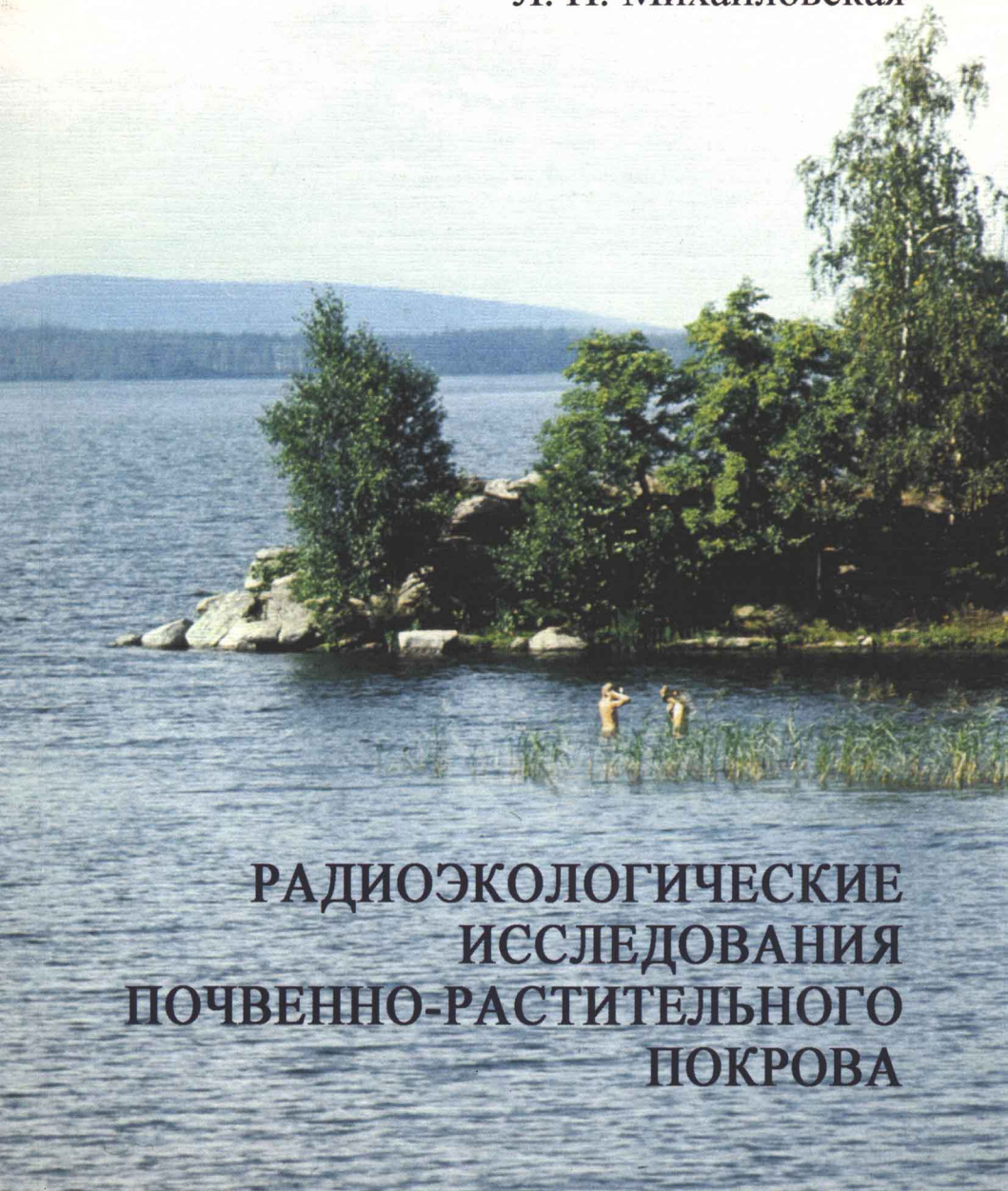
И. В. Молчанова
Е. Н. Караваева
Л. Н. Михайловская



РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК
УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева, Л. Н. Михайловская

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

ЕКАТЕРИНБУРГ, 2006

УДК 674.4:539.163

Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Михайловская Л. Н. **Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова.** Екатеринбург: УрО РАН, 2006. ISBN 5–7691–1655–2.

Сформулированы теоретические и методические подходы к проведению радиоэкологических исследований почвенно-растительного покрова в зонах воздействия предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ). Описаны последовательные этапы радиоэкологических исследований; приведены характеристики и показатели, необходимые для оценки физико-химического статуса радионуклидов в почве и накопительной способности растений.

Представлены модификации методик, использованных для определения содержания радионуклидов в объектах окружающей среды. Обсуждаются принципы определения фонового содержания радионуклидов в почвенно-растительном покрове и ранжирования загрязненных территорий. В работе приведены полученные авторами уникальные данные, характеризующие закономерности поведения техногенных радионуклидов в почвенно-растительном покрове природно-территориальных комплексов, испытывающих воздействие начальных этапов ЯТЦ, штатной работы атомной электростанции, а также радиационных аварий и инцидентов.

Материал может быть использован в качестве методического пособия при проведении радиоэкологических исследований почвенно-растительного покрова. Адресован научным сотрудникам – экологам соответствующего профиля.

Ответственный редактор
доктор биологических наук **А. В. Трапезников**

Рецензент
доктор биологических наук **В. Н. Позолотина**

Работа выполнена при поддержке Министерства промышленности, энергетики и науки Свердловской области (проект № П-73)

ISBN 5–7691–1655–2

М $\frac{\text{ПРП-2005} - 84(05) - 196}{\text{8П6(03)1998}}$ ПВ-2006

© УрО РАН, 2006 г.
© Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н., 2006 г.

50-ЛЕТИЮ
ОТДЕЛА КОНТИНЕНТАЛЬНОЙ РАДИОЭКОЛОГИИ
ИЭРиЖ УрО РАН ПОСВЯЩАЕМ

ВВЕДЕНИЕ

Широкомасштабные испытания ядерного оружия в середине XX в., развитие атомной промышленности и энергетики сопровождались поступлением в биосферу большого количества искусственных делящихся материалов. В результате радиоактивные вещества и их излучения стали одним из важнейших экологических факторов, воздействующих на биоту. Осознание важности данного явления привело к созданию новой научной дисциплины – радиационной биогеоценологии или, как ее впоследствии стали называть, радиоэкологии, изучающей взаимодействие живых организмов друг с другом и со средой обитания в условиях повышенного радиационного фона. Название этой дисциплины, постановка основных целей и задач появились практически одновременно и независимо друг от друга в работах русских и американских исследователей (О поведении..., 1956; Тимофеев-Ресовский, 1957, 1961, 1968; Передельский, 1957; Platt, 1957; Клечковский и др., 1958; Поликарпов, 1964; Методы радиоэкологических..., 1971; Odum, 1971; Алексахин, 1976, 1982).

Интегральная задача радиоэкологии – обеспечение радиационной безопасности биосферы, включая человека. Одним из самостоятельных разделов является континентальная радиоэкология, исследующая процессы миграции и биологического действия радионуклидов в наземных биогеоценозах и внутренних водоемах (Куликов, Молчанова, 1975; Алексахин, 1982; Куликов, Чеботина, 1988). В рамках континентальной радиоэкологии существенное место занимают исследования почвенно-растительного покрова – важнейшего и незаменимого компонента биосферы (Куликов и др., 1990; Молчанова, Караваева, 2001), первого и основного депо, из которого радионуклиды, поступившие в наземную экосистему, включаются в миграционные процессы и пространственно-временное перераспределение. С одной стороны, прочная сорбция радионуклидов твердой фазой почвы обеспечивает длительное пребывание их в верхнем корнеобитаемом слое и как следствие преобладание корневого поступления излучателей в растения – первое звено трофической цепочки, веду-

щей к человеку. С другой – почвенно-поглощающий комплекс выступает буфером, регулирующим темпы вовлечения радионуклидов в биологический круговорот.

Наряду с глобальными выпадениями к основным загрязнителям живых и косных компонентов биосферы относятся техногенные радионуклиды, вовлекаемые в биологический круговорот на разных этапах ядерно-топливного цикла, особенно в случаях радиационных аварий и инцидентов. В зонах воздействия атомно-энергетических предприятий оказались обширные пространства с различными ландшафтно-климатическими условиями и разнообразными природно-территориальными комплексами. Бесконтрольные аварийные выбросы ядерных предприятий в природную среду привели к тому, что в России из 186 млн га сельскохозяйственных угодий около 5 млн га загрязнены радионуклидами (Земля России..., 1996). В связи с этим актуальна разработка методической инструкции, включающей теоретические и методологические подходы к проведению радиоэкологических исследований загрязненных территорий. Особое значение подобное пособие имеет для Уральского региона, оказавшегося под воздействием многочисленных источников радиоактивного загрязнения. Его северная часть испытывает влияние ядерного полигона на Новой Земле, средняя и южная – производственного объединения "Маяк", где в 1949–1951, 1957 и 1967 гг. отмечались крупные радиационные аварии и инциденты. В настоящее время в Уральском регионе функционирует несколько ядерных реакторов и мощных центров по переработке ядерных материалов и отходов. Только на ПО "Маяк" общее количество радиоактивных отходов составляет более 37×10^{18} Бк, что во много раз превышает "чернобыльские" выбросы.

Теоретический фундамент и методологические подходы к изучению поведения радионуклидов в наземных экосистемах были разработаны в трудах выдающихся ученых: Н.В. Тимофеева-Ресовского, А.А. Передельского, В.М. Клечковского, И.Н. Верховской, Е. Одума, А.Н. Тюрюканова, а в основе лежит учение В.В. Докучаева и В.И. Вернадского о почвах, ландшафтах и биосфере, созданное в результате естественно-исторического анализа их происхождения и развития. Такой анализ включает рассмотрение разнокачественных взаимосвязей, существующих между компонентами сложных природных образований и обеспечивающих их стабильность во времени и пространстве, успешному выявлению и изучению которых во многом способствовало применение принципа аналитического редукционизма, состоящего в сознательном расчленении сложных природных систем на ряд более простых.

В соответствии с методологией научных построений великого ученого-естествоиспытателя Н.В. Тимофеева-Ресовского рассмотрение простых систем начиналось с выделения и изучения в них причинно-следственных связей. Поскольку в таких системах их число невелико, они легче проявляются и более доступны для изучения.

Результаты экспериментальных исследований позволили провести классификацию радионуклидов по типу их поведения в первичных экологических звеньях и выявить основные факторы и механизмы, управляющие миграционной способностью радионуклидов (Радиоактивность почв..., 1966). Экспериментальные данные, вскрывающие основные механизмы миграции излучателей, тесно увязываются с ландшафтно-геохимическими исследованиями совокупностей экосистем, объединяемых общим потоком вещества и энергии. В конечном счете все это способствует созданию научных основ математического моделирования и прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения биосферы, экологического нормирования загрязнений в компонентах природных экосистем и ослабления их вредных воздействий.

Глобальное радиоактивное загрязнение биосферы произошло в результате массированных атмосферных ядерных испытаний, проведенных в середине прошлого века. Поведение радионуклидов глобальных выпадений определяется природно-климатическими условиями и особенностями малого биологического круговорота веществ. Интенсивная эксплуатация ядерно-промышленного комплекса даже в штатном режиме сопровождается дополнительным поступлением радионуклидов в естественные и агросообщества и нарушением существующих равновесий. Наиболее сильное воздействие на биообъекты, включая человека, оказывают радиационные аварии и инциденты, к сожалению, периодически случающиеся на ядерно-энергетических предприятиях. При этом загрязнение окружающей среды приводит к формированию импактных зон, масштаб которых определяется характером и уровнем аварий и инцидентов. Так, при однократных массированных аварийных атмосферных выбросах газоаэрозольные радиоактивные выпадения на первых этапах поставарийного периода локализуются в поверхностном слое почвенно-растительного покрова. Со временем они включаются в миграционные потоки, характерные для соответствующей почвенно-климатической зоны, но направленность и интенсивность этих потоков в значительной степени модифицируются генезисом и особенностями исходных физико-химических форм радионуклидов.

При штатной работе атомно-энергетических объектов формирование импактных зон, как правило, связано с особенностями их тех-

нологических циклов. Примером являются участки, приуроченные к местам пролонгированных жидких радиоактивных сбросов в депрессивные формы рельефа или акватории водоемов, характеризующиеся высокой динамичностью радиоэкологической ситуации. Она обусловлена вариабельностью сбрасываемых количеств радионуклидов, сорбционной емкостью основных компонентов природных экосистем, а также напряженностью стоковых процессов. Радионуклиды, поступившие в биосферу из различных источников, помимо радиационного воздействия на живые объекты, ухудшают качество биологической и сельскохозяйственной продукции. Поэтому проведение работ по комплексной радиоэкологической оценке естественных и агроэкосистем в зонах влияния предприятий ядерно-топливного цикла должно иметь приоритетное направление в академических и государственных программах.

Созданию настоящей работы способствовали многолетний опыт и огромный фактический материал, накопленный авторами при проведении радиоэкологических исследований на территориях, загрязненных техногенными радионуклидами на разных этапах ядерно-топливного цикла (ЯТЦ). Это позволило отработать и унифицировать методы полевого радиоэкологического обследования наземных экосистем, отбора и обработки проб почвенно-растительного покрова, поверхностных и внутрипочвенных вод, определения содержания в них радионуклидов, расчета основных параметров, характеризующих миграционную способность радионуклидов и необходимых для создания математических моделей. Большой вклад в этот труд внес также коллектив сотрудников Отдела континентальной радиоэкологии, в течение многих лет работавший под руководством профессоров Н.В. Тимофеева-Ресовского и Н.В. Куликова. С 1993 г. Отделом успешно руководит д.б.н. А.В. Трапезников, который сумел существенно укрепить материально-техническую базу, расширить международные научные связи и инициировал интеграцию сотрудников в Международный Союз Радиоэкологов. Все это способствовало проведению исследований на современном уровне.

