водоемов.— Атом. энергия, 1981, т. 50, вып. 1, с. 50—52.
5. Кононович А. Л. Радиационная емкость малоизвилистых рек при кратковременном сбросе.— Атом. энергия, 1984, т. 56, вып. 2, с. 98—100.
6. Кононович А. Л., Верховецкий Н. А., Пешков В. И., Безменов С. В. Использование понятия радиационной емкости при вычислении ПДС.— Атом. энергия, 1985, т. 59, вып. 3, с. 213.
7. Макавеев В. М. Процессы турбулентного перемещения и динамика русловых потоков. Л.: Гидрометиздат, 1953.
8. Марей А. Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 220 с.
9. Нормы радиационной безопасности НРБ-76. М.; Атомиздат, 1978. 55 с.
10. Прохоров В. М. Расчет уменьшения содержания стронция-90 в воде озер и прудов в результате поглощения его дном. М.: Атомиздат, 1969. 120 с.
11. Романовский В. В. Исследование начальной скорости влечения частиц насосов.— Тр. ГГИ, 1972, вып. 191, с. 111—113.
12. Санитарные правила проектирования и эксплуатации АЭС. СПАЭС-79. М., 1980. 36 с.
13. Сафронова Н. Г., Погодин Р. И. О механизмах миграции стронция-90 в донных отложениях водоемов.— В кн.: Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978, с. 95—98.
14. Судольский А. С. Обоснование формул расчета скорости ветрового течения в водоемах ограниченных размеров.— Тр. ГГИ, 1980, вып. 263. с. 86—90.
15. Шамов Г. И. Речные насосы. Л.: Гидрометиздат, 1954. 378 с.
16. Fischer H., List E., Koh R., Berger J., Brooks N. Mixing in Inland and Coastal Waters. N. Y.: Academic Press, 1979. 482 p.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

В. В. ПИСАРЕВ, Р. Л. СТРУЭНЗЕ

О ЕДИНОМ ПОДХОДЕ ПРИ РАСЧЕТЕ ДОПУСТИМЫХ СБРОСОВ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ, ПОСТУПАЮЩИХ В ВОДОЕМЫ-ОХЛАДИТЕЛИ

Цель разработки и внедрения единого подхода при нормировании радиоактивных веществ (РВ), поступающих в водоемы-охладители атомных электростанций (АЭС), заключается в объединении и оптимизации требований, предъявляемых к радиационной защите населения, и требований, призванных обеспечить охрану и рациональное использование водных ресурсов. Следует подчеркнуть, что в Советском Союзе сбрасывать жидкие радиоактивные отходы запрещено [3]. Вместе с тем сброс предварительно очищенных до допустимого уровня сточных вод, образующихся на различных стадиях ядерно-топливного цикла, экономически оправдан и не вызывает отрицательных последствий.

Необходимость унифицированного подхода при нормировании продиктована рядом причин: во-первых, значительным различием площадей и объемов искусственных и естественных водоемов, удовлетворяющих нужды атомной энергетики; во-вторых, необходимостью обеспечения условий для их комплексного народнохозяйственного использования как в настоящее время, так и в будущем.

Рассмотрим принцип единого подхода при нормировании сбросов РВ в естественные и искусственные водоемы, используемые для охлаждения АЭС. Обычно определение количества радиоактивности, допустимой к отведению в водоемы-охладители ($ДС_i$, Бк/год), основывается на уравнении баланса радионуклидов в идеально перемешиваемом водоеме [1, 2]

$$\frac{\partial A}{\partial t} = Q_i + Q_{ai} - \lambda_{эфф\,i} A_i, \text{ Бк/год,} \qquad (1$$

где A_i — радиоактивность i-го радионуклида, Бк;

Q_i — скорость поступления i-го радионуклида в ВО со сточными водами АЭС, Бк/год;

Q_{ai} — скорость поступления i-го радионуклида в результате атмосферных выпадений АЭС, Бк/год;

$_{эффi}$ — параметр, определяющий скорость выпадения i-го радионуклида из воды, 1/год.

Величина допустимого сброса i-го радионуклида определяется из условия равновесия между поступлением радиоактивности в ВО и ее выводом из водной массы водоема

$$ДС_i = V \cdot ДК_i \cdot \lambda_{эффi} - Q_{ai}, \text{ Бк/год}, \quad (2)$$

где V — объем водоема-охладителя, м^3; $ДК_i$ — допустимая концентрация i-го радионуклида в водной массе водоема, Бк/м^3.

Однако данный способ расчета $ДС_i$, несмотря на его простоту, не может быть распространен на крупные ВО. Это связано с тем, что величина $ДС_i$, рассчитанная по формуле (2) для крупных естественных и искусственных водоемов, может во много раз превысить реальные потребности АЭС в сбросах РВ.

Для распространения этого способа расчета на все водоемы в соотношении (2) следует заменить полный объем водной массы водоема V нормализованным объемом $\overline{V}$. В качестве такового предлагается принять объем воды, необходимый для охлаждения АЭС единичной мощности. Обычно для АЭС мощностью 1 ГВт (эл) требуется водоем площадью 6 км^2 [5]; средний объем такого водохранилища составляет около $5 \cdot 10^7$ м^3. Эту величину и следует принять за $\overline{V}$. С учетом этого условия расчетное соотношение для $ДС_i$ принимает следующий вид:

$$ДС_i = N \cdot \overline{V} \cdot ДК_i \cdot \lambda_{эффi}, \text{ Бк/год}, \quad (3)$$

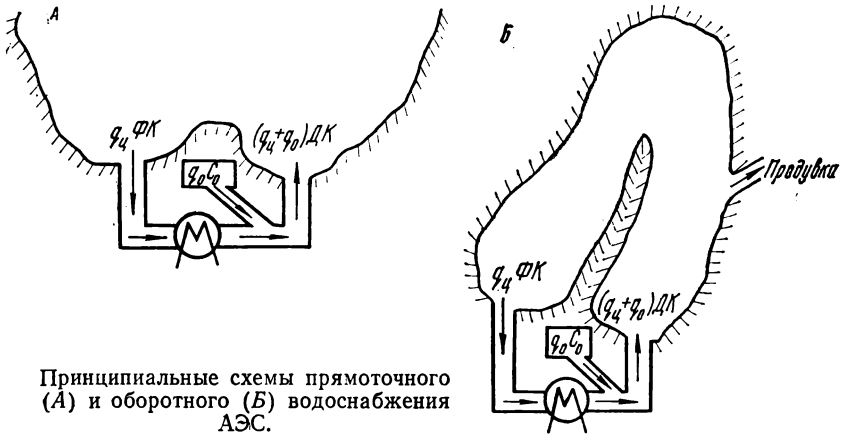
где N — номинальная мощность АЭС, ГВт (эл).

Осуществление единого подхода при нормировании РВ, сбрасываемых атомными электростанциями в крупные естественные водоемы, дает возможность надежно ограничить количество поступающей в них радиоактивности, обеспечить эффективную экономию чистой воды.

Допустимые сбросы однотипных АЭС одинаковой мощности при прочих равных условиях совпадают, это позволяет выработать единые требования, предъявляемые к очистке жидких стоков, содержащих РВ.

Величины допустимых сбросов, полученные на основании соотношений (2) и (3), содержат информацию о суммарном количестве радиоактивности, которую допускается сбрасывать в ВО в течение одного года, однако не дают представления об уровне радиоактивности сточных вод. Между тем может оказаться, что концентрации радионуклидов в устье сбросного канала превысят их допустимые значения, что приведет к образованию в ВО участка с повышенным содержанием РВ как в воде, так и в донных отложениях.

Для предотвращения загрязнения водоемов необходимо ввести дополнительное требование, ограничивающее концентрацию радионуклидов в устье сбросного канала до уровня $ДК_i$.



Принципиальные схемы прямоточного (*А*) и оборотного (*Б*) водоснабжения АЭС.

Это позволит определить предельные значения концентраций радионуклидов в сточных водах C_{oi}, которые обеспечивают соблюдение данного уровня.

Рассмотрим порядок расчета C_{oi} для прямоточной и оборотной системы технического водоснабжения. При любой схеме охлаждения и выпуске отходов в сбросной канал (см. рисунок) условие баланса потоков радиоактивности i-го радионуклида в устье имеет следующий вид:

$$A_{ci}=A_{bi}+A_{oi},\ \text{Бк/с}, \tag{4}$$

где A_{ci}, A_{bi}, A_{oi} — соответственно потоки радиоактивности в устьевом створе сбросного канала, на водозаборе АЭС и в точке выпуска отходов, Бк/с, которые выражаются через соответствующие значения концентраций радионуклидов и расходов.

Принимая во внимание, что концентрации радионуклидов в устье сбросного канала не должны превышать $ДК_i$, будем иметь

$$A_{ci}=ДК_i(q_ц+q_o),\ \text{Бк/с}, \tag{5}$$

где $q_ц$ и q_o — соответственно расходы нагретых циркуляционных вод и радиоактивных сбросов, м³/с. Следующие два потока соответственно равны

$$A_{bi}=ФК_i\cdot q_ц,\ \text{Бк/с} \tag{6}$$

$$\text{и } A_{oi}=C_{oi}\cdot q_o,\ \text{Бк/с}. \tag{7}$$

Здесь $ФК_i$ — фактическая концентрация i-го радионуклида на водозаборе АЭС, Бк/м³.

Окончательно соотношение для вычисления предельного содержания i-го радионуклида в сбросных водах в случае прямоточной схемы охлаждения АЭС имеет следующий вид:

$$C_{oi}=ДК_i+(ДК_i-ФК_i)q_ц/q_o,\ \text{Бк/м}^3. \tag{8}$$

Заметим, что вычислить концентрации $ФК_i$ при прямоточной системе охлаждения трудно, поэтому на практике эту величину целесообразно измерять.

Для оборотной системы охлаждения АЭС концентрация $ФК_i$ определяется на основании решения нестационарного уравнения баланса потока радиоактивности, циркулирующего в водоеме,

$$\frac{\partial A}{\partial t} + v_x \frac{\partial A}{\partial x} = -\lambda_{эффi} \cdot A_i, \text{ Бк/с}, \tag{9}$$

где v_x — средняя скорость циркуляции воды в ВО, м/с.

Решение этого уравнения относительно потока радиоактивности на водозаборе имеет следующий вид:

$$A_{ib} = A_{ic}\left(t - \frac{V}{q_ц}\right) q_{пi} e^{-\lambda_{эффi}\frac{V}{q_ц}}, \text{ Бк/с}. \tag{10}$$

Здесь $A_{ic}\left(t - \frac{V}{g_ц}\right)$ — поток радиоактивности в устье сбросного канала, Бк/с; $q_{пi}$ — параметр, учитывающий убыль i-го радионуклида из воды в результате продувки ВО.

Поделив соотношение (10) на $q_ц$, найдем выражение для $ФК_i$.

Окончательно уравнение для C_{oi} в случае оборотной системы охлаждения АЭС записывается следующим образом:

$$C_{oi} = ДК_i(1 + q_ц/q_o)\left(1 - q_{пi} e^{-\lambda_{эффi}\frac{V}{q_ц}}\right), \text{ Бк/с}. \tag{11}$$

Предельная концентрация C_{oi} позволяет правильно ориентировать соответствующие службы АЭС на оптимальную подготовку и очистку сточных вод перед их выпуском в ВО, а также существенно облегчает проведение систематического контроля за жидкими сбросами.

Одна из ключевых задач нормирования сбросов РВ в водоемы-охладители — определение допустимых концентраций ($ДК_i$), которые обеспечивают радиационную безопасность населения с учетом неограниченного народнохозяйственного использования водоемов. Сложившаяся практика расчета допустимых сбросов РВ (а следовательно, и расчета величины $ДК_i$), предусматривает раздельное определение $ДС_i$ исходя из одинаковых дозовых пределов, установленных для каждого вида водопользования [3]. В качестве «нормализованного» допустимого сброса $ДС_i$, Бк/год, принимается его наименьшее значение.

Основной недостаток такого подхода состоит в том, что в действительности годовая доза, получаемая населением, формируется в результате суммарного радиационного воздействия всех радионуклидов по всем путям облучения, а не по отдельному, пусть максимальному пути. Поэтому «нормали-

зованным» значениям $ДК_i$, рассчитанным для разных ВО, будут соответствовать и различные дозовые нагрузки. Это фактически означает, что правила СП АЭС-79 [4] для каждого водоема-охладителя автоматически санкционируют свои дозовые пределы. Следовательно, однотипные АЭС, при установлении нормативов сброса РВ, находятся в неравных условиях.

Предлагаемый нами единый подход при определении $ДК_i$ ($ДС_i$) исходит из установления интегрального дозового предела для всех видов водопользования, определяющего возможность комплексного народнохозяйственного использования водоема.

Расчетное соотношение для определения $ДК_i$, с учетом комплексного радиационного воздействия, получают из основного дозового условия НРБ-76, которое с учетом требований СП АЭС-79 имеет следующий вид:

$$B\left[\sum_i\left(\sum_{P_a}\frac{H_{P_a i}}{ПД_r}+\sum_{P_b}\frac{П_{P_b i}}{ПГП_i}\right)\right]\leqslant 1, \qquad (12)$$

где i — индекс суммирования радионуклидов;

P_a, P_b — индексы суммирования соответственно по путям внешнего и внутреннего облучения;

$H_{P_a i}$ — составляющая дозы внешнего облучения;

$ПД_r$ — предел дозы облучения критического органа r для населения категории Б;

$П_{P_b i}$ — поступление i-го радионуклида в организм через органы пищеварения;

$ПГП_i$ — предел годового поступления i-го радионуклида через органы пищеварения;

B — квота, установленная для суммы жидких радиоактивных стоков АЭС [4].

Составляющие дозы внешнего облучения $H_{P_a i}$ и поступления радионуклидов в организм по путям внутреннего облучения $П_{P_b i}$ выражаются через допустимые концентрации:

$$H_{P_a i}=ДК_i\Omega_{P_a}T_{P_a}F_i, \qquad (13)$$

$$П_{P_b i}=ДК_i u_{P_b}K_{P_b i}, \qquad (14)$$

где Ω_{P_a} — коэффициент, учитывающий геометрию источника внешнего облучения;

T_{P_a} — среднегодовое время радиационного воздействия на организм по P_a-му внешнему пути облучения;

F_i — дозовый коэффициент;

u_{P_b} — среднегодовое потребление P_b-го продукта питания;

$K_{P_b i}$ — коэффициент накопления в P_b-ом продукте питания.

Соотношения для расчета $ДК_i$ получим после подстановки выражений (13) и (14) в условие (12)

$$ДК_{1i} = 1/B\left(\sum_{P_a}\frac{\Omega_{P_a}T_{P_a}F_i}{ПД_r} + \sum_{P_b}\frac{u_{P_b}K_{P_bi}}{ПГП_i}\right), \qquad (15)$$

$$ДК_i = \eta_i/\sum_i(\eta_i/ДК_{1i}), \qquad (16)$$

где $ДК_{1i}$ — допустимая концентрация i-го радионуклида, рассчитанная для условий, когда в сбросе содержится только один нуклид;

η_i — относительная величина концентрации, $\eta_i = ФК_i/ФК_k$, где $ФК_i$, $ФК_k$ — концентрации i-го и k-го реперного нуклидов в воде водоема.

При нормировании следует также учитывать возможность накопления радионуклидов в донных отложениях водоемов до уровней, превышающих допустимые значения, установленные для твердых радиоактивных отходов. В связи с тем, что между содержанием радионуклида в воде и донных отложениях существует взаимосвязь, необходимо для величин $ДК_i$ ввести дополнительное ограничение.

Допустимые концентрации радионуклидов в донных отложениях устанавливаются на основании требований, изложенных в СП АЭС-79, и определяется в воде водоема-охладителя из следующего уравнения:

$$ДК_{bi} = \min\{ДК_i,\ K_{di}^{-1},\ ДК_{gi}\}, \qquad (17)$$

где K_{di} — коэффициент распределения i-го радионуклида между донными отложениями и водой.

Предлагаемые принципы единого подхода при нормировании радиоактивных веществ, поступающих в естественные и искусственные водоемы-охладители АЭС, включают следующие элементы процедуры нормирования:

1. Введение единого нормализованного объема воды для расчета допустимых сбросов РВ в водоемы-охладители АЭС, существенно различающихся по размерам.

2. Установление дополнительных ограничений на величины концентраций радионуклидов в сбросных водах АЭС для предупреждения возможных превышений допустимых концентраций $ДК_i$, Бк/м^3, в зоне разбавления и смешения сточных вод.

3. Внедрение единого способа расчета допустимых концентраций радионуклидов в ВО, основанного на использовании интегрального дозового предела, регламентирующего все пути использования водоемов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гусев Д. И., Павловский О. А. Основные положения методики расчета предельно допустимых сбросов радиоактивных веществ в поверхностные водоемы.— В кн.: Радиационная безопасность и защита АЭС. М., 1982, вып. 7, с. 157—164.

2. Егоров Ю. А., Иванов Е. А., Казаков С. В., Толстых В. Д. Моделирование радиоактивного загрязнения водоемов-охладителей АЭС с РБМК.— Там же, с. 143—151.

3. Основные санитарные правила ОСП-72/80. М.: Энергоиздат, 1981. 95 с.

4. Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных электростанций СП АЭС-79. М.: Энергоиздат, 1981. 35 с.

5. Стерман Л. С., Тевлин С. А., Шарков А. Т. Тепловые и атомные электростанции. М.: Энергоиздат, 1982. 456 с.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

Т. И. БАБИНА, Н. Н. ДЕЛЬВИН, В. В. ПИСАРЕВ

ГИДРОТЕРМИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА В ВОДОЕМАХ-ОХЛАДИТЕЛЯХ, РАСПОЛОЖЕННЫХ В РАЗЛИЧНЫХ ШИРОТНЫХ ЗОНАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ СОВЕТСКОГО СОЮЗА

Площади водоемов-охладителей (ВО) современных АЭС достигают нескольких десятков квадратных километров. В ряде районов европейской части Советского Союза, испытывающих постоянный дефицит в чистой воде, эти водохранилища являются практически единственными крупными водными объектами, которые могут быть эффективно использованы, например, для рыбохозяйственных, сельскохозяйственных, рекреационных и других народнохозяйственных целей.

Опыт эксплуатации АЭС показывает, что наиболее неблагоприятное воздействие на ВО оказывает повышение температуры воды, которое вызывает отрицательные санитарно-гигиенические и экологические последствия, ухудшает качество воды.

Выполненные нами исследования гидротермической обстановки в ВО ряда АЭС показывают, что в начальный период эксплуатации, когда мощность электростанций еще не достигла проектных значений, повышение температуры воды не превышало 1—4 °С (рис. 1, левая группа точек). Затем, по мере выхода станций на номинальную мощность, подогрев воды в ВО заметно увеличивается и при достижении проектных величин тепловых нагрузок составляет от 6 до 10 °С. Такой подогрев приводит к нежелательным изменениям условий нормальной деятельности водных организмов.

Для исправления подобного положения для ВО должны быть разработаны обоснованные уровни верхнего предела допустимого повышения температуры воды. Если учесть, что водохранилище АЭС не предназначено для питьевого водоснабжения, то в качестве допустимого подогрева воды можно рекомендовать величину, равную 5 °С. Аналогичное ограничение регламентирует и температуру воды в водных объектах рыбохозяйственного назначения [2].

Степень теплового воздействия электростанций на ВО целесообразно регулировать путем введения нормативов на удельную тепловую нагрузку $q_т$ ВО

$$q_т = \frac{N_т}{F} = \frac{2{,}2 \cdot N_э}{F}, \qquad (1)$$

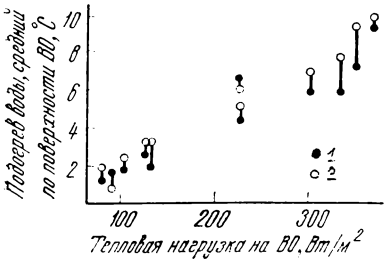


Рис. 1. Гидротермическая обстановка в ВО АЭС.

1 — результаты измерений; 2 — результаты расчета.

где $N_т$, $N_э$ — мощность теплового сброса и электрическая мощность станции, соответственно; F — площадь зеркала ВО.

Введение таких нормативов позволит заранее, на стадии технического проекта, согласовать мощность станции с оптимальными размерами ВО и тем самым обеспечить в ВО температурную обстановку, благоприятную для их комплексного народнохозяйственного использования.

Связь между величинами $q_т$ и средним подогревом воды $\Delta t = t - t_е$ (где $t_е$ — естественная температура воды) определяется из уравнения теплового баланса водоема (см., например, [1])

$$\sum_i q_i = 0, \qquad (2)$$

где суммирование проводится по всем видам антропогенных и природных тепловых потоков, формирующих тепловой режим водоема (солнечная и атмосферная радиация, испарение, конвекция, обратная радиация воды, тепловые сбросы станции и т. д.).

Решение уравнения (2) включает большое количество метеорологических параметров, число которых может быть снижено до двух, если ввести в рассмотрение естественную температуру воды. В общем виде решение уравнения (2) в этом случае имеет вид

$$q_т = f(\Delta t, t_е, u), \qquad (3)$$

где u — скорость ветра.

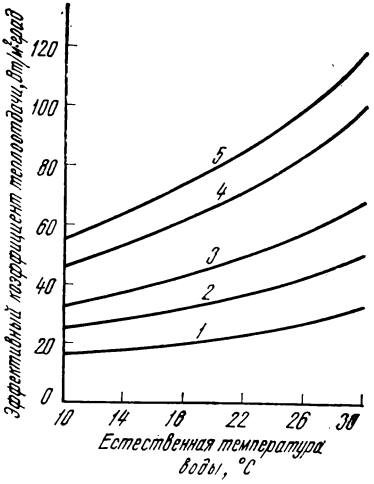


Рис. 2. Зависимость эффективного коэффициента теплоотдачи с поверхности водоема от уровня естественной температуры воды при различных скоростях ветра.

Скорость ветра, u, м/с: *1* — 1; *2* — 3; *3* — 5; *4* — 8; *5* — 10.

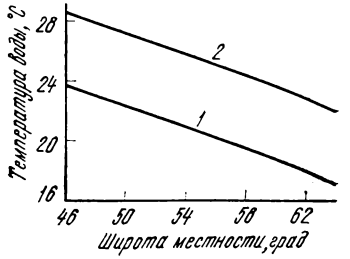


Рис. 3. Рекомендуемая предельно допустимая тепловая нагрузка на ВО.

Рис. 4. Гидротермическая обстановка в ВО АЭС в июле года 50-процентной обеспеченности при предельно допустимых величинах тепловой нагрузки (прогноз).

1 — естественная среднемесячная температура воды, *2* — средняя по водной массе температура воды.

С погрешностью, не превышающей 10 %, соотношение (3) может быть линеаризовано

$$q_т = k(t_e, u) \cdot \Delta t, \qquad (4)$$

где k — эффективный коэффициент теплоотдачи с поверхности водоема.

График зависимости $k(t_e, u)$ показан на рис. 2. Сравнение результатов расчета среднего подогрева воды Δt, выполненного по формуле (4), с натурными измерениями этой величины показало их удовлетворительное совпадение (см. рис. 1).

Из соотношений (3) и (4) следует, что данной величине тепловой нагрузки $q_т$ может соответствовать целый ряд значений подогрева Δt. В связи с этим при определении нормативных величин тепловой нагрузки должны быть указаны соответствующие значения параметров t_e, u и среднего подогрева воды Δt. Предлагается определять предельно допустимое значение тепловой нагрузки ($q_т^{пр}$) исходя из среднего (по поверхности) подогрева воды $\Delta t = 5$ °С, скорости ветра $u = 3$ м/с и естественной температуры воды, соответствующей ее среднемесячной температуре в период самого жаркого месяца года 50 % обеспеченности (t_{50}). Значения t_{50} имеют отчетливо выраженную широтную зависимость [3] (см. рис. 4), что приводит к аналогичной зависимости и величин $q_т^{пр}$. Рекомендуемые предельно допустимые значения тепловых нагрузок для ВО, расположенных на различных широтах европейской части СССР, приведены на рис. 3.

На рис. 4 показана ожидаемая гидротермическая обстановка в ВО АЭС при рекомендуемых предельно допустимых значениях тепловой нагрузки для июля года 50 % обеспеченности. Как видно, при этих условиях средняя по поверхности температура воды даже для ВО южных районов не превышает 30 °С.

ЛИТЕРАТУРА

1. Готлиб Я. Л., Жидких В. М., Сокольников Н. М. Тепловой режим водохранилищ гидроэлектростанций. Л.: Гидрометеоиздат, 1976. 204 с.

2. Сборник нормативных актов по охране природы. М.: Юрид. лит., 1978. 583 с.

3. Филатова Т. Н., Ципперт М. Р., Заир-Бек И. А., Мисюк В. А. Тепловое загрязнение водоемов и гидрологические аспекты проблемы.— Тр. ГГИ, 1976, вып. 231, с. 163—180.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

В. А. АВЕРКОВ, А. В. НОСОВ, В. В. ПИСАРЕВ
А. К. СУХОРУЧКИН

РАСЧЕТ КОНЦЕНТРАЦИЙ ИЗОТОПОВ СТРОНЦИЯ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ АЭС С УЧЕТОМ ЕГО ЗАИЛЕНИЯ

При систематическом поступлении радиоактивных веществ в водоем-охладитель АЭС нуклиды могут накапливаться в воде, донных отложениях, сорбироваться на взвеси и т. п. Однако в связи с малыми количествами поступающей радиоактивности, разбавлением и перемешиванием сбросов, значимые концентрации нуклидов в воде следует ожидать через промежутки времени, исчисляемые месяцами и годами. Можно предположить, что за это время вследствие интенсивной принудительной циркуляции охлаждающей воды, а также в результате естественных процессов водообмена между различными частями водоема радиоактивность по водной массе распределяется достаточно равномерно.

В полностью перемешанном водоеме изменение концентрации нуклидов во времени описывается следующим балансным соотношением:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{W}{V} - \lambda C - \frac{1}{h}\sum_i Q_i, \qquad (1)$$

где C — концентрация нуклида в воде, содержащегося как в растворенной форме, так и на взвеси, Бк/м^3;
W — скорость поступления нуклида в водоем, Бк/год;
V — объем водоема, м^3;
λ — постоянная радиоактивного распада, год$^{-1}$;
h — глубина водоема, м;
Q_i — поток выведения активности из воды по i-му пути, Бк/м^2 год.

Далее учитываются следующие потоки выведения нуклида обусловленные: Q_1 — расходом воды из водоема; Q_2 — фильтрацией воды из водоема; Q_3 — седиментацией (осаждением) взвешенных частиц на дно водоема; Q_4 — сорбцией нуклида поверхностью донных отложений.