Глава 1

ХАРАКТЕРИСТИКА ИСТОЧНИКОВ И ВИДОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

К основным источникам поступления широкого спектра радионуклидов во внешнюю среду относятся:

– предприятия ядерно-топливного цикла (добыча, переработка и транспортировка ядерного горючего, переработка и хранение топлива, работа атомных электростанций, удаление отходов);

– предприятия военно-промышленного комплекса по созданию и утилизации ядерного оружия (включая аварийные ситуации и инциденты);

– ядерные взрывы (испытание ядерного оружия, а также мирные подземные и экскавационные);

– захоронение радиоактивных отходов;

– тепловые станции, работающие на органическом топливе;

– поиск и добыча нефти;

– использование минеральных удобрений, технологических отходов и шахтных вод предприятий горнодобывающей промышленности в сельском хозяйстве.

В результате деятельности перечисленных выше производств образуются большие количества твердых, жидких и газообразных радиоактивных веществ, которые могут поступать в окружающую среду даже при штатной работе предприятий. Количество, физико-химические свойства, радионуклидный состав и пути поступления этих веществ в зонах влияния предприятий обусловлены разнообразием и особенностями используемых технологий.

Добыча и переработка ядерного горючего сопровождаются поступлением в окружающую среду тяжелых естественных радионуклидов (^{238}U, ^{232}Th, ^{226}Ra) в составе горных пород, шахтных и технологических вод. Ионизирующее излучение этих элементов состоит из γ-квантов, α- и β-частиц, несущих энергию, измеряемую сотнями тысяч электронвольт. ^{238}U (период полураспада 4.5×10^9лет) и ^{232}Th (период полураспада 1.39×10^{10}лет) являются родоначальниками радиоактивных семейств. Каждое из семейств в середине цепочки имеет изотопы радия, которые при дальнейшем превращении образуют дочерний изотоп радон – инертный газ.

Природный уран имеет три естественных радиоактивных изотопа: ^{238}U, ^{235}U, ^{234}U при относительном содержании 99.28, 0.71 и 0.006% соответственно. Среднее содержание ^{238}U в почвах земного шара составляет $(3–4) \times 10^{-4}$%. Уран имеет переменную валентность; наиболее устойчивы соединения, в которых он находится в шести- и четырехвалентном состоянии. В природных водах и растворах уран существует в виде иона уранила UO_2^{+2}, который образует соединения с органическими лигандами. В нейтральной и слабокислой средах в результате гидролиза образуется коллоидная гидроокись урана $[UO_2(OH)_2]^{\cdot}$, заряженная, как правило, отрицательно.

Помимо радиоактивного излучения, уран обладает токсическими свойствами, поэтому его ПДК в питьевой воде составляет 1.8 мг/л, или 22 Бк/л.

Природный торий имеет шесть естественных радиоизотопов, но состоит в основном из изотопа ^{232}Th с примесью незначительных количеств ^{228}Th. В химических соединениях торий находится в четырехвалентном состоянии; его концентрации в почвах и горных породах варьируют в пределах $(8–38) \times 10^{-4}$ %. В кислых и слабощелочных растворах происходит гидролиз и образуется отрицательно заряженная гидроокись тория. В целом миграционная способность тория ниже, чем урана.

Наиболее биологически опасным среди группы тяжелых естественных радионуклидов считается ^{226}Ra (период полураспада 1622 года). Он относится к рассеянным химическим элементам – в природных объектах его концентрация составляет величины порядка $(0.5–1.5) \times 10^{-10}$ %. Во всех соединениях щелочно-земельный элемент радий двухвалентен, и его поведение в биологическом круговороте веществ сходно с поведением кальция и стронция.

Одним из этапов ядерно-топливного цикла является штатная эксплуатация атомных электростанций, в процессе которой с жидкими сбросами и газоаэрозольными выбросами в окружающую среду поступает регламентированное, строго контролируемое количество продуктов деления ядерного горючего (^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{3}H), а также нуклиды наведенной радиоактивности (^{54}Mn, ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{65}Zn). При перегрузке твэлов, захоронении и переработке радиоактивных отходов существенное значение в плане загрязнения почвенно-растительного покрова приобретают тяжелые естественные и трансурановые элементы (изотопы урана, плутония, америция, кюрия).

К числу наиболее биологически подвижных радионуклидов относится ^{90}Sr, β-излучатель с периодом полураспада 29.1 года. Основной механизм его поглощения почвой – ионный обмен, а особенности поведения в ней определяются содержанием изотопного (стабиль-

ного стронция) и неизотопного (стабильного кальция) носителей. Один из основных дозообразующих радионуклидов – ^{137}Cs, β, γ-излучатель (период полураспада 30.0 года), радиоизотоп щелочного элемента со степенью окисления +1. К особенностям его поведения относится способность к необменной сорбции с органо-минеральной частью почв. Поведение в почве ^{60}Co, β-, γ-излучателя с периодом полураспада 5.2 года во многом определяется присутствием неизотопных носителей – железа и марганца. Степень окисления ^{60}Co в соединениях +2 и +3; в щелочной среде происходит гидролиз, сопровождающийся образованием гидроксида $Co(OH)_2$.

К трансурановым радиоактивным элементам, в частности, относится Pu, α-излучатель, имеющий 15 радиоизотопов. Некоторые из них ($^{239,244}Pu$) имеют длительный период полураспада (2.44×10^4, 7.5×10^7 года) и обладают высокой токсичностью. Последнее делает его одним из наиболее биологически и радиологически значимых радионуклидов. Почвенная химия плутония более сложная, чем у других трансурановых элементов. В растворе его валентность изменяется от 3 до 6. Различная степень окисления, способность к диспропорционированию, гидролизу и комплексообразованию являются основными факторами, определяющими поведение Pu в почвах. Распределение его между твердой и жидкой фазами почвы в наибольшей степени зависит от физико-химических характеристик твердой фазы, Eh и pH почвенного раствора, дисперсности и знака заряда почвенных коллоидов, присутствия органических лигандов и т. д.

Аварийные ситуации и инциденты на предприятиях ЯТЦ сопровождаются бесконтрольным поступлением в окружающую среду радионуклидов. Их спектр зависит от типа и уровня аварии, а также особенностей технологического цикла аварийного предприятия. Так, в 1957 г. авария на производственном объединении (ПО) «Маяк» произошла в результате технической неисправности в хранилище высокорадиоактивных отходов, вследствие чего в атмосферу было выброшено около 74×10^{15} Бк смеси радиоактивных осколочных элементов; наибольший процент в этой смеси приходился на радионуклиды ^{90}Sr,^{106}Ru,^{144}Ce (Итоги..., 1990). Спустя 25 лет основным «загрязнителем» в зоне выбросов стал ^{90}Sr. Помимо аварии 1957 г., на ПО «Маяк» в 1967 г. произошел еще один крупный ядерный инцидент, в ходе которого донные отложения оз. Карачай, загрязненные преимущественно ^{137}Cs, поднимались ветром с его берегов и переносились на значительные расстояния – всего около 17×10^{12} Бк. Деятельность химкомбината «Маяк» в первые годы его существования также создала критическую ситуацию на р. Тече, в которую в 1949–1951 гг. сбрасывали радиоактивные отходы без очистки и нор-

мирования. За указанный период было сброшено 76 млн $м^3$ сточных вод общей активностью по β-излучателям 1×10^{17} Бк. В результате вода, донные отложения, биота и пойменные ландшафты реки оказались загрязненными радионуклидами, в том числе долгоживущими (^{90}Sr, ^{137}Cs, изотопы плутония).

Авария на Чернобыльской АЭС в 1986 г. сопровождалась разрушением реактора, в результате чего значительное количество радионуклидов, накопившихся за время его работы, распространилось за пределы станции. Суммарная величина выпадений в ближней и дальней зонах аварии на 5 мая 1986 г. составила 1.1×10^{18} Бк (Израэль и др., 1987). Состав аварийных выбросов был представлен широким набором осколочных радионуклидов с периодом полураспада от 67 ч до 30 лет. При этом одна из характерных особенностей загрязнения окружающей среды состояла в обогащении выделившихся радиоактивных продуктов радиоизотопами йода и цезия. В выпадениях было обнаружено большое количество высокоактивных «горячих» частиц, обогащенных плутонием.

Испытания ядерного оружия в 50–60-е гг. XX в. привели к поступлению на поверхность Земли значительного количества радионуклидов, в том числе и долгоживущих продуктов деления урана – ^{90}Sr и ^{137}Cs. По данным НКДАР ООН, в результате осуществления ядерных испытаний в период до 1973 г. в стратосферу инжектировано около 0.6×10^{18} Бк ^{90}Sr и $0.9–1.1 \times 10^{18}$ Бк ^{137}Cs (Радиоактивные загрязнения..., 1975), которые в последующем стали основными "глобальными" загрязнителями биосферы Земли и ее почвенно-растительного покрова. Вследствие особенностей атмосферной циркуляции воздуха первоначальные уровни выпадений радиоактивных веществ и накопления их в почвах имели четко выраженный широтный характер. Природные экосистемы южного полушария оказались загрязненными значительно меньше, чем северного, где проводилась основная часть ядерных испытаний. В ходе исследований, проведенных мировым научным сообществом, были определены плотности загрязнения почвенно-растительного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs, выявлены основные ландшафтно-геохимические особенности их миграции и распределения в разных почвенно-климатических зонах. В этих работах нашли широкое воплощение идеи В.В. Докучаева о зональности почвообразовательных процессов.

В период интенсивных глобальных выпадений из атмосферы наибольшее значение приобретает аэральное загрязнение наземных частей растений. Впоследствии в результате отмирания наземной растительности, листопада, вымывания атмосферными осадками значительная доля радионуклидов попадает в почву. Процессы пространствен-

но-временного перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове зависят от природно-климатических условий региона, свойств почв, типа растительности, геоморфологического строения местности. В литературе хорошо известны случаи сопряженной кумуляции ^{90}Sr и ^{137}Cs в организме оленей и человека. Усилению миграции радионуклидов по пищевой цепи лишайник – олень – человек способствуют бедные минеральными веществами "кислые" почвы тундры, наличие простых экосистем и коротких пищевых цепей с участием лишайников – концентраторов ^{90}Sr и ^{137}Cs. Оптимальные условия для миграции и биогенной аккумуляции радионуклидов глобальных выпадений создаются также в переувлажненных почвах таежной зоны. В почвенном покрове лесостепной и степной зон преобладают богатые минеральными солями и тонкодисперсной, илистой фракцией черноземы, имеющие, как правило, нейтральную реакцию, что ограничивает перемещение радионуклидов и накопление их растениями. Для основных типов почв сухих степей и полупустынь характерна способность к соленакоплению, щелочная и сильнощелочная реакции и, как следствие, низкая подвижность ^{90}Sr и, особенно, ^{137}Cs. Дерново-подзолистые и подзолистые почвы Украинского и Белорусского Полесий, напротив, характеризуются повышенной подвижностью и доступностью ^{137}Cs для растений. Причина заключается в относительно слабой сорбции ^{137}Cs этими легкими по гранулометрическому составу, бедными гумусом и обменными основаниями почвами.

В ходе многочисленных исследований были оценены основные ландшафтно-геохимические особенности миграции и уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почвенно-растительного покрова разных климатических зон (Fredriksson, 1963; Radioactive fallout..., 1965; Chadwick, Chamberlain, 1970; Chamberlain, 1970; Поляков, 1970; Aarkrog, 1975; Rickard et. al., 1975; Тюрюканова, 1976; Павлоцкая, 1974; Прохоров, 1981; Махонько, Адриевский, 1988), а также изучены закономерности перехода радионуклидов по пищевым цепям (Russel, 1958; Middleton, 1959; Марей и др., 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975; Корнеев и др., 1977; Радиоактивность и пища..., 1971).

Первое заявление о возможности мирного применения ядерных взрывов было сделано в ноябре 1949 г. руководством советской делегации в ООН. Инициатором использования ядерных взрывов в мирных целях в нашей стране был И.В. Курчатов. В 1964 г. была разработана государственная программа "Ядерные взрывы для народного хозяйства". Всего с 1965 по 1988 гг. на территории бывшего Советского Союза осуществлено 117 "мирных" ядерных взрывов (вне ядерных полигонов). Они производились для создания полостей, кратеров и перемещения грунтов; для стимуляции добычи нефти и газа; сейсми-

ческого зондирования земной коры и мантии; для ликвидации аварий и пожаров на фонтанирующих газовых и нефтяных скважинах (Абдулаев, 2001). Отметим, что ядерный заряд при подземном взрыве (глубина заложения ядерного устройства 170–2900 м) мгновенно превращается в скопление ионизированного газа с давлением несколько миллионов атмосфер и температурой несколько миллионов градусов. При этом происходят очаговое плавление и испарение горных пород с образованием довольно значительной полости. Подобные полости со временем заполняются водой, содержащей повышенные количества радионуклидов, что создает угрозу загрязнения пластовых вод.

При экскавационных взрывах (глубина 10–15 м) техногенные радионуклиды выбрасываются в атмосферу и загрязняют местность по следу облака, концентрируясь преимущественно в грунтах эпицентральной зоны. Основными загрязнителями окружающей среды при проведении "мирных" подземных ядерных взрывов являются ^{3}H, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Pu. К числу регионов, в наибольшей степени испытавших последствия подобных взрывов, относятся Республики Саха (Якутия) и Башкортостан, а также Пермская и Оренбургская области.

Радионуклидное загрязнение окружающей среды также происходит в результате поступления технологических отходов ряда производств, не связанных с атомной промышленностью: металлургического, химического, угледобывающего, нефтедобывающего и др. Например, в составе зольных выбросов тепловых электростанций в окружающую среду поступают уран и продукты его распада. При переработке фосфатных руд в фосфорные удобрения переходит большая часть ^{238}U и некоторая доля продуктов его распада. В результате в ряде стран мира отмечается увеличение содержания тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) в пахотных почвах за счет длительного применения удобрений. Некоторые технологические отходы обогащены ТЕРН. Например, в технологических цепочках, связанных с извлечением урана из ряда руд, а также в металлургическом производстве могут образовываться фосфогипсы. Они используются в народном хозяйстве как мелиоранты и удобрения. На всех этапах ЯТЦ, начиная от добычи и обогащения урановых руд и кончая радиохимической переработкой облученного ядерного топлива, используются значительные объемы воды. В качестве водоемов-охладителей АЭС служат замкнутые водохранилища, а также водоемы открытой гидрографической сети. Подобные воды широко используются для орошения сельскохозяйственных угодий, что может привести к накоплению радионуклидов в продуктах растениеводства и животноводства. Все это способствует рассеянию и интенсификации потоков радионуклидов в биосфере.

Глава 2

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНАХ ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА

Радиоэкологические исследования включают два аспекта: фундаментальный и прикладной. Первый состоит в выявлении особенностей физико-химического состояния, закономерностей миграции и перераспределения радионуклидов в различных типах наземных экосистем и на участках ландшафта, сопряженных поверхностным и внутрипочвенным стоком. Второй включает оценку уровней загрязнения почвенно-растительного покрова и разномасштабный радиоэкологический мониторинг в районах расположения предприятий ЯТЦ, разработку комплекса контрмер и реабилитацию загрязненных территорий.

2.1. ЭТАПЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Радиоэкологические исследования мы проводили на основе сочетания двух методов: экспериментального и системного анализа природных объектов. Экспериментальный метод, основанный на принципе аналитического редукционизма, интенсивно использовался нами на начальных этапах работы в 1960–1970-е гг. Детальное рассмотрение простых систем и выявление в них причинно-следственных связей позволило описать ведущие механизмы поведения ряда осколочных радионуклидов в различных типах почв. Результаты этих работ подробно представлены и систематизированы в монографиях (Куликов, Молчанова, 1975; Куликов и др., 1990; Молчанова, Караваева, 2001). В настоящее время этот метод используется как вспомогательный инструмент при проведении натурных исследований.

Системный подход широко применяется при оценке пространственно-временного распределения радионуклидов на участках ландшафтов, связанных между собой поверхностным и внутрипочвенным стоком. Он позволил выявить зоны рассеяния и вторичной аккумуляции радионуклидов; оценить направленность и интенсивность миграционных процессов в различных типах экосистем и природно-

территориальных комплексах. На современном этапе радиоэкологических исследований активно используется метод математического моделирования, с помощью которого создаются долгосрочные прогнозы изменения радиоэкологической ситуации на загрязненной территории.

Радиоэкологические исследования, основывающиеся на наблюдениях и измерениях, включают, как правило, несколько этапов. В общем виде их можно представить следующим образом.

Подготовительный этап. Выделяется район проведения исследований, ведется работа с картографическим и справочным материалом, отражающим характер радионуклидного загрязнения и ландшафтно-климатические особенности территории.

Отбор образцов окружающей среды. На этом этапе проводится рекогносцировочное обследование территории с идентификацией источников, состава радионуклидного загрязнения и уровня радиационного фона (γ- и β-излучения). Выделяются основные типы экосистем с детальным геоботаническим и почвенно-морфологическим описанием. С учетом цели исследований закладываются реперные участки для отбора репрезентативного объема проб почв, различных частей растений древесного и травянистого ярусов, почвенно-грунтовых вод. Пробы почв отбирают из прикопок и полнопрофильных разрезов. При этом проводится морфологическое описание почвенного профиля, затем одна из стенок разреза выравнивается, и из нее послойно отбирают пробы с учетом пощади и границ генетических горизонтов. Мощность слоев может варьировать в зависимости от цели исследований. В условиях аварийных ситуаций, на территориях, загрязненных "свежими" атмосферными выпадениями, отбор почвенных проб в верхней части профиля проводится детально, с выделением слоев мощностью 1–2 см. В нижележащих горизонтах толщину почвенных слоев увеличивают до 5–10 см, отбирая их на всю глубину проникновения радионуклидов. Подобная методика применяется и на территориях, испытывающих долговременное хроническое воздействие предприятий ЯТЦ, так как в этом случае при отборе проб почвы следует учитывать не только увеличивающуюся глубину проникновения радионуклидов, но и особенности миграционных процессов в верхних горизонтах почвенного профиля.

Пробы растений отбирают в непосредственной близости от почвенных разрезов, срезая надземную массу (3–5 кг) разнотравья или отдельных видов растений. При выклинивании почвенно-грунтовых вод их собирают из разрезов в объеме 1–10 л, фильтруют через фильтр "белая лента "и подкисляют концентрированной соляной кислотой до pH 2–3.

В данной работе обобщаются методические подходы, использованные нами при обследовании наземных экосистем в зонах влияния весьма разнообразных источников радионуклидного загрязнения: начальные этапы ЯТЦ, штатная работа АЭС, а также радиационные аварии и инциденты. Поэтому более подробно особенности методики отбора всех типов образцов для конкретных обследуемых территорий будут описаны в соответствующих главах.

Камеральная обработка проб. На этом этапе в зависимости от типа образца и выбранного метода определения того или иного радионуклида осуществляется подготовка образцов к анализу. Пробы почв высушивают до воздушно-сухого состояния, взвешивают, растирают и просеивают через сито с диаметром ячеек 1мм. Пробы лесных подстилок, органогенных горизонтов почв после высушивания прокаливают при температуре 450–500 °С, золу растирают. При пересчете на воздушно-сухой вес учитывают их зольность. Образцы для определения физико-химических форм радионуклидов, независимо от содержания в них органического материала, не озоляют, а тщательно измельчают. Растения высушивают также до воздушно-сухого состояния, взвешивают, измельчают, озоляют при температуре 450–500 °С, фиксируя вес золы. Почвенно-грунтовые воды выпаривают, сухой остаток прокаливают при 450–500 °С и взвешивают.

Аналитическое определение радионуклидов. Из подготовленных образцов отбирают аликвоты для γ- и β-спектрометрического определения радионуклидов и их радиохимического анализа. Соответствующие методики будут описаны в главе 4. Аналитические данные подвергаются математической и статистической обработке. Определяются следующие параметры:

Концентрация радионуклидов в пробах – Бк на единицу массы.

Плотность загрязнения, или запас радионуклидов в почвенном профиле, – суммарное содержание радионуклидов в обследованной части почвенного профиля, нормированное на единицу площади (Бк/м^2). Для оценки запасов можно использовать усредненный модельный образец, составленный из почвенных слоев, отобранных на разной глубине, с учетом объемного веса. Пример такого усреднения приведен ниже:

Мощность слоя, см	Объемный вес слоя		Навеска, кг
	кг/м^2	%	
0–1	1.60	1.5	0.007
1–5	13.47	12.6	0.063
5–10	40.39	37.8	0.189
10–15	51.34	48.1	0.241
0–15	106.80	100.0	0.500

Приготовленные таким образом навески объединяют и тщательно перемешивают.

Интегральный запас – содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове определенной территории (Бк).

Изотопные отношения – отношение содержания изотопов одного элемента в выбросах предприятий ЯТЦ и объектах окружающей среды.

Радионуклидные отношения – отношение содержания изотопов разных элементов в выбросах предприятий ЯТЦ и объектах окружающей среды.

Заключительный этап. Научный анализ, интерпретация полученных данных, построение математических моделей и оценка эволюции радиоэкологической ситуации на обследуемой территории.

2.2. ПОДХОДЫ К РАНЖИРОВАНИЮ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Многолетний опыт, накопленный при радиоэкологическом обследовании загрязненных территорий, свидетельствует о необходимости проведения их ранжирования по уровню содержания радионуклидов. Последнее облегчает интерпретацию полученных данных и построение математических моделей, позволяет наметить стратегию дальнейшего изучения миграции и перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове, существенно снизить объем полевых исследований. Результаты ранжирования в зонах влияния предприятий ЯТЦ используются для организации разномасштабного мониторинга, оперативного слежения за перемещением излучателей в трофических цепочках, направленных к человеку, определения дозовых нагрузок на живые организмы, обоснования комплекса социальных мер и реабилитационных мероприятий. В основе ранжирования обследуемых территорий лежит принцип выделения импактной, буферной и фоновой зон. Импактная зона располагается в области максимальных концентраций радионуклидов, буферная примыкает к импактной и включает территорию, на которой прослеживается падение градиента радионуклидного загрязнения до фонового уровня.

Фоновый уровень радионуклидного загрязнения почвенно-растительного покрова сформировался в основном за счет глобального загрязнения биосферы в период массированного испытания ядерного оружия (50–60-е гг. XX в.). В настоящее время его оценка представляет довольно трудную задачу, так как в регионах с высокой техногенной нагрузкой, как правило, имеются источники дополнительного поступления радионуклидов в окружающую среду. Это подтверждают данные об уровнях глобальных выпадений на участках в разных

Таблица 1

Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове, кБк/м²

Регион	Элемент рельефа	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}Cs/^{90}Sr$
Центральная Якутия	Водораздел	1.8±0.6	2.7±0.6	1.5
	Склон	1.7±0.2	2.3±0.6	1.4
	Подножие склона	3.0±0.5	3.7±0.8	1.2
Южный Урал	Водораздел	1.5±0.3	6.8±0.9	4.5
	Склон	1.4±0.3	4.6±0.6	3.3
	Подножие склона	1.2±0.2	4.9±0.8	4.1

почвенно-климатических зонах. Один из таких участков был заложен в горно-таежном редколесье Южного Урала, насыщенного промышленными и атомно-энергетическими предприятиями, второй – в зоне средней тайги, в меньшей степени испытывающей антропогенное воздействие (Республика Саха, Якутия). Исследования проводили в 80–90-е гг. XX в., в период стабилизации глобальных выпадений. По данным UNSCEAR (1993), в поясе между 50° и 60° с.ш. интегральная плотность загрязнения ^{90}Sr с учетом радиоактивного распада составляет 1.5 кБк/м². Соответственно уровень содержания ^{137}Cs в 1.6 раза выше – 2.4 кБк/м². Как видно из табл. 1, общий запас радионуклидов в 0–30-сантиметровом слое обследованных почв Якутии для ^{90}Sr составил 1.7–3.0 кБк/м², а для ^{137}Cs – 2.3–3.7 кБк/м²; величина отношения $^{137}Cs/^{90}Sr$ варьировала от 1.2 до 1.5, приближаясь к таковым в глобальных выпадениях. Почвы геохимических сопряжений Южного Урала характеризуются повышенным содержанием ^{137}Cs (4.6–6.8 кБк/м²), что связано с дополнительным поступлением этого нуклида в почвенный покров в результате деятельности предприятий ядерно-энергетического комплекса.

2.3. НАЧАЛЬНЫЕ ЭТАПЫ ЯТЦ

Начальные этапы ЯТЦ включают поиск, геологическую разведку, добычу и транспортировку уранового сырья. Нами были разработаны основные методические принципы проведения радиоэкологических исследований на территориях, подверженных глубокой геологической разведке крупного уранового месторождения. Оно расположено в центральной части Алданского нагорья, в полосе средневысоких гор с абсолютными отметками 600–1200 м над ур. м. (Республика Саха, Якутия). Данное месторождение, сформирован-

ное в архее, относится к гидротермальному, гидросоматическому типу (Губкин и др., 1964).

Главные минеральные формы урана – бронерит и урановая смолка. Средняя глубина залегания рудного тела 1200 м, но нередок выход его на дневную поверхность. Поисковые работы привели к нарушению экологической обстановки и радиоактивному загрязнению объектов окружающей среды. Поэтому целью проводимых исследований стали оценка уровней, масштабов загрязнения территории и выявление особенностей миграции и рассеяния радионуклидов в окружающей среде.

Натурные исследования включали физико-географическое, почвенно-ботаническое описание и γ-съемку обследуемого района. Для этого района характерен холодный гумидный климат, преобладание верхне- и среднетаежной растительности, а также прерывистое распространение многолетней мерзлоты. В ходе геологической разведки запасов руды образовались многочисленные техногенно-нарушенные участки. Они приурочены к небольшим горным ущельям, включают выровненные промплощадки, площадь которых, как правило, составляет 0.02–0.03 км^2, и примыкающие к ним горные склоны. На площадках располагаются штольни законсервированных шахт с отвалами вскрышных пород. Поверхность промплощадок изрезана подъездными дорогами, покрыта обломками породы, щебенкой, наносами мелкозема и делювиальных отложений. Этот же материал покрывает и примыкающие к промплощадкам каменистые горные склоны сопок, местами на них сохраняется ненарушенный почвенно-растительный покров. Подножия склонов, как правило, дренируются водами ручьев или небольших речек. Склоны сопок покрыты смешанным лесом, в котором представлены лиственница сибирская (*Larix sibirica* Ledeb.), ель сибирская (*Picea obovata* Ledeb.), кедровый стланик (*Pinus pumila* (Pall.) Regel), ольха кустарниковая (*Dushekia fruticosa* (Rupr.) Pouzar), ива Шверина (*Salix schwerini* E. Wolf), чозения (*Chosenia macrolepis* (Turcz.) Kom.), березы (*Betula platyphylla* Sukach., *B. lanata* (Regel.) V. Vassil.). Техногенно-нарушенные участки зарастают молодой порослью ивы Шверина, чозении, березы плосколистной и шерстистой, ольхи кустарниковой и лиственницы сибирской. Из травянистых растений встречаются лапчатки гусиная (*Potentilla anserina* L.) и прямостоячая (*P. erecta* (L.) Rausch.), таволга вязолистная (*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.), астрагалы (род *Astragalus*), иван-чай (*Chamaenerion angustifolium* L.). Отмечено большое разнообразие мхов и лишайников.

В качестве контрольного был выбран склон сопки, удаленной от обследованных техногенных участков не менее чем на 3км и не испытывающей техногенного воздействия. Флористический состав рас-

тительного покрова близок к приведенному выше. В ненарушенном почвенном покрове обследованной территории преобладают характерные для холодного гумидного климата почвы – подбуры. Они, как правило, формируются на маломощных дресвяно-щебнистых элювиях в условиях хорошего внутреннего дренажа и "провальной" фильтрации влаги. Морфологическое строение подбуров следующее:

A0	0–2 см	Подстилка из опавших листьев и хвои, мхов, лишайников.
A1	2–6 см	Слабо задернован, темно-серый, с коричневым оттенком за счет разлагающейся корневой массы, с большим количеством корней; слабо уплотнен, структура непрочно зернистая. Переход заметен по цвету.
B (метаморфич.)	6–21 см	Коричневато-бурый с большим количеством мелких корней средний суглинок, обогащенный мелкими зернами кварцевого песка; уплотненный, с дресвой и щебнем сиенитов.
BC	21 см и ниже	Бурый средний суглинок с большим количеством (60–70 %) щебня и дресвы сиенитов.