Выражение для потока Q_1 имеет вид

$$Q_1 = q_1 \frac{h}{V} C, \tag{2}$$

где q_1 — расход воды из водоема, м³/год.

В результате фильтрации из водоема выводятся нуклиды только в растворенной форме, поэтому

$$Q_2 = q_2 \frac{h}{V} \frac{1}{1+m\mathrm{K}_d} C, \tag{3}$$

где q_2 — расход фильтрации, м³/год;

m — концентрация взвешенных в воде частиц, кг/м³;

K_d — коэффициент распределения нуклида между твердой и жидкой фазами, м³/кг.

Из баланса нисходящих и восходящих потоков взвешенных частиц имеем

$$Q_3 = \frac{V_0 (1 - m_0) \rho \mathrm{K}_d}{1+m\mathrm{K}_d} C, \tag{4}$$

где V_0 — скорость заиления водоема, м/год;

m_0 — пористость донных отложений;

ρ — плотность частиц, составляющих донные отложения, кг/м³.

Для вычисления потока Q_4 воспользуемся законом Фика

$$Q_4 = -D \frac{\partial u}{\partial x}\Big|_{x=-V_0 t}, \tag{5}$$

где D — эффективный коэффициент диффузии нуклида в донных отложениях, м²/год;

u — концентрация нуклида в донных отложениях, Бк/м³.

В соответствии с допущениями [1] профиль концентрации можно определить из решения первой краевой задачи для уравнения диффузии [4]. Влияние процесса седиментации на сорбцию поверхностью отложений учтем движением этой границы со скоростью, соответствующей скорости заиления водоема. Аналогичная задача решена также в работе [2]. Дифференцируя это решение, получим следующее выражение для потока Q_4 [3]:

$$Q_4 = \frac{m_0 + (1 - m_0) \rho \mathrm{K}_d}{1+m\mathrm{K}_d} \left\{ \sqrt{\frac{D}{\pi}} e^{-\alpha t} \left[\alpha \int_0^t C e^{\alpha \tau} \frac{d\tau}{\sqrt{t-\tau}} + \right.\right.$$

$$\left.\left. + \int_0^t \frac{\partial C}{\partial \tau} e^{\alpha \tau} \frac{d\tau}{\sqrt{t-\tau}} \right] - \frac{V_0}{2} \right\}, \tag{6}$$

где $\alpha = \dfrac{V_0^2}{4D} + \lambda$.

Относительный вклад процессов седиментации и сорбции в самоочищение водоема-охладителя от изотопов стронция

Отношение	m, кг/м³					
	0,001			0,1		
	D, м²/год					
	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}
	V_0=0,001 м/год					
λ_3/λ		0,047* / 10,0			0,038 / 8,08	
λ_4/λ	0,085 / 0,24	0,31 / 2,07	1,04 / 11,6	0,069 / 0,19	0,25 / 1,67	0,84 / 9,37
λ_4/λ_3	1,81 / 0,024	6,6 / 0,21	22,13 / 1,16	1,82 / 0,02	6,58 / 0,21	22,1 / 1,16
	V_0=0,01 м/год					
λ_3/λ		0,047 / 100			0,38 / 80,8	
λ_4/λ	0,024 / 0,02	0,174 / 0,25	0,86 / 2,4	0,019 / 0,016	0,141 / 0,20	0,70 / 1,95
λ_4/λ_3	0,05 / 0,0002	0,37 / 0,0025	1,83 / 0,009	0,05 / 0,0002	0,37 / 0,0025	1,84 / 0,009

* В числителе — данные для стронция-89, в знаменателе для стронция-90.

Асимптотическое (при $t \to \infty$) решение уравнения (1) в случае постоянной скорости $W(t) = W_0$ поступления активности имеет вид

$$C = \frac{W_0}{V(\lambda + \sum \lambda_i)}, \tag{7}$$

где λ_i — коэффициенты очищения воды, соответствующие рассматриваемым потокам выведения активности:

$$\lambda_1 = q_1/V, \tag{8}$$

$$\lambda_2 = \frac{q_2}{V} \frac{1}{1+mK_d}, \tag{9}$$

$$\lambda_3 = \frac{V_0}{h} \frac{(1-m_0)\rho K_d}{(1+mK_d)}, \tag{10}$$

$$\lambda_4 = \frac{1}{2h} \frac{m_0+(1-m_0)\rho K_d}{1+mK_d} \left(\sqrt{V_0^2+4D\lambda} - V_0\right). \tag{11}$$

Значимость i-го процесса в очищении воды можно оценить, сопоставив коэффициент очищения λ_i с постоянной радиоактивного распада λ. В таблице представлены отношения λ_3/λ и λ_4/λ для различных значений параметров, характеризующих водоем-охладитель. При этом полагали $K_d=2{,}4$ м³/кг, $\rho=2\cdot10^3$ кг/м³, $m_0=0{,}5$.

Анализ полученных данных позволяет выделить те процессы, которые играют наибольшую роль в самоочищении водоема. Например, для стронция-90 выведение из воды главным образом связано с процессом седиментации взвешенных частиц. Это существенно сокращает объем натурных измерений ряда параметров самоочищения воды, упрощает расчет концентраций изотопов стронция-90 в водоемах-охладителях АЭС.

ЛИТЕРАТУРА

1. Прохоров В. М. Кинетика адсорбции стронция-90 дном непроточного водоема.— Радиохимия, 1969, т. 11, № 3, с. 317—325.

2. Скотникова О. Г., Константинов И. Е., Фесенко С. В. Исследование вертикальной миграции радионуклидов в донных отложениях и грунте непроточного водоема: Препринт. М.: ГК ИАЭ СССР и НКРЗ при Минздраве СССР. 1983. 11 с.

3. Сухоручкин А. К. Влияние седиментации на сорбцию загрязняющего вещества донными отложениями водоема.— Метеорология и гидрология, 1985, № 7, с. 76—81.

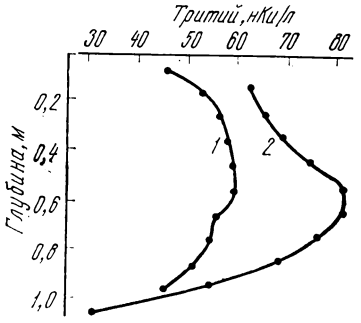
4. Тихонов А. Н., Самарский А. А. Уравнения математической физики. М.: Наука, 1966. 724 с.

М. Я. ЧЕБОТИНА, Т. А. РЕЧ, Н. В. КУЛИКОВ

ТРИТИЙ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ БОЛОТНО-РЕЧНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ

Ранее приводились данные о содержании трития в воде болотно-речной экосистемы, подвергающейся воздействию Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова [2]. Целью настоящей работы являлось изучение содержания трития в донных отложениях указанной экосистемы, включающей в себя искусственно прорытый канал, Ольховское болото и вытекающую из него р. Ольховку, впадающую в р. Пышму.

Воду отбирали в двух повторностях по 1 л, фильтровали, дистиллировали и подвергали радиометрическому анализу на содержание трития. Пробы с низким содержанием излучателя обогащали методом одноступенчатого электролиза. Грунты отбирали торфобуром в центральной части Ольховского болота на глубину 1,1 м, а по основному руслу сбросных вод — на глубину 0,1 м. В болоте было заложено два вертикальных профиля: на транзитном потоке (профиль 1) и в стороне от него на расстоянии около 10 м (профиль 2). Образцы грунта помещали в банки с крышками и хранили в холодильнике. В процессе анализа грунт отделяли от свободной воды фильтрованием через бумажный фильтр, а затем отделяли от него капиллярную, адсорбированную (молекулярно связанную) и кристаллизационную (химически связанную) формы влаги. Для выделения капиллярной влаги навески грунта центрифугировали в пробирках с сетчатым дном на центрифуге ЦЛС-3 при скорости 5000 об/мин. Адсорбционную и кристаллизационную влагу выделяли отгонкой ее из грунта при температуре 105 и 600 °С соответственно. Пробы на содержание трития ана-



Распределение трития по вертикальному профилю донных отложений.
1, 2 — профили.

Содержание трития в различных категориях влаги в относительных единицах (за единицу принято содержание излучателя в свободной воде)

Категория влаги	Торфяный грунт Ольховского болота (природные условия)	Илистый сапропель Белоярского водохранилища (лабораторный эксперимент)	Дерново-луговая почва (лабораторный эксперимент) *
Капиллярная	0,99±0,02	0,98±0,01	0,96±0,02
Адсорбционная	0,96±0,03	0,99±0,01	0,95±0,04
Кристаллизационная . .	0,71±0,06	0,51±0,03	0,45±0,04

* Данные из работы [1].

лизировали методом жидкостной сцинтилляции на счетчике «Дельта-300».

В таблице представлены усредненные данные, характеризующие относительное содержание трития в разных категориях влаги (КВ), выделенных из торфяного грунта Ольховского болота. Для сравнения показано распределение излучателя по КВ илистого сапропеля Белоярского водохранилища и дерново-луговой почвы. Видно, что независимо от типа субстрата, распределение трития по КВ практически одинаково. Отмечено лишь снижение концентрации излучателя в кристаллизационной форме влаги по сравнению с остальными, что может быть связано с дискриминацией трития относительно протия при включении его в прочно связанные формы влаги и органическое вещество грунта [3, 4]. Однако поскольку кристаллизационная влага составляет незначительную долю от общей влажности грунта (не более 2 % от суммы капиллярной, адсорбционной и кристаллизационной форм влаги), можно полагать, что она не играет существенной роли в общем круговороте трития во влажных грунтах.

На рисунке показано изменение содержания трития по глубине торфяной залежи Ольховского болота (концентрация трития в свободной, капиллярной и адсорбционной формах влаги усреднена). Результаты обработаны методом скользящей средней. Видно, что наиболее высокая концентрация трития наблюдается на глубине 0,5—0,7 м от поверхности грунта. Пониженное содержание излучателя в верхних горизонтах торфяной залежи можно объяснить снижением содержания излучателя в сбросной воде в период отбора проб. Уменьшение концентрации трития в нижних слоях профиля связано с замедленной диффузией излучателя в более глубокие слои торфяной залежи и частичным разбавлением его водой, содержащейся в грунте. Следует заметить, что профиль, заложенный на транзитном потоке, характеризуется более контрастным распределением трития по глубине донных отложений, чем в стороне от основного потока.

Определение содержания трития в грунте, отобранном по руслу стока сбросных вод болотно-речной экосистемы, показало отсутствие накопления излучателя в различных категориях влаги и грунте в целом.

ЛИТЕРАТУРА

1. Караваева Е. Н., Молчанова И. В. Распределение трития по некоторым категориям почвенной влаги.— В кн.: Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983, с. 64—68.

2. Куликов Н. В., Реч Т. А., Чеботина М. Я. Тритий в воде болотно-речной экосистемы.— Экология, 1984, № 4, с. 85, 86.

3. Ленский Л. А. Тритий во влагосодержащих системах. М.: Энергоиздат, 1981. 77 с.

4. Рачинский В. В., Ленский Л. А. Исследование взаимодействия меченой тритием воды с почвами. Сообщение 1. Изотопные эффекты при сорбции почвами меченой тритием воды.— Изв. ТСХА, 1965, вып. 1, с. 133—137.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

С. А. ЛЮБИМОВА, О. Ф. СИТНИКОВА, А. В. ТРАПЕЗНИКОВ

НЕКОТОРЫЕ ВОПРОСЫ ГИДРОХИМИИ БЕЛОЯРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В связи с развитием промышленности, сельского хозяйства, ростом городов неизбежно возникает проблема чистой воды и охраны природных ресурсов. Трудности в обеспечении водопользования и водопотребления, наблюдаемые в некоторых районах, связаны в первую очередь с загрязнением водоемов и забором из них больших количеств воды. Загрязнение водоемов может быть вызвано сбросом в них промышленных и сельскохозяйственных отходов, бытовыми стоками. При этом в воду часто попадает избыточное количество биогенных элементов, что влечет за собой резкое увеличение первичного продуцирования. Данный процесс усиливает термофикация водоема, при этом в нем увеличивается содержание органического вещества, аэробные процессы начинают сменяться анаэробными. Все это приводит к ухудшению санитарного состояния воды [1]. Но в каждом водоеме идут процессы самоочищения. Поэтому изучение динамики гидрохимических показателей, наблюдение за содержанием тех или иных ионов в воде представляет несомненный интерес, так как дает возможность прогнозировать дальнейшую судьбу водоема и предлагать меры к улучшению его состояния. В связи с этим в течение ряда лет нами проводились наблюдения за гидрохимическим режимом Белоярского водохранилища. Данный водоем широко используется для отдыха трудящихся, любительского и промышленного лова рыбы. В верховья р. Пышмы, на которой расположено Белоярское водохранилище, могут попадать промышленные и хозяйственные стоки Свердловского, Верхне-Пышминского и Березовского промышленных узлов.

Цель настоящей работы — изучение влияния загрязнений (промышленных и хозяйственных стоков) и теплых вод на гидрохимию Белоярского водохранилища. Пробы отбирали на протяжении ряда лет в июле-августе в определенных постоянных точках водоема с глубины 10—20 см от поверхности воды. В 1983 г. пробы были отобраны вниз по течению (от верховья к плотине) в шести точках водоема: верховье, район высоковольтной линии, Щучий залив, район биостанции, Теплый залив,

Таблица 1

Гидрохимическая характеристика Белоярского водохранилища

Показатель	1973 г.	1983 г.
pH	7,3±0,9	8,3±1,1
Na^+, мг/л	12,8±1,1	20,6±2,0
K^+ »	3,6±0,3	6,3±9,8
Ca^{2+} »	28,7±1,4	30,1±3,2
Mg^{2+} »	11,4±2,1	17,5±3,5
Cl^- »	23,2±4,5	37,5±0,6
HCO_3^- »	149,4±18,7	26,3±3,8
SO_4^{2-} »	42,8±2,1	73,7±5,1
Окисляемость, мг O_2/л .	6,5±1,3	3,5±0,3
Сухой остаток, мг/л . .	245,0±15,4	268,0±20,7

район плотины. Химический анализ проб воды проводили по общепринятым методикам, но в основном использовали методы определения [3].

Следовательно, содержание основных ионов и степень минерализации Белоярского водохранилища за последние 10 лет не претерпели существенных изменений. Вода относится к гидрокарбонатному классу. Из макроэлементов преобладает кальций. Понижение окисляемости воды говорит о снижении содержания в воде органического вещества и идущих в водоеме процессах самоочищения [2].

Сопоставляя усредненные данные по водоему (1973 и 1983 гг.) получили (табл. 1), что основной ионный состав воды водохранилища изменился незначительно. Несколько возросло содержание ионов K^+, Na^+, Cl^- и SO_4^{2-}, в то время как содержание бикарбонатного иона (HCO_3^-) уменьшилось. Ниже стала окисляемость воды: 6,5 мг O_2 на литр в 1973 г. и 3,5 мг O_2 на литр в 1983 г.

Таблица 2

Концентрация основных ионов в воде Белоярского водохранилища

Место отбора	Ca^{2+}	Mg^{2+}	HCO_3^-	Cl^-	P_2O_5	Na^+	K^+	SO_4^{2-}	Окисляемость, мг O_2/л	pH
Верховье	42,6	12,6	149,6	33,2	0,7	18,0	5,6	77,2	3,7	7,5
Район высоковольтной линии	38,4	9,2	133,6	34,5	0,1	21,0	5,6	57,1	3,4	8,8
Щучий залив	34,4	14,6	124,4	37,7	0,06	21,2	6,6	70,6	3,2	8,9
Биостанция	28,4	19,8	129,3	37,3	0,4	20,0	6,0	76,7	3,4	7,9
Теплый залив . . .	30,4	16,8	126,2	36,3	0,02	21,2	6,0	76,7	3,4	7,9
Район плотины . . .	23,2	21,1	124,4	34,5	0,1	21,0	6,7	50,4	3,5	8,2

О том, что в водоем поступает вода, загрязненная промышленными и хозяйственными стоками, а далее вниз по течению наблюдаются процессы самоочищения, говорят данные, представленные в табл. 2. Видно, что от верховья к плотине снижается содержание в воде основных ионов, уменьшается окисляемость и содержание фосфатов.

Из сказанного можно сделать вывод, что 10 лет наблюдений за гидрохимическим режимом Белоярского водохранилища не выявили существенных изменений в содержании основных ионов, влияющих на химический состав воды. Отмечена тенденция к увеличению содержания в воде ряда катионов и анионов. Вниз по течению (от верховья к плотине) удалось зарегистрировать уменьшение содержания в воде некоторых ионов, фосфатов и других органических веществ, что говорит о процессах самоочищения, протекающих в водоеме.

ЛИТЕРАТУРА

1. Булашев А. Я., Лоскутов Н. Ф., Лошаков Ю. Т. Влияние подогретых вод на санитарный режим водоема.— В кн.: Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов: Материалы II симпозиума. Борок, 1974, с. 24—26.

2. Любимова С. А. Гидрохимический режим Белоярского водохранилища.— В кн.: Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. Свердловск, 1981, с. 43—46.

3. Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия, 1973. 376 с.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

А. П. ЗЫРЯНОВ, П. И. НОВИКОВ, В. Ф. НОГОВИЦЫН, И. И. КОЛТИК, В. П. МАСЛОВ, В. И. ГОТЛИБ, М. М. ГРУБЕ

ДЛИТЕЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ В РАЙОНЕ РАСПОЛОЖЕНИЯ БЕЛОЯРСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ТЕРМОЛЮМИНЕСЦЕНТНЫХ ДЕТЕКТОРОВ

Одной из составляющих радиационного экологического мониторинга окружающей среды Белоярской атомной электростанции (БАЭС) в течение длительного периода является определение среднегодового значения дозы облучения с помощью термолюминесцентных детекторов (ТЛД) ионизирующих излучений. Опыт использования человечеством атомной энергии показывает, что такие данные необходимы не только для исследования и прогнозирования переноса радиоактивного материала потоками воздуха, движением воды в природе и миграцией флоры и фауны [1, 2, 4], но и для оценки радиационного воздействия на человека непосредственно в районе расположения АЭС как при нормальной эксплуатации ЯЭУ [5, 7], так и в аварийных ситуациях. Это убедительно показал анализ радиационной обстановки, проведенный с использованием методов термолюминесцентной дозиметрии, после аварии на АЭС «Три-Майл-Айленд-2» (США), где для объективной оценки не хватало, по мнению специалистов, данных мониторинга [8].

С 1970 г. для измерения среднегодовой дозы в районе расположения БАЭС используют методы термолюминесцентной дозиметрии. В 1970—1973 гг. проведены работы по изучению радиационной обстановки в районе расположения БАЭС с использованием ТЛД ИКС [3]. С 1977 г. эти работы проводят с помощью ТЛД «TELDE» на основе фтористого лития [6]. Были проведены эксперименты по использованию для этих целей ТЛД на основе $CaSO_4$—Mn. Однако от применения последних для постоянной работы отказались, так как они требуют более осторожного отношения в период эксплуатации по сравнению с ТЛД «TELDE». По-видимому, детекторы на основе $CaSO_4$—Mn целесообразно использовать во время специальных кратковременных экспериментов.

Специфика дозиметрического контроля в окружающей среде

АЭС предъявляет определенные требования к термолюминесцентным детекторам, используемым для этих целей. Из небольшого количества ТЛД, применяемым сегодня на практике наиболее оптимальными параметрами обладают детекторы на основе фтористого лития. Они имеют незначительную энергетическую зависимость чувствительности, в них отсутствует фединг, они не реагируют на любые атмосферные воздействия и могут повторно применяться практически неограниченное число раз. Известный недостаток детекторов на основе фтористого лития — относительно малая чувствительность (нижний предел регистрируемых доз 10 мрад) — практически не играет существенной роли, если учитывать длительные сроки экспозиции.

В работе использовали изготовленные методом кристаллизации из расплава в вакууме поликристаллические детекторы из фтористого лития. Они представляют собой полусферические таблетки диаметром 3 и высотой 1,5 мм. Технология изготовления детекторов не позволяет получать их одинаковой чувствительности (чувствительность приборов одной партии представляет собой вероятностное распределение, близкое к гаусовому), и чтобы не градуировать каждый детектор, новую партию разделили на группы с разбросом чувствительности в одной группе ± 5 %.

В работе использовали детекторы трех групп с периодической проверкой их чувствительности. Для регистрации термолюминесценции использовали приборы «TELDE» производства Рижского медицинского института.

Градуировку дозиметрического комплекта осуществляли сличением показаний с образцовым прибором при одновременном облучении 60 детекторов одной группы, на которые воздействовали набором доз (D_i) и по методу наименьших квадратов для зависимости $D=aI$ (где I показания прибора) определяли значение градуировочного коэффициента «a». Погрешность градуировочного коэффициента не превышает ± 5 %.

Регистрация малых доз, т. е. измерение термолюминесцентного сигнала, лишь в несколько раз превышающего фоновый, осложняется наличием у детекторов фтористого лития достаточно сильного хемилюминесцентного свечения. Поэтому высвечивание детекторов осуществляли в атмосфере азота, полностью подавляющего хемилюминесцентное свечение.

Чувствительность ТЛД «TELDE», не требующих специального отбора, на уровне 10 мрад достаточна для надежного и точного измерения дозы выше значений, обусловленных естественным фоном ионизирующих излучений на уровне 80—100 мрад в год. Многочисленные эксперименты в лабораторных и полевых условиях показали, что колебания температуры от —30 °С до +40 °С, изменение влажности (при сохранении целостности стандартной полиэтиленовой упаковки детектора) не приводят к заметному федингу. В рутинных измерениях для повышения

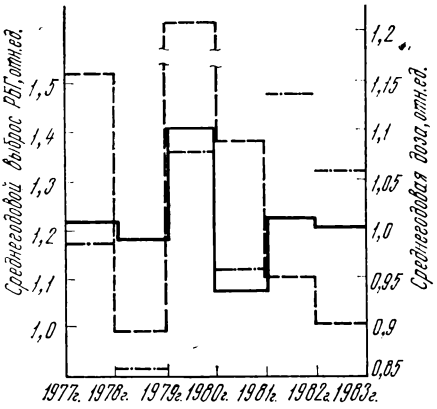
надежности эксперимента применяли, как правило, две таблетки «TELDE». При количестве точек контроля порядка 60—100 позиций применение «двойных» ТЛД незначительно увеличивает затраты на изготовление детекторов и обработку результатов, но обеспечивает сохранение дозиметрической информации, набираемой в течение года, в случае механического или химического повреждения одной из «таблеток».

В районе расположения БАЭС в пределах окружности с радиусом 60 км и условным центром (АЭС) организованы 60—100 постоянных точек контроля, многие из которых совпадают с местами расположения кювет и отбора проб воды, снега, почвы, растительного материала службой внешней дозиметрии АЭС. Колебания в количестве устанавливаемых и собираемых детекторов в основном определяются погодными условиями и доступностью точек контроля в период смены ТЛД (август-сентябрь текущего года). Следует отметить, что до 10 % установленных ТЛД теряются в результате деятельности населения.

На первом этапе работы изучали влияние изменения внешних условий (освещения, температуры, влажности) на показания ТЛД. В ходе многочисленных экспериментов по изменению освещенности и температуры в лабораторных условиях, проведенных в отделении ТЛД Рижского медицинского института, а также в натурных экспериментах при экспонировании ТЛД «TELDE», в районе расположения реактора ИВВ-2М было показано практически полное отсутствие влияния реальных изменений внешних условий на величину запасенной энергии.

В дальнейшем на основе предварительных экспериментов была разработана методика использования ТЛД для контроля радиационной обстановки. Большая плотность точек контроля создана в районе наиболее вероятного падения факела из вентиляционных труб АЭС. Точки контроля специально предусмотрены в населенных пунктах и других наиболее интересных местах (например, у кювет службы внешней дозиметрии, где проводят ежемесячные замеры мощности гамма-дозы прибором СРП-68); создан каталог контрольных точек с подробным описанием местоположения ТЛД, позволяющий оперативно производить обслуживание этих точек контроля. ТЛД устанавливали ежегодно с августа 1977 г., в основном на год. В качестве детектора принимали упаковку с двумя «таблетками» ТЛД, показания которых усредняли. В нескольких контрольных точках ежегодно размещали от трех до пяти ТЛД, для определения среднеквадратической погрешности, которая, как показали измерения, не превышала 10—15 %.

В ряде контрольных точек детекторы устанавливали непосредственно на поверхности земли, на высоте одного и два метра от поверхности. Анализ показаний этих ТЛД не выявил существенных различий в зависимости дозы от высоты установки ТЛД.



Соотношение между среднегодовым выбросом (*сплошная линия*) РБГ БАЭС, среднегодовой дозой на контролируемой площади (*штриховая линия*) и среднегодовой дозой в области наиболее вероятного направления падения «факела» (*штрихпунктирная линия*).

Большинство ТЛД экспонировали в течение года, таким образом «автоматически» получали среднегодовое значение дозы в точках контроля. Результаты измерений ежегодно отражали на схеме. В целом эти данные мало отличались друг от друга, что объективно свидетельствует о незначительном влиянии работы АЭС на окружающую среду.

Сопоставление данных по среднегодовому выбросу РБГ с суммарной средней годовой дозой, измеренной с помощью ТЛД, показывает, что детекторы в целом объективно «отслеживают» изменения суммарного количества РВ, выброшенных из вентиляционных труб АЭС. При этом они более динамично отслеживают относительное изменение в выбросе РБГ. Так, в период установки (1979—1980 гг.) ТЛД зафиксировали рост среднегодовой дозы, связанный с технологическим выбросом РБГ, превышающим обычные средние величины. Это, с одной стороны, подтверждает положение о том, что радиационная обстановка в районе расположения определяется в основном выбросом относительно короткоживущих (за единицу среднегодовой дозы принята среднегодовая доза по всей контролируемой в 1983 г. площади, см. рисунок), с другой стороны, показывает эффективность использования ТЛД «TELDE» для контроля радиационной обстановки в районе расположения АЭС. Однако из рисунка видно, что картины изменений выбросов РБГ и данных по среднегодовой дозе лучше коррелируют для усредненной по всей контролируемой площади, нежели для выбранной в определенном направлении. Таким образом, налицо «метеорологические разбавления» РВ в окружающей среде АЭС. Следует также отметить, что за длительные периоды наблюдения (более трех-четырех лет) суммарное значение среднегодовых доз для всей контролируемой области и области наиболее вероятного падения факела практически совпадают.

В настоящее время проведены предварительные обработки измерений за 1984 г. Эти данные также соответствуют рисунку.