Подбур отличается кислым значением pH водной вытяжки (3.8–4.4); сумма поглощенных оснований в гор. А составляет 30 мг-экв/100 г и резко снижается с глубиной. Максимальное содержание гумуса (7.5 %) отмечено также в горизонте А. Верхние слои подбура характеризуются более тяжелым механическим составом.

Результаты проведенной γ-съемки показали, что на техногенно-нарушенных участках радиоактивные элементы распределены крайне неравномерно. На дневной поверхности часто встречаются обломки высокорадиоактивной породы, обусловливающие существенное повышение γ-фона. Схема района исследований представлена на рис. 1. Диапазон колебаний γ-фона составляет два порядка величин, изменяясь от 0.1 до 13.0 мкЗв/ч. На выровненных промплощадках проводили детальный отбор проб мелкозема, репрезентативно представляющих обследуемую территорию. Для этого промплощадки условно разделили на 25 квадратов со стороной 20 м. В каждом квадрате из прикопок отбирали пробы мелкозема с глубины 0–10 и 10–20 см.

Почвенный покров обследованных горных склонов частично перекрыт делювиальными наносами, поступающими с сопряженных территорий. Переотложение таких наносов, ветровой перенос радиоактивной пыли с промплощадок, а также поверхностный жидкий сток формируют ореол рассеяния радионуклидов. Для выявления масштабов такого рассеяния проводили сопряженный анализ содержания радионуклидов в мелкоземе промплощадок и примыкающего к ним почвенно-растительного покрова. Почвенные разрезы в трехкратной повторности закладывали на вершине, в середине и у подножия склонов, а также в долинах дренирующих ручьев и рек на разных расстояниях от

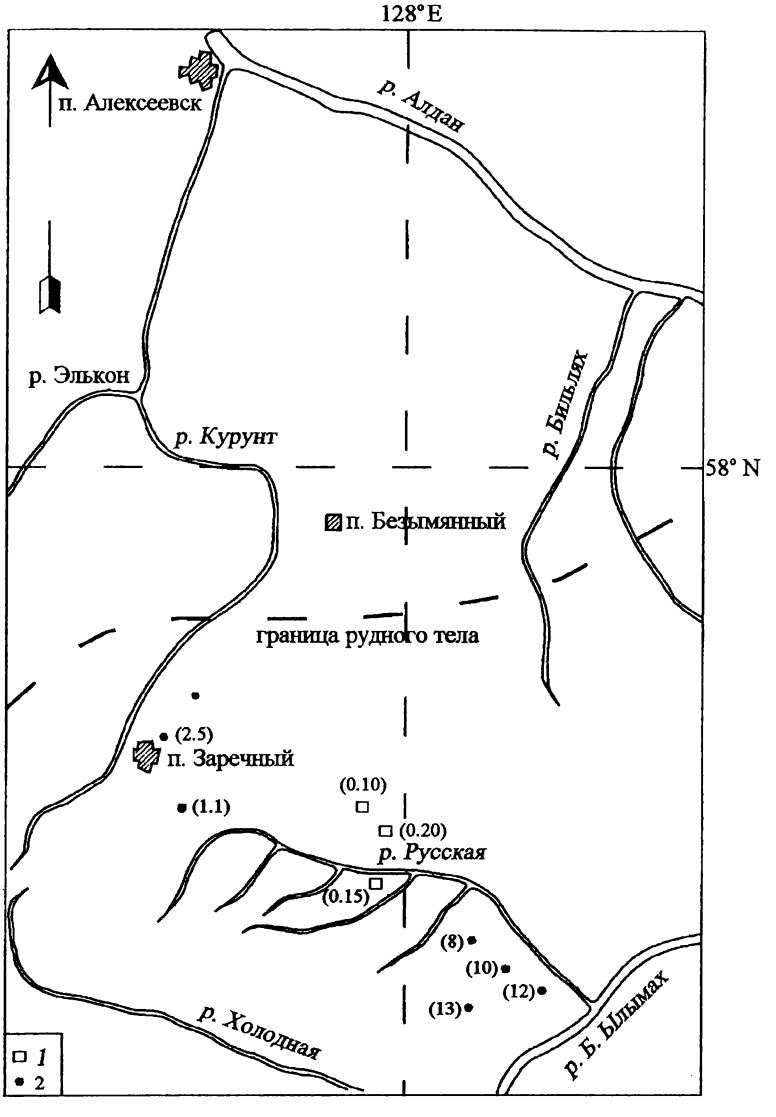


Рис. 1. Схема района исследований на территории Республики Саха (Якутия).

1 – контрольные точки; *2* – техногенно-нарушенные участки (в скобках – мощность гамма-фона, мкЗв/ч)

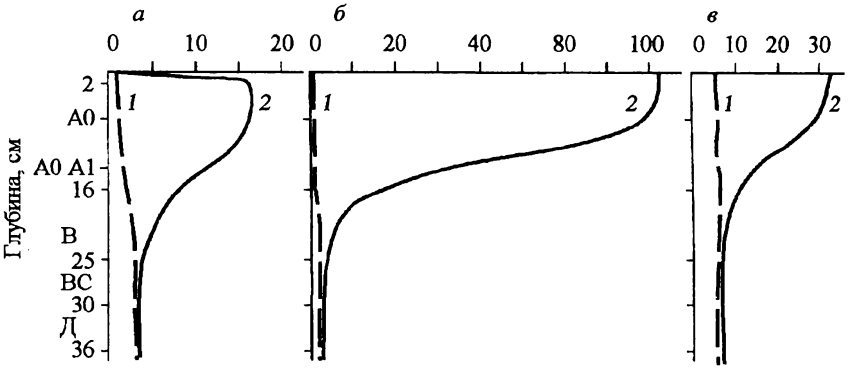


Рис. 2. Распределение ^{232}Th (*а*, мг/кг), ^{238}U (*б*, мг/кг) и ^{226}Ra (*в*, $n \times 10^{-7}$ мг/кг) в почвенном профиле подбура на контрольном (*1*) и техногенно-загрязненном (*2*) участках

источника загрязнения. Почвенные пробы из разрезов отбирали слоями по 5 см с учетом площади и границ генетических горизонтов. В непосредственной близости от них отбирали образцы различных видов древесных, травянистых растений и мохово-лишайникового покрова.

Анализ имеющегося материала показал, что поисковые и геолого-разведочные работы, нарушая естественный ландшафт территорий, формируют импактные зоны с повышенным содержанием и особым типом поведения в почвенно-растительном покрове группы тяжелых естественных радионуклидов. Аккумуляция техногенных радионуклидов в поверхностном органогенном горизонте почв свидетельствует о значительном вкладе аэрального пути поступления радионуклидов в составе мелкодисперсных продуктов выветривания горных пород, слагающих промышленные отвалы (рис. 2). Результаты комплексного радиоэкологического обследования техногенных горно-таежных ландшафтов Южной Якутии позволили оценить запас ^{226}Ra,^{232}Th и ^{238}U в почвенно-растительном покрове одного из геохимических сопряжений (Собакин, 1998). Методика таких расчетов включала выделение зон с разным уровнем техногенного загрязнения: первая зона – 0–50 м от отвала, вторая – на удалении 150–300 м. Зная площадь зон и содержание радионуклидов в воздушно-сухой массе доминирующих растений и почве (по всей глубине почвенного профиля) каждой зоны, оценивали запас в них техногенных радионуклидов. Проведенные расчеты показали, что в ореоле рассеяния площадью примерно 1 км^2 он составляет для ^{226}Ra 1.5×10^{-6} кг (5.4×10^7 Бк), для ^{232}Th – 9.4 кг (3.7×10^7 Бк), для ^{238}U – 52.0 кг (6.3×10^8Бк).

2.4. ШТАТНАЯ ЭКСПЛУАТАЦИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

В процессе штатной эксплуатации атомных электростанций, как уже отмечалось выше, в окружающую среду поступает определенный набор радионуклидов, что приводит к формированию зон с повышенным их содержанием. В ходе многолетнего обследования территорий, примыкающих к Белоярской атомной электростанции, были разработаны основные подходы и принципы проведения радиоэкологического мониторинга наземных экосистем.

Белоярская АЭС (БАЭС) им. И.В. Курчатова расположена на Среднем Урале в 60 км от г. Екатеринбурга. Первая очередь БАЭС включает два энергоблока с канальными водографитовыми реакторами на тепловых нейтронах типа АМБ-100 и АМБ-200. Первый энергоблок был введен в эксплуатацию в 1964 г., второй – в 1967 г. Первая очередь БАЭС в 1969 г. достигла проектной мощности 300 Мвт, а к 1989 г. была выведена из эксплуатации. Вторая очередь БАЭС включает энергоблок на быстрых нейтронах БН-600, который был пущен в 1980 г. и находится в эксплуатации в настоящее время.

Газоаэрозольные выбросы БАЭС. Загрязнение окружающей среды может происходить за счет газоаэрозольных выбросов АЭС, которые формируются при вентиляции различных производственных помещений станции, содержащих радиоактивные вещества. При этом в воздух поступают в основном газообразные радионуклиды и в меньшей степени вещества в виде аэрозолей. К наиболее биологически значимым составляющим воздушных выбросов относятся тритий, $^{89,90}Sr$, ^{131}J, ^{137}Cs. Радионуклиды атмосферных выпадений в первую очередь задерживаются почвенно-растительным покровом и накапливаются в верхних горизонтах почвы. Для выявления вклада газоаэрозольных выбросов станции в загрязнение почвенно-растительного покрова провели радиоэкологическое обследование 30-километровой зоны наблюдения.

По схеме физико-географического районирования Среднего Урала территория Белоярской АЭС относится к тагило-исетскому южнотаежному плоскоувалистому макрорайону таежной области Уральской равнинно-горной страны. Климат района резко континентальный с продолжительной суровой зимой и сравнительно коротким теплым летом (Алисов, 1956). 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. Максимальная высота снежного покрова на защищенных участках – не

более 60 см. Зимой господствует ветер западного и юго-западного направлений, летом – северо-западного.

Окрестности БАЭС представляют собой слабохолмистую равнину, покрытую в основном сравнительно молодыми березово-сосновыми лесами с примесью осины. Леса носят следы интенсивного воздействия человека, кустарничковый ярус в них слабо или умеренно развит. Травяно-кустарничковый ярус имеет покрытие 60–70 % и образован в основном представителями лесного и лугового разнотравья (Дьяченко и др., 1988). Мохово-лишайниковый покров развит слабо. В пределах обследуемой территории выделено более 200 видов растений, некоторые из них имеют определенную практическую ценность. К ним относятся кормовые (27 видов), витаминные (19), лекарственные (45), пищевые и декоративные (13), медоносы (33) и т. д. Водораздельные пространства и террасы р. Пышмы заняты смешанными сосново-лиственными лесами, под которыми формируются бурые лесные суглинистые почвы на коре выветривания гранито-гнейсов. В качестве примера приводим описание разреза, заложенного в сосновом лесу:

А0	0–1 см	Полуразложившаяся подстилка из хвои и листьев.
А1	1–10 см	Свежий, серый, густо переплетен корнями, непрочно зернистой структуры, средний суглинок.
А1 В	10–15 см	Свежий, неоднородно окрашенный, на буро-коричневом фоне видны темные затеки гумуса.
В	15–37 см	Свежий, буровато-желтый, средний суглинок с неясно выраженной плитчато-комковатой структурой.
ВС	37–62 см	Свежий, светло-желтый, с белыми вкраплениями выветренных минералов и охристыми пятнами средний суглинок.

Почва характеризуется кислыми значениями pH (5.8–6.1) и резким падением содержания гумуса с глубиной. Сумма обменных оснований в гор. А1 составляет 27 мг/экв, а в расположенных ниже горизонтах она не превышает 10 мг/экв.

В пойме р. Пышмы под хорошо развитым разнотравьем формируются дерново-луговые суглинистые почвы на аллювиальных отложениях. Обследованная здесь почва имеет следующее морфологическое строение:

Ад	0–4 см	Плотный, войлокообразный, органогенный.
А	4–28 см	Серый с буроватым оттенком, комковато-зернистый опесчаненный средний суглинок.
АВ	28–40 см	Буровато-коричневый, непрочно комковатый легкий суглинок.

Величина pH водной суспензии из этих почв приближается к нейтральным значениям, содержание гумуса и обменного кальция характеризуется постепенным снижением с глубиной. Гранулометри-

ческий состав по профилю однородный, суммарное содержание илистой фракции и физической глины достигает 70 %.

Пойменные луга испытывают антропогенную нагрузку: используются для выпаса скота и сенокоса. В речных долинах и по берегам болот формируются лугово-болотные оглеенные почвы.

Для изучения особенностей миграции и перераспределения радионуклидов газоаэрозольных выпадений в сопряженных участках ландшафта, выявления роли поверхностного и внутрипочвенного стока в миграционных процессах выделяли типичные геохимические профили, охватывающие основные элементы рельефа: водоразделы, склоны, подножия склонов, речные долины и заболоченные понижения. На участках геохимического сопряжения закладывали по три почвенных разреза. В этом случае пробы почв отбирали из каждого разреза (без усреднения) слоями по 5 см с учетом площади и генетических горизонтов до глубины 30–40 см. В непосредственной близости от разрезов с определенной площади отбирали пробы надземной массы травянистых растений (разнотравье). Для оценки коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения собирали надземную массу наиболее распространенных, доминантных видов, имеющих практическую ценность.

Для определения уровней загрязнения почвенно-растительного покрова в 30-километровой зоне закладывали пробные площадки в основных типах природных и агроэкосистем с учетом розы ветров и элементов рельефа на разном расстоянии от БАЭС. Чтобы результаты измерений можно было распространить на исследуемую территорию, а не характеризовать только места отбора проб, их выбирали в одном типе экосистем со слабо расчлененным рельефом и ненарушенным почвенным покровом. При таких условиях пробные площадки (прямоугольники размером 100 и 400 м^2) будут представительно характеризовать территорию 0.5 и 1 км^2. В пяти точках прямоугольного участка по углам и на пересечении диагоналей (методом конверта) производили отбор проб почвы на глубину 20 см, выделяя отдельно лесную подстилку и верхний дерновый горизонт. Для приготовления средней представительной пробы (массой не менее 1кг) пять индивидуальных проб объединяли с учетом объемного веса и тщательно перемешивали. Кроме того, на пробной площадке в трех повторностях срезали надземную массу травянистых растений (не менее 3 кг сырого веса с учетом площади) и отбирали пробы мохово-лишайникового покрова.

Детальное обследование 30-километровой зоны БАЭС показало, что газоаэрозольные выбросы станции не вносят ощутимого вклада в загрязнение примыкающих наземных экосистем ^{90}Sr и ^{137}Cs. Содер-

Таблица 2

Запас радионуклидов в почвенно-растительном покрове естественных и пахотных угодий в 30-километровой зоне БАЭС, кБк/м²

Расстояние, км от АЭС	Направление	Место отбора проб	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{90}Sr/^{137}Cs$
0.5	С-В	Разнотравно-злаковый луг	0.7±0.1	4.0±1.0	0.17
		Смешанный лес	1.0±0.2	4.3±1.2	0.23
3.0	Ю	Пашня	0.8±0.1	3.8±1.1	0.21
5.0	Ю-В	Разнотравно-злаковый луг	1.3±0.2	4.3±0.2	0.30
		Смешанный лес	1.5±0.1	9.0±1.2	0.17
		Заболоченный луг	0.7±0.1	7.0±1.9	0.10
25.0	З	Разнотравно-злаковый луг	0.5±0.1	3.0±0.9	0.17
		Смешанный лес	1.0±0.3	1.9±0.6	0.52
30.0	С	Смешанный лес	0.9±0.3	3.3±1.3	0.28
400.0	Ю	Смешанный лес*	1.1±0.3	4.5±1.0	0.24

*Контрольные участки в Ильменском заповеднике (Челябинская обл.).

жание ^{137}Cs в 0–20-сантиметровом слое почв, как правило, колеблется около 3–4 кБк/м² и приближается к средним значениям, установленным для Уральского региона (табл. 2). Исключение составляют почвы лесных и луговых сообществ, расположенных к юго-востоку от станции и попадающих в ближнюю 5-километровую зону. Плотность загрязнения этих участков ^{137}Cs достигает 7–9 кБк/м². Здесь также обнаружена и наиболее высокая плотность загрязнения почвенно-растительного покрова изотопами Pu (83–116 Бк/м²), но она не превышает фоновые значения, характерные для различных регионов страны (30–300 Бк/м²) (Горяченкова и др., 1992). Запас ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове практически не зависит от местоположения обследованных участков. Для лесных ценозов он варьирует от 1.0 до 1.5 кБк/м², для луговых и пахотных угодий – от 0.5 до 1.3 кБк/м² и находится на принятом для Среднего Урала фоновом уровне. В большинстве случаев величина отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в почвенно-растительном покрове изменяется от 0.1 до 0.3 и слабо коррелирует с расположением участков и типом экосистем.

Жидкие сбросы БАЭС. Слабоактивные дебалансные воды БАЭС длительное время сбрасывались в Ольховскую болотно-речную экосистему, расположенную в 5 км к юго-востоку от Белоярс-

кой АЭС. Она включает в себя Ольховское болото с прилегающими к нему заболоченными участками и вытекающую небольшую речку Ольховку, впадающую в р. Пышму. В болото выведен искусственный канал длиной около 200 м, в который в 1980–1990-х гг. ежегодно поступало 10^6 м^3 сбросных и канализационных вод. Общая площадь болота составляет около 0.4 км^2, а сток из него в р. Ольховку, согласно измерениям, – $(3–8)\times 10^6$ м^3/год и в среднем в 5 раз превышает объем сбросных вод. В настоящее время объем сбросных и очищенных канализационных вод значительно уменьшился, а сток из болота составляет 2.9×10^6 м^3/год.

Высота стояния воды в болоте достигает 0.5 м, причем нижние 0.2 м водной толщи представляют собой водную суспензию, включающую перегнившие остатки растений. Под суспензией располагаются торфяные, илистые или сапропелевые отложения мощностью 1.0–1.5 м. Как правило, они формируются на изначально затопленной почве. В растительном покрове болота преобладают тростник обыкновенный (*Phragmites communis* Trin.), рогоз широколистный (*Typha latifolia* L.), ряска малая (*Lemna minor* L.), осока пузырчатая (*Carex vesicaria* L.). В пойменной части рек Ольховки и Пышмы, а также по берегам самого болота распространены смешанные березово-ольховые разнотравные леса; почвы бурые лесные, оторфованные с признаками оглеения, суглинистые на песчано-илистых наносах.

Длительный сброс дебалансных вод АЭС в открытую природную экосистему привел к формированию импактной зоны с повышенным содержанием радионуклидов и появлению потенциальной возможности загрязнения прилегающих территорий. Для оценки уровней содержания и перераспределения радионуклидов по компонентам Ольховской болотно-речной экосистемы, а также для выяснения ее вклада в загрязнение сопредельных территорий и речной системы проводили многолетние комплексные радиоэкологические исследования. В период с 1978 по 1995 г. отбирали пробы воды и донных отложений непосредственно в сбросном канале, в Ольховском болоте, в истоке и устье р. Ольховки, а также в р. Пышме вверх и вниз по течению от места впадения в нее р. Ольховки. Пробы воды объемом 40 л фильтровали от крупных взвесей, подкисляли для предотвращения сорбции радионуклидов стенками сосудов, выпаривали досуха и прокаливали при температуре 450–500 °С. Для отбора проб донных отложений в Ольховском болоте закладывали три трансекты, располагая их на разных расстояниях от места сброса дебалансных вод БАЭС: в начале болота, в средней его части и на выходе из болота (рис. 3). В пределах каждой трансекты с шагом

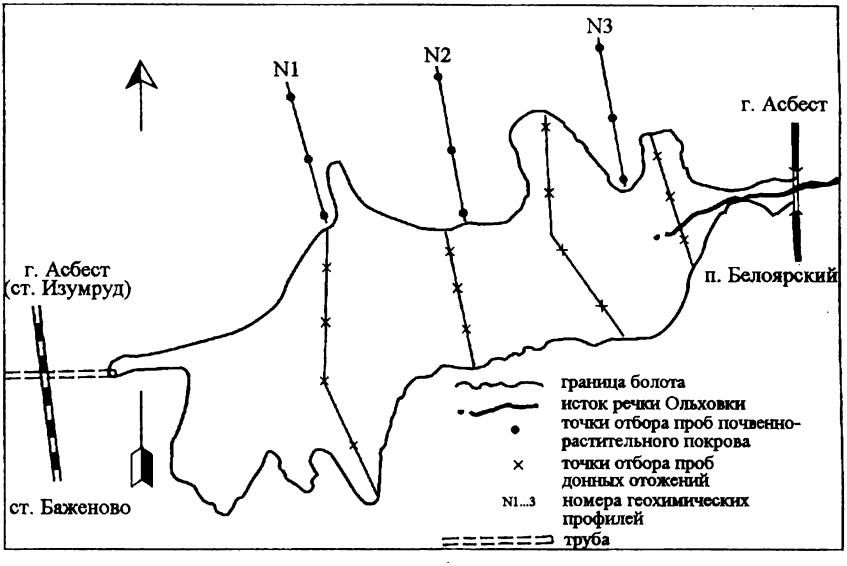


Рис. 3. Карта-схема Ольховского болота

10 м отбирали пробы донных отложений с помощью торфоразведочного бура типа ТБГ-1 слоями мощностью 25 см до глубины 125 см.

Полученные результаты многолетнего слежения за динамикой содержания долгоживущих радионуклидов в компонентах болотно-речной экосистемы показали, что с 1978 по 1986 г., когда она испытывала периодическое воздействие всех действующих энергоблоков АЭС, концентрация ^{60}Co в воде болота в среднем составляла 2.5, ^{90}Sr – 0.7 и ^{137}Cs – 15.6 Бк/л. В 1989 г. была выведена из эксплуатации первая очередь Белоярской АЭС, вследствие чего поступление ^{60}Co с жидкими сбросами практически прекратилось, концентрация ^{90}Sr в воде существенно не изменилась, а ^{137}Cs снизилась до 8–9 Бк/л. Средняя за наблюдаемый период концентрация ^{137}Cs в донных отложениях болота составляла десятки, ^{60}Co – единицы, ^{90}Sr – десятые и сотые доли кБк/кг. Для наглядности в табл. 3 приведены данные, характеризующие динамику изменения содержания в донных отложениях ^{137}Cs – основного загрязнителя Ольховской болотно-речной экосистемы. За 10-летний период, прошедший с момента вывода из эксплуатации первой очереди БАЭС, концентрация ^{137}Cs в донных отложениях болотно-речной экосистемы на разных ее участках снизилась, однако во всех случаях она была на два порядка выше, чем в грунтах р. Пышмы. Результаты проведенных исследо-

Таблица 3

Содержание ^{137}Cs в донных отложениях Ольховской болотно-речной экосистемы, кБк/кг

Место отбора проб	Тип донных отложений	Год отбора проб		
		1989	1994	1999
Сбросной канал	Песок	14.0±2.8	Нет данных	
	Ил	29.8±3.5	8.5±0.8	3.2±0.9
Ольховское болото:				
начало	Песок	64.7±5.4	4.5±0.3	15.4±5.1
середина	Песок	26.7±10.0	10.0±0.1	Нет данных
Р. Пышма:				
вверх по течению	Песок	0.2±0.02	0.05±0.001	0.04±0.009
0.5 км	Ил	1.2±0.08	0.07±0.008	0.12±0.01
вниз по течению	Песок	0.8±0.07	0.2±0.01	0.2±0.007
0.5 км	Ил	6.4±0.90	1.3±0.04	1.1±0.35

ваний позволили рассчитать запас радионуклидов (преимущественно ^{137}Cs) в Ольховском болоте. В настоящее время он составляет около 3.7×10^{12} Бк; основное количество радионуклидов (99 %) содержится в донных отложениях.

Для того чтобы оценить влияние Ольховского болота на радиоэкологическую обстановку сопредельных территорий (буферной зоны), на сопряженных по стоку элементах рельефа профильным методом закладывали почвенные разрезы. Профили (протяженностью 500 м) охватывали суходольные пространства левого берега болота и через пологий склон выходили к началу, середине и концу болота (рис. 3). Одновременно проводили наблюдения на контрольном профиле, заложенном за пределами зоны влияния Белоярской АЭС, на территории Ильменского заповедника в Челябинской области. Он включал водораздельное пространство, подножие склона и сфагново-торфяное болото верхового типа. В районе Ольховского болота отбирали пробы почв, доминирующих растений и разнотравья по методике, описанной выше для геохимических сопряжений 30-километровой зоны наблюдения БАЭС. Обследование почвенно-растительного покрова показало, что на участках, граничащих с болотом, запас ^{137}Cs в слое 0–10 см примерно на порядок величин выше, чем в контроле (табл. 4). В почвах контрольного участка ^{137}Cs лишь в 4 раза больше, чем ^{90}Sr, а в почвах, примыкающих к Ольховскому болоту, это отношение равно 33.5. Запас ^{90}Sr примерно одинаков в почвах контрольных участков и расположенных в районе Ольховского болота.

Таблица 4

Запас радионуклидов в почвенном покрове в районе Ольховского болота (1) и на контрольном участке* (2), кБк/м²

Место отбора проб	^{90}Sr		^{137}Cs		$^{239,240}Pu$		$^{238}Pu/^{239,240}Pu$	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Водораздел	2.2±0.1	1.5±0.2	9.3±1.2	6.8±0.5	0.08	0.23	0.03	0.29
Середина склона	1.3±0.2	1.2±0.1	4.3±0.2	4.9±0.6	–	0.08	–	0.40
Берег болота	1.9±0.5	1.2±0.1	63.7±9.7	4.9±0.4	0.14	0.21	0.37	0.35

* Ильменский заповедник (Челябинская обл.).

Он практически одинаков и для почвенно-растительного покрова элювиальных и аккумулятивных участков ландшафта.

Запасы плутония в почвах обследованных профилей в районе болота и на контрольном участке близки и не превышают уровня, обусловленного глобальными выпадениями. Это обстоятельство не позволяет оценить вклад станции в загрязнение плутонием приболотных почв. Такая оценка оказалась возможной с использованием изотопного отношения $^{238}Pu/^{239,240}Pu$, величина которого в глобальных выпадениях составляет 0.02–0.03, а в жидких сбросах Белоярской АЭС в среднем равна 0.8 (Михайловская и др., 2002). На водораздельных участках эта величина равна 0.03, а в береговой зоне болота возрастает до 0.37, отражая вклад жидких сбросов АЭС в загрязнение исследованных почв. Полагая, что загрязнение обследуемой территории сформировалось в результате поступления глобальных выпадений и сбросов станции, количественно вклад каждого из источников можно рассчитать, используя следующее уравнение:

$$K_1(A-x) + K_2x = K_3A,$$

где A – $^{239,240}Pu$ в почвах обследованного участка, кБк/м²; x – $^{239,240}Pu$, поступивший с жидкими сбросами Белоярской АЭС, кБк/м²; $(A-x)$ – $^{239,240}Pu$ глобальных выпадений, кБк/м²; K_1, K_2, K_3 – величины изотопного отношения $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ в глобальных выпадениях, жидких сбросах станции и почвах обследованного участка соответственно.