Средняя мощность гамма-дозы и среднегодовая доза в окружающей среде БАЭС

Контрольные точки			1978 г.			1979 г.			1980 г.			1981 г.			1982 г.			1983 г.		
Индекс точки	Точки схемы	Контрольный пункт	I*	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
А8-2	32	Пос. Заречный	8,0	70		6,5	57	125	6,0	53	200	5,1	45	110	5,8	51	150	5,4	47	135
В18-2	61	Пос. Сарапулка									185									90
Г3-2	51	База отдыха «Дельфин»	9,1	80		8,4	74	80	9,2	86	190	8,7	76	130	7,5	66	170	6,9	60	105
Д3-2	67	Дорога на базу отдыха «Дельфин»	9,5	83		8,7	76	80	8,0	70		7,6	67	150	6,9	60	160	6,7	59	125
Д8-1	30	Дом пастуха	9,3	81	100	8,0	70	130	8,3	73	160	8,5	74		7,0	61	150	6,6	58	170
Ж3-1	3	Стройка	10,8	95	150	9,8	86	140	11,5	101	190	8,2	72	160	9,2	81	160	9,0	29	120
Ж18-1	16	С. Ялунино	7,5	66	110	7,5	66	120	6,8	60	160	6,2	54		5,4	77	150	5,6	49	145
Е8-2	8	Дорога на Режик	7,9	69	120	6,7	59	115	7,0	61	140	5,5	48		6,1	53	150	6,0	53	160
Е8-1	11	Д. Режик	7,8	68	140	7,5	66	120	8,8	77	160	7,2	63	160	7,3	64	170	6,7	59	180
38-2	43	Дорога стройки	10,8	95		12,3	108	90	15,1	132	170	10,0	95		12,1	106	140	12,4	109	110
318-1	49	С. Белоярка ППН	8,6	75		8,0	70		7,7	67		7,3	64		6,8	60	150	5,5	48	130
А18-1	34	Д. Гагарка ППН	9,0	79		8,0	70	90	10,0	88	190	6,9	60	125	6,9	60	170	6,8	60	

*I — P_γ, мкр/ч; II — D_γ, мрад; III — $D_{тлд}$, мрад.

В таблице сопоставлены значения среднегодовой дозы в точках контроля, полученные при ежемесячном измерении мощности гамма-дозы с помощью прибора СРП-68 (D_γ), и среднегодовой дозы, измеренной с использованием ТЛД «TELDE» ($\overline{D}_{\text{TLD}}$). Видно, что данные, полученные на основании периодического измерения мощности гамма-дозы, дают значения меньше естественного фона, характерного для местоположения БАЭС (100—120 мрад/год), однако общие закономерности изменения среднегодовой дозы, определенные двумя методами, совпадают. Анализ данных, приведенных в таблице, обращает внимание на превышение среднегодовой дозы в населенных пунктах по сравнению с рядом расположенными точками контроля, например, д. Режик (точка 11) и дорога на Режик (точка 8). Наблюдаемое различие в дозах, по-нашему мнению, нельзя объяснить только вкладом техногенного излучения. По-видимому, здесь имеют место эффекты накопления РВ, которые требуют специального и тщательного исследования.

Систематический контроль радиационной обстановки в районе расположения БАЭС в течение семи лет с использованием ТЛД «TELDE» показывает, что метод термолюминесцентной дозиметрии служит надежным и объективным контролем, позволяющим при незначительных затратах технических и трудовых ресурсов получать информацию как об общих закономерностях изменения радиационной обстановки, так и о локальных особенностях, свойственных определенным контролируемым участкам.

Показано также, что двадцатилетняя эксплуатация АЭС не привела к ощутимым изменениям радиационной обстановки в районе ее расположения (за исключением незначительного роста уровня радиации в наиболее вероятном направлении падения «факела» вентиляционных труб). Результаты этих многолетних исследований еще раз подтверждают безопасность атомной энергетики с точки зрения длительного воздействия на окружающую среду.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бабаев Н. С., Демин В. Ф., Ильин Л. А. и др. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда. М.: Энергоиздат, 1981. 295 с.

2. Бабий В. И., Белоконова А. Ф., Белый Р. А. Энергетика и охрана окружающей среды. М.: Энергия, 1979. 352 с.

3. Бочвар И. А., Гимадова Т. И., Керим-Маркус И. Б. Метод дозиметрии ИКС. М.: Атомиздат, 1977. 221 с.

4. Вавилов А. М. Экологические последствия гонки вооружений. М.: Междунар. отношения, 1984. 175 с.

5. Воробьев Е. И., Ильин Л. А., Туровский В. Д. и др. Радиационная безопасность АЭС в СССР.— Атом. энергия, 1983, т. 54, вып. 4, с. 277—283.

6. Готлиб В. И., Грубе М. М., Зырянов А. П. и др. LiF — детекторы для контроля доз гамма-излучения в окружающей среде АЭС.—

В кн.: Тезисы докладов Четвертого Всесоюзного совещания по радиационной физике и химии ионных кристаллов. Саласпилс, 1978, с. 502.

7. Егоров Ю. А., Емельянов И. Я. Состояние и задачи исследований радиационной безопасности АЭС в связи с дальнейшим развитием ядерной энергетики.— В кн.: Радиационная безопасность и защита АЭС. М., 1982, вып. 7, с. 5—24.

8. Оценки доз облучения населения при аварии на АЭС «Три-Майл-Айленд-2».— Атомная техника за рубежом, 1984, № 8, с. 33—36.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

Б. С. ПРИСТЕР, С. В. БАРБАШЕВ, В. И. ВЛАСЮК

МЕТОДЫ АНАЛИЗА МЕТАЛЛОВ ПРИ ВЕДЕНИИ КОМПЛЕКСНОГО МОНИТОРИНГА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Мониторинг в районе расположения АЭС предусматривает, с одной стороны, оценку содержания в природных объектах основных дозообразующих нуклидов, а с другой — выявление экологических сдвигов. Трудность решения первой задачи заключается в вычислении естественного радиационного фона и глобальных радиоактивных выпадений, величина которых превосходит интенсивность выбросов АЭС, работающих в нормальном режиме.

Не менее сложна и вторая задача мониторинга. Дело в том, что антропогенное воздействие на окружающую среду в районе расположения АЭС определяется прежде всего факторами нерадиационной природы, поэтому вычисление радиационной составляющей в экологических сдвигах и их прогноз возможен только при комплексном мониторинге, включающем оценку и радиационной, и общетоксикологической обстановки.

Повышение энерговооруженности сельского хозяйства в районах расположения АЭС, использование теплых низкопотенциальных вод АЭС, интенсификация обработки почвы могут привести к увеличению накопления ряда токсикантов в районах АЭС и повышенному по сравнению с нормой вовлечению этих токсикантов в биологические и пищевые цепи. В связи с этим необходима не только оценка содержания в природной среде токсикантов химической природы, но и наблюдение за их перераспределением и выявление потенциально опасных мест аккумуляции. Подобная информация явится основой прогнозирования миграции радионуклидов, для которых многие химические загрязнители играют роль изотопных и неизотопных носителей.

Одним из наиболее существенных химических загрязнителей, влияющих на экологическую обстановку, являются металлы. В окружающей среде они находятся в ничтожном количестве (10^{-5}—10^{-6} %). Тем не менее уровень их содержания, например в почве, все же превышает уровень ее загрязнения радионуклидами. Поскольку одна из основных задач мониторинга заклю-

чается в необходимости раннего предупреждения нежелательных последствий антропогенных воздействий, то данные наблюдений за поведением микро- или макроэлементов — аналогов радионуклидов, в число которых входят и металлы, может сыграть основную роль при оценке радиационной обстановки.

Для обнаружения микроколичеств этих элементов требуется высокая чувствительность анализа, которая достигается легче, чем при изучении радиоактивного загрязнения. Для этого применяются либо обогащение отбираемых проб интересуемым элементом, либо современные физико-химические методы анализа.

В предлагаемой статье на основе рассмотрения технико-экономических характеристик различных методов анализа химических элементов делается попытка обосновать выбор методов, которые при наименьших затратах могут дать максимум информации о поведении металлов в окружающей среде.

В настоящее время элементный анализ природных объектов проводится высокочувствительными методами аналитической химии, среди которых выделяются метод эмиссионного спектрального анализа (ЭСА), атомно-абсорбционный (ААА) и нейтронно-активационный (НАА).

Эмиссионный спектральный анализ основан на способности элементов излучать свет определенного спектрального состава при энергетическом воздействии на вещество. В качестве источника излучения наиболее широко применяется электрическая дуга. Метод позволяет определять содержание около 70 элементов на уровне от 10^{-4} до 10^{-1} % и пригоден для анализа проб с полностью неизвестным составом. К достоинствам метода относится довольно большая точность анализа (погрешность 15—20 %) и высокая производительность. В ряде случаев применение ЭВМ дает возможность выполнять ежедневно анализ более 100 образцов с определением в каждом 20 элементов. ЭСА, как и все остальные методы, является относительным, т. е. требует применения стандартных образцов, близких по составу к анализируемой пробе.

Энергии дуги или пламени часто не достаточно для возбуждения эмиссии многих элементов. Но если перевести пробу в атомное состояние при помощи специальных методов и осветить пары дополнительным источником света, то возникает спектр атомного поглощения — атомной абсорбции. С помощью последнего можно анализировать почти все объекты биологии, агрохимии, почвоведения и медицины. Общее число элементов, которое можно определить этим методом, больше 60. Пределы обнаружения составляют 10^{-1}—10^{-4} % для пламени и 10^{-1}—10^{-7} % для непламенных анализаторов, при погрешности 7—15 %. Метод является одноэлементным, последовательным, но в случае применения ламп и полихроматоров может стать и многоэлементным. Производительность определяется в основном продолжительностью подготовки пробы.

Воздействуя на пробу потоком нейтронов, а затем измеряя наведенное радиоактивное излучение, величина активности которого пропорциональна концентрации определенного элемента, можно количественно определять содержание разных элементов. Метод нейтронной активации имеет большие возможности. С его помощью можно определять до 80 элементов на уровне концентраций 10^{-4}—10^{-7} % с погрешностью 10—20 %. Пробы не требуют никакой специальной подготовки. Вместе с тем аппаратура, использующая метод, громоздка и сложна, и требует обслуживающего персонала высокой квалификации. Стоимость выполнения НАА в 3—5 раз выше стоимости ЭСА и ААА. В связи с этим метод нейтронной активации пока применяется редко.

В настоящее время широкое распространение при изучении поверхностей и объемов металлов, полупроводников и диэлектриков получил метод масс-спектрометрии вторичных ионов (МСВИ). Сущность его заключается в следующем: мишень бомбардируется пучком первичных ионов с энергией, равной нескольким килоэлектрон-вольтам. Вследствие соударений этих ионов с поверхностью мишени происходит ее распыление в виде атомов и ионов (положительных и отрицательных). Вторичные ионы вытягиваются из области мишени и попадают в масс-анализатор, где происходит их разделение в соответствии с отношением заряда к массе. Затем вторичные ионы попадают на детектор, а с него информация передается на регистрирующий прибор. Метод МСВИ в ходе одного измерения позволяет проводить анализ всех элементов периодической системы и их изотопов. Минимально обнаруживаемые концентрации в зависимости от элемента и матрицы могут изменяться на несколько порядков величины. В среднем минимально обнаруживаемая концентрация лежит между 10^{-4} и 10^{-7} %. Принципы количественного анализа методом МСВИ разработаны еще недостаточно полно.

Развито два подхода к решению данного вопроса: эмпирический, когда используют внешние или внутренние стандарты для определения выходов вторичных ионов, и теоретический — с использованием различных моделей взаимодействия ионов с поверхностью твердого тела. Второй подход применять легче, но для превращения его в аналитически полезный метод требуется еще много усилий. Эмпирический подход дает точность анализа $\leqslant 10$ %, если учтена гетерогенность и имеются стандартные образцы в подходящей матрице. К достоинствам данного метода следует отнести то, что анализируемые пробы не требуют специальной подготовки, а навеска составляет всего 10^{-6}—10^{-11} г. Помимо сведений об элементном и изотопном составе пробы, метод МСВИ позволяет получить информацию и о формах состояния элемента.

Характеристики описанных методов приведены в табл. 1

Таблица 1

Аналитические характеристики методов [1, 2]

Характеристика метода	Методы анализа			
	МСВИ	ЭСА	ААА	НАА
Диапазон минимально определяемых концентраций, %	10^{-4}—10^{-7}	10^{-1}—10^{-4}	10^{-1}—10^{-7}	10^{-4}—10^{-7}
Количество определяемых элементов в одном образце	Все элементы периодической системы и их изотопы	10—70	10—60	10—80
Точность количественного анализа, %	$\leqslant$10 (с использованием стандартов)	15—20	7—15	10—20
Специальная подготовка пробы	Не требуется, озоление	Озоление, растворение	Озоление, растворение	Не требуется
Минимальная навеска пробы для анализа, г	10^{-6}—10^{-11}	10^{-1}—10	10^{-1}—10^{-5}	10^{-3}—10
Капитальные затраты на внедрение оборудования (к), тыс. руб/год	80,0 *	15,0 *	35,0 *	250,0 *
Время анализа одной пробы, включая время на ее подготовку, мин	10—1500	30—1500	30—1000	2—1000
Потенциальное количество информации (M_p), бит	$2 \cdot 10^6$	$2 \cdot 10^6$	10^3	$5 \cdot 10^4$ **
Полезное количество информации (M), бит	2000	600	100	600 **
Эффективность метода (L_A), бит/мин	1333	1333	1,0	50,0
Степень эффективности метода, e_A	2	2	$1{,}5 \cdot 10^{-3}$	$7{,}5 \cdot 10^{-2}$

* Ориентировочные данные, взятые с учетом стоимости промышленного оборудования.
** Значения, полученные при помощи расчетов по методике [2].

[1, 2]. Метод МСВИ обладает рядом преимуществ по отношению к другим методам: широкая область содержаний определяемого элемента, наименьшая навеска пробы для анализа, отсутствие специальной подготовки проб, широкий диапазон измеряемых масс, возможность получения большого количества разной информации. Тем не менее делать вывод о том, что метод МСВИ «идеальный» для анализа объектов природной среды, нельзя по следующей причине. Как правило, у исследователя отсутствует достаточная информация об анализируемой

пробе, которая необходима для оптимального выбора методики анализа, способа подготовки пробы, учета взаимного влияния элементов, выбора стандартных образцов для калибровки метода или для контроля правильности результатов анализа. В этом случае задачу определения химического состава пробы можно эффективно решить только с помощью комплекса методов. Причем при создании такого комплекса необходимо иметь в виду не только аналитические характеристики, составляющих его методов, но и экономические.

Экономическая эффективность какого-либо метода анализа определяется приведенными затратами, приходящимися на единицу полезной информации. Согласно методике [3], выражение для определения приведенных затрат имеет вид

$$З = U + E_{н}к, \qquad (1)$$

где З — приведенные затраты, руб/год;

U — годовые эксплуатационные расходы, руб/год;

$E_{н}$ — нормативный коэффициент эффективности капитальных вложений, 1/год ($E_{н} = 0{,}15$);

к — капитальные затраты.

Критерием оптимального выбора метода может служить величина

$$\overline{З} = З/М, \qquad (2)$$

где $\overline{З}$ — удельные приведенные затраты, руб/бит·год;

М — полезное количество информации, бит, при условии ее минимальности.

Количество полезной информации М равно сумме объемов информации H_i для n независимых аналитических сигналов

$$М = \sum_{i=1}^{n} H_i.$$

Значения М для разных методов приведены в табл. 1.

Удельные приведенные затраты определяются капитальными затратами и эксплуатационными расходами. Годовые эксплуатационные расходы по каждому из сравниваемых методов анализа можно найти по формуле

$$U = U_{а} + U_{т.р} + U_{з.л} + U_{п.р}, \qquad (3)$$

где $U_{а}$ — годовые амортизационные отчисления, руб/год, $U_{а} = 0{,}025$ к, где 0,25 — доля амортизации от капитальных затрат к, связанных с внедрением данного метода. $U_{т.р}$ — затраты на текущий ремонт оборудования, руб/год, $U_{т.р} = 0{,}1 \cdot U_{а}$ или $U_{т.р} = 0{,}02$ к. $U_{з.п}$ — заработная плата обслуживающего персонала, руб/год, $U_{з.п} = 2200$ руб/чел·год с учетом основной, дополнительной зарплаты и отчислений на социальное страхование. $U_{п.р}$ — прочие эксплуатационные расходы (расход материалов, электроэнергии, воды и т. п.), руб/год, $U_{п.р} = 0{,}2\,(U_{а} + U_{т.р} + U_{з.п})$, $U_{п.р} = 440 + 0{,}06$ к.

Таким образом,

$$U = 2640 + 0{,}33\ к. \qquad (4)$$

Используя выражения (1) — (4) для определения удельных приведенных затрат, получаем

$$\overline{З} = \frac{2640 + 0{,}48к}{М}. \qquad (5)$$

Принимая во внимание данные табл. 1 по информативности методов и капитальным затратам, по формуле (5) находим $\overline{З}$. Результаты расчета приведены в табл. 2. Они свидетельствуют о том, что из четырех выбранных способов исследования ЭСА и МСВИ экономически эффективней ААА и НАА. Однако для оптимального выбора методов анализа целесообразно было бы характеризовать их одновременно с технической и экономической сторон. Для этой цели мы предлагаем ввести коэффициент удельной технико-экономической эффективности метода $\overline{E}_A$, который определим как отношение степени эффективности метода анализа [2] (аналитическая характеристика) к относительным удельным приведенным затратам $\overline{З}_0$ (экономическая характеристика):

$$\overline{E}_{Ai} = \frac{e_{Ai}}{\overline{З}_0}. \qquad (6)$$

Здесь $e_{Ai} = \frac{L_{Ai}}{L}$, L_{Ai} — эффективность данного способа анализа, $L_{Ai} = \frac{M_{pi}}{t_{Ai}}$ [2], M_p — потенциальное количество информации, t_{Ai} — время выполнения анализа одной пробы, включая время на ее подготовку. M_p характеризует способ анализа в целом, причем его значения определяются точностью, селективностью, разрешающей способностью и областью применимости данного метода анализа [2]. Значения M_p для анализируемых методов приведены в табл. 1. L — средняя эффективность рассматриваемых методов, $L = \frac{\sum_{i=1}^{n} L_{Ai}}{n}$, $\overline{З}_0 = \frac{\overline{З}_i}{\overline{З}_c}$, где $\overline{З}_c$ — средние удельные приведенные затраты анализируемых методов, $\overline{З}_c = \frac{\sum_{i=1}^{n} \overline{З}_i}{n}$.

Значения L_{Ai}, e_{Ai} также приведены в табл. 1, а $\overline{З}_0$ и $\overline{E}_{Ai}$ — в табл. 2, откуда следует, что и с точки зрения комплексной технико-экономической оценки наибольшей эффективностью при минимуме затрат также обладают методы МСВИ и ЭСА, уже выделенные нами при экономическом анализе. Однако задачу

Таблица 2

Экономические характеристики методов

Характеристика метода	Метода анализа			
	МСВИ	ЭСА	ААА	НАА
Удельные приведенные затраты, $\overline{З}$, руб/бит·год . . .	20,5	16,4	194,4	204,4
Относительные удельные приведенные затраты, $\overline{З}_0$,	0,2	0,2	1,8	1,9
Коэффициенты удельной технико-экономической эффективности, $\overline{E}_{A_i}$	10	10	$8 \cdot 10^{-4}$	$3{,}9 \cdot 10^{-2}$

элементного анализа проб природной среды целесообразно решать, как уже отмечалось, только несколькими методами, которые дополняют друг друга по информативности, обладают высокой производительностью и экономической эффективностью.

Попытаемся решить задачу оптимального выбора комплекса анализов, применяя для этого метод последовательного анализа вариантов. Запишем все возможные комбинации из четырех методов по два, три и четыре и рассчитаем для них коэффициенты удельной технико-экономической эффективности $\overline{E}_к$. Комплекс методов с максимальным значением $\overline{E}_к$ и будет искомым. Значения $\overline{E}_к$ будем определять по аналогии с расчетами приведенных значений двух физических величин. Тогда для двух методов $(к = 2)\,\overline{E}_2 = \dfrac{\overline{E}_{Ai} \cdot \overline{E}_{Aj}}{\overline{E}_{Ai} + \overline{E}_{Aj}} (i \neq j)$, для трех методов $(к = 3) - \overline{E}_3 = \dfrac{\overline{E}_2 \cdot \overline{E}_{Ai}}{\overline{E}_2 + \overline{E}_{Ai}}$, для четырех методов $(к = 4) - \overline{E}_4 = \dfrac{\overline{E}_3 \cdot \overline{E}_{Ai}}{\overline{E}_3 + \overline{E}_{Ai}}$.

Результаты расчетов значений коэффициентов удельной технико-экономической эффективности для разных комбинаций методов следующие:

Комбинации методов	$E_к$	Комбинации методов	$E_к$
M_1M_2*	5	$M_1M_2M_4$	$3{,}9 \cdot 10^{-4}$
M_1M_3	$8 \cdot 10^{-4}$	$M_1M_3M_4$	$7{,}8 \cdot 10^{-4}$
M_1M_4	0,04	$M_2M_3M_4$	$7{,}8 \cdot 10^{-4}$
M_2M_3	$8 \cdot 10^{-4}$	$M_1M_2M_3M_4$	$7{,}8 \cdot 10^{-4}$
M_2M_4	0,04		
M_3M_4	$7{,}8 \cdot 10^{-4}$		
$M_1M_2M_3$	$9 \cdot 10^{-4}$		

* M_1 — МСВИ, M_2 — ЭСА, M_3 — ААА, M_4 — НАА.

Как и следовало ожидать, максимальное значение коэффициента удельной технико-экономической эффективности имеет комплекс из двух методов: МСВИ и ЭСА. Его мы и рекомендуем внедрять в лабораториях, ведущих работы по контролю загрязненности природной среды антропогенными продуктами, а также при проведении комплексного мониторинга районов расположения АЭС, в которых дозиметрические, радиометрические, спектрометрические измерения должны проводиться параллельно с измерениями нерадиоактивной составляющей загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Биологическая роль микроэлементов / Под ред. В. А. Ковальского и И. Е. Воротницкой. М.: Наука, 1983. 238 с.

2. Данцер К., Тан Э., Мольх Д. Аналитика. Систематический обзор. М.: Химия, 1981. 280 с.

3. Методика (основные положения) определения экономической эффективности использования в народном хозяйстве новой техники, изобретений и рационализаторских предложений. М.: Экономика, 1977. 45 с.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

С. М. ВАКУЛОВСКИЙ, В. П. МАРТЫНЕНКО

АЭРОГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОЕ ОБСЛЕДОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕСТНОСТИ В РАЙОНАХ АЭС

Аэрогамма-спектрометрический метод в 70-х годах был применен для определения уровней глобального радиоактивного загрязнения местности в масштабах страны [2, 3]. Возможность получения информации о состоянии радиоактивного загрязнения местности этим методом определяется прежде всего уровнем радиоактивного загрязнения и чувствительностью используемой аппаратуры. Точность получаемых результатов зависит от величины гамма-излучения естественных радионуклидов: урана, тория, калия, содержащихся в почвах, а также от колебаний радиоактивного фона, создаваемого атмосферным радоном-222; вариаций поглощающих свойств среды и изменений вертикального распределения исследуемых радионуклидов в почве.

Содержание естественных радионуклидов в почве изменяется в широких пределах и составляет для урана $(0{,}1—4{,}5)\cdot10^{-4}$ %, для тория $(0{,}1—16)\cdot10^{-4}$ % и калия (0,1—3) % [4]. Оно возрастает с севера на юг. Широтная зональность наблюдается и для концентраций атмосферного радона. С севера на юг возрастают вариации его содержания в атмосфере.

По данным [5], погрешности определения цезия-137 за счет вариаций концентрации радона-222 и его дочерних продуктов на высотах 25 и 100 м от поверхности составляют 5 и 15 % соответственно. Эти погрешности могут быть уменьшены в несколько раз при использовании экранированных детекторов с ограниченным углом обзора $2\Theta=120—160°$. Использование защитного экрана-коллиматора снижает величину космического фона и уменьшает погрешности измерений, вызванные изменением поглощающих свойств среды, связанных с наличием лесного покрова и изменением влажности почв.

Показано [3], что статистическая погрешность определения запаса глобального цезия-137 на целинном участке методом самолетной гамма-спектрометрии на высоте полета 25 м составила 6,7 % при коэффициенте заглубления $\beta=1{,}5$ см^2/г. С учетом вариации коэффициента заглубления, а также наличия на маршрутах пахотных участков погрешности самолетных измере-

ний запаса цезия-137 на всей территории страны в основном не превышали 15—20 % [2].

Оценим возможности использования метода самолетной гамма-спектрометрии для определения уровней локального загрязнения почв в районах атомных электростанций на фоне глобального загрязнения.

Средние значения запаса глобального цезия-137 в почвах отдельных районов на европейской части территории СССР в 1984 г. составляли от 2,0 до 3,0 кБк/м^2 [7]. В результате миграции цезия-137 в почвах к 1973 г. на целинных участках сформировались следующие профили его распределения по глубине: в 30 % случаев профили аппроксимировались экспонентой с параметром заглубления $\beta=0{,}2—1{,}5$ см^2/г; в 60 % — наблюдалось превышение содержания цезия-137 в верхнем слое почвы над экспонентой, характерной для глубинных слоев, и в 10 % — профили были более выпуклые, чем экспонента, причем максимум содержания смещен в глубь почвы [6].

Оценку чувствительности метода выполним для следующих условий: запас глобального цезия-137 2,7 кБк/м^2; параметр заглубления для целинных участков 0,2 и 1,5 см^2/г; для пахотных участков будем полагать, что весь цезий-137 распределен равномерно по глубине вспашки до 30 см; плотность болотно-торфяных почв $\rho=0{,}5$ и 1,0 г/см^3, прочих — 1 и 1,5 г/см^3.

Будем считать, что локальное загрязнение от АЭС распределено на поверхности почвы в виде пленки. Это допущение соответствует реальной картине загрязнения, если с момента выброса радионуклидов до времени обследования прошло не более 1—5 лет. Рассмотрим уровни локального загрязнения, составляющие 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50, 70 и 100 % от величины глобального загрязнения почв цезием-137.

Примем, что локальное загрязнение фиксируется с самолета, если

$$I_л \geqslant 3\delta I_г, \qquad (1)$$

где $I_л$, $I_г$ — интенсивность гамма-излучения локального и глобального источников, регистрируемая детектором на высоте полета, имп/с; δ — вариация интенсивности от глобального источника.

Для расчетов интенсивности нерассеянного гамма-излучения от плоского пленочного источника ($I_{пл}$), от экспоненциально заглубленного источника ($I_{эксп}$) и от равномерного радиоактивного слоя ($I_{сл}$) толщиной z воспользуемся формулами из [4] в незначительно преобразованном виде. Для детектора с углом обзора 2Θ

$$I_{пл} = \frac{Q}{2}\,\varepsilon\,[E_1(\mu h) - E_1(\mu h/\cos\Theta)], \qquad (2)$$

Таблица 1

Интенсивность гамма-излучения (имп/с) от глобального цезия-137 ($I_г$), ее вариации (δ) и утроенное произведение этих величин ($3\delta I_г$) для различных распределений цезия-137 в почве

Измеряемая величина	Экспоненциальное распределение, параметр заглубления, см²/г		Равномерное распределение в слое 30 см, плотность, г/см³		
	1,5	0,2	0,5	1,0	1,5
$I_г$	6,8	4,2	3,6	1,8	1,2
Болотно-торфяные почвы					
δ	0,05	0,07	0,08	0,15	—
$3\delta I_г$	1,0	0,88	0,86	0,81	—
Дерново-подзолистые песчаные почвы					
δ	0,08	0,12	—	0,27	0,40
$3\delta I_г$	1,6	1,5	—	1,5	1,4
Черноземы					
δ	0,10	0,16	—	0,37	0,56
$3\delta I_г$	2,0	2,0	—	2,0	2,0
Подзолистые суглинки					
δ	0,12	0,20	—	0,46	0,68
$3\delta I_г$	2,5	2,5	—	2,5	2,4

Таблица 2

Интенсивность ($I_л$) гамма-излучения от локального цезия-137 и кобальта-60 (имп/с), распределенных на поверхности почвы в виде пленки, при различных уровнях загрязнения

Уровни загрязнения почвы								
135	270	405	540	810	1080	1350	1890	2700*
Цезий-137								
0,38	0,76	1,14	1,5	2,3	3,0	3,8	5,3	7,6
Кобальт-60								
0,68	1,35	2,0	2,7	4,1	5,4	6,8	9,5	14

* Уровень глобального цезия-137.

$$I_{\text{эксп}} = \frac{Q}{2}\varepsilon\{E_1(\mu h) - e^{\beta h}E_1[\mu h(1+\beta/\mu)] - E_1(\mu h/\cos\Theta) + e^{\beta h}E_1[\mu h(1/\cos\Theta+\beta/\mu)]\}, \quad (3)$$

$$I_{\text{сл}} = \frac{Q}{2z\mu\rho}\varepsilon\{E_2(\mu h) - \cos\Theta E_2(\mu h/\cos\Theta) - E_2(\mu h + z\mu\rho) + \cos\Theta E_2[(\mu h + z\mu\rho)/\cos\Theta]\}, \quad (4)$$

где Q — запас радионуклида в почве, Бк/м^2;

ε — фотоэффективность детектора, $\frac{\text{имп/с}}{\text{Бк/м}^2}$;

E_1, E_2 — интегрально-показательная функция первого и второго рода;

h — высота детектора над поверхностью земли, г/см^2;

μ — массовый коэффициент ослабления гамма-излучения воздухом и почвой, см^2/г, для воздуха и почвы $\mu=0{,}078$ см^2/г.

Вариацию интенсивности гамма-излучения от глобального цезия-137 и локального кобальта вычислим по формуле

$$\delta = \frac{\sqrt{I_{\text{фп}}t + 2I_{\text{ф}}t}}{I_{\text{фп}}}, \quad (5)$$

где $I_{\text{фп}}$ —интенсивность полезного сигнала (в фотопике), имп/с;

$I_{\text{ф}}$ — интенсивность фонового излучения (под фотопиком), имп/с;

t — время измерения, с.

Значения интенсивности фонового гамма-излучения от естественных радионуклидов (урана, тория и калия) в области фотопика цезия-137 (в интервале энергий от 580 до 750 кэВ) и в области фотопиков двух гамма-линий кобальта-60 (в интервале энергий от 1050 до 1450 кэВ) получены нами экспериментально при полетах на высоте 25 м над почвами четырех типов: болотно-торфяными, дерново-подзолистыми песчаными, черноземами и подзолистыми суглинками. Фоновые скорости счета для указанных четырех типов почв составили для цезия-137 — 6, 20, 40, 60 имп/с, для кобальта-60 — 4, 10, 20, 30 имп/с соответственно. Эти данные получены в период аэрогамма-спектрометрического обследования глобального радиоактивного загрязнения почв в районах АЭС. Обследование проводилось на вертолете Ми-8 с помощью аппаратуры для самолетных гамма-съемок АСГ-3 [1]. Время измерения составляло в среднем 3—4 мин. В состав аппаратуры входил сцинтилляционный спектрометр с детектором NaI(Tl) 150×100 мм с разрешением 12 % в стальном защитном экране с эффективным углом обзора $2\Theta=160°$ и амплитудный анализатор АИ-128. Чувствительность детектора для прямого гамма-излучения цезия-137 составляла $6{,}3\cdot10^{-3}\frac{\text{имп/с}}{\text{Бк/м}^2}$, для двух гамма-линий кобальта-60 — $9{,}2\cdot10^{-3}\frac{\text{имп/с}}{\text{Бк/м}^2}$.

Таблица 3

Вариации (δ) интенсивности гамма-излучения от пленочного источника кобальта-60 для различных почв

Уровни загрязнения почвы, Бк/м²								
135	270	405	540	810	1080	1350	1890	2700
Болотно-торфяные почвы								
0,32	0,17	0,12	0,09	0,06	0,05	0,04	0,033	0,027
Дерново-подзолистые песчаные почвы								
0,50	0,26	0,17	0,13	0,09	0,07	0,06	0,04	0,03
Черноземы								
0,70	0,36	0,24	0,18	0,12	0,08	0,07	0,06	0,04
Подзолистые суглинки								
0,85	0,43	0,29	0,22	0,15	0,11	0,09	0,07	0,05

Результаты расчетов по формулам (1—5) представлены в табл. 1—3. В табл. 1 приводятся интенсивность нерассеянного гамма-излучения глобального цезия-137 на высоте 25 м, регистрируемая аппаратурой, вариации интенсивности и произведение величины интенсивности на утроенное значение ее вариации. Данные рассчитаны для четырех типов почв для экспоненциального распределения цезия-137 по глубине почвы с параметром заглубления $\beta = 1{,}5$ и 0,2 см²/г и для равномерного распределения в слое толщиной 30 см. В табл. 2 приведена регистрируемая интенсивность нерассеянного гамма-излучения цезия-137 и кобальта-60, распределенных на поверхности почвы в виде пленки с плотностью загрязнения от 135 до 2700 Бк/м², а в табл. 3 — вариации интенсивности нерассеянного гамма-излучения кобальта-60 в зависимости от уровня загрязнения для рассматриваемых типов почв. Величина произведения интенсивности нерассеянного гамма-излучения глобального цезия-137 на утроенное значение ее вариации не зависит от характера распределения цезия-137 по глубине почвы и определяется только типом почвы (величиной ее фонового излучения). Это произведение не превышает 1 имп/с для болотно-торфяных почв, 1,5—1,6 имп/с — для дерново-подзолистых песчаных, 2 имп/с — для черноземов и 2,5 имп/с — для подзолистых суглинков. Интенсивность прямого гамма-излучения от пленочного источника цезия-137 для уровней 15, 20, 30 и 40 % от запаса глобального цезия-137 равна соответственно 1,14; 1,5; 2,3 и 3,0 имп/с (см. табл. 2). Оценивая

полученные данные по критерию (1), можно сделать вывод, что методом самолетной гамма-спектрометрии на болотно-торфяных почвах можно обнаружить 15 % превышения локального цезия-137 над глобальным его запасом, на дерново-подзолистых песчаных почвах 20 % превышения, на черноземах и подзолистых суглинках 30 % и 40 % соответственно.

Кобальт-60 может быть измерен с точностью около 30 % при уровнях 135 Бк/м² на болотно-торфяных почвах, 270 Бк/м² на песчаных почвах и 400 Бк/м² на черноземах и подзолистых суглинках (см. табл. 3).

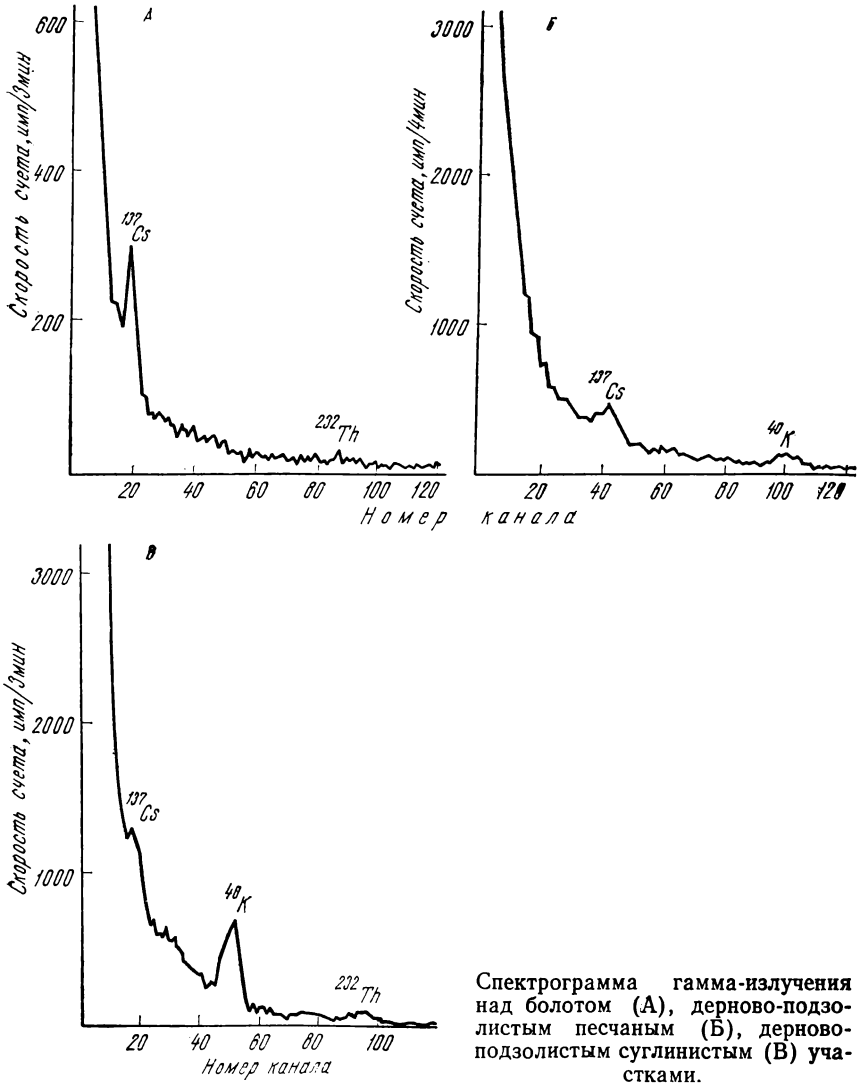
В качестве иллюстрации возможности метода на рисунке представлены гамма-спектры, полученные при полетах на высоте 25 м над болотно-торфяными, дерново-подзолистыми песчаными почвами и подзолистыми суглинками. На первых двух графиках отчетливо видны пики полного поглощения гамма-излучения цезия-137. Время измерения спектров 3, 4 и 3 мин, погрешность определения глобального цезия-137 10, 8 и 36 % соответственно.

Порог обнаружения техногенных загрязнений может быть понижен за счет использования детекторов с более высоким разрешением или большего объема. Кроме того, порог обнаружения может быть уменьшен в $\sqrt{n}$ раз при n-кратных измерениях на одном маршруте за счет увеличения суммарного времени измерения.

Использование вертолетов для аэрогамма-спектрометрического обследования радиоактивного загрязнения местности на относительно небольших площадях в пределах санитарно-защитной зоны и зоны наблюдения АЭС имеет ряд преимуществ по сравнению со способом контроля методом отбора проб почв. С помощью вертолета можно обследовать труднопроходимые участки местности: леса, болота, сельскохозяйственные угодья в период произрастания на них растений. Производительность и оперативность такого обследования несравненно выше, чем при иных способах обследования.

Детектор с углом обзора $2\Theta = 160°$ «просматривает» площадку с радиусом $R = h\operatorname{tg}\Theta$. Загрязненные участки почвы небольшого размера с вертолета можно обследовать в режиме зависания над площадкой на различных высотах от 1 до 25 м, в том числе и непосредственно у земли при посадке вертолета. В этом случае высота детектора над землей будет 0,5 м, а минимальный диаметр просматриваемой площадки составит 6 м. При зависаниях на высотах от 1 до 25 м будут обследоваться площадки диаметром от 11 до 280 м, площадью от 100 до 62 000 м². Время измерения в режиме зависания 3 мин.

При полете по маршруту со скоростью v за время t обследуется площадь $S = 2Rvt$. При скорости 90—180 км/ч за время 3 мин вертолет пролетит от 4,5 до 9 км, и с высоты 25 м будет обследована полоса шириной 280 м, площадью от 3,2 до 6,4 км².



Спектрограмма гамма-излучения над болотом (А), дерново-подзолистым песчаным (Б), дерново-подзолистым суглинистым (В) участками.

Аэрогамма-спектрометрические измерения обеспечивают представительность (осреднение по площади), недоступную при отборе проб почв. Методом аэрогамма-спектрометрической съемки местности могут быть обнаружены техногенные загрязнения почвы цезием-137, составляющие для различных типов почв 15—40 % от запаса глобального цезия-137. Обнаруживаемые минимальные уровни загрязнения кобальтом-60 для тех же типов почв будут от 136 до 400 Бк/м^2.

ЛИТЕРАТУРА

1. Аппаратура для самолетных гамма-съемок АСГ. Техническое описание. Обнинск: Госкомгидромет, 1979. 144 с.

2. Болтнева Л. И., Израэль Ю. А., Ионов В. А., Назаров И. М. Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР.— Атом. энергия, 1977, т. 42, вып. 5, с. 355—360.

3. Болтнева Л. И., Ионов В. И., Коган Р. М. и др. Гамма-спектрометрия цезия-137 с самолета при глобальном радиоактивном загрязнении территории.— Изв. АН СССР. Физика Земли, 1968, № 10, с. 64.

4. Болтнева Л. И., Ионов В. А., Кузнецова З. В., Назаров И. М. Региональные закономерности в распределении естественных радиоактивных элементов на территории Советского Союза.— В кн.: Фоновая радиоактивность почв и горных пород на территории СССР. М., 1980, с. 23—36.

5. Назаров И. М., Николаев Л. Н., Фридман Ш. Д. Основы дистанционных методов мониторинга загрязнения природной среды. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 280 с.

6. Пегоев А. Н., Фридман Ш. Д. О вертикальных профилях цезия-137 в почвах.— Почвоведение, 1978, № 8, с. 77—81.

7. Силантьев А. Н., Шкуратова И. Г. Обнаружение промышленных загрязнений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Л.: Гидрометеоиздат, 1983. 136 с.

Н. А. ФИЛИПАС, Е. В. ЮДИНЦЕВА, А. Н. РАТНИКОВ,
Ю. М. ХОДОРОВСКИЙ, Л. А. МАМОНТОВА, О. А. ВОСТРИКОВА

ПОСТУПЛЕНИЕ НЕКОТОРЫХ ЭЛЕМЕНТОВ НЕЙТРОННОЙ АКТИВАЦИИ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ КУЛЬТУРЫ ИЗ ОСНОВНЫХ ПОЧВ НЕЧЕРНОЗЕМНОЙ ЗОНЫ

Бурное развитие атомной промышленности и широкое использование ядерной энергии в различных сферах деятельности человека выдвинуло ряд научных и практических задач, связанных с проблемой охраны внешней среды и, в частности, сельскохозяйственных угодий от радиоактивного загрязнения.

В условиях вегетационных и полевых опытов изучали поступление марганца-54, кобальта-60, цинка-65 и кадмия-115 в различные сельскохозяйственные растения из основных почв Нечерноземной зоны и способы снижения размеров их накопления хозяйственно-ценной частью урожая. Элементы нейтронной активации вносили во всех опытах в почву в виде растворов хлористых солей в дозах: марганец-54 от $10{,}4 \cdot 10^4$ до $22{,}2 \cdot 10^4$ Бк; кобальт-60 — $11{,}1 \cdot 10^4$ Бк; цинк-65 — $14{,}8 \cdot 10^4$ Бк; кадмий-115 — $37{,}0 \cdot 10^4$ Бк.

При набивке сосудов и в последующие годы проведения вегетационных опытов вносили в почву питательные элементы

Агрохимическая характеристика почв

Почва	pH солевой	Гидролитическая кислотность	Обменная кислотность	Сумма поглощенных оснований	Обменный Ca	Емкость поглощения	Подвижный K_2O	Подвижный P_2O_5	Подвижный Al	Подвижный Mg
		мэкв/100 г почвы					мг/100 г почвы			
1	4,3	3,3	0,4	5,0	4,4	8,3	3,7	7,7	3,4	—
2	4,0	4,8	0,7	8,3	7,6	13,1	7,8	2,6	5,7	0,6
3	6,2	1,0	0,1	15,0	12,3	16,0	7,2	7,2	—	1,5
4	4,3	4,4	0,3	8,8	7,7	13,2	12,0	1,7	2,4	—
5	5,4	1,9	0,1	19,0	15,1	20,9	17,4	25,0	—	2,0
6	5,3	3,7	0,1	31,8	29,7	35,5	12,2	6,0	—	4,9

из расчета 0,75 г N, P, K на сосуд и $N_{100}P_{100}K_{100}$ кг/га в полевых опытах.

В полевых условиях на дерново-подзолистой супесчаной почве изучались влияние степени окультуренности почвы на размеры накопления марганца-54 и цинка-65 в растениях овса и ячменя. Опыт заложен по схеме: I контроль — без извести, торфа и золы торфа; II — известь по $H_г$; III — торф 120 т/га; IV — зола торфа из 120 т/га. Через четыре года после внесения удобрений в почву по этой схеме проведен опыт с марганцем-54 и цинком-65. Размер делянок 4 м². Повторность во всех опытах четырехкратная.

В лабораторных условиях изучали поведение названных радионуклидов в зависимости от свойств почв. Определение сорбции микроколичеств радионуклидов почвами проводили в статических условиях при соотношении твердой фазы к жидкой 1 : 10. В качестве десорбирующего раствора применяли 0,1 н раствор хлористого калия.

Опыты проводили с шестью почвами: четырьмя дерново-подзолистыми (1—4) различного механического состава и разной степени окультуренности; серой лесной почвой (5) и выщелоченным черноземом (6). Их агрохимическая характеристика представлена в табл. 1. Результаты лабораторных исследований показали, что все почвы довольно полно сорбировали микроколичества радионуклидов (см. рисунок).

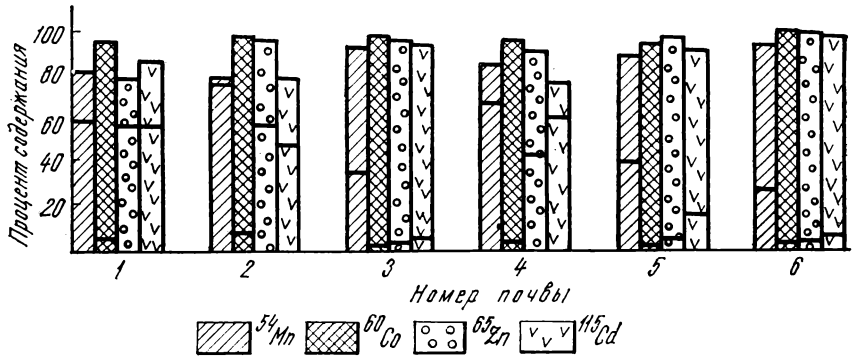
Способность радионуклидов к вытеснению из поглощенного состояния в раствор под действием 0,1 н хлористого калия неодинакова на различных почвах и зависит от кислотности почвенного раствора. Механический состав, содержание обменного кальция и сумма поглощенных оснований меньше влияют на прочность закрепления радионуклидов в почвах. Из всех изученных радионуклидов наибольшее вытеснение из поглощенного состояния наблюдалось для марганца-54, затем в порядке уменьшения для кадмия-115, цинка-65, кобальта-60.

Таблица 1

Нечерноземной зоны

Степень насыщенности основаниями	Гумус	Азот	Физическая глина	Ил
	%			
60,2	1,1	0,75	10,2	5,3
63,3	1,2	0,75	28,7	9,9
93,5	1,2	0,65	30,6	13,2
66,7	1,5	0,85	32,1	13,5
90,8	2,2	1,10	32,9	15,0
89,5	5,1	1,20	69,6	16,6

Поступление и накопление изучаемых элементов в растениях, выращенных на разных типах почв, а также на отдельных почвенных разностях в пределах одного почвенного типа существенно различалось. Данные по содержанию радионуклидов в растениях овса (табл. 2) свидетельствуют о том, что их накопление варьирует в значительных пределах в зависимости от свойств почв.



Сорбция и десорбция (0,1 н KCl) элементов нейтронной активации в различных почвах Нечерноземной зоны.

Ниже горизонтальной черты в столбцах указан процент десорбции радионуклида из почвы 0,1 н KCl.

Различия в накоплении овсом элементов нейтронной активации на разных почвах достигали для марганца-54 — 22; кобальта-60 — 24; цинка-65 — 3; кадмия-115 — 10 раз.

Физиологические особенности функций отдельных органов культур определяют различия в содержании элементов в органах растений. Если концентрация элементов в одном органе выше, чем в остальных, то это вызвано физиологической и биохимической необходимостью и имеет важное значение в процессе жизнедеятельности всего организма. Так, большая концентрация цинка в зерне связана с важной ролью его в процессах оплодотворения и развития зародыша. А важная роль марганца в фотосинтезе определяет более высокое содержание его в хлорофилоносных органах.

Результаты исследований показали, что поступление элементов нейтронной активации из почвы в растения существенно отличалось в зависимости от вида растений (табл. 3). Различия в накоплении марганца-54, кобальта-60, цинка-65 и кадмия-115 хозяйственно-ценной частью урожая изучаемых культур в зависимости от их видовых особенностей достигали 17, 8, 5 и 170 раз соответственно. Наибольшими накопителями элементов в хозяйственно-ценной части урожая являются: для марганца-54 овес и турнепс, кобальта-60 — морковь и овес, цинка-65 — горох и пшеница, кадмия-115 — морковь и ячмень. Эти элементы в наименьших размерах накапливались в зерне кукурузы.

Как уже отмечалось, использование ядерной энергии в мирных целях создает опасность загрязнения сельскохозяйственной продукции элементами нейтронной активации. Полученные в условиях вегетационных опытов экспериментальные данные свидетельствуют о том, что изученные радионуклиды могут в значительных количествах накапливаться в растениях, особенно

Таблица 2

Коэффициенты накопления элементов нейтронной активации овсом на основных почвах Нечерноземной зоны

Почва	^{54}Mn	^{60}Co	^{65}Zn	^{115}Cd
1	15,1/4,5	4,75/0,72	11,8/5,1	4,75/2,50
2	6,2/1,8	0,23/0,06	6,2/12,5	4,05/2,22
3	0,4/0,2	0,18/0,03	3,2/10,6	0,98/0,56
4	2,1/1,1	0,04/0,05	5,4/13,1	3,86/2,89
5	0,2/0,5	0,02/0,03	2,5/15,3	1,48/0,80
6	0,5/1,0	0,05/0,03	2,6/6,7	1,07/0,28

Примечание. В числителе КН — соломой, в знаменателе — ботвой.

Таблица 3

Коэффициенты накопления элементов нейтронной активации различными сельскохозяйственными культурами

Культура	^{54}Mn	^{60}Co	^{65}Zn	^{115}Cd
Овес	8,2/1,7	0,25/0,17	5,9/7,4	2,28/0,56
Ячмень	5,5/0,5	0,14/0,03	7,8/6,6	2,85/1,88
Пшеница	5,7/0,8	0,11/0,07	4,2/9,6	2,66/0,48
Кукуруза	2,5/0,1	0,1/0,01	7,0/6,3	2,22/0,05
Гречиха	22,0/1,2	—	15,7/7,6	—
Горох	13,3/0,3	0,44/0,14	20,0/12,4	6,8/0,46
Картофель	11,7/0,3	0,35/0,11	12,9/2,7	13,8/1,49
Турнепс	15,2/1,5	—	18,6/8,1	—
Морковь	—	0,37/0,24	—	25,54/8,54

Примечание. В числителе КН — соломой, ботвой, в знаменателе — зерном, клубнями, корнеплодами.

Таблица 4

Агрохимическая характеристика дерново-подзолистой супесчаной почвы в зависимости от степени ее окультуренности

Вариант опыта	pH солевой	Нг	Обменный Ca	Подвижный K_2O	Подвижный P_2O_5
		мэкв/100 г почвы		мг/100 г почвы	
Почва (контроль)	4,5	3,2	1,7	10,9	18,2
Почва+$CaCO_3$ по Нг	6,5	1,2	2,8	10,9	18,1
Почва+120 т/га торфа	4,9	3,0	3,0	10,9	18,9
Почва+зола из 120 т/га торфа	5,3	2,4	2,9	11,0	20,0

Таблица 5

Содержание марганца-54 и цинка-65 в урожае сельскохозяйственных культур, Бк/г сухой массы

Культура	Вариант опыта			
	Почва (контроль)	Почва + $CaCO_3$ по $H_г$	Почва + 120 т/га торфа	Почва + зола 120 т/га торфа
	Опыт с марганцем-54			
Овес . . .	681/252	122/78	407/207	144/93
Ячмень . .	426/81	111/33	259/63	130/44
	Опыт с цинком-65			
Овес . . .	947/1132	278/466	451/566	470/636
Ячмень . .	2538/1198	891/—	1532/840	1906/585

Примечание. В числителе — содержание радионуклидов в соломе, в знаменателе — в зерне.

цинк-65. Его способность локализоваться в зерне может привести к значительному загрязнению товарной продукции и сделать ее непригодной к употреблению. Для контроля за загрязнением продуктов питания необходимо иметь четкое представление не только о закономерностях поведения элементов нейтронной активации в звене почва — растение с учетом свойств почв и биологических особенностей растений, но и о возможных способах получения продукции с допустимым содержанием этих радионуклидов.