Для почв береговой зоны уравнение принимает вид

$$0.03\ (0.14 - x) + 0.8x = 0.37\times0.14.$$

Решив уравнение, находим, что x – вклад Белоярской АЭС в загрязнение приболотных почв $^{239,240}Pu$ – равен 0.062 кБк/м², а вклад гло-

бальных выпадений – 0.078 кБк/м^2, или 44.1 и 55.9 % соответственно от его содержания в почве. Следует отметить, что на контрольном участке величина изотопного отношения $^{238}Pu/^{239,240}Pu$ значительно выше характерной для глобальных выпадений. Ранее мы уже отмечали, что обследованные почвы Ильменского заповедника отличались повышенным содержанием ^{137}Cs. Очевидно, предприятия атомно-энергетического комплекса Челябинской области вносят свой вклад в загрязнение изотопами плутония почвенно-растительного покрова.

Для оценки вклада Ольховского болота в загрязнение р. Пышмы были отобраны пробы воды и донных отложений на расстояниях от 0.5 до 80 км от устья р. Ольховки с шагом 5–10 км. Значительные количества ^{137}Cs обнаружены в донных отложениях р. Пышмы на расстоянии 50 км от источника загрязнения. "Следы" ^{90}Sr фиксируются в р. Пышме лишь на расстоянии 0.5 км от места впадения в нее р. Ольховки.

Таким образом, предложенные методические подходы для радиоэкологических исследований в зоне воздействия БАЭС оказались оправданными. Получен уникальный материал, показавший, что газоаэрозольные выбросы БАЭС не вносят ощутимого вклада в загрязнение 30-километровой зоны наблюдения ^{90}Sr и ^{137}Cs. Однако при этом была оконтурена локальная импактная зона – Ольховская болотно-речная экосистема, место сброса жидких дебалансных вод АЭС, которая является источником рассеяния радионуклидов. Значительные количества их загрязняют полосу приболотных почв на расстоянии 10–15 м от берега Ольховского болота. На расстоянии 50 м вклад болота в загрязнение сопредельного почвенного покрова не обнаружен.

Показателем благополучной радиационной обстановки на обследованных территориях является то обстоятельство, что за время работы всех трех блоков БАЭС дозовые нагрузки на критические группы населения не превышали допустимых годовых пределов (Колтик, Ошканов, 2000). Средняя суммарная индивидуальная доза от газоаэрозольных выбросов составила 64 мкЗв/год, а от жидких – 21 мкЗв/ /год (при допустимой 200 и 50 мкЗв/год соответственно). Это, однако, не исключает необходимости проведения постоянного мониторинга радиоэкологической ситуации в пределах 30-километровой зоны БАЭС, особенно в районе Ольховской болотно-речной экосистемы.

2.5. ЯДЕРНЫЕ ИНЦИДЕНТЫ И АВАРИЙНЫЕ СИТУАЦИИ НА ПРЕДПРИЯТИЯХ ЯТЦ

Аварийные и нештатные ситуации на предприятиях ЯТЦ приводят к разномасштабному загрязнению объектов окружающей сре-

ды. Так, в результате бесконтрольного сброса жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» в р. Течу пойменные ландшафты на всем протяжении реки были загрязнены долгоживущими радионуклидами и изъяты из сельскохозяйственного и рекреационного пользования. Аккумуляция и длительное пребывание радионуклидов в почвенно-растительном покрове неизбежно сопровождаются их пространственным рассеянием, являются причиной вторичного загрязнения реки и создают сложную социально-психологическую обстановку среди населения, проживающего на ее берегах.

Пойма реки Течи. Река Теча протекает по территории Челябинской и Курганской областей и относится к малым рекам. Она имеет несколько небольших притоков, которые летом обычно пересыхают. Глубина реки в основном 0.2–0.5 м, ширина – 15–20 м, ее протяженность составляет примерно 240 км, а среднегодовой расход в устье – около 1м^3/с. Река протекает в пределах лесостепной почвенно-климатической зоны, которая характеризуется засушливым континентальным климатом. Средняя температура зимой составляет –15.5°, летом +17°. Наибольшее количество осадков, до 560 мм, выпадает в июле. В геоморфологическом отношении территория поймы занимает юго-западную часть Западно-Сибирской низменности, расположенную на водоразделе р. Исети. Этот водораздел представлен слабоволнистой равниной, расчлененной р. Течей, пойма которой имеет четко выраженное русло, прирусловую и центральную части. Ширина поймы 100–500 м (иногда до 1000 м), местами она изрезана, всхолмлена, испещрена мелкими старицами и озерами, изобилует западинами. В прирусловой части по берегам стариц и западин много кустарников, которые часто делают берега реки труднодоступными, хотя склоны к реке пологие. Западный склон, как правило, более выражен: здесь невысокие холмы перемежаются логами и оврагами.

Сезонно-затопляемые участки поймы в основном располагаются на расстоянии 50–100 м от русла реки. Главная особенность почвообразования на таких участках – развитие пойменных и аллювиальных процессов. Под пойменными процессами предполагается затопление талыми водами, а под аллювиальными – привнос и переотложение взмученного аллювиального материала. Формирующиеся в таких условиях аллювиально-слоистые почвы в морфологическом облике отражают периодичность отложения наносов паводковыми водами. По характеру отложений, мощности, механическому составу и степени увлажнения почвы очень разнообразны. Другая особенность пойменного почвообразования состоит в формировании притеррасовых геохимических барьеров, на которых происходит аккумуляция биогенных макроэлементов, тяжелых металлов и радионуклидов.

При переходе от поймы к надпойменной террасе и водоразделу р. Течи рельеф разнообразен. В среднем течении реки надпойменная терраса выражена слабо, расчлененность местности небольшая. В нижнем течении рельеф надпойменной террасы и примыкающего к ней водораздела носит бугристо-лощинный характер. Практически на всем протяжении пойма занята сосновыми посадками, возраст которых составляет 40–50 лет. В растительном покрове господствующее место занимают разнотравно-бобовые и разнотравно-злаково-бобовые ассоциации. Наряду с луговой встречается лугово-степная растительность, характеризующаяся значительным видовым разнообразием: доминируют дерновинные злаки, часто встречаются клевер луговой и ползучий (*Trifolium pratense* L. и *T. repens* L.), лапчатка гусиная (*Potentilla anserina* L.), мать-мачеха (*Tussilago farfara* L.), чина луговая (*Lathyrus pratensis* L.), мышиный горошек (*Vicia cracca* L.), подорожник большой и средний (*Plantago major* L. и *P. media* L.) и др. На остепненных участках растут полыни (род *Artemisia*) и клубника (*Fragaria viridis* Duch.). Почвенный покров в основном представлен аллювиально-слоистыми супесчаными почвами:

1-й слой	0–23 см	Влажный, серый, легкосуглинистый, пылевато-комковатый, слабо уплотнен.
2-й слой	23–50 см	Влажный, серый, неоднородный; чередуются прослойки песчаных и илистых отложений, легкосуглинистый, непрочно-комковатый, с буровато-ржавыми пятнами и уровнем грунтовых вод на глубине 50 см.
3-й слой	50–120 см	Мокрый, оржавленный со следами оглеения, комковатый, уплотнен.

Для прирусловой поймы характерны также луговые легкосуглинистые слаборазвитые почвы:

Ад	0–3 см	Темно-серый, плотный, переплетен корнями растений и дерновинками злаков, легкий суглинок.
А	3–15 см	Темно-серый, комковато-творожистый легкий суглинок с признаками гидроморфного генезиса.
ВС	15–40 см	Аллювиальные, хорошо отсортированные песчаные отложения.

Почвенный покров центральной поймы в основном представлен аллювиально-слоистыми задернованными и пойменно-луговыми почвами, формирование которых происходит в результате развития дернового и болотного процессов, а основная особенность – периодическое отложение свежего аллювия. Ниже приведено морфологическое описание этих почв.

Аллювиально-слоистая суглинистая слабозадернованная на речном аллювии:

A	0–5 см	Светло-серый, слабо прокрашен гумусом, слабо задернован, подстилается песчаной прослойкой.
B	5–25 см	Буровато-коричневый, неясно комковатой структуры, более тяжелого механического состава, подстилается тонкой прослойкой песка.
BC	25–50 см	Прокрашенные гумусом суглинистые прослойки чередуются с более легкими песчаными слоями.
C	50 см и глубже	Хорошо отсортированный речной аллювий.

Пойменно-луговая суглинистая на речном аллювии:

A	0–25 см	Темно-серый с буроватым оттенком, содержит много мелких корней травянистых растений; зернистая структура хорошо выражена, средний суглинок. Подстилается 5-сантиметровой прослойкой песка, местами ожелезненного.
B	25–60 см	Неоднородный по цвету и механическому составу. Более темные гумусовые прослойки перекрываются ожелезненными песчаными. Структура неясно слоистая; механический состав – от супеси до легкого суглинка.
C	60 см и глубже	Песчаные слои.

Для пойменных почв р. Течи характерны близкие к нейтральным значения pH водной суспензии, слабая дифференциация по глубине содержания гумуса и суммы обменных оснований. В гранулометрическом составе, как правило, преобладает фракция физического песка.

Особенности пойменного почвообразования, периодическое затопление паводковыми и поверхностными водами приводят к увеличению интенсивности миграционных процессов в почвенно-растительном покрове. Целью научно-мониторинговых исследований, проведенных в 1993–2003 гг. в пойме р. Течи, являлось слежение за динамикой уровней загрязнения, особенностями перераспределения радионуклидов по компонентам наземных экосистем, а также оценка поступления загрязнителей в речную сеть Теча – Исеть с поверхностным и внутрипочвенным стоком.

В ходе рекогносцировочного обследования поймы среднего и нижнего течения реки выделяли реперные участки, которые, как правило, приурочивали к населенным пунктам (н.п.), расположенным на разном расстоянии от источника загрязнения: Муслюмово (78 км), Бродокалмак (107 км), Русская Теча (135 км), Лобаново (158 км), Анчугово (169 км), Бугаево (189 км), Першинское (214 км), Ключевское (226 км), Затеченское (237 км). Чтобы проследить формирование радиоактивного следа в донных отложениях р. Исети, притоком которой является р. Теча, реперные участки также располагали по ее берегам в пределах населенных пунктов: Красноисетское (250 км), Коврига (277 км), Верхняя Полевая (297 км) (рис. 4). На каждом

Рис. 4. Схема района исследований в поймах рек Течи и Исети

участке по обоим берегам реки обследовали прирусловую и центральную поймы, а также геохимические сопряжения, охватывающие надпойменную террасу и водораздельные пространства. При оценке уровней радионуклидного загрязнения поймы отбор проб почвенно-растительного покрова проводили (методом конверта) ежегодно в июне – августе. Для этого на участках со слабо расчлененным рельефом закладывали пробные площадки размером 100–400 м^2, учитывая, что они представительно характеризуют территорию от 0.5 до 1 км^2. Кроме того, для выяснения особенностей ландшафтного перераспределения радионуклидов на реперных участках выбирали четко выраженные геохимические сопряжения, включавшие прирусловую и центральную поймы, притеррасные понижения, террасы и водоразделы. На каждом из элементов геохимического сопряжения закладывали по три почвенных разреза. Контрольные участки располагались за пределами зоны воздействия источника загрязнения, на расстоянии 1.5–2.0 км от береговой линии р. Течи и в пойме р. Исети вверх по течению от места впадения в нее Течи. Образцы почв отбирали во всех случаях из почвенных разрезов слоями по 5 см с учетом площади отбора проб и генетических горизонтов. Максимальная глубина опробования (30–40 см) в большинстве случаев соответствовала уровню залегания верховодки и грунтовых вод. При выклинивании таких вод в почвенных разрезах брали их пробы (5–10 л), а также пробы воды рек Течи и Исети (30–40 л в трех повторностях). В непосредственной близости от почвенных разрезов с площади 1–3 м^2 срезали надземную массу травянистых растений (раз-

нотравье). Кроме того, были собраны наиболее часто встречаемые виды растений (массой 3 кг сырого веса в трех повторностях).

Использование описанных методических приемов при проведении радиоэкологического обследования поймы речной системы Теча – Исеть позволило оценить особенности распространения долгоживущих радионуклидов (^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$) в пойменных ландшафтах в трех направлениях: вдоль рек, по ширине затопляемой зоны, а также по глубине почвенного профиля.

На фоне пространственной вариабельности радионуклидного загрязнения обследованных реперных участков по мере удаления от источника загрязнения прослеживается снижение запасов радионуклидов в 0–40-сантиметровом слое пойменных почв (табл. 5). На изученном участке речной системы он снижается на один-три порядка величин по мере удаления от источника загрязнения. Это снижение хорошо описывается с помощью степенной функции: $y = e^a x^b$, где y – плотность загрязнения, кБк/м^2, а x – расстояние от ПО "Маяк", км; коэффициенты a и b для разных элементов получены эмпирическим путем и приведены ниже (Трапезников и др., 1999):

для ^{90}Sr: $a = 11.0 \pm 4.2$; $b = -(1.08 \pm 0.79)$

для ^{137}Cs: $a = 30.0 \pm 3.9$; $b = -(4.9 \pm 0.72)$

для $^{239,240}Pu$: $a = 18.9 \pm 3.7$; $b = -(3.6 \pm 0.70)$

В большинстве случаев содержание радионуклидов в почвенном профиле снижается по экспоненциальному закону. Это позволило рассчитать количество радионуклидов, содержащихся в почвах за пределами глубины их отбора.