Все агрохимические мероприятия не только повышают урожайность сельскохозяйственных культур, но и изменяют плодородие почвы, степень ее окультуренности. Внесение извести, торфа и золы торфа существенно изменило некоторые агрохимические показатели почв (pH, $H_г$, Ca, табл. 4). Данные по накоплению марганца-54 и цинка-65 в урожае сельскохозяйственных культур свидетельствуют о том, что последействие от внесения извести по Нг, торфа в дозе 120 т/га и золы торфа в количестве, эквивалентном дозе торфа, способствует значительному снижению накопления радионуклидов в урожае растений (табл. 5). Это обусловлено улучшением плодородия почвы (снижением кислотности почвенного раствора, повышением суммы поглощенных оснований и, в частности, обменного кальция в почве).

Выводы

1. Прочность закрепления почвами ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{65}Zn и ^{115}Cd в значительной мере определяется кислотностью почв. Механический состав, содержание обменного кальция и сумма погло-

щенных оснований меньше влияют на прочность закрепления радионуклидов почвами.

2. Размеры накопления элементов нейтронной активации в сельскохозяйственных растениях значительно варьируют (от 3 до 24 раз) от свойств почв. В наибольших количествах растениями накапливаются цинк-65, затем в порядке убывания кадмий-115, марганец-54 и кобальт-60.

3. Большое влияние на накопление радионуклидов оказывают биологические особенности растений. Минимальное поступление в хозяйственно-ценную часть урожая наблюдается у кукурузы. Наибольшими накопителями элементов нейтронной активации являются: для ^{54}Mn — овес, ^{60}Co — морковь, ^{65}Zn — горох, ^{115}Cd — морковь.

4. Применение извести, торфа и золы торфа улучшает условия произрастания растений и свойства почвы, ограничивает поступление радионуклидов в растения.

Ф. А. ТИХОМИРОВ, Г. И. АГАПКИНА

ОРГАНИЧЕСКИЕ ФОРМЫ СОЕДИНЕНИЙ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И ИХ ДОСТУПНОСТЬ ДЛЯ РАСТЕНИЙ

В условиях продолжительных выбросов в атмосферу долгоживущих техногенных радионуклидов поступление их в продукцию растениеводства через почву может стать весьма существенным. Особенно это относится к почвам, играющим роль биогеохимического барьера на пути горизонтальной миграции радиоактивных веществ в системе сопряженных ландшафтов (например, пойменные почвы). В корнеобитаемом слое таких критических почв с течением времени аккумулируются радионуклиды, и их концентрация может достигнуть значительных размеров даже при относительно малых исходных уровнях радиоактивного загрязнения прилегающих территорий. В связи с этим перед радиоэкологией возникает задача более углубленного познания и понимания процессов миграции техногенных радионуклидов в системе твердая фаза почвы — почвенный раствор — корневая система растения и поступления радионуклидов в урожай. В настоящее время все полнее выявляется исключительно важная роль в этих процессах воднорастворимых органических веществ (корневые выделения растений и метаболиты микроорганизмов и других почвенных животных), образующих в почвенных растворах комплексные соединения со многими элементами, в том числе и с техногенными радионуклидами, являющимися переносчиками данных элементов от твердой фазы к поверхности корней [1—4]. Доля радионуклидов, переходящих в почвенный раствор, и их доступность для корневых систем растений во многом, по-видимому, определяются содержанием в нем воднорастворимых органических веществ и их качественным составом, которые варьируются типом почв и агрометеоусловиями. Последним могут быть объяснены значительные вариации накопления радионуклидов в урожае в зависимости от погодных условий в вегетационный период. Таким образом, особенности качественного и количественного состава водорастворимых элементо-гумусовых соединений могут быть одним из главных факторов, определяющих различия в доступности радионуклидов растениям на разных типах почв и в разные годы.

Таблица 1

Агрохимическая характеристика почв

Почва	Гумус, %	pH		Обменные катионы, мг-экв/100 г		CO_3^{2-}, %
		водный	солевой	Ca^{2+}	Mg^{2+}	
Серозем среднесуглинистый	1,9	8,1	—	23,3	16,9	13,2
Краснозем тяжелосуглинистый	4,0	5,3	4,0	5,0	—	Нет
Чернозем типичный среднесуглинистый . . .	6,1	6,7	—	25,3	4,0	Нет
Каштановая легкосуглинистая	3,2	7,4	—	21,8	7,0	Нет
Дерново-подзолистая среднесуглинистая, окультуренная . . .	1,9	5,9	5,3	14,1	3,4	Нет

В настоящей работе методом радиоактивных индикаторов в сочетании с гель-хроматографией изучен состав радионуклид-органических соединений почвенных растворов ряда почв для двух техногенных радионуклидов — ^{125}I и ^{59}Fe. Исследовано поступление этих радионуклидов в растения из разных фракций элементо-органических соединений. Полученные данные сопоставлены с биологической доступностью ^{125}I и ^{59}Fe непосредственно в самих почвах.

В экспериментах использованы почвы пяти типов (чернозем, дерново-подзолистая, серозем, краснозем, каштановая), контрастные по их агрохимическим свойствам (табл. 1). В почвах радионуклид инкубировали в течение 30 дней при влажности 60 % от ПВ, отделяли почвенный раствор центрифугированием при 6000 об/мин и определяли долю (α) радионуклида в почвенном растворе. Радионуклид-органические соединения почвенных растворов разделяли на молекулярно-массовые фракции (MM_w) методом колоночной хроматографии с использованием геля акрилекс Р-100 (для иода) и Р-30 (для железа) и подвижной фазы — буфер ТРИС-HCl. Доступность растениям радионуклидов в составе молекулярно-массовых фракций соответствующих соединений оценивали по величине коэффициента накопления (КН) радионуклида 17-дневными проростками гороха, выдержанными в течение одних суток на водных растворах с добавлением в них этих фракций.

Определение доступности ^{125}I и ^{59}Fe растениям, высаженным непосредственно в почвы в лабораторных опытах, выявило различия (в 4 раза для иода и 25 раз для железа) в КН радионуклидов на почвах разных типов (табл. 2). Эти различия обусловлены отчасти разной степенью перехода радионуклидов в почвенный раствор. Доля (α) ^{125}I в последних повышается

Таблица 2

Экспериментальные и расчетные значения (по формуле $КН_п = \alpha \sum КН_i N_i^*$) коэффициентов накопления ^{125}I и ^{59}Fe проростками гороха на почвах различных типов

Почва	^{125}I		^{59}Fe	
	I**	II	I	II
Серозем	1,6/1,8 ***	1,5/1,7	6,5/8,5	7,6/9,5
Краснозем	2,1/2,3	1,8/2,0	96/98	112/120
Чернозем	0,61/0,66	0,55/0,64	3,8/4,7	4,6/5,9
Каштановая	0,59/0,62	0,54/0,61	26/31	32/39
Дерново-подзолистая	0,82/0,93	0,73/0,86	110/126	130/150

* Значения $КН_i$ и N_i приведены в табл. 3.
** I; II — КН: I — экспериментальный, II — расчетный.
*** В числителе — КН для стеблей, в знаменателе — для корней.

в ряду почв чернозем, каштановая, серозем, дерново-подзолистая, краснозем (табл. 3); в то же время по величине КН соответствующий ряд несколько отличается. Наибольшее значение α для ^{59}Fe наблюдается на дерново-подзолистой почве и красноземе, характеризующихся и наибольшими коэффициентами накопления этого радионуклида растениями (см. табл. 2).

Другим важным фактором, влияющим на доступность радионуклидов растениям, могут быть различия по фракционному составу нуклид-органических соединений почвенных растворов и разная доступность радионуклидов в составе этих соединений (см. табл. 3). Установлено, что в почвенных растворах оба радионуклида практически полностью связаны с органическим веществом. Для всех типов почв иод входит в состав трех фракций с $ММ_w = (1{,}1—1{,}2) \cdot 10^4$; $(1{,}9—2{,}0) \cdot 10^4$ и $(5—6) \cdot 10^4$. Относительное распределение иода по фракциям неодинаково для разных почв, а коэффициенты накопления ^{125}I растениями из растворов различных фракций иод-органических соединений значительно различаются. Наибольшей доступностью (в 5—10 раз выше, чем для других фракций) характеризуется фракция с наибольшей $ММ_w = (5—6) \cdot 10^4$. Доля ^{125}I, входящего в состав этой фракции, увеличивается в ряду почв дерново-подзолистая, каштановая, чернозем, краснозем, серозем.

Железо-органические соединения почвенных растворов характеризуются несколько меньшей молекулярной массой, чем иод-органические. В почвенных растворах дерново-подзолистой почвы, краснозема и каштановой почвы ^{59}Fe связано с тремя фракциями с $ММ_w = (1{,}9—2{,}2) \cdot 10^4$; $(6{,}0—6{,}3) \cdot 10^3$ и $(2{,}5—3{,}2) \cdot 10^3$, а в почвенных растворах серозема — с двумя фракциями: с $ММ_w = (1{,}9—2{,}2) \cdot 10^4$ и $6{,}6 \cdot 10^3$. В отличие от иод-органических соединений наибольшей доступностью железа растениям

Таблица 3

Молекулярно-массовые фракции органических соединений ^{125}I и ^{59}Fe в почвенных растворах и доступность растениям радионуклидов в их составе

Почва	^{125}I						^{59}Fe					
	α*	Фракция	Доля во фракции**	MM_w, 10^3	КН		α*	Фракция	Доля ^{125}I во фракции**	MM_w, 10^3	КН	
					Стебли	Корни					Стебли	Корни
Серозем	0,17	1	0,33	64	20,4	22,4	0,0076	1	0,30	20	35	43
		2	0,52	21	3,7	3,9		2	0,69	6,6	1200	1600
		3	0,14	13	2,2	3,1						
Краснозем	0,31	1	0,14	59	20,9	22,7	0,021	1	0,24	19	38	46
		2	0,64	20	3,9	4,1		2	0,22	6,3	1400	1600
		3	0,19	12	2,3	2,9		3	0,53	2,8	7800	9200
Чернозем	0,11	1	0,11	56	17,9	20,9	0,0043	1	0,37	19	37	46
		2	0,69	20	3,9	4,2		2	0,63	6,6	1400	1700
		3	0,18	11	2,1	2,8						
Каштановая	0,12	1	0,09	59	18,4	21,8	0,011	1	0,28	22	33	42
		2	0,62	20	3,8	3,9		2	0,50	6,3	1300	1700
		3	0,23	12	2,1	2,9		3	0,21	2,5	8000	9300
Дерново-подзолистая	0,18	1	0,07	64	17,6	20,6	0,017	1	0,08	20	36	45
		2	0,66	21	3,3	3,8		2	0,09	6,0	1500	1900
		3	0,26	13	2,0	2,7		3	0,82	3,2	7800	8900

* По отношению к принятому за единицу содержанию инкубированного в почве радионуклида.
** По отношению к принятому за единицу содержанию радионуклида в почвенном растворе.

(в 40—250 раз выше, чем для других фракций) характеризуется фракция с наименьшей молекулярной массой $ММ_w = (2{,}5—3{,}2) \cdot 10^3$. Присутствие этой фракции в составе почвенных растворов дерново-подзолистой почвы, вероятно, может служить причиной более высоких коэффициентов накопления (в 4—30 раз) железа из этих почв по сравнению с сероземом и черноземом.

Если предположить, что биологически доступными формами радионуклидов в почвах являются только водорастворимые элементо-органические соединения почвенных растворов, то коэффициент накопления ^{125}I и ^{59}Fe растениями из почвы, с учетом влияния всех перечисленных факторов, может быть представлен следующим образом:

$$КН_п = \alpha \sum КН_i \cdot N_i,$$

где $КН_i$ и N_i — коэффициенты накопления радионуклида и его доля в i-й фракции почвенного раствора соответственно.

Согласно данным табл. 2, и для всех типов почв между расчетными (по приведенной формуле) и экспериментально установленными коэффициентами накопления радионуклидов из соответствующих почв наблюдается хорошее соответствие, что свидетельствует о корректности сделанных нами предположений.

Таким образом, на примере двух радионуклидов — ^{125}I и ^{59}Fe, сильно различающихся по биогеохимическим свойствам, показано, что различия в доступности радионуклидов растениям в зависимости от типа почвы обусловлены разным выходом этих радионуклидов в почвенный раствор и неодинаковым их распределением между отдельными фракциями водорастворимых радионуклид-органических соединений, характеризующихся разной доступностью радионуклидов в их составе. Полученные данные могут быть использованы для обоснования и разработки долгосрочных прогностических моделей поступления техногенных радионуклидов в урожай на почвах разных типов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Базилинская М. В., Кауричев И. С. Распределение алюминия и марганца по фракциям водорастворимых органических веществ.— Изв. ТСХА, 1982, № 2, с. 112—119.

2. Карпухин А. И. Использование растениями железа из железоорганических комплексов.— Там же, 1980, № 3, с. 89—95.

3. Русина Т. В. Атмосферный и почвенный пути поступления иода в растения. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: МГУ, 1985.

4. Merckx R., Sinnaeve G., Van Ginkel G. H. The effect of growing plants roots on the speciation of Co-60, Zn-65, Mn-54, Fe-59 in the rhisosphere.— In: Transfer of radioactive material in the terrestrial environment subsequent accidental release into atmosphere. Luxembourg, 1983, v. 1, p. 275—288.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

Э. И. ЧЕРЕНКОВА, Н. В. ВИНЦУКЕВИЧ, Ю. А. ЖАКОВ,
В. А. КНИЖНИКОВ, Ю. А. ТОМИЛИН, М. А. ТРОИЦКИЙ,
С. Г. АТАНЕСЯН, Р. С. ХАНДАНЯН,
Т. П. ПЕРФИЛЬЕВА, З. Г. ГАЛСТЯН

РЕЗУЛЬТАТЫ ИЗУЧЕНИЯ ПЕРЕХОДА РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЛИВНЫХ ВОД В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ В РАЙОНАХ РАСПОЛОЖЕНИЯ АЭС

В настоящее время многие АЭС строятся в районах, где для интенсификации сельскохозяйственного производства широко используется орошение угодий. В районе расположения Армянской АЭС все 100 % сельхозугодий являются поливными, Южно-Украинской — 65 %, Запорожской АЭС — 45 %, Балаковской АЭС — 25 %, Ростовской АЭС — 75 %. Для поливов в первую очередь используется вода открытых водоемов.

При отведении жидких сбросов АЭС в водоемы, вода которых используется для орошения сельхозугодий, не исключено попадание радионуклидов в сельхозпродукцию. Нами изучен переход радионуклидов из поливных вод в растения в условиях опытной делянки. Эксперимент имитировал поступление радионуклидов в воду оросительной системы за счет отведения сбросных вод АЭС в общественные водоемы. Эксперименты приводились в районе Армянской и Южно-Украинской АЭС (Николаевская область). Экспериментальный участок в Армении находился на территории промплощадки АЭС, поэтому в проводимых экспериментах уровни концентрации радионуклидов в почве опытных делянок после полива достигали $1 \cdot 10^{-6}$ Ки/кг (37 кБк/мг) — предела концентраций нуклидов в открытом виде, которые разрешается создавать вне специальной лаборатории.

В Николаевской области экспериментальный участок находился рядом с совхозными угодьями. Содержание нуклидов в поливной воде здесь не превышало $ДК_Б$ установленных НРБ-76. Это затрудняло работы по определению содержания радионуклидов в пробах экспериментального материала. Однако были достигнуты основные условия эксперимента; его проводили в натурных, приближенных к реальным, условиям возделывания сельскохозяйственных культур. Радионуклиды, задейство-

Таблица 1

Коэффициенты перехода радионуклидов из поливной воды в растения, полученные в экспериментах в районе расположения Южно-Украинской АЭС,

$$K \cdot 10^{-3} \frac{\text{Бк/кг сырой массы}}{\text{Бк/м}^2}$$

Культура	Часть растения	Марганец-54		Кобальт-58		Цинк-65		Стронций-90	
		1	2	1	2	1	2	1	2
Пшеница	Зерно	8,0±1,3	8,3±3,0	4,6±1,3	10,5±0,5	23,3±12,6	41,7±41,6	3,1±0,5	3,8±1,0
	Солома	16,7±0,3	7,8±0,1	27,8±14,1	39,6±29,8	21,4±35,0	20,1±19,8	23,1±21,3	34,8±35,0
Люцерна	Зеленая масса	1,8±1,0	2,1±1,6	2,8±2,8	3.8±3,3	4,7±1,7	13,7±0,4	7,2±6,3	7,2±6,3
Кукуруза	Зерно	0,1±0,02	0,1±0,02	0,3±0,3	0,6±0,3	5,3±2,7	7,0±2,1	0,06±0,07	0,13±0,15
	Стебли	1,5±0,1	1,7±0,6	1,9±1,1	6,1±1,3	5,8±5,1	10,2±3,8	2,5±1,4	2,7±0,9
Свекла	Плоды	3,6±2,0	3,8±0,8	2,4±0,1	2,5±1,8	2,8±0,2	2,8±0,5	0,8±0,1	0,5±0,3
	Ботва	7,0±1,3	9,4±2,5	4,9±0,4	8,6±4,4	7,8±5,2	12,0±5,6	3,7±1,0	4,9±1,0
Огурцы	Плоды	0,1±0,05	0,1±0,05	0,8±0,8	1,1±1,1	1,6±1,1	2,0±1,1	0,41±0,02	0,4±0,02
	Ботва	3,4±1,5	5,1±4,0	6,8±3,6	15,8±8,8	12,3±5,6	16,9±7,3	10,4±9,0	12,9±10,8
Томаты	Плоды	0,12±0,1	0,2±0,1	0,3±0,1	0,7±0,3	1,6±0,9	3,2±1,0	0,3±0,2	1,0±1,1
	Ботва	2,7±1,5	4,7±2,3	3,3±1,9	13,9±10,0	11,3±1,9	16,8±1,4	2,5±2,0	3,0±2,6
Капуста	Кочан	0,12±0,07	0,2±0,04	0,7±0,1	1,1±0,2	1,6±0,2	2,3±0,4	0,84±0,24	1,0±0,06

Культура	Часть растения	Рутений-106		Серебро-110 м		Цезий-134	
		1	2	1	2	1	2
Пшеница	Зерно	0,45±0,02	1,4±0,9	0,4±0,1	0,5±0,1	1,5±0,8	2,0±0,3
	Солома	—	—	11,3±2,1	18,0±2,3	25,4±2,9	37,5±5,8
Люцерна	Зеленая масса	0,41±0,16	0,7±0,4	0,5±0,4	0,8±0,3	4,7±2,5	7,4±2,2
Кукуруза	Зерно	0,05±0,01	0,05±0,01	0,2±0,2	0,5±0,4	0,46±0,06	0,57±0,08
	Стебли	0,36±0,06	0,6±0,2	0,4±0,2	0,8±0,4	2,0±0,5	3,4±2,0
Свекла	Плоды	0,16±0,05	0,2±0,02	0,4±0,1	0,4±0,1	0,6±0,3	0,75±0,09
	Ботва	0,7±0,3	1,0±0,6	1,8±0,3	2,8±0,4	—	9,8±1,1
Огурцы	Плоды	0,4±0,2	0,2±0,05	0,2±0,1	0,1±0,04	0,2±0,04	0,53±0,24
	Ботва	7,1±2,1	7,6±4,6	9,8±3,3	11,7±2,0	33,7±2,5	29,0±2,6
Томаты	Плоды	0,1±0,02	0,2±0,06	0,04±0,02	0,1±0,05	0,3±0,2	0,5±0,4
	Ботва	2,1±1,1	2,2±1,1	1,5±0,9	3,2±1,1	15,2±7,7	16,2±10,1
Капуста	Кочан	0,3±0,01	0,4±0,02	0,1±0,03	0,2±0,04	0,5±0,4	0,76±0,5

Примечание. 1—2 — полив: 1 — по бороздам, 2 — дождеванием.

Таблица 2

Коэффициенты перехода радионуклидов из поливной воды в растения, полученные в экспериментах в районе расположения Армянской АЭС,

$$K \cdot 10^{-3} \frac{\text{Бк/кг сырой массы}}{\text{Бк/м}^2}$$

Культура	Часть растения	Марганец-54		Кобальт-58		Цинк-65	
		1	2	1	2	1	2
Пшеница	Зерно	7,7±2,6	9,3±1,5	4,5±0,9	11,6±1,4	11,6±0,4	22,8±0,8
	Солома	6,7±1,3	7,7±1,5	16,8±3,4	29,3±4,0	36,5±2,7	22,0±4,0
Люцерна	Зеленая масса	1,8±0,4	3,1±1,1	2,5±0,9	4,1±1,9	16,0±3,5	36,5±2,7
Кукуруза	Зерно	0,07±0,02	0,23±0,05	0,6±0,3	1,4±0,4	10,1±1,4	16,3±2,2
	Стебли	1,2±0,2	2,5±0,5	2,7±0,5	7,5±1,5	3,8±0,8	6,8±1,4
Огурцы	Плоды	—	—	—	—	—	—
	Ботва	—	—	—	—	—	—
Томаты	Плоды	0,12±0,03	0,3±0,04	0,14±0,03	0,4±0,1	1,9±0,3	3,2±1,2
	Ботва	1,7±0,3	3,1±0,6	1,5±0,3	7,1±1,4	6,1±1,2	16,0±3,2
Перец	Плоды	—	—	—	—	—	—
	Ботва	—	—	—	—	—	—
Баклажаны	Плоды	—	—	—	—	—	—
	Ботва	—	—	—	—	—	—
Редис	Корнеплод	—	—	—	—	—	—
Котем	Листья	—	—	—	—	—	—

Культура	Часть растения	Стронций-89		Серебро-110 м		Цезий-134	
		1	2	1	2	1	2
Пшеница	Зерно	—	—	0,19±0,04	0,9±0,2	0,44±0,09	3,0±0,7
	Солома	—	—	0,44±0,09	1,0±0,2	0,25±0,05	1,4±0,3
Люцерна	Зеленая масса	—	—	0,28±0,04	1,7±1,5	0,37±0,09	4,1±0,9
Кукуруза	Зерно	—	—	0,37±0,08	0,7±0,2	0,33±0,07	0,45±0,1
	Стебли	—	—	0,18±0,04	0,4±0,07	—	0,41±0,14
Огурцы	Плоды	—	—	0,03±0,01	0,8±0,1	0,4±0,07	0,6±0,12
	Ботва	—	—	0,72±0,12	0,6±0,1	25,0±5,0	30,0±6,0
Томаты	Плоды	0,3±0,05	3,5±0,6	0,02±0,003	0,2±0,02	0,4±0,1	0,7±0,15
	Ботва	—	—	0,06±0,01	4,7±1,1	6,0±1,7	13,4±2,7
Перец	Плоды	—	—	—	—	0,3±0,06	0,5±0,09
	Ботва	—	—	—	—	1,5±0,3	3,0±0,6
Баклажаны	Плоды	—	—	—	—	0,4±0,08	0,7±0,15
	Ботва	—	—	—	—	1,5±0,3	3,9±0,7
Редис	Корнеплод	0,42±0,11	0,8±0,2	—	—	0,7±0,2	1,4±0,04
Котем	Листья	2,3±0,5	3,0±1,0	—	—	1,8±0,4	3,4±0,6

Примечание. 1—2 — полив: 1 — по бороздам, 2 — дождеванием.

Коэффициенты перехода радионуклидов из поливной воды в растения, сельскохозяйственной радиологии, проведенных в Краснодарском крае, $K \cdot 10^{-3}$

Радионуклиды	Пшеница, зерно	Люцерна, зеленая масса	Кукуруза, зерно	Огурцы, плоды
Кобальт-58	—	—	—	0,1/0,6
Цинк-65	—	5,2/32,0	108,0/110,0	1,2/2,6
Стронций-89	—/0,82 *	1,5/5,1	—	—
Рутений-106	—	0,5/5,3	—	0,04/0,07
Цезий-134	—/4,4	1,2/7,7	0,36/1,4	0,08/1,9

* В числителе — полив по бороздам, в знаменателе — дождеванием.

ванные в эксперименте, представлены в табл. 1 и 2. Опыты проводили с культурами, занимающими основные площади поливных земель: пшеницей, кукурузой, люцерной, помидорами, огурцами и др. Площадь делянок составляла в Армении 2 м^2, в Николаевской области 9 м^2. Полив осуществляли по бороздам и дождеванием. В течение всего вегетационного периода концентрация радионуклидов в поливной воде была постоянной.

Влажность почвы на опытных делянках определяли влагомером «Днестр-1». Делянку в Николаевской области поливали в периоды, когда влажность расчетного слоя почвы в критические периоды роста и развития растений превышала влажность завядания на 20—30 % предельной влагоемкости почвы, с таким расчетом, чтобы поливная вода не соединялась с каймой капиллярного поднятия грунтовых вод. При определении сроков полива делянок на Армянской АЭС учитывали рекомендации местных сельскохозяйственных органов.

Пшеницу поливали 3—5 раз при норме 1800—2600 м^3/га за сезон, остальные культуры — 6—9 раз (поливная норма составила 3600—5000 м^3/га за сезон). Указанные нормы полива укладываются в существующие рекомендации по поливу сельхозугодий. Урожайность культур на опытных делянках была такой же, как и на соседних поливных угодьях.

В табл. 1 и 2 приведены коэффициенты перехода радионуклидов из поливных вод в растения. При дождевании аккумуляция нуклидов товарной частью продукции была до 2,5 раза (в среднем в 1,6 раза) интенсивнее, чем при поливе по бороздам в эксперименте в Николаевской области, и до 11—25 раз (в среднем 3,8 раза), чем в эксперименте в Армении. Эти различия обусловлены, по-видимому, климатическими условиями, характерными для районов расположения опытных делянок. Климатические условия Араратской долины требуют более частых и обильных поливов, чем на юге Украины, так как естественный ландшафт местности в районе Армянской АЭС — полупустыня.

Таблица 3

в экспериментах Института
Бк/кг сырой массы
Бк/м²

Томаты, плоды	Свекла, корнеплод	Капуста, кочан
0,1/0,7	0,4/1,1	0,16/0,7
1,8/2,5	1,0/3,3	0,3/0,7
—	—	0,3/1,1
0,05/0,3	0,07/0,1	0,03/0,06
0,1/1,0	0,2/0,7	0,06/0,3

Сравнение коэффициентов перехода (КП) исследованных радионуклидов в товарную часть продукции при дождевании, полученных в экспериментах в Николаевской области и в Армении, показывает, что в величинах этих коэффициентов существенных различий нет. Так, КП ^{134}Cs в зерно пшеницы в Николаевской области составлял $2 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, а в Армении $3 \cdot 10^{-3}$ м²/кг; соответственно в люцерну $7{,}4 \cdot 10^{-3}$ и $4{,}1 \cdot 10^{-3}$, в зерно кукурузы $0{,}57 \cdot 10^{-3}$ и $0{,}45 \cdot 10^{-3}$, в огурцы $0{,}537 \cdot 10^{-3}$ и $0{,}58 \cdot 10^{-3}$, в томаты $0{,}50 \cdot 10^{-3}$ и $0{,}72 \cdot 10^{-3}$ м²/кг.