Для оценки распространения радионуклидного загрязнения по ширине зоны затопления было принято, что образцы, отобранные на пойменных участках в поясе шириной 50 м, характеризуют загрязнение обоих берегов на расстоянии 25 м от русла реки. Рассчитаны (Sources…, 1997) следующие выражения, описывающие горизонтальное распределение радионуклидов по ширине поймы как функцию расстояния R от русла реки:

для ^{137}Cs: $A = k_1 e^{-0,0125R}$

для $^{239,240}Pu$: $A = k_2 e^{-0,0125R}$

для ^{90}Sr: $A = k_3 k_1 e^{-0,0125R}$

Коэффициенты k_1, k_2 и k_3 получены эмпирическим путем: k_1 ^{137}Cs = k_2 $^{239,240}Pu$ = 3.8; k_3 ^{90}Sr = 32. Согласно проведенным расчетам, основанным на применении математических моделей и прямых измерений концентраций радионуклидов в почвах пойменных участков рек Течи и Исети, запас ^{90}Sr составил 75 ТБк, ^{137}Cs – 198 ТБк, $^{239,240}Pu$ – 0.83 ТБк. Эти результаты могут быть приняты со средним уровнем неопределенности 2; подобная точность оценки считается

Таблица 5

Запас радионуклидов в 40-сантиметровом слое пойменных почв, кБк/м²
(над чертой – прирусловая пойма, под чертой – центральная)

Место отбора проб	Расстояние от источника загрязнения, км	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$
Река Теча:				
Муслюмово	78	1930(775–2824)* / –	9320(5770–12170) / –	15(5.5–27) / –
Бродокалмак	107	426(170–710) / 230(130–626)	1750(933–2510) / 287(137–467)	3.1(2.5–6.0) / –
Лобаново	158	127(82–209) / 236(138–375)	211(168–266) / 200(150–270)	2.5 / –
Анчугово	169	220(96–340) / 337(195–406)	302(145–527) / 1570(526–2000)	5.2(1.5–12.) / –
Бугаево	189	158(88–230) / 930(510–1300)	128(90–167) / 440(325–576)	2.2(1.0–3.0) / –
Першинское	214	220(120–286) / 375(340–400)	125(94–154) / 125(57–220)	–
Ключевское	226	140 / 260	95 / 95	1.5 / –
Затеченское	237	190(126–231) / 25(20–35)	84(75–128) / 28(15–36)	1.3 / –
Река Исеть:				
Нижний Яр	250	40 / –	27 / –	3.4 / –
Коврига	270	250 / 128	52 / 45	1.3 / –
Верхняя Полевая	297	60 / –	11 / –	1.5 / –
Контрольный участок	Вне зоны воздействия	3.8(2.0–4.5) / 4.2(3.6–5.0)	7.0(4.6–8.9) / 5.0(4.2–5.6)	0.1(0.08–0.2) / –

*Для ^{90}Sr и ^{137}Cs приведены средние значения за 10-летний период, в скобках – пределы колебаний; прочерк означает отсутствие данных

удовлетворительной при исследовании природных экосистем (Chesnokov et al., 1998). Для сравнения приведем суммарный запас радионуклидов в воде и грунтах р. Течи: ^{90}Sr – 0.32 ТБк, ^{137}Cs – 6 ТБк и $^{239,240}Pu$ – 0.83 ГБк, что значительно ниже, чем в пойменных участках. Таким образом, ассимилируя значительные количества радионуклидов, пойменные почвы выполняют основную барьерную функцию в обследованном ландшафте.

Повышенная радионуклидная загрязненность пойменных участков р. Течи в условиях затопления или переувлажнения может привести к активизации подвижных соединений радионуклидов и поступлению их в составе жидкого стока обратно в речную систему. Поэтому мы попытались в условиях эксперимента оценить переход радионуклидов из почвы в жидкую фазу и масштабы вторичного загрязнения реки. Для этого образцы почв, отобранные в прирусловой части реки на участке Бродокалмак – Анчугово, помещали в металлические колонки и в течение 3 мес. выдерживали в условиях затопления. Для имитации промывного режима периодически открывали зажимы, расположенные в основании колонок, и позволяли стекать избытку влаги. Затем почву в течение 3 мес. выдерживали в условиях переменного высушивания и увлажнения и снова подвергали затоплению.

Результаты экспериментов показали, что поступление обоих радионуклидов в последовательные порции фильтрата снижалось, и лишь переменное увлажнение и высушивание почвы приводили к восстановлению пула подвижных соединений радионуклидов до первоначального уровня. Процессы, обусловливающие передвижение радионуклидов с подвижными формами почвенной влаги, в большей степени выражены для ^{90}Sr, чем для ^{137}Cs. Основываясь на полученных характеристиках миграционной способности радионуклидов и их запасах в почвах, мы оценили количества, переносимые в реку с поверхностным и внутрипочвенным стоком. При этом условились считать, что в эксперименте избыточная вода над поверхностью почвы имитирует элементарный объем поверхностного стока, а фильтрующаяся влага – внутрипочвенного. Расчеты показали, что с прирусловой поймы наиболее загрязненного участка реки даже с однократным паводковым поверхностным и внутрипочвенным стоком может поступать в воды р. Течи до 1.6% ^{90}Sr и 0.01% ^{137}Cs от их общего запаса в почве.

В работе В.Н. Позолотиной с соавт. (2000) были рассчитаны дозовые нагрузки на население пос. Бродокалмак, расположенного на берегу загрязненной р. Течи, которые представляют собой суммарную индивидуальную эффективную дозу, накопленную в течение года за счет внешнего излучения и поступления в организм радионуклидов с продуктами питания. Рассматривали два сценария облучения

населения. В первом предполагалось, что в поселке строго соблюдаются ограничения на хозяйственное использование р. Течи и ее поймы. Второй сценарий предусматривал отсутствие ограничений на проживание в загрязненной зоне: жители могут пасти на пойменных лугах скот, ловить в реке рыбу, купаться. Среди населения поселка, общая численность которого составляет 3600 человек, были выделены три возрастные группы: взрослые (от 18 лет и старше), школьники (от 8 до 17 лет) и дошкольники (от 1.5 до 7 лет). С помощью анкетирования населения выявили структуру рациона питания и годовое потребление продуктов местного производства. В последних содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs определялось непосредственным измерением и расчетным путем с помощью математической модели, основанной на коэффициентах равновесного перехода радионуклидов по пищевым цепям.

По первому сценарию рассчитанная доза оказалась ниже предельно допустимой эффективной годовой дозы для населения (1 мЗв) и в среднем составляла 0.13; 0.17 и 0.14 мЗв для дошкольников, школьников и взрослых соответственно. При этом потребление рыбы взрослыми и молока дошкольниками оказалось наиболее значимым путем поступления радионуклидов в организм. Вклад картофеля в общую дозу составляет 14 %, так как он занимает значительную часть в рационе жителей поселка. Внешнее облучение в рассчитанных дозовых нагрузках не превышает 6 %. Из двух радионуклидов наиболее важен ^{90}Sr – его вклад в общую дозу равен 72–85%.

По второму сценарию годовая доза облучения составляет для разных возрастных групп населения 1.6–3 мЗв, что выше установленной санитарными нормами предельно допустимой дозы. Как и в первом случае, наиболее существенный вклад в формирование дозовых нагрузок вносит поступление радионуклидов с рыбой и молоком.

Многолетнее комплексное обследование пойменных ландшафтов р. Течи выявило сложную радиоэкологическую ситуацию: уровни загрязнения долгоживущими радионуклидами различных компонентов пойменных экосистем достаточно высоки. Основным их депо являются пойменные почвы, из которых радионуклиды мигрируют по пищевым цепочкам, формируя дополнительные дозовые нагрузки на биоту, включая человека. Поэтому необходимость проведения предлагаемых мониторинговых исследований в бассейне р. Течи и верификации их результатов сохраняются на долгосрочную перспективу.

Восточно-Уральский радиоактивный след. Аварийная ситуация на ПО «Маяк» в 1957 г. привела к формированию Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). В 1967 г. часть территории следа была дополнительно загрязнена радионуклидами за счет ветрово-

го переноса донных отложений с береговой зоны оз. Карачай – естественного хранилища радиоактивных отходов ПО "Маяк". Максимальная протяженность образовавшегося следа составила 300 км. Его территория с плотностью загрязнения 0.1 Ки/км^2 достигла 23 тыс. км^2 и захватила Челябинскую, Свердловскую и Тюменскую области. Постановлением Совета Министров РСФСР в головной части следа на территории площадью 16 616 га был создан Восточно-Уральский государственный заповедник (ВУГЗ). В этом "радиационном" заповеднике в отличие от всех других природных заповедников исключались проживание и пребывание людей, а также использование природных ресурсов. На его территории, особенно в первые годы после аварии, проводились радиоэкологические исследования и осуществлялся радиоэкологический мониторинг за поведением радионуклидов.

По климатическим условиям рассматриваемая территория относится к теплому, незначительно засушливому подрайону с суммой температур 1800° более 10° и гидротермическим коэффициентом 1.4–1.2 (Агроклиматический справочник..., 1962). Она простирается в пределах восточной части абразионно-эрозионной равнины Зауралья и примыкающей к ней Западно-Сибирской низменности.

Согласно лесорастительному (Колесников, 1960) и геоботаническому районированию (Горчаковский, 1968), площадь ВУРСа относится к Зауральской лесостепи, которая характеризуется чередованием лугово-степных пространств, березовых, березово-осиновых колков, реже березово-сосновых лесов. Закономерности распространения почвенно-растительного покрова в значительной степени сопряжены с рельефом и водным режимом местности. На хорошо дренированных междуречьях с глубоким уровнем залегания грунтовых вод формируются автономные почвы: черноземы оподзоленные и выщелоченные, как правило, распаханные, а также серые, светло- и темно-серые лесные, дерново-подзолистые, бурые лесные. Среди отмеченного почвенного разнообразия преобладают подтипы серых лесных почв с характерным морфологическим профилем:

Ад	0–3 см	Выделяется по обилию корней и узлов кущения злаков. Темно-серый, мелкокомковато-зернистый средний суглинок.
А	3–40 см	Плотный, темно-серый с хорошо выраженной ореховато-зернистой структурой средний суглинок. Граница ровная, заметна по цвету и плотности.
В	40–70 см	Буровато-серый, комковато-ореховатый средний суглинок.

Значения pH водных суспензий в этих почвах сдвигаются в сторону слабощелочных. Содержание гумуса в дерновом горизонте достигает 30 %, а сумма обменных оснований – 130 мг-экв/100 г. Содержание илистой фракции в почве составляет 30–40%.

Растительный покров березовых колков представлен следующими видами: вероника дубравная (*Veronica chamaedrys* L.), незабудка (*Myosotis palustris* Lam.), мышиный горошек (*Viccia cracca* L.), клевер луговой (*Trifolium pratense* L.), подорожник большой (*Plantago major* L.); из злаков обильно произрастает тростянка овсяницевидная (*Scolochloa festucacea* Link.). В смешанных березово-сосновых лесах в кустарниковом ярусе встречаются смородина черная (*Ribes nigrum* L.), шиповник (*Rosa majalis* Herrm.), малина (*Rubus idaeus* L.); в травянистом покрове преобладают костяника (*Rubus saxatilis* L.), земляника (*Fragaria vesca* L.), будра плющевидная (*Glechoma hederacea* L.), клевер луговой (*Trifolium pratense* L.), обильно представлен гравилат речной (*Geum rivale* L.). Часто древостои колков мертвопокровны. По их периферии в лесном разнотравье обильно представлены земляника (*Fragaria vesca* L.), будра плющевидная (*Glechoma hederacea* L.), манжетка (*Alchemilla vulgaris* L.), вероника дубравная (*Veronica chamaedrys* L.), полевица тонкая (*Agrostis tenuis* Silth.), встречаются кровохлебка лекарственная (*Sanguisorba officinalis* L.), герань луговая (*Geranium pratense* L.), купальница европейская (*Trollius europaeus* L.)

На плоских водоразделах и участках с затрудненным внутрипочвенным стоком формируются полугидроморфные почвы: луговочерноземные, луговые слабооглеенные, серые лесные глеевые. Нередко подобные участки заняты старопахотными землями, используемыми под пастбище, на которых произрастают кормовые травы: тимофеевка луговая (*Phleum pratense* L.), мятлик луговой (*Poa pratensis* L.), ежа сборная (*Dactylis glomerata* L.) Отрицательные формы рельефа и участки с близким уровнем залегания грунтовых вод заняты гидроморфными (луговыми, лугово-болотными, болотными) почвами и гигромезофитной растительностью. Ниже приводим описание луговой слабооглеенной легкосуглинистой почвы, сформированной на глинистых озерных отложениях:

Апах	0–25 см	Верхние 5 см – рыхлый серый зернистый средний суглинок, нижние 20 см представляют собой серый плотный вязкий комковато-зернистый тяжелый суглинок с включением мелких гранул минеральных удобрений, редкой гальки, щебня. Переход заметен по цвету.
АВ	25–35 см	Цвет неоднородный: на буровато-желтом фоне охристые пятна, затеки гумуса, ходы землероек. Механический состав – тяжелый суглинок призмовидно-комковатой структуры. Граница заметна по цвету.
В	35–45 см	Буровато-желтый с ярко-охристыми пятнами тяжелый суглинок призмовидно-глыбистой структуры.
С	45–75 см	Буровато-желтый с сизым глеевым оттенком, структура плитчато-слоистая.

Почвы характеризуются слабощелочными значениями pH водной суспензии, высоким содержанием гумуса (24 %) и суммы обменных оснований (190 мг-экв/100 г) в дерновом горизонте.

На территории ВУРСа в поставарийный период были получены исходные данные об уровнях содержания радионуклидов в почвенно-растительном покрове природных и агроэкосистем. После аварии на ПО "Маяк" в 1967 г. были оценены уровни радиационного воздействия на вновь загрязненных территориях. К сожалению, информация о радиационной ситуации в зоне Восточно-Уральского следа долгое время оставалась секретной. Фактически только после аварии на Чернобыльской АЭС накопленный массив данных стал доступен общественности и специалистам-радиоэкологам. С принятием в 1993 г. "Государственной программы по радиационной реабилитации Уральского региона и мерах по оказанию помощи пострадавшему населению на период до 1995 г." начались открытые комплексные исследования.

Участие в этих работах позволило авторам предложить подходы радиоэкологического изучения почвенно-растительного покрова наземных экосистем в зоне ВУРСа в поставарийный период. В ходе исследований учитывали генетическое разнообразие почв, ландшафтно-геохимические особенности территории и уровень загрязнения ее радионуклидами. На территории ВУРСа в пределах Свердловской области были заложены три трансекты: центральная, совпадающая с осью следа, к ней примыкали западная и восточная, охватывающие одноименные периферии (рис. 5).