Для ^{58}Co КП радионуклидов в товарную часть продукции при дождевании составили для зерна пшеницы в Николаевской области $10{,}5 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, а в Армении $11{,}6 \cdot 10^{-3}$ м²/кг; в люцерну (зеленая масса) $3{,}8 \cdot 10^{-3}$ и $1{,}7 \cdot 10^{-3}$ м²/кг; для зерна кукурузы $0{,}6 \cdot 10^{-3}$ м²/кг; для томатов $0{,}7 \cdot 10^{-3}$ и $0{,}35 \cdot 10^{-3}$ м²/кг соответственно. Аналогичные сравнения можно привести и по другим нуклидам.

Это показывает, что величины КП радионуклидов из поливных вод в товарную часть продукции при поливе дождеванием в Николаевской области и в Армении отличаются не более чем в 2 раза.

Масштабные исследования по изучению перехода радионуклидов из поливных вод в растения проводят Институт сельскохозяйственной радиологии и Институт фитопатологии СССР на базе Института фитопатологии МСХ в Краснодарском крае. В табл. 3 приведены коэффициенты перехода ^{134}Cs, ^{58}Co, ^{106}Ru, ^{65}Zn, ^{89}Sr из поливных вод в товарную часть продукции растениеводства.

По данным, приведенным в табл. 3 и отражающим результаты изучения перехода радионуклидов из поливных вод в растения при поливе дождеванием, можно провести 25 сравнений величин КП с учетом различных культур и радионуклидов. В одном случае (переход в зерно кукурузы) отмечено большое расхождение в уровнях перехода нуклидов, по нашим данным, $7 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, по данным ИСХР — $110 \cdot 10^{-3}$ м²/кг. Различия составили 16 раз. По остальным 24 сопоставлениям среднее расхождение величин КП при дождевании составило 2,5 раза. Из них в 13 случаях КП оказался выше в наших исследованиях, в 10 — в исследованиях по Краснодарскому краю. В одном случае КП оказался одинаковым.

Из сказанного можно сделать вывод, что имеющиеся данные

по КП радионуклидов из поливных вод в растения позволяют прогнозировать ориентировочные уровни содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в районах предполагаемого строительства АЭС или при создании новых оросительных систем в зоне наблюдения действующих атомных электростанций.

Ю. А. ЖАКОВ, В. А. КНИЖНИКОВ, Ю. А. ТОМИЛИН, Н. В. ВИНЦУКЕВИЧ, Э. И. ЧЕРЕНКОВА, Т. П. ПЕРФИЛЬЕВА, М. А. ТРОИЦКИЙ

ВОЗМОЖНЫЕ УРОВНИ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ НАСЕЛЕНИЮ ПРИ ОТВЕДЕНИИ ЖИДКИХ ОТХОДОВ АЭС В ВОДОЕМЫ, ИСПОЛЬЗУЕМЫЕ ДЛЯ ОРОШЕНИЯ СЕЛЬХОЗУГОДИЙ

Эксперименты по изучению перехода радионуклидов из поливных вод в растения проводились нами на Южно-Украинской и Армянской АЭС. Опытные культуры поливали в сроки, рекомендованные местной сельскохозяйственной службой, норма полива составляла от 1800 до 4000 м³/га. В поливную воду добавляли нуклиды, которые могут присутствовать в жидких сбросах АЭС. Коэффициенты перехода (КП) радионуклидов из поливных вод в растения, полученные на основании экспериментов на Южно-Украинской и Армянской АЭС, отличались не более чем в 3 раза (табл. 1).

На Армянской АЭС жидкие сбросы отводятся в оросительный канал, а на Южно-Украинской в р. Арбузинку, на которой в 1988 г. должно быть построено Трикратское водохранилище для орошения 5 тыс. га угодий. Полив угодий в районе Армянской АЭС проводится по бороздам, в районе Южно-Украинской АЭС — дождеванием.

Располагая данными о поступлении радионуклидов на орошаемые угодья и сведениями о переходе радионуклидов из поливных вод в сельскохозяйственную продукцию, можно оценить годовое поступление радионуклидов местному населению из уравнения

$$Q_i = \sum(\delta_{1ij} \cdot k_{1ij} + \delta_{2ij} \cdot k_{2ij}) \cdot \Delta_{ij} \cdot m_j \cdot B_i,$$

где Q_i — поступление i-го радионуклида в организм человека, Бк/год;

δ_{1ij} — поступление i-го радионуклида на угодья с поливными водами за счет дождевания, Бк/м²·год;

K_{1ij} — коэффициент перехода i-го радионуклида в j-й сельскохозяйственный продукт при дождевании, (Бк/кг)/(Бк/м²);

δ_{2ij} — поступление i-го радионуклида на угодья с поливными водами, за счет влагозарядного полива (полив по бороздам), Бк/м²·год;

Средние коэффициенты перехода радионуклидов из поливных вод в растения, вариации 50—100 %

Нуклид	Озимая пшеница, зерно	Люцерна, зеленая масса	Кукуруза, зерно	Свекла, корнеплод
Цезий-134+137	1,0/2,0 *	2,5/6,0	0,4/0,6	0,6/0,8
Кобальт-58+60	4,5/11,0	2,5/4,0	0,3/1,0	2,4/2,5
Стронций-90	3,0/4,0	7,0/7,0	0,06/0,13	0,8/0,8
Марганец-54	8,0/9,0	2,0/3,0	0,1/0,2	3,0/4,0
Цинк-65	17,0/32,0	10,0/25,0	7,0/12,0	3,0/3,0
Серебро-110 м	0,4/0,5	0,5/0,8	0,2/0,5	0,4/0,4
Рутений-106	0,5/1,4	0,4/0,7	0,05/0,05	0,2/0,2

* В числителе — способ полива по бороздам, в знаменателе — дождеванием.

K_{2ij} — коэффициент перехода i-го радионуклида в j-й сельскохозяйственный продукт при влагозарядном поливе, (Бк/кг)/(Бк/м^2);

Δ_{ij} — доля содержания i-го радионуклида, оставшегося в j-м пищевом продукте после переработки и кулинарной подготовки j-го сельскохозяйственного продукта, отн. ед. (для зерна 0,5, корнеплодов 0,5, овощей 0,8, капусты 0,7, мяса 1, молочных продуктов в пересчете на молоко 0,5);

m_j — потребление j-го продукта человеком, кг/год (принято по «Продовольственной программе СССР на период до 1990 года и меры по ее реализации»);

B_i — нормирующий коэффициент для перехода от исходной концентрации нуклида в сельскохозяйственной продукции к средней концентрации за период потребления, отн. ед.

Поступление радионуклидов на угодья (δ_{1ij} и δ_{2ij}) определяется из соотношения

$$\delta_{1ij} = C_i \cdot W_{iд},$$

$$\delta_{2ij} = C_i \cdot W_{jп},$$

где C_i — концентрация радионуклида в воде, Бк/м^3; $W_{iд}$ — норма полива сельскохозяйственных культур дождеванием, м^3/м^2; $W_{jп}$ — норма полива влагозарядным способом, м^3/м^2.

Концентрация радионуклида в воде определяется из соотношения

$$C_i = q_i R_{iw \to w} A_i,$$

где q_i — поступление радионуклида в водоем, Бк/с (в расчетах принято в (Бк/с)/ГВт: ^{54}Mn — 110; ^{58}Co — 2450; ^{60}Co — 850; ^{65}Zn — 6; ^{90}Sr — 4; ^{106}Ru — 6; ^{110}Ag — 33; ^{134}Cs — 219; ^{137}Cs — 380).

Таблица 1

10^{-3} Бк/кг сырой массы, Бк/м² угодий коэффициент		
Томаты, плоды	Огурцы, плоды	Капуста, качан
0,3/0,6	0,4/0,6	0,5/0,8
0,2/0,6	0,8/1,1	0,7/1,1
0,3/1,0	0,4/0,4	0,8/1,0
0,1/0,2	0,1/0,1	0,1/0,2
1,5/3,0	1,5/2,0	1,5/2,0
—	0,1/0,2	0,1/0,2
0,1/0,2	0,2/0,2	0,3/0,4

$R_{iw\to w}$ — коэффициент разбавления, определяемый по формуле

$$R_{iw\to w} + \frac{1-e^{-\lambda_1+\lambda_2 \cdot t}}{V(\lambda_1+\lambda_2)}$$

где λ_1 — доля воды, забираемая из водохранилища на орошение (определяется как частное от деления объема воды, забиваемого на орошение, на объем водохранилища); λ_2 — сумма λ фильтрации и λ распада; V — объем водохранилища; t — время от начала эксплуатации АЭС (опыт наблюдения за работой АЭС показывает, что через 10 лет после начала эксплуатации в водоеме охладителе наступает равновесие); A_i — коэффициент, учитывающий снижение концентрации радионуклида в воде водоема за счет сорбционных свойств грунтов, отн. ед.

Численно данный коэффициент представляет собой отношение концентрации нуклида в воде после установления равновесия между водой и водными отложениями к первоначальной концентрации нуклида в воде, определяется по формуле

$$A_i = \frac{H}{H+h\cdot \kappa_{ri}\rho},$$

где H — средняя глубина водоема, м; h — слой грунта, в котором сосредоточена основная часть радионуклидов, обычно равен 0,1 м; κ_{ri} — коэффициент концентрирования, показывающий, во сколько раз концентрация радионуклида в грунтах

Таблица 2

Значения коэффициентов концентрирования (K_{ri}) для радионуклидов в донных отложениях, л/кг

Нуклид	K_{r1}	Нуклид	K_{r1}
Хром-51	14	Стронций-90	2700
Марганец-54	160	Рутений-106	180
Железо-55	500	Серебро-110 М	130
Кобальт-58	36	Цезий-134	380
Кобальт-60	820	Цезий-137	2700
Цинк-65	120	Церий-144	140

Таблица 3

Доля поступления радионуклидов в 1 кг продукции животноводства от содержащегося в суточном кормовом рационе

Элемент	Молоко	Мышечная ткань
Марганец-54	$2{,}5 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Кобальт-58	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-2}$
Цинк-65	$4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-2}$
Стронций-90	$1{,}5 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-4}$
Рутений-106	$1 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-3}$
Серебро-110 М	$5 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$
Цезий-137	$1 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-2}$

выше, чем концентрация в воде, (Бк/кг)/(Бк/л); ρ — удельный вес грунтов, кг/л.

Для определения коэффициента $K_{Гi}$ для конкретных условий водоема необходима информация о свойствах грунтов, слагающих его дно, физико-химическом состоянии радионуклидов, присутствующих в загрязняющих водоем жидких сбросах предприятия. Для первичных, сугубо ориентировочных оценок можно рекомендовать значения коэффициента $K_{Гi}$ (табл. 2).

Поступление радионуклидов населению с продуктами животноводства (мясо, молоко) определяются по формуле

$$Q_{жi} = F_i \cdot m_j \cdot \Delta_{ij},$$

где $Q_{жi}$ — поступление нуклида населению с продуктами животноводства, Бк/г.; F_i — содержание радионуклида в продукте животноводства, Бк/кг, определяется по формуле $F_i = D_i \cdot \sigma_{ji}$, где D_i — поступление нуклида скоту с суточным рационом, Бк/сут.; σ_{ji} — доля поступления i-го нуклида в 1 кг j-го продукта животноводства из суточного поступления с кормовым рационом — табл. 3.

В табл. 4 приведены результаты расчетов уровней поступления радионуклидов населению с продуктами питания в районе расположения Южно-Украинской и Армянской АЭС. Проведено сравнение возможных уровней поступления населению радионуклидов с рационом питания с пределом поступления нуклидов в организм, регламентированным «Санитарными правилами проектирования и эксплуатации атомных электростанций» СП АСЭ-79 (1 % от предела годового поступления, установленного НРБ-76). Как видно из табл. 4, поступление нуклидов населению не превышает 12 % от квоты, установленной СП ВЭС-79.

В этих условиях устанавливать предельно допустимые уровни поступления радионуклидов от АЭС во внешнюю среду с жидкими сбросами по критерию загрязнения сельскохозяйственной продукции на поливных угодьях нецелесообразно.

Анализ проведенных расчетов показал, что уровень содержания радионуклидов в рационе населения обусловлен содержанием радионуклидов в продуктах животноводства. В этих условиях поступление нуклидов в организм детей и взрослых будет примерно одинаковым или даже несколько большим у детей за счет того, что последние при меньшем потреблении хлебопродуктов

Таблица 4

Расчетное поступление нуклидов в организм населения, обусловленное отведением жидких сбросов на сельхозугодья совместно с поливными водами

Нуклид	Поступление в организм населения, Бк/год	1 % от предела годового поступления, регламентированного НРБ-76		Доля от предела годового поступления, регламентированного СП АЭС—79, %
		$n \cdot 10^{-8}$ Ки/год	Бк/год	
Армянская АЭС				
Цезий-137	5,3	12	4440	0,12
Цезий-134	3,2	6,9	2553	0,13
Кобальт-60	21	39	14 430	0,15
Кобальт-58	66	100	37 000	0,18
Марганец-54	2,2	100	37 000	0,01
Серебро-110 М	1,0	24	8880	0,01
Цинк-65	5	79	29 230	0,02
Южно-Украинская АЭС				
Цезий-137	73	12	4440	1,6
Цезий-134	189	6,9	2553	7,4
Кобальт-60	89	39	14 430	0,6
Кобальт-58	70	100	37 000	2
Стронций-90	0,5	0,32	119	0,4
Марганец-54	15	100	37 000	0,04
Серебро-110 М	11	24	8880	0,1
Цинк-65	43	79	29 230	0,1
Рутений-106	0,2	9,6	3552	0,006

и овощей потребляют больше молока. Критическим изотопом из исследованных нуклидов является радиоцезий. Период полувыведения его из организма детей вдвое меньше, чем из организма взрослых [6]. Вес детей в возрасте 4—6 лет в 3,5 раза меньше, чем взрослых. Простые расчеты показывают, что концентрация нуклида на единицу веса тела детей и, следовательно, доза облучения детей будет вдвое выше, чем у взрослых.

Обследование населения Полесья с целью изучения распределения численности населения по уровням содержания ^{137}Cs в организме показало, что у 8 % детей содержание нуклида вдвое превышает среднюю величину и у 2 % в четыре раза.

Приведенные данные показывают, что при среднем содержании нуклидов в организме населения, составляющем 12 % от квоты, установленной СП АЭС-79, часть детского населения может получать дозы облучения, равные пределу, установленному СП АЭС-79. Следовательно, отведение жидких отходов АЭС в водоемы, вода которых используется для орошения сельхозугодий, требует внимания как службы радиационной безопасности атомных электростанций, так и государственного санитарного надзора.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

И. Е. ЗИМАКОВ, В. Н. ЛАЗАРЕВ, В. И. СИНЬКОВ

ВЛИЯНИЕ СТАБИЛЬНЫХ ИЗОТОПНЫХ НОСИТЕЛЕЙ НА МИГРАЦИЮ ЦИНКА-65 И ХРОМА-51 ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

В результате значительного расширения атомной энергетики, связанной с переводом энергетической базы многих стран мира на ядерную основу, на всех этапах полного ядерно-энергетического цикла повысилась вероятность загрязнения окружающей среды за счет неизбежных, хотя и строго контролируемых, выбросов радионуклидов в окружающую среду. Не исключены и аварийные ситуации, хотя вероятность их считается чрезвычайно малой [11]. Все это создает потенциальную возможность загрязнения как биосферы в целом, так и сферы сельскохозяйственного производства. В этой связи актуальны исследования закономерностей миграции радионуклидов по разным звеньям пищевой цепи в биогеоценозе, о чем свидетельствует все увеличивающееся число публикаций [2, 5, 12, 13, 15—19].

Стабильные изотопные носители (а в ряде случаев и неизотопные) в значительной мере могут влиять на закономерности миграции радионуклидов из почвы в растения [1, 3, 4, 6, 8, 10, 14]. Попадая в окружающую среду, радионуклиды вступают в реакции изотопного обмена со стабильными изотопами и далее вместе с ними — в биогеохимические циклы миграции. Особенно сильное влияние стабильных носителей на поведение радионуклидов в различных звеньях пищевой цепи может иметь место в районах с развитыми химической и металлургической промышленностью, где за счет выбросов в окружающую среду происходит значительное изменение природного фона химических элементов.

Целью настоящей работы являлось исследование динамики поступления радиоактивных изотопов цинка-65 и хрома-51 в растения овса в условиях загрязнения почвы соответствующими стабильными изотопами этих элементов.

Исследования проводили на окультуренной супесчаной дерново-подзолистой почве: содержание гумуса 2 %; $pH_{сол}=5{,}8$; гидролитическая кислотность 5,02 мэкв/100 г почвы, сумма поглощенных оснований (по Каппелю) 7,2 мэкв/100 г почвы. Фоновые концентрации цинка и хрома в изучаемой почве составля-

ли соответственно 48 и 9,7 мг/кг сухой почвы. Динамику перехода элементов из почвы в растения изучали в вегетационных опытах в сосудах, содержащих 7 кг почвы каждый. Для изучения влияния стабильного цинка на миграцию цинка-65 и стабильного хрома на миграцию хрома-51 в системе почва — растение в почву вносили различные дозы стабильного цинка в виде нитрата и стабильного хрома в виде дихромата аммония (внесенное с нитратом цинка и с дихроматом аммония количество азота при наибольшей дозе последнего брали за основу; при внесении в почву меньших количеств рассматриваемых веществ недостаток азота компенсировали дополнительным внесением нитрата аммония).

Для изучения влияния стабильного цинка на динамику перехода его радиоактивного изотопа в надземную массу растений в почву вносили радионуклид ^{65}Zn без носителя в количестве 72 Бк/г и стабильный нитрат цинка в дозах (в расчете на металл): 100, 250, 500 и 1000 мг/кг сухой почвы (для некоторых специальных исследований были и промежуточные дозы) с последующим тщательным перемешиванием. По мере роста и созревания растений отбирали пробы, высушивали их на воздухе и определяли радиоактивность и содержание стабильного цинка обратным вариантом метода многократного изотопного разбавления [9], применяя субстехиометрическое выделение цинка в виде тиоксината. Получены усредненные результаты по динамике миграции стабильного и радиоактивного изотопов цинка в надземную массу растений овса при предварительном внесении изотопов в почву (см. таблицу). Пробы отбирали после появления всходов на 15 (появление третьего листа), 30 (фаза кущения), 45 (фаза стеблевания) и 60-е сутки (фаза колошения).

С течением времени в растениях овса происходит постепенное в течение 45 суток повышение содержания стабильного цинка. При этом основная тенденция такова, что, чем выше концентрация цинка в почве, тем выше скорость кумуляции элемента и тем больше его содержание в надземной массе растений. Между концентрацией цинка в почве и его содержанием в надземной массе овса существует прямая, но не пропорциональная зависимость. Рассчитанные по нашим экспериментальным данным коэффициенты биологического поглощения, которые представляют собой отношение концентрации элемента в золе растения к концентрации его в почве, подтверждают это и показывают, что с увеличением концентрации цинка в почве коэффициенты биологического поглощения овсом уменьшаются, что свидетельствует о возможности регуляции поступления элемента из почвы в надземную часть растения.

Дозы внесенного в почву цинка до 200 мг/кг не оказывали статистически достоверного отрицательного влияния на рост и развитие растений. По-видимому, цинк в таких дозах еще не

Динамика накопления изотопов цинка надземной массой овса при однократном внесении элемента в почву перед посевом

Доза внесенного в почву цинка, мг/кг	Время отбора растений после появления всходов, сутки											
	15			30			45			60		
	1*	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3*
Контроль	2,3	42,70	67	3,6	40,32	84	5,2	45,14	109	7,8	41,08	156
100	2,5	59,31	93	3,9	102,95	90	5,2	103,28	125	7,9	84,52	143
250	2,1	137,06	56	3,2	153,25	62	5,0	167,23	44	6,9	160,33	45
500	2,1	228,22	28	2,5	246,91	40	4,1	236,40	31	6,0	211,81	34
1000	1,7	368,69	19	2,0	372,83	26	3,2	380,67	22	—	—	—

* 1 — масса десяти сухих растений овса, г; 2 — среднее содержание цинка в надземной массе сухих растений овса на разных стадиях вегетации, мг/кг; 3 — среднее содержание цинка-65 на разных стадиях вегетации, Бк/г.

способен активно конкурировать с другими усвояемыми растениями элементами. Превышение этого порогового содержания приводит к угнетению растений и к нежелательному повышению количества цинка в растениях овса (это ярко наблюдалось при дозе 500 мг/кг), токсичному для сельскохозяйственных животных. При дозе цинка в почве 1000 мг/кг растения заметно отставали в росте и к 45-м суткам засыхали. В последнем случае наблюдалось отставание и по фазам развития. К подобным результатам приходят и авторы работ [7, 20], определившие пределы токсичности цинка для овса в диапазоне 400—725 мг/кг. Несомненно, установленные нами особенности поведения стабильного изотопа цинка влияют на закономерности миграции радиоактивного изотопа из почвы в надземную часть растений. Действительно, из почвы, в которую не вносили дополнительные количества стабильного изотопного носителя, цинк-65 довольно энергично накапливался надземной частью растений овса (см. таблицу). Интенсивность накопления увеличивается по мере роста и развития растений. Внесенная в почву доза цинка, равная 100 мг/кг, существенного влияния на изменение скорости миграции и накопления не оказала. При дозе, равной 250 мг/кг, поведение радионуклида иное. В количественном отношении на всех стадиях вегетации его содержится в растениях меньше, а после 30 суток роста и развития растений содержание радионуклида в них ниже, чем в первые два срока вегетации. По-видимому, в данном случае играют роль два фактора — интенсивный рост растений и влияние конкурирующего стабильного изотопа цинка. Показанная тенденция сохраняется и при дозах 500 и 1000 мг/кг при меньших абсолютных количествах радионуклида, перешедших из почвы в растения. Уменьшение радиоактивности в растениях в зависимости от количества изотопного но-

сителя происходило в прямой зависимости, но не пропорционально увеличению содержания в почве стабильного изотопного носителя в одинаковой химической форме с радионуклидом. Следует отметить, что коэффициенты накопления цинка-65 различными частями растений овса достаточно высокие.

В экспериментах с хромом в почву одноразово вносили бихромат аммония в дозах 10, 50, 100 и 150 мг/кг сухой почвы (в расчете на металл) и во все вегетационные сосуды вводили одинаковое количество радионуклида хрома-51 (140 Бк/кг почвы). По мере роста растений отбирали пробы в те же сроки, что и в опытах с цинком. Растения высушивали на воздухе и определяли содержание стабильного и радиоактивного хрома в зеленой массе, а позже и в зерне. При измерениях радиоактивности учитывали период полураспада изотопа (27,8 дня) и данные приводили ко дню первого измерения.

Установлено, что по мере роста и развития растений в зеленой массе и в плодах овса происходило повышение содержания хрома. При этом, чем выше была вносимая в почву концентрация хрома, тем быстрее происходило накопление элемента и тем больше было его содержание в различных частях растений. Наиболее высокая концентрация хрома в растениях наблюдалась на 30—35-е сутки после появления всходов и затем несколько понижалась в зеленой массе, оставаясь в среднем постоянной, и в конце эксперимента для растений, выращенных на почве с самой большой дозой хрома, была в среднем для плодов в 12—15 раз и для зеленой массы в 18—20 раз выше фоновой. Несмотря на определенное понижение содержания хрома после экспозиции всходов в течение 30 суток накопление элемента все же медленно продолжалось в зеленой массе как в период колошения, так и созревания зерна. Необходимо отметить сильное влияние бихромат-иона на рост и развитие растений: растения развивались медленнее и были более низкого роста, вес зерен после их созревания в последнем случае также был несколько ниже. Уменьшение рассчитанных коэффициентов биологического поглощения ионов бихромата с увеличением их концентрации в почве указывает на возможность регуляции поступления хрома из почвы в надземную часть растений овса.

Миграция радионуклида из почвы в надземную часть находится в обратной линейной зависимости от содержания стабильного изотопа в почве. С увеличением внесенной в почву дозы стабильного бихромата, хром-51 переходит в растения в меньшем количестве. Однако понижение не является строго пропорциональным. В почве происходит изотопное разбавление радионуклида его стабильным носителем и удельная активность при повышении в почве содержания стабильного хрома становится меньше, что, по-видимому, оказывает существенное влияние на процессы миграции хрома-51. Непропорциональность же скорости миграции изотопному разбавлению, очевидно, можно

объяснить различиями в подвижности стабильного и радиоактивного изотопов.

Таким образом, два рассмотренных примера убедительно показывают, что в промышленных зонах при исследованиях поведения радионуклидов в различных звеньях пищевой цепи необходимо учитывать наличие и количество стабильного изотопного носителя. При другой (не радионуклидной) химической форме стабильного носителя необходимо предварительно изучать полноту и скорость изотопного обмена.

ЛИТЕРАТУРА

1. Буров Н. И., Мартюшов В. З. Влияние стабильного кобальта и марганца на накопление и выведение кобальта-60 у крупного рогатого скота.— В кн.: Вторая Всесоюзная конференция по сельскохозяйственной радиологии. т. 2. Обнинск, 1984, т. 2, с. 151, 152.

2. Буфатин О. И., Алексахин Р. М. Накопление радионуклидов рисом из почвы и поливной воды.— Агрохимия, 1982, № 4, с. 82—86.

3. Вострикова О. А., Ратников А. Н., Филипас Н. А. Влияние загрязнения дерново-подзолистых почв стабильными изотопами кобальта и кадмия на накопление кобальта-60 и кадмия-115 растениями.— В кн.: Всесоюзная научная конференция молодых ученых по сельскохозяйственной радиологии. Обнинск, 1983, с. 11, 12.

4. Дергунов И. Д., Шевченко В. С. Накопление ^{60}Co, ^{65}Zn и ^{54}Mn в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от степени минерализации поливной воды.— В кн.: Вторая Всесоюзная конференция по сельскохозяйственной радиологии. Обнинск, 1984, т. 1, с. 123, 124.

5. Егорова В. А. Влияние почвенных условий на накопление ^{90}Sr в растениях.— Там же, с. 103.

6. Зимаков И. Е. Некоторые актуальные вопросы радиоэкологии.— Вестн. с.-х. науки, 1984, № 5(332), с. 141—144.

7. Зимаков И. Е., Захарова Л. Л. Накопление тяжелых металлов различными видами растений и особенности ведения сельского хозяйства вблизи цинковых предприятий.— С.-х. биология, 1984, № 4, с. 117—122.

8. Зимаков И. Е., Захарова Л. Л., Лазарев В. Н. Влияние стабильных носителей на закономерности миграции радиоактивного изотопа кадмия из почвы в растения.— В кн.: Вторая Всесоюзная конференция по сельскохозяйственной радиологии. Обнинск, 1984, т. 1, с. 60, 61.

9. Зимаков И. Е., Лазарев В. Н. Использование радиоаналитических методов для контроля загрязненности объектов окружающей среды радионуклидами.— Докл. ВАСХНИЛ, 1983, № 12, с. 27—29.

10. Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А., Блохина М. И. О поведении ^{90}Sr в системе гумат аммония — стабильный стронций — железо (111).— Почвоведение, 1976, № 11, с. 33—39.

1. Сиборг Г., Корлисс У. Человек и атом. М.: Атомиздат, 1973. 83 с.

12. Томилин Ю. А., Винцукевич Н. В. Накопление ^{65}Zn и ^{110}Ag в сельскохозяйственных культурах в условиях орошения.— В кн.: Вторая Всесоюзная конференция по сельскохозяйственной радиологии. Обнинск, 1984, т. 1, с. 59.

13. Филатова Е. В., Черткова Т. П., Смирнов Е. Г. Особенности долговременного поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва — растение.— Там же, с. 105, 106.

14. Филипас Н. А., Юдинцева Е. В., Вострикова О. А. Накопление ^{90}Sr овсом и ячменем на почвах, загрязненных тяжелыми элементами.— Там же, с. 101.

15. Шпажников А. А., Тихомиров Ф. А. Поглощение ^{65}Zn зер-

новыми культурами из разных слоев почвы.— Агрохимия, 1981, № 11, с. 120—124.

16. Юдинцева Е. В. Поступление ^{54}Mn в растения из различных почв.— Агрохимия, 1981, № 9, с. 119—125.

17. Юдинцева Е. В. Агрохимические аспекты поведения ^{65}Zn в почвах и растениях.— Агрохимия, 1982, № 1, с. 103—109.

18. Юдинцева Е. В., Жигарева Т. Л., Левина Э. М. и др. Изменение доступности радионуклидов растениями при химизации сельского хозяйства.— Агрохимия, 1982, № 5, с. 82—88.

19. Юдинцева Е. В., Филипас Н. А., Ходоровский Ю. М. и др. Поведение ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{65}Zn и ^{115}Cd в системе почва — растение.— В кн.: Вторая Всесоюзная конференция по сельскохозяйственной радиологии. Обнинск, 1984, с. 102, 103.

20. Hondenberg V., Adelheid, Finok A. Ermittlung von Toxizitäts Grenzwerten für Zink, Kupfer und Blei in Hafer und Botklee.— Zs. Pflanzenenn, Bodenkunds, 1975, Bd 4, N 5, S. 489—503.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

Е. Н. КАРАВАЕВА, Н. И. ШЕХУРИНА, И. В. МОЛЧАНОВА

ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ ТРИТИЯ С КАПИЛЛЯРНЫМ И ТРАНСПИРАЦИОННЫМ ТОКОМ ВОДЫ

Ранее было показано, что вертикальное перемещение и распределение трития в форме НТО в почве зависят от соотношения интенсивности восходящего и нисходящего потоков влаги [2]. При этом отмечалось, что вегетирующие растения увеличивают процент выноса трития из почвы. Однако количественно оценить роль транспирирующих растений в процессах миграции трития можно лишь в том случае, если исключить физическое испарение влаги с поверхности почвы. С этой целью нами проведена серия вегетационных опытов, результаты которых приводятся в статье.

Методика проведения опытов заключалась в следующем. Дерново-луговую почву (гор. А — гумус 12,2 %; Ca^{2+} и Mg^{2+} 40 и 12 мг·экв на 100 г почвы соответственно; pH водной вытяжки 6,8) перемешивали с тритиевой водой (4 МБк/кг) и двухсантиметровый слой этой смеси помещали на дно стеклянного сосуда емкостью 3 л (h — 20 см; d — 16 см), а затем заполняли его почвой без радионуклида. Чтобы исключить испарение воды с поверхности почвы, часть сосудов плотно закрывали кружками соответствующего диаметра из влагонепроницаемого материала, в котором проделывали отверстия для высева проклюнувшихся семян гороха. Другую часть сосудов оставляли открытыми и без растений. Полив производили снизу через стеклянную трубку водопроводной водой до уровня влажности почвы 60 % от полной влагоемкости, осуществляя контроль ежедневным взвешиванием сосудов. Для оценки скорости выведения трития из почвы за счет физического испарения сосуды без растений подвергали разборке через 10, 20, 30 и 40 дней от начала опыта. В варианте с растениями надземную массу срезали в конце опыта (40 дней) и из нее нагреванием при +105 °С выделяли свободную воду. Почву из сосудов всех вариантов извлекали слоями мощностью 2 см каждый, из которых выделяли различные формы почвенной влаги по методике, описанной в одной из предыдущих работ [1]. Пробы почвенного раствора и воды, выделенной из растений, просчитывали в жидкостном сцинтилляторе

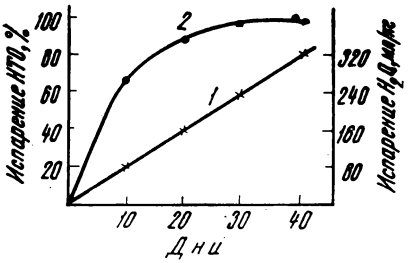


Рис. 1. Динамика испарения H_2O (1) и НТО (2) из почвы.

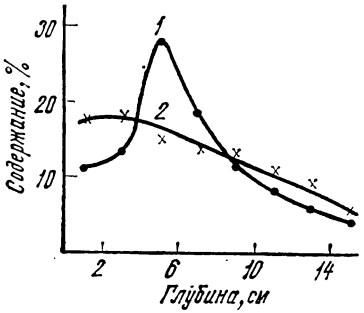


Рис. 2. Распределение НТО по глубине сосуда.
1, 2 — через 10, 20 дней от начала опыта соответственно.

на спектрометре типа Изокап-300. Опыты проведены и теплице в трехкратной повторности.

Расход воды, ежедневно доливавшейся в вегетационный сосуд в течение опыта, находится в прямой пропорциональной зависимости от времени и составляет 8 мл/кг почвы за сутки (рис. 1). При таком режиме испарения воды выведение трития, однократно внесенного в почву, подчиняется экспоненциальной зависимости. Большая часть меченой воды (66 %) выходит за пределы сосуда в первые 10 дней опыта. Затем темпы выведения трития значительно снижаются, и к концу опыта в почве остается около 3 % от первоначального количества. В среднем скорость физического испарения НТО из почвы составляла 0,2 МБк/сутки.

С течением времени меняется и характер распределения трития по глубине сосуда (рис. 2). На 10-й день от начала опыта отмечается ясно выраженный максимум содержания НТО в верхнем 5-сантиметровом слое почвы. К 20-му дню максимум концентрации трития перемещается на глубину 2—3 см, а в нижележащих слоях наблюдается постепенное снижение содержания нуклида. Этот тип распределения трития в почве сохраняется до конца опыта.

В сосудах с растениями, где физическое испарение влаги с поверхности почвы практически отсутствовало, величина средней скорости выведения трития из почвы оказалась равной 0,3 МБк/сутки, что в 1,5 раза выше аналогичной скорости физического испарения НТО. К моменту окончания опыта в почве этого варианта и свободной воде растений регистрируются лишь десятые и сотые доли процента от исходного количества трития, свидетельствующие о почти полном очищении системы от радионуклида.

Из полученных данных следует вывод о более высоких темпах перехода трития из почвы за счет физиологического процес-

са транспирации влаги по сравнению с физическим ее испарением.

В заключение следует отметить, что интенсивность транспирационного потока изменяется в процессе роста и развития растений, находясь в зависимости от таких показателей, как размеры листовой поверхности и объем корневой системы. Поэтому целесообразно проведение динамических опытов, в которых и оценка выноса радионуклида из почвы растениями давалась бы на разных этапах их онтогенеза.

ЛИТЕРАТУРА

1. Караваева Е. Н., Молчанова И. В. Распределение трития по некоторым категориям почвенной влаги.— В кн.: Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983, с. 64—68.

2. Караваева Е. Н., Молчанова И. В., Шехурина Н. И. Вертикальная миграция трития в системе почва — растение.— Экология, 1985, № 3, с. 85—87.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС · 1988

А. П. ДЬЯЧЕНКО, Г. И. ТАРШИС, М. Г. НИФОНТОВА

ЭКОЛОГО-БОТАНИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАЙОНА БЕЛОЯРСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ НА УРАЛЕ

Интенсивное развитие атомной энергетики определяет необходимость расширения исследований комплекса проблем, связанных с организацией экологического мониторинга в районах, прилегающих к атомным электростанциям. Растительный покров этих территорий подвергается сильному антропогенному воздействию в связи с развитием промышленности и строительством населенных пунктов. Результаты ботанических и экологических исследований являются кроме того основой для проведения радиационного мониторинга в зонах размещения атомных электростанций.

Организация слежения за состоянием и уровнем изменения растительности в районе действия Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова начата с инвентаризации флоры и описания растительного покрова. Для обследования условно выделено три участка: трехкилометровая радиальная санитарно-защитная зона; район жилого массива (пос. Заречный) и Ольховская болотно-речная экосистема, расположенная в 6 км к юго-востоку от БАЭС, в которую через искусственно прорытый канал производится сброс слаборадиоактивных дебалансных вод атомной электростанции и хозфекальных стоков пос. Заречный.

По схеме физико-географического районирования Среднего Урала территория района БАЭС относится к тагило-исетскому южнотаежному плоскоувалистому макрорайону таежной области Уральской равнинно-горной страны [5]. Территория представляет собой волнистую равнину. Это древний пенеплен, возникший в результате длительного разрушения и выравнивания складчатых гор, появившихся в конце палеозоя [4]. Равнина сложена вулканогенными и метаморфизированными толщами, пронизанными интрузиями основных пород и гранитов, которые нередко выступают на поверхность.

На территории преобладают дерново-подзолистые, отчасти серые и темно-серые лесные почвы, иногда осолоделые [2]. В понижениях встречаются подзолисто-болотные почвы, в реч-

Таблица 1

Количество семейств (по числу видов) изученных растений санитарно-защитной зоны (1), пос. Заречный (2) и Ольховской болотно-речной экосистемы (3)

Семейство *	1	2	3
Asteraceae	33/15,6 **	18/18,0	8/7,5
Poaceae	24/11,5	8/8,0	9/8,4
Rosaceae	15/7,0	8/8,0	13/12,1
Fabaceae	16/7,5	11/11,0	11/10,3
Scrophulariaceae	11/5,1	6/6,1	4/3,8
Brassicaceae	10/4,7	7/7,1	—/—
Umbelliferae	10/4,7	4/4,1	4/3,8
Ranunculaceae	8/3,7	2/2,0	7/6,5
Lamiaceae	8/3,7	6/6,1	4/3,8
Cyperaceae	6/2,8	2/2,0	4/3,8
Pyrolaceae	6/2,8	3/3,1	3/2,8
Caryophyllaceae	5/2,3	2/2,0	4/3,8
Violaceae	5/2,3	3/3,1	2/1,9
Boraginaceae	2/0,9	2/2,2	—/—
Iuncaceae	5/2,3	—/—	1/0,9
Liliaceae	4/1,9	3/3,1	4/3,8
Rubiaceae	4/1,9	2/2,0	4/3,8
Campanulaceae	4/1,9	1/1,0	—/—
Geraniaceae	3/1,4	1/1,0	1/0,9
Plantaginaceae	2/0,9	2/2,0	1/0,9
Equisetaceae	2/0,9	—/—	1/0,9
Lycopodiaceae	2/0,9	1/1,0	1/0,9
Polygonaceae	2/0,9	1/1,0	3/2,8
Onagraceae	2/0,9	—/—	—/—
Vacciniaceae	2/0,9	2/2,0	—/—
Primulaceae	2/0,9	1/1,0	4/3,8
Gentianaceae	2/0,9	—/—	1/0,9
Dipsacaceae	2/0,9	—/—	—/—
Chenopodiaceae	2/0,9	1/1,0	—/—
Polypodiaceae	1/0,5	1/1,0	2/1,9
Typhaceae	1/0,5	—/—	1/0,9
Alismataceae	1/0,5	—/—	—/—
Urticaceae	1/0,5	1/1,0	1/0,9
Euphorbiaceae	1/0,5	—/—	—/—
Hypericaceae	1/0,5	—/—	1/0,9
Polemoniaceae	1/0,5	—/—	—/—
Solanaceae	1/0,5	—/—	—/—
Caprifoliaceae	1/0,5	—/—	—/—
Valerianaceae	1/0,5	—/—	—/—
Hydrocharitaceae	1/0,5	—/—	—/—
Lentibulariaceae	1/0,5	—/—	—/—
Elaeagnaceae	1/0,5	—/—	—/—
Orchidaceae	1/0,5	—/—	1/0,9
Ericaceae	—/—	—/—	2/1,9
Crassulaceae	—/—	—/—	1/0,9
Menyanthaceae	—/—	—/—	1/0,9
Balsaminaceae	—/—	—/—	1/0,9
Oxalidaceae	—/—	—/—	1/0,9
Polygalaceae	—/—	—/—	1/0,9
Всего	213/100	99/100	107/100

* Семейства расположены по мере убывания количества видов в санитарно-защитной зоне.

** В числителе — количество видов, в знаменателе — процент к общему количеству.

ных долинах — лугово-болотные. По механическому составу почвы большей частью тяжело-суглинистые и глинистые.

Климат района резко континентальный с продолжительной суровой зимой и сравнительно коротким теплым летом [1]. Средние температуры января —17—18 °С, июля +16—17 °С. Весной обычен возврат холодов, ночные заморозки продолжаются до конца весны. Годовая сумма осадков около 450 мм; значительная их часть приходится на зимний период. Наибольшая высота снежного покрова на защищенных участках — не более 60 см. Господствующий ветер западного и юго-западного направления зимой и западного, северо-западного — летом.

Территория санитарно-защитной зоны, пос. Заречный и Ольховской болотно-речной экосистемы представляет слабо холмистую равнину, покрытую сравнительно молодыми березово-сосновыми лесами с примесью осины. Леса несут следы недавних интенсивных рубок. Часто встречаются участки, состоящие из соснового и березового подроста, среди которого разбросаны отдельные деревья. Кустарничковый ярус, имеющий умеренное развитие, представлен шиповником, ракитником, рябиной. Встречаются также черемуха, ива и липа. Травянисто-кустарничковый ярус в среднем имеет покрытие 60—70 %. Основными его компонентами являются представители лесного и лугово-лесного разнотравья и злаки. Мохово-лишайниковый покров развит слабо.

Леса санитарно-защитной зоны относятся к ассоциации березово-сосновых злаково-разнотравных и березово-сосновых осочково-злаково-разнотравных. На территории, окружающей пос. Заречный, леса той же формации, но отличаются более густым травяно-кустарничковым ярусом и значительным участием папоротника-орляка. На местах вырубленных лесов возникли благодаря регулярному сенокошению злаково-разнотравные луга.

Болотно-речная экосистема включает Ольховское низинное торфяное болото, р. Ольховку, вытекающую из него и впадающую в р. Пышму, участки березово-сосновых лесов, а также увлажненных и переувлажненных лугов. В травянисто-кустарничковом ярусе появляется хвощ лесной и другие влаголюбивые растения. Берега р. Ольховки сильно заболочены и труднопроходимы. Основное русло реки распадается на ряд рукавов и образует мелкие водоемы, заросшие рогозом, осокой, чередой и другими гигро- и мезогигрофитами. Леса, окружающие болото, переувлажнены, подтоплены и погибают. На возвышенных участках встречаются густые заросли ольхи и ивы. Площадь Ольховского болота, протяженностью 3 км, составляет 47 га. По растительности болото неоднородно с преобладанием осоково-рогозовых и осоково-березовых фитоценозов [3]. Средняя глубина торфяной залежи 1,7 м. Залежь сложена преимущественно осоковым видом торфа, под березняками верхний слой торфа (50—70 см) древесно-осоковый.

В пределах санитарно-защитной зоны выделено 213 видов

Таблица 2

Эколого-ценотический анализ основных травянистых растений территории санитарно-защитной зоны (1), пос. Заречный (2) и Ольховской экосистемы (3)

Эколого-ценотический элемент	1	2	3
Болотные	13/6,1 *	1/1,0	1,0/9,3
Болотно-луговые	15/7,0	1/1,0	4/3,7
Луговые	50/23,5	23/23,2	32/29,9
Лугово-лесные	36/16,9	13/13,1	11/10,3
Лесные	36/16,9	23/23,2	28/26,2
Лугово-степные	17/7,9	5/5,1	6/5,6
Синантропные	30/14,1	28/28,3	12/11,3
Распространение не выяснено	16/7,6	5/5,1	4/3,7
Всего	213/100	99/100	107/100

* В числителе — количество видов, в знаменателе — процент к общему количеству.

растений, слагающих травяно-кустарничковый ярус и относящихся к 43 семействам (табл. 1). Наиболее широко представлены семейства Asteraceae и Poaceae. Виды этих семейств населяют разнообразные экотопы и являются доминантами большинства лесных и луговых фитоценозов. По количеству видов необходимо выделить также сем. Fabaceae, Rosaceae, Scrophulariaceae, Brassicaceae и Umbelliferae.. Перечисленные семь семейств включают более 60 % всего флористического богатства санитарно-защитной зоны и лишь около 30 % видов приходится на остальные 36 семейств. Следует отметить сем. Boraginaceae, Rubiaceae, Geraniaceae, Primulaceae, Polygonaceae, Vacciniaceae, которые хотя и насчитывают небольшое количество видов, но благодаря высокому обилию представляющих их растений, принимают активное участие в сложении растительных сообществ.

Флора территории пос. Заречный по видовому разнообразию (99 видов растений) и спектру представленных семейств (26) значительно беднее флоры санитарно-защитной зоны (см. табл. 1). Основное участие в сложении растительного покрова принимают виды тех же семейств, которые представлены в санитарно-защитной зоне, но видовая насыщенность их значительно ниже. Преобладающее значение в образовании растительных формаций принадлежит Asteraceae, Poaceae, Rosaceae и Fabaceae, (45 видов); практически отсутствуют растения 17 семейств, представленных в санитарно-защитной зоне.

Инвентаризация флоры Ольховской болотно-речной экосистемы позволила выявить 107 видов растений, относящихся к 33 семействам (см. табл. 1). Преобладающее количество видов (около 50 %) составляют пять семейств. Asteraceae, Rosaceae, Faba-

ceae, Ranunculaceae, Poaceae. В сложении болотных сообществ важную роль играют сем. Typhaceae и Cyperaceae. Хотя они насчитывают сравнительно небольшое количество видов, однако являются доминирующими (по обилию растений) в болотных растительных ассоциациях.

На территории, окружающей атомную электростанцию, обнаружено 25 видов листостебельных мхов и 26 видов напочвенных, эпифитных и эпилитных видов лишайников.

Географический анализ растительности выявил преобладание бореального элемента (60—70 % видов), что характерно для подзоны южной тайги, к которой относится исследуемый район.

На изученной территории преобладают лесные и луговые растительные сообщества. В связи с этим доминируют растения, относящиеся к луговому, лугово-лесному и лесному эколого-ценотическим элементам (табл. 2), на долю которых приходится до 60—70 % видов растений. В основном это мезофиты и гигромезофиты (60—90 % видов). Пологие берега водоема, болото и переувлажненные места заняты болотными и болотно-луговыми растениями, которые составляют около 13 % видов и в основном представлены гигрофитами (6—10 %) и мезогигрофитами (5—6 %). Доля болотных растений на территории Ольховской экосистемы значительно повышена по сравнению с территориями санитарно-защитной зоны и пос. Заречный. Вместе с тем в связи с сильным антропогенным воздействием наблюдается синантропизация растительности, особенно в пределах пос. Заречный (см. табл. 2).

Флора изученного района включает растения, имеющие определенную практическую ценность. К ним относятся кормовые (27 видов), витаминные (19), лекарственные (45), пищевые и декоративные (13), медоносы (33), красители (11) и технические (2 вида) растения, которые можно использовать в хозяйственной деятельности.

Таким образом, проведены первичная оценка и описание флоры и растительности наземных экосистем в районе Белоярской атомной электростанции. Периодическое повторение подобных обследований позволит более рационально использовать природные ресурсы района и прогнозировать возможные экологические последствия влияния атомной электростанции на окружающую среду.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алисов Б. П. Климат СССР. М.: Наука, 1956. 370 с.
2. Мошкин А. М., Оленев А. М., Шувалов Е. Л. География Свердловской области. Свердловск: Сред-Урал. кн. изд-во, 1966. 212 с.
3. Нифонтова М. Г., Маковский В. И., Куликов Н. В. ^{90}Sr и ^{137}Cs в торфяных отложениях низинного болота в зоне влияния Белоярской АЭС.— Экология, 1986, № 3, с. 30—35.
4. Оленев А. М. Урал и Новая Земля. М.: Мысль, 1965. 215 с.
5. Прокаев В. И. Основы методики физико-географического районирования. Л.: Наука, 1967. 167 с.

Г. А. ШАЛЬНОВА, Н. Н. КЛЕМПАРСКАЯ, А. А. ИВАНОВ,
Т. Д. КУЗЬМИНА, Г. А. ЗАЛИКИН, В. Ф. ЖУРАВЛЕВ,
С. В. СТЕПАНОВ, П. Г. НИСИМОВ, Е. С. ЖОРОВА, В. И. ШЕЛЕСНОВА

КАНЦЕРОГЕННЫЙ ЭФФЕКТ ПРИ ПОРАЖЕНИИ НЕКОТОРЫМИ РАДИОНУКЛИДАМИ И МОДИФИЦИРУЮЩЕЕ ВЛИЯНИЕ ИММУНОГЛОБУЛИНА

В работах [1—3] установлено, что применение иммуноглобулина оказывает выраженный лечебный эффект при экспериментальной острой лучевой болезни, вызванной воздействием внешнего излучения, повышая выживаемость облученных животных на 20—40 %. Настоящая работа посвящена изучению влияния иммуноглобулина на отдаленные последствия лучевого поражения при введении крысам (всего 341 особей) окиси трития (внутрибрюшинно $2{,}2 \cdot 10^7$ кБ/кг), стронция-90 (внутрибрюшинно $14{,}8 \cdot 10^3$ кБк/кг) или плутония-238 (интратрахеально 92,5 кБк/кг).

Гомологичный иммуноглобулин, содержащий нормальные противотканевые антитела, вводили всегда после поступления радионуклида по следующим схемам: при поражении окисью трития — под кожу трехкратно через 2, 24 и 48 ч по 25 или 100 мг/кг; при поражении стронцием под кожу шестикратно — через 2 недели после инъекции и далее 5 раз ежемесячно по 25 мг/кг; при поражении плутонием — внутримышечно двукратно через 1 сут. и через 4 мес. по 20 мг/кг.

Модифицирующий эффект иммуноглобулина оценивали путем учета динамики гибели животных, определения средней продолжительности жизни и развития опухолей — частота и величина латентного периода, локализация, размеры, множественность, степень зрелости, метастазирование.

Применение иммуноглобулина не оказало заметного действия на состояние гемопоэза у пораженных радионуклидами крыс и существенно не повлияло на кинетику выведения окиси трития с мочой, на характер отложения стронция и плутония-238 в органах и динамику формирования уровней поглощенных доз. Вместе с тем отмечены существенные различия по биологическому эффекту: величине средней продолжительности жизни и развитию опухолей у леченых и нелеченых крыс. Средняя

Таблица 1

Средняя продолжительность жизни и частота возникновения опухолей у крыс, пораженных радионуклидами

Радионуклид	Доза радионуклида, кБк/кг	Доза иммуноглобулина (мг/крысу) и кратность введения	Колич. животных	Средняя продолжительность жизни, сут.	Поглощенная доза в скелете на период средней продолжительности жизни, Гр	Колич. крыс с наличием опухолей, %	
						Остеосаркомы	Другой локализации
Окись трития	$2{,}2 \cdot 10^7$	—	40	274±42,5	—	0	52,9
		5 (3)	39	334±40,6	—	0	30,4
		20 (3)	40	305±49,4	—	0	32,1
		5 (3)	38	551±29,7	—	0	22,2
		20 (3)	39	500±24,8	—	0	30,3
		—	40	480±26,0	—	0	32,3
Стронций-90	$14{,}8 \cdot 10^3$	—	49	220±18,0	182	36,8	—
		5 (6)	41	246±14,0	200	13,7	—
Плутоний-238	92,5	—	24	357±12,0	10,4	8,3	66,6
		4 (2)	20	432±11,0	10,4	40,0	70,0
		—	61	703±19,0	—	0	68,9

продолжительность жизни крыс, пораженных радионуклидами и леченых иммуноглобулином, больше по сравнению с теми животными, которым этот препарат не вводили (табл. 1). Наиболее существенные различия отмечены при поражении тритием и плутонием. При введении иммуноглобулина непораженным крысам (контроль) средняя продолжительность жизни этих животных даже выше, чем у интактных.

Благоприятное влияние иммуноглобулина при поражении крыс тритием и стронцием проявилось также уменьшением частоты возникновения опухолей (при введении окиси трития — опухоли молочных желез, при введении стронция — остеосаркомы). У леченых крыс наблюдалось более позднее возникновение остеосарком (увеличение латентного периода): первое появление их отмечено на 234-е сут.; по степени дифференцировки во всех случаях остеосаркомы оказались зрелыми, т. е. менее злокачественными. В то же время у нелеченых пораженных стронцием крыс первое появление остеосарком зарегистрировано на 189-е сут. и в 42,8 % случаев они оказались незрелыми. Существенных различий по числу крыс с метастазами в легких у животных, пораженных стронцием и леченых иммуноглобулином и у только пораженных, выявить не удалось. Однако среднее число опухолевых узлов у крыс с остеосаркомами, которым вводили только стронций, составило 1,4, в то время как у леченых пораженных крыс оно оказалось равным 2,5.

Введение иммуноглобулина непораженным крысам снижает

Частота возникновения опухолей и средняя продолжительность двукратных инъекций

Экспериментальные группы с введением радионуклида	Колич. животных	Средняя продолжительность жизни, сут.	Колич. крыс с опухолями		Колич. крыс с остеосаркомами	
			абс.	%	абс.	%
Плутония	24	357±12,0	16	66,6	2	8,3
Плутония и иммуноглобулина	20	432±11,0	14	70,0	8	40,0
Биоконтроль (без поражения радионуклидом)	61	703±9,0	42	68,9	0	0

у них «выход» спонтанных опухолей молочных желез по сравнению с интактными животными (см. табл. 1).

Несколько иные результаты получены для крыс, пораженных плутонием (табл. 2). Введение иммуноглобулина по выбранной схеме способствовало значительному увеличению средней продолжительности жизни, как и при использовании других радионуклидов, но при этом оказало явно отягощающее влияние на развитие опухолей (число крыс с остеосаркомами среди нелеченых крыс составило 8,3 %, а среди леченых — 40 %), хотя общий показатель частоты опухолей других локализаций у крыс обеих групп, а также в контроле практически одинаков. У леченых пораженных крыс значительно чаще возникали опухоли легких. В то же время у этих животных не выявлены опухоли кроветворной, лимфатической, мягких тканей и щитовидной железы, тогда как у нелеченых пораженных крыс опухоли мягких тканей обнаружены в 8 % случаев, а у контрольных животных зарегистрированы опухоли во всех (кроме легких) исследованных органах и тканях. И, наконец, введение иммуноглобулина способствовало несколько более частому метастазированию остеосарком.

Таким образом, во всех экспериментах, при использовании различных радионуклидов выявлено благоприятное влияние иммуноглобулина, выражающееся уменьшением гибели в ранние сроки после поражения, облегчением тяжести лучевой болезни и, что особенно важно, увеличением средней продолжительности жизни. Это — главный интегральный показатель противолучевой активности препарата. Однако эффективность иммуноглобулина в отношении радиационного канцерогенеза может быть неодинаковой и даже разнонаправленной в зависимости от особенностей биологического действия радионуклида. При этом существенную роль могут играть дозировка и схема применения иммуноглобулина.

Таблица 2

жизни у крыс после введения плутония-238 и последующих иммуноглобулина

Колич. крыс с опухолями другой локализации, %						Случаи метастазирования остеосарком, %
Легкие	Молочные железы	Гипофиз	Кроветворные и лимфатические ткани	Мягкие ткани	Щитовидная железа	
8,3	42,0	13,0	0	8,0	0	50,0
40,0	50,0	15,0	0	0	0	62,0
0	48,0	30,0	3,0	2,0	2,0	0

Отсюда вытекает необходимость тщательного подбора доз и схем иммуноглобулина с целью воздействия на радиационный канцерогенез с учетом особенностей биологического действия радионуклидов и их свойств (характер распределения, скорость выведения, период полураспада и пр.).

ЛИТЕРАТУРА

1. Иванов А. А., Невинная А. П. Терапевтическая активность белковых фракций гетерологичной сыворотки при острой лучевой болезни.— Радиобиология, 1973, т. 13, вып. 6, с. 920—922.

2. Сосова В. Ф. Влияние введения гомологичных γ-глобулинов на исход лучевой болезни у животных.— Мед. радиология, 1965, № 2, с. 54—59.

3. Шальнова Г. А., Кузьмина Т. Д., Уланова А. М. Сывороточные глобулины как противолучевые препараты.— Радиобиология, 1975, т. 15, вып. 5, с. 700—703.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Статьи раскрывают возможные пути и степень воздействия промышленных АЭС на примыкающие к ним природные и находящиеся в сельскохозяйственной эксплуатации экосистемы. Всесоюзное совещание «Радиоэкологические исследования в зоне АЭС» подвело основные итоги радиоэкологическим работам, проводимым в районах атомных электростанций, функционирующих в нормальном режиме, и наметило перспективы развития таких исследований на ближайшее время. Эти положения сформулированы в принятом на совещании решении. Признано целесообразным развивать исследования по радиоэкологическому мониторингу в зонах АЭС в зависимости от природно-климатических условий разных регионов страны; по изучению сочетанного действия радиационного, теплового, химического и других факторов, связанных с работой АЭС, на природные экосистемы и по созданию соответствующих математических моделей; оценке потенциальных и реальных дозовых нагрузок от радионуклидов, мигрирующих по биологическим цепочкам, и совершенствованию методов полевой экологической дозиметрии; совершенствованию принципов экологического обоснования выбора площадок для строительства новых АЭС, разработке методологии определения радиоэкологической емкости природных экосистем для оценки предельно допустимых выбросов и сбросов.

На совещании остались без рассмотрения вопросы, связанные с возможными экологическими последствиями различного рода аварий на атомных станциях. Как показывает опыт эксплуатации промышленных АЭС во всем мире, такие аварии не только возможны, но и уже имели место в разных странах. Обобщение этого опыта и экологическое прогнозирование на случай аварийных ситуаций в зоне АЭС должно стать предметом обсуждения на последующих научных форумах радиоэкологов.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение 3

Н. В. Куликов. Некоторые итоги развития радиоэкологических исследований на Урале 4

Ф. А. Тихомиров, И. Т. Моисеев. Закономерности поведения долгоживущих радионуклидов иода, цезия и углерода в основных компонентах окружающей среды 12

А. Н. Силантьев, И. Г. Шкуратова. Рекомендации по организации контроля за радиоактивным загрязнением атмосферных выпадений и почв в районах АЭС 22

А. М. Скрябин, Р. И. Погодин, Н. В. Старцев. Основные пути совершенствования радиационного контроля в районах размещения АЭС 27

В. В. Волков, В. Ф. Демин. АЭС с ВВЭР как источник газоаэрозольных выбросов: математическая модель 31

А. Л. Кононович, Л. П. Хамьянов. Вычисление радиационной емкости поверхностных водоемов 37

В. В. Писарев, Р. Л. Стуэнзе. О едином подходе при расчете допустимых сбросов радиактивных веществ, поступающих в водоемы-охладители 42

Т. И. Бабина, Н. Н. Дельвин, В В. Писарев. Гидротермическая обстановка в водоемах-охладителях, расположенных в различных широтных зонах европейской части Советского Союза 49

В. А. Аверков, А. В. Носов, В. В. Писарев, А. К. Сухоручкин. Расчет концентраций изотопов стронция в водоеме-охладителе АЭС с учетом его заиления 53

М. Я. Чеботина, Т. А. Реч, Н. В. Куликов. Тритий в донных отложениях болотно-речной экосистемы 57

С. А. Любимова, О. Ф. Ситникова, А. В. Трапезников. Некоторые вопросы гидрохимии Белоярского водохранилища . . 60

А. П. Зырянов, П. И. Новиков, В. Ф. Ноговицын, И. И. Колтик, В. П. Маслов, В. И. Готлиб, М. М. Грубе. Длительное исследование радиационной обстановки в районе расположения Белоярской атомной электростанции с использованием термолюминисцентных детекторов 63

Б. С. Пристер, С. В. Барбашев, В. И. Власюк. Методы анализа металлов при ведении комплексного мониторинга окружающей среды 70

С. М. Вакуловский, В. П. Мартыненко. Аэрогамма-спектрометрическое обследование радиоактивного загрязнения местности в районах АЭС 78

Н. А. Филипас, Е. В. Юдинцева, А. Н. Ратников, Ю. М. Ходоровский, Л. А. Мамонтова, О. А. Вострикова. Поступление некоторых элементов нейтронной активизации в сельскохозяйственные культуры из основных почв Нечерноземной зоны 86

Ф. А. Тихомиров, Г. И. Агапкина. Органические формы соединений техногенных радионуклидов в почвах и их доступность для растений 92

127

Э. И. Черенкова, Н. В. Винцукевич, Ю. А. Жаков, В. А. Книжников, Ю. А. Томилин, М. А. Троицкий, С. Г. Атанесян, Р. С. Ханданян, Т. П. Перфильева, З. Г. Галстян. Результаты изучения перехода радионуклидов из поливных вод в сельскохозяйственные растения в районах расположения АЭС 97
Ю. А. Жаков, В. А. Книжников, Ю. А. Томилин, Н. В. Винцукевич, Э. И. Черенкова, Т. П. Перфильева, М. А. Троицкий. Возможные уровни поступления радионуклидов населению при отведении жидких отходов АЭС в водоемы, используемые для орошения сельхозугодий 103
И. Е. Зимаков, В. Н. Лазарев, В. И. Синьков. Влияние стабильных изотопных носителей на миграцию цинка-65 и хрома-51 из почвы в растения 108
Е. Н. Караваева, Н. И. Шехурина, И. В. Молчанова. Вертикальная миграция трития с капиллярным и транспирационным током воды 114
А. П. Дьяченко, Г. И. Таршис, М. Г. Нифонтова. Эколого-ботаническая характеристика района Белоярской атомной электростанции на Урале 117
Г. А. Шальнова, Н. Н. Клемпарская, А. А. Иванов, Т. Д. Кузьмина, Г. А. Заликин, В. Ф. Журавлев, С. В. Степанов, П. Г. Нисимов, Е. С. Жорова, В. И. Шелеснова. Канцерогенный эффект при поражении некоторыми радионуклидами и модифицирующее влияние иммуноглобулина 122
Заключение 126

УДК 577.41/6 : 577.391

Некоторые итоги развития радиоэкологических исследований на Урале. Куликов Н. В.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Излагаются основные итоги 30-летнего развития радиоэкологических исследований на Урале в Институте экологии растений и животных УрО АН СССР. Подчеркивается вклад этих исследований в разработку проблем радиационной биогеоценологии и континентальной радиоэкологии.

Библиогр. 49 назв.

УДК 502.55(21) : 621.039.7

Закономерности поведения долгоживущих радионуклидов иода, цезия и углерода в основных компонентах окружающей среды. Тихомиров Ф. А., Моисеев И. Т.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Дано краткое обобщение радиоэкологических исследований ^{14}C, ^{129}I, ^{137}Cs в системе атмосфера — почва — растения. На первом этапе длительных непрерывных выпадений из атмосферы доминирующий путь их поступления в продукцию растениеводства — непосредственное осаждение на поверхность растительного покрова. Почвенный путь для ^{137}Cs и ^{129}I значим лишь при продолжительности их выпадений в течение десятков и сотен лет. В предельном случае, т. е. при достижении равновесия концентраций радионуклидов в системе атмосфера — почва, вклады обоих путей примерно равнозначны. В отличие от этого поступление ^{14}C из почвы в надземную фитомассу незначительно и составляет менее 1 % воздушного пути поступления даже при достижении равновесия его концентраций в системе атмосфера — почва.

Поступление ^{129}I и ^{137}Cs из почвы в урожай становится ведущим после прекращения выпадений их из атмосферы. В этом случае при разработке мер, направленных на снижение загрязнения рациона человека, следует руководствоваться количественными показателями перехода радионуклидов из почвы в растения, зависящими от типа почвы, вида растений и условий ведения сельскохозяйственного производства. Значения коэффициентов накопления (КН) по ^{137}Cs для генеративных органов растений на разных почвах близки к значениям КН ^{129}I, в то время как для вегетативных частей растений они в 30—60 раз выше, чем по ^{129}I.

Библиогр. 12 назв.

УДК 502.55 : 621.039.7

Рекомендации по организации контроля за радиоактивным загрязнением атмосферных выпадений и почв в районах АЭС. Силантьев А. Н., Шкуратова И. Г.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Рассматриваются возможности применения планшетов для учета радиоактивных выпадений в районе АЭС. Показано, что такие планшеты нецелесообразно использовать для определения величины и пространственного распределения выпадений, образованных в результате разового выброса. Сеть планшетов может быть использована для установления факта разового повышенного выброса и для определения средней

величины и пространственного распределения выпадений, образованных в результате постоянного дымления. Величина загрязнения, образованного в результате разового выброса, и пространственное распределение этого загрязнения могут быть определены путем исследования радиоактивного загрязнения почвы.

Библиогр. 4 назв.

УДК 577.472

Основные пути совершенствования радиационного контроля в районах размещения АЭС. Скрябин А. М., Погодин Р. И., Старцев Н. В.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

На примере стронция-90 показано, что регламентные исследования службы ВД в районе размещения АЭС в большинстве случаев дают лишь информацию о естественном фоне радиации, глобальных уровнях загрязнения среды и пищевых цепей человека, а не о локальном загрязнении, связанном с выбросами станции. Одним из возможных путей оптимизации системы контроля можно считать разработку и внедрение информационно-измерительной системы (ИИС), что должно быть учтено на стадии проектирования новых АЭС. Внедрение ИИС позволит повысить информативность и оперативность радиационного контроля, а также избежать неоправданных потерь материальных и людских ресурсов.

Табл. 1. Библиогр. 3 назв.

УДК 502.3

АЭС с ВВЭР как источник газоаэрозольных выбросов: математическая модель. Волков В. В., Демин В. Ф.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Представлена методика для оценки величины газоаэрозольных выбросов и радиационной обстановки в помещениях и технологических системах АЭС с реакторами типа ВВЭР. Рассматривается нормальный режим работы АЭС.

Табл. 1. Ил. 2. Библиогр. 7 назв.

УДК 621.039

Вычисление радиационной емкости поверхностных водоемов. Кононович А. Л., Хамьянов Л. П.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Кратко изложены физические основы методики расчета радиационной емкости поверхностных водоемов, применяемой в настоящее время во ВНИИ АЭС при вычислении предельно допустимых сбросов. Рассмотрены процессы формирования загрязнения водоемов растворимыми и нерастворимыми веществами. Учитывается турбулентная диффузия примесей и ветровое перемешивание. Указано, что современный уровень гидродинамики открытых потоков не позволяет построить достаточно точную математическую модель, особенно в части седиментации. Это заставляет вводить большие коэффициенты запаса.

Библиогр. 16 назв.

УДК 621.039.7.14 : 577.472(28)

О едином подходе при расчете допустимых сбросов радиоактивных веществ, поступающих в водоемы-охладители. Писарев В. В., Струэнзе Р. Л.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Рассмотрен ряд важнейших элементов, характеризующих принцип единого подхода при нормировании РВ, сбрасываемых АЭС в ВО: введение нормализованного объема воды; ограничение концентрации РВ в сбросных водах; расчет допустимых концентраций РВ в ВО на основании интегрального дозового предела.

Ил. 1. Библиогр. 5 назв.

УДК 621.311.22 : 577.472(28)

Гидротермическая обстановка в водоемах-охладителях, расположенных в различных широтных зонах европейской части Советского Союза. Бабина Т. И., Дельвин Н. Н., Писарев В. В.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Предлагаются нормативы предельно допустимого подогрева воды и метод расчета предельных величин тепловых нагрузок АЭС на водоемы-охладители, учитывающий широту расположения электростанций. Приведены результаты натурных гидротермических исследований на водоемах-охладителях действующих АЭС.

Ил. 4. Библиогр. 3 назв.

УДК 621.039.58

Расчет концентраций изотопов стронция в водоеме-охладителе АЭС с учетом его заиления. Аверков В. А., Носов А. В., Писарев В. В., Сухоручкин А. К.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Расчетным способом определены составляющие баланса радиоактивности в полностью перемешанном водоеме. Показано, что выведение стронция-90 из водной массы непроточного заиляемого водоема связано в основном с процессом седиментации взвешенных частиц.

Табл. 1. Библиогр. 4 назв.

УДК 577.391 : 577. 472

Тритий в донных отложениях болотно-речной экосистемы. Чеботина М. Я., Реч Т. А., Куликов Н. В.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Приводится содержание трития по глубине торфяной залежи Ольховского болота, подвергающегося воздействию БАЭС им. И. В. Курчатова. Наиболее высокая концентрация трития найдена на глубине 0,5—0,7 м от поверхности грунта. Пониженное содержание излучателя в верхних горизонтах торфяной залежи объясняется снижением его содержания в сбросной воде в период отбора проб. Уменьшение концентрации трития в нижних слоях профиля связано с замедленной диффузией излучателя в более глубокие слои торфа и

частичным разбавлением его водой, содержащейся в грунте.
Табл. 1. Ил. 1. Библиогр. 4 назв.

УДК 577.41/46 : 577.391

Некоторые вопросы гидрохимии Белоярского водохранилища. Любимова С. А., Ситникова О. Ф., Трапезников А. В.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Рассмотрены данные по гидрохимическому режиму Белоярского водохранилища. За десять лет наблюдений не выявлено существенных изменений по содержанию в воде основных ионов. Вниз по течению (от верховья к плотине) наблюдаются процессы самоочищения.
Табл. 2. Библиогр. 3 назв.

УДК 621.039.58 : 539.1.07

Длительное исследование радиационной обстановки в районе расположения Белоярской атомной электростанции с использованием термолюминесцентных детекторов. Зырянов А. П., Новиков П. И.,Ноговицын В. Ф., Колтик И. И., Маслов В. П., Готлиб В. И., Грубе М. М.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

На основе длительных испытаний (с 1977 г.) показана возможность использования термолюминесцентных детекторов «TELDE» для измерения радиационной обстановки в районах расположения АЭС на примере БАЭС им. И. В. Курчатова. Показано, что дозы, измеренные с использованием детекторов, «отслеживают» суммарный выброс РВ из вентиляционных труб АЭС, позволяют выявить локальные неравномерности в распределении среднегодовых доз с большей достоверностью, нежели при периодическом использовании гамма-радиометров. В целом показано, что длительная работа энергоблоков АЭС приводит к незначительному увеличению среднегодовой дозы в направлении вероятного падения факела из вентиляционных труб АЭС.
Табл. 1. Ил. 1. Библиогр. 8 назв.

УДК 543.06 : 389.6

Методы анализа металлов при ведении комплексного мониторинга окружающей среды. Пристер Б. С., Барбашев С. В., Власюк В. И.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Проводится анализ технико-экономических характеристик четырех инструментальных методов анализа: эмиссионно-спектрального, атомно-абсорбционного, нейтронно-активационного и масс-спектрометрии вторичных ионов. Показано, что комплекс из масс-спектрометрии вторичных ионов и эмиссионного спектрального анализа имеет максимальное значение коэффициента технико-экономической эффективности, т. е. при минимальных затратах обладает наибольшей эффективностью.
Табл. 2. Библиогр. 3 назв.

УДК 502.55(21) : 621.039.7+550.835.232

Аэрогамма-спектрометрическое обследование радиоактивного загрязнения местности в районах АЭС. Вакулов-

ский С. М., Мартыненко В. П.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Оценивается возможность получения информации о техногенном радиоактивном загрязнении местности в районах АЭС на фоне глобального загрязнения и гамма-излучения естественных радионуклидов методом самолетной гамма-спектрометрии. Приводятся краткая характеристика используемой аппаратуры и формулы для оценки чувствительности метода. Возможности метода иллюстрируются на примере двух радионуклидов: цезия-137 и кобальта-60. Показано, что минимальная обнаруживаемая величина локального загрязнения местности цезием-137 не зависит от характера распределения в почве глобального цезия-137 и определяется главным образом типом почвы (величиной ее фонового гамма-излучения).

Табл. 3. Ил. 1. Библиогр. 7 назв.

УДК 577.4 : 546

Поступление некоторых элементов нейтронной активации в сельскохозяйственные культуры из основных почв Нечерноземной зоны. Филипас Н. А., Юдинцева Е. В., Ратников А. Н., Ходоровский Ю. М., Мамонтова Л. А., Вострикова О. А.— В кн.: Радиоэкологические исследования почв в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Прочность закрепления марганца-54, кобальта-60, цинка-65 и кадмия-115 основными почвами Нечерноземной зоны в значительной мере определяется кислотностью почв. Поступление радионуклидов в растения в зависимости от свойств почв изменяется от 3 до 24 раз. Размеры накопления радионуклидов сельскохозяйственными культурами варьировали от их видовых особенностей и степени окультуренности почвы.

Табл. 5. Ил. 1.

УДК 502.55(21) : 621.039.7

Органические формы соединений техногенных радионуклидов в почвах и их доступность для растений. Тихомиров Ф. А. Агапкина Г. И.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Методом радиоактивных индикаторов ^{59}Fe и ^{125}I в сочетании с гель-хроматографией изучен состав радионуклид-органических соединений почвенных растворов основных зональных почв. Показано, что различия в доступности растениям ^{59}Fe или ^{125}I, зависящие от типа почвы, обусловлены разным относительным содержанием радионуклида в почвенных растворах и неодинаковым их распределением между отдельными фракциями водорастворимых органических соединений в составе почвенного раствора, которые характеризуются разной доступностью радионуклидов растениям.

Для исследованных почв зависимость между этими показателями и коэффициентами накопления ($КН_п$) радионуклидов растениями описывается соотношением $КН_п = \alpha\Sigma\ КН_i \cdot N$, где α — доля радионуклида в почвенном растворе, $КН_i$ и N_i — коэффициент накопления радионуклида и его доля (от α) в i-й масс-молекулярной фракции почвенного раствора соответственно.

Табл. 3. Библиогр. 4 назв.

УДК 577.4 : 546

Результаты изучения перехода радионуклидов из поливных вод в сельскохозяйственные растения в районах расположения АЭС. Черенкова Э. И., Винцукевич Н. В., Жаков Ю. А., Книжников В. А., Томилин Ю. А., Троицкий М. А., Атанесян С. Г., Ханданян Р. С., Перфильева Т. П., Галстян З. Г.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

В районах расположения Армянской и Южно-Украинской АЭС проведен эксперимент по изучению перехода радионуклидов (марганца-54, кобальта-58, цинка-65, стронция-90+ +89, рутения-106, серебра-110м, цезия-134) из поливных вод в пшеницу, люцерну, кукурузу, огурцы, помидоры, капусту, баклажаны, перец, редис, котем. Опытные делянки (3×3 м) поливали водой, содержащей радионуклиды с концентрацией П·370 Бк/л, в сроки и объемами, предусмотренными агротехникой выращивания этих сельхозкультур. Способы полива растений: по бороздам и дождеванием. Коэффициенты перехода сильно варьировали в зависимости от физиологии растений, способа их полива и физико-химических свойств радионуклидов. Полученные коэффициенты перехода позволяют прогнозировать содержание радионуклидов в сельхозпродукции в районах размещения АЭС.

Табл. 3.

УДК 577.4: 546.47

Возможные уровни поступления радионуклидов населению при отведении жидких отходов АЭС в водоемы, используемые для орошения сельхозугодий. Жаков Ю. А., Книжников В. А., Томилин Ю. А., Винцукевич Н. В., Черенкова Э. И., Перфильева Т. П., Троицкий М. А.— В. кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

На основании полученных в натурных условиях коэффициентов перехода радионуклидов из поливных вод в растения оценено возможное поступление их населению при отведении жидких сбросов АЭС в пруды-охладители, вода которых используется для орошения. Описана формула расчета. Приведены результаты с продуктами питания в районе расположения Южно-Украинской и Армянской АЭС. Поступление нуклидов не превышало 12 % от квоты, установленной СП АЭС-79, поэтому в этих регионах устанавливать предельно допустимые уровни поступления радионуклидов с жидкими сбросами АЭС по критерию загрязнения сельхозпродукции на поливных угодьях нецелесообразно. В районах, где содержание некоторых радионуклидов в организме человека превышает среднюю величину, этот фактор следует учитывать.

Табл. 4.

УДК 577.4 : 546.47 : 546.76 : 614.876 : 543.42

Влияние стабильных изотопных носителей на миграцию цинка-65 и хрома-51 из почвы в растения. Зимаков И. Е., Лазарев В. Н., Синьков В. И.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

В вегетационных опытах изучены закономерности миграции стабильных и радиоактивных изотопов цинка и хрома из окультуренной супесчаной дерново-подзолистой почвы в надземную часть растений овса. Установлено влияние стабильных изотопных носителей на закономерности накопления растениями радионуклидов. В работе использован обратный вариант изотопного разбавления с субстехиометрическим выделением для установления уровней содержания стабильных изотопов и радиоактивности в растениях. Субстехиометрическое выделение цинка осуществляли тиоксином, хромахлоридом тетрафенилфосфония.

Табл. 1. Библиогр. 20 назв.

УДК 543.06 : 389.6.

Вертикальная миграция трития с капиллярным и транспирационным током воды. Караваева Е. Н., Шехурина Н. И., Молчанова И. В.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Приводятся данные вегетационного опыта, характеризующие скорость выведения трития (в форме НТО), внесенного в почву на глубину 20 см, с капиллярным и транспирационным током влаги. Установлено, что темпы выведения радионуклида при физическом испарении воды с поверхности почвы снижаются со временем и в среднем оказываются в 1,5 раза ниже, чем при физиологическом процессе транспирации растений.

Ил. 2. Библиогр. 2 назв.

УДК 581.5

Эколого-ботаническая характеристика района Белоярской атомной электростанции на Урале. Дьяченко А. П., Таршис Г. И., Нифонтова М. Г.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Проведена инвентаризация флоры и описан растительный покров района Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова. Выделено 213 видов растений в пределах санитарно-защитной зоны, 99 видов на территории пос. Заречный и 107 видов растений в Ольховской болотно-речной экосистеме. Осуществлены географический и эколого-ценотический анализ растительности. Выделены растения, представляющие хозяйственное значение.

Табл. 2. Библиогр. 5 назв.

УДК 502.55

Канцерогенный эффект при поражении некоторыми радионуклидами и модифицирующее влияние иммуноглобулина. Шальнова Г. А., Клемпарская Н. Н., Иванов А. А., Кузьмина Т. Д., Заликин Г. А., Журавлев В. Ф., Степанов С. В., Нисимов П. Г., Жорова Е. С., Шелеснова В. И.— В кн.: Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск: УрО АН СССР, 1988.

Исследовано влияние гомологичного иммуноглобулина с нормальными противотканевыми антителами на развитие опухолей у крыс после введения окиси трития, стронция-90 и плутония-238 в оптимальных бластомогенных дозах. Показано, что использование иммуноглобулина по определенным схе-

мам вызывает увеличение средней продолжительности жизни и уменьшение опухолей молочных желез при поражении окисью трития и остеосарком — при поражении стронцием-90. Применение иммуноглобулина по испытанной схеме после введения плутония-238 значительно увеличивает среднюю продолжительность жизни крыс, но приводит к повышению частоты возникновения остеосарком.

Табл. 2. Библиогр. 3 назв.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ АЭС

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

Рекомендовано к изданию
Ученым советом Института
экологии растений и животных
и РИСО Уральского отделения АН СССР

Редактор **В. С. Коршунов**
Художник **М. Н. Гарипов**
Технический редактор **Н. Р. Рабинович**
Корректоры **Н. В. Каткова, Г. Н. Старкова**

Сдано в набор 10.11.87. Подписано в печать 3.06.88. НС 18157. Формат 60×90¹/₁₆. Бумага типографская № 1. Гарнитура литературная. Печать высокая. Усл. печ. л. 8,5. Уч.-изд. л. 10. Тираж 600. Заказ 533. Цена 1 р. 50 к.

Институт экологии растений и животных УрО АН СССР,
Свердловск, ГСП-511, ул. 8-го Марта, 202.
Типография изд-ва «Уральский рабочий».
Свердловск, пр. Ленина, 49.