Центральная трансекта, шириной около 8–10 км и протяженностью 68 км, начиналась в Челябинской области у границы "радиационного" заповедника и проходила в северо-восточном направлении вблизи н. п. Мусакаево – Татарская Караболка – Пороховое – Юго-Конево – Багаряк – Гаево. Далее в Свердловской области она охватывала береговую зону озер Б. Сунгуль, Тыгиш, Червяное и н. п. Рыбниково. В пределах трансекты обследовали как автоморфные почвы водосборных пространств, так и гидроморфные почвы, находящиеся по берегам озер, при этом были охвачены участки лесных и луговых сообществ, а также агроэкосистемы.

В первые поставарийные годы на территориях с максимальной плотностью загрязнения в пределах центральной оси следа был проведен комплекс мероприятий по рекультивации. Он включал глубокую отвальную вспашку, в результате которой верхняя часть гумусового горизонта оказалась перемещенной и захороненной на глубине 50–90 см. Несколько почвенных профилей с погребенным гумусовым горизонтом были вскрыты при обследовании плакорных про-

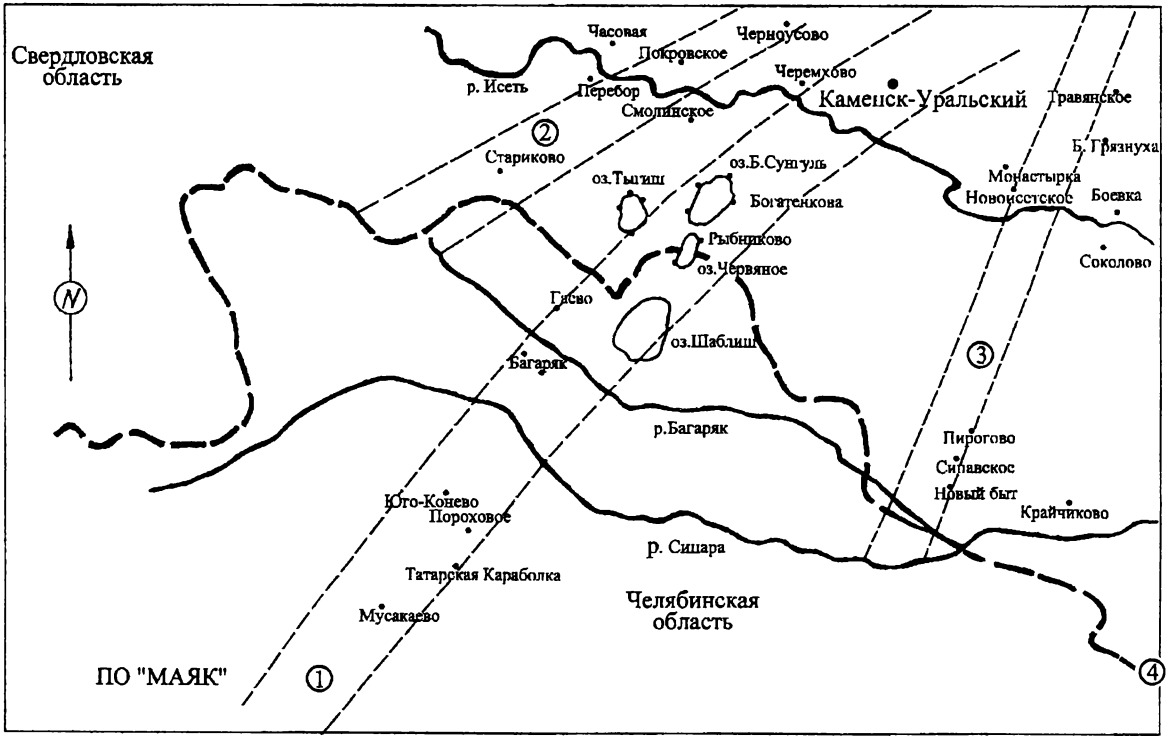


Рис. 5. Карта-схема района исследований на территории ВУРСа.

Трансекты: 1 – центральная, 2 – западная, 3 – восточная, 4 – административная граница областей; • – точки отбора проб

странств в районе оз. Тыгиш на месте выселенного одноименного населенного пункта. Современное радиоэкологическое обследование таких почв позволило уточнить радионуклидный состав и провести ретроспективную оценку первоначальных уровней их содержания, а также на основе анализа изотопных отношений оценить вклад двух ядерных аварий (1957 и 1967 гг.) в загрязнение окружающей среды.

Западная и восточная трансекты смыкались с центральной и охватывали населенные пункты на территории Каменского района Свердловской области: западная – Стариково, Перебор, Исеть, Покровское, Черноусово; восточная – Новый Быт, Сипавское, Пирогово, Монастырская, Б. Грязнуха, Травянское. Общая протяженность каждой из этих трансект составила 30–35 км при ширине 5–8 км.

Для изучения уровней загрязнения почвенно-растительного покрова территорию трансект условно делили на квадраты площадью 3 × 3 км; в центре каждого квадрата закладывали по три почвенных разреза, располагая их в вершинах треугольника со стороной 10–15 м. Почвы отбирали из разрезов послойно до глубины 40 см с учетом площади. С определенной площади срезали надземную массу травянистых растений (разнотравье и доминирующие виды) массой не менее 3 кг сырого веса. Такой метод позволял полностью охватить территорию трансект, охарактеризовать уровни загрязнения в населенных пунктах, охотничьих хозяйствах, лесничествах, а также выделить наиболее загрязненные природные и агроэкосистемы. Контрольные разрезы закладывали в березово-сосновом лесу вне зоны аварийного выброса 1957 г., примерно в 25 км на юго-восток от г. Екатеринбурга, в районе н.п. Рассоха.

Для изучения геохимической миграции радионуклидов выбирали участки с хорошо выраженными формами мезорельефа, сопряженными по вектору стока. Как правило, они включали водосборные площади и береговую зону озер – замкнутых водоемов стока. На участках ландшафта, сопряженных вектором стока с речной экосистемой, аналогичные профили закладывали в долине р. Исети, одной из наиболее крупных рек, пересекающих западную и восточную периферии следа. В этом случае почвенные разрезы (в трех повторностях) закладывали на террасах, в притеррасных понижениях и пойме. Растительные пробы и пробы почв из разрезов отбирали по методике, описанной выше.

Исследования, проведенные по предложенной схеме, позволили установить, что в настоящее время основной импактной зоной Восточно-Уральского радиоактивного следа остается его центральная ось. В пределах центральной трансекты с увеличением расстояния от источника загрязнения просматривается весьма сложная карти-

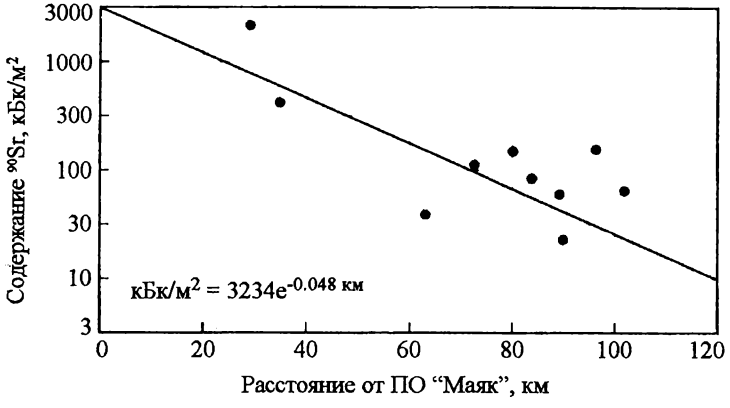


Рис. 6. Содержание ^{90}Sr в почвах ВУРСа на разном расстоянии от ПО «Маяк»

на пространственного распределения радионуклидов в почвенном покрове. Участки, расположенные на небольшом удалении друг от друга, характеризуются различиями в содержании радионуклидов, достигающими порядка величин. Даже на расстоянии 100 км от источника загрязнения запас ^{90}Sr в почвах составляет 70 кБк/м^2, что более чем в 20 раз превышает уровень контрольных значений (рис. 6). Максимальная величина запаса ^{137}Cs в почвах центральной трансекты (100 кБк/м^2) отмечена на расстоянии 30–40 км от ПО "Маяк." Большая часть значений, характеризующих запас радиоцезия в обследованных почвах, удерживается в диапазоне 5–10 кБк/м^2 (рис. 7). Математическая обработка имеющегося материала показала, что изменение содержания радионуклидов в пределах центральной трансекты подчиняется экспоненциальной зависимости, которая описывается уравнением вида

$$y = e^{(a+bx)},$$

где y – содержание, ^{90}Sr, ^{137}Cs, кБк/м^2; x – расстояние от ПО "Маяк", км; a и b – эмпирические коэффициенты.

Западная и восточная трансекты следа являются буферными территориями. Для выявления особенностей распределения основного загрязнителя ^{90}Sr в пределах этих территорий их условно разделили на участки, непосредственно примыкающие к центральной трансекте (А) и удаленные от нее (Б). Усредненные значения запаса ^{90}Sr в 0–40-сантиметровом слое почв в пределах западной трансекты варьируют, за исключением н.п. Черемхово, от 1.5 до 2.9 кБк/м^2

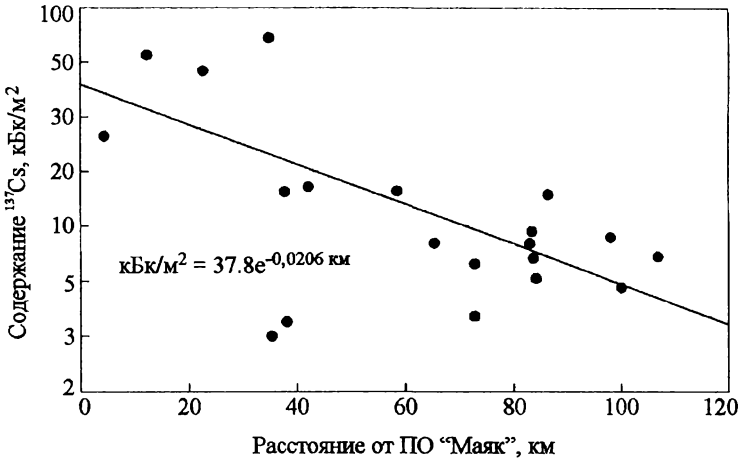


Рис. 7. Содержание ^{137}Cs в почвах ВУРСа на разном расстоянии от ПО «Маяк»

(табл. 6). При этом его уровень в секторе А, максимально приближенном к центральной трансекте, практически не отличается от такового в секторе Б, примыкающем к западной границе Каменского района. На территории восточной трансекты отмечено повышенное содержание ^{90}Sr в трех пунктах наблюдений вблизи н. п. Травянское, Б. Грязнуха и Монастырка. В остальных случаях содержание этого радионуклида в почвах находится в пределах контрольных значений.

Радиоэкологическими исследованиями были охвачены почвы различного генезиса, наиболее распространенные на обследуемой территории: выщелоченные и обыкновенные черноземы, луговые, дерново-луговые, три подтипа серых лесных почв. Содержание ^{90}Sr в обследованной части профилей (0–30 см) разных почв определяется в первую очередь их местоположением на радиоактивном следе. Всё разнообразие почв центральной трансекты характеризуется максимальными значениями (3–100 кБк/м^2) по сравнению с восточной и западной периферия́ми (1.5–10 кБк/м^2). Вариабельность и мозаичность загрязнения изученных почв не помешали сделать вывод о большем запасе ^{90}Sr в лесных почвах (рис. 8). Почвы пахотных угодий характеризуются минимальным содержанием ^{90}Sr, а лугового и степного типов занимают промежуточное положение. Для ^{137}Cs не выявлено четкой зависимости аккумуляции в почвах от генетических свойств последних.

Выше уже отмечалось, что одни и те же территории ВУРСа были загрязнены ^{90}Sr ,^{137}Cs и ^{239,240}Pu в результате Кыштымской аварии

Таблица 6

Содержание ^{90}Sr в почвенном покрове буферных территорий ВУРСа (усредненные данные, в скобках – разброс значений для разных точек отбора), кБк/м^2

Населенный пункт	Сектор А	Населенный пункт	Сектор Б
Западная трансекта			
Черноусово	1.8(1.5–3.0)	Клевакинское	2.1(1.8–3.5)
Черемхово	13.8(10.3–15.6)	Мухлынино	2.5(2.0–4.0)
Покровское	2.0(1.8–3.5)	Лебяжье	2.5(2.0–4.0)
Перебор	2.4(1.5–4.0)	Первомайский	2.9(2.2–4.5)
Стариково	2.2(2.0–3.2)	Часовая	1.8(1.5–3.1)
		Исетское	1.5(1.5–2.8)
		Троицкое	1.9(1.5–3.2)
Восточная трансекта			
Травянское	7.0(6.0–10.2)	Боевка	1.7(1.4–2.1)
Б. Грязнуха	3.3(2.9–3.5)	Колчедан	1.8(1.6–2.9)
Монастырка	3.1(2.5–3.8)	Соколово	1.5(1.3–2.7)
Новоисетское	1.8(1.5–3.0)	Крайчиково	1.8(1.5–3.1)
Пирогово	1.7(1.6–3.2)	Чернушка	2.2(2.0–2.6)
Сипавское	1.8(1.5–3.3)	Новый Быт	1.6(1.4–2.0)
		Окулово	1.7(1.5–2.4)
Контрольный участок	1.8(1.5–2.0)		

1957 г. и ветрового переноса донных отложений с берегов оз. Карачай в 1967 г. Это предопределяло необходимость количественной оценки вклада разных источников в радионуклидное загрязнение окружающей среды. Такая оценка базировалась на непосредственном измерении содержания радионуклидов в почвенных образцах, анализе радионуклидных отношений и эмпирической математической модели. Все математические расчеты проведены совместно с сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) (Aarkrog et al., 1997).

Вклад ^{90}Sr и ^{137}Cs (кБк/м^2) от кыштымской аварии и за счет карачаевского ветрового переноса для каждого места отбора проб рассчитывали по системе четырех уравнений:

$$x + y = a;\ \ v + p = b;\ \ -71\,x + v = 0;\ \ -0{,}3y + p = 0,$$

где x, y – ^{137}Cs кыштымских выпадений и карачаевского ветрового переноса соответственно, кБк/м^2; v, p – ^{90}Sr кыштымских выпадений и карачаевского ветрового переноса соответственно, кБк/м^2; a –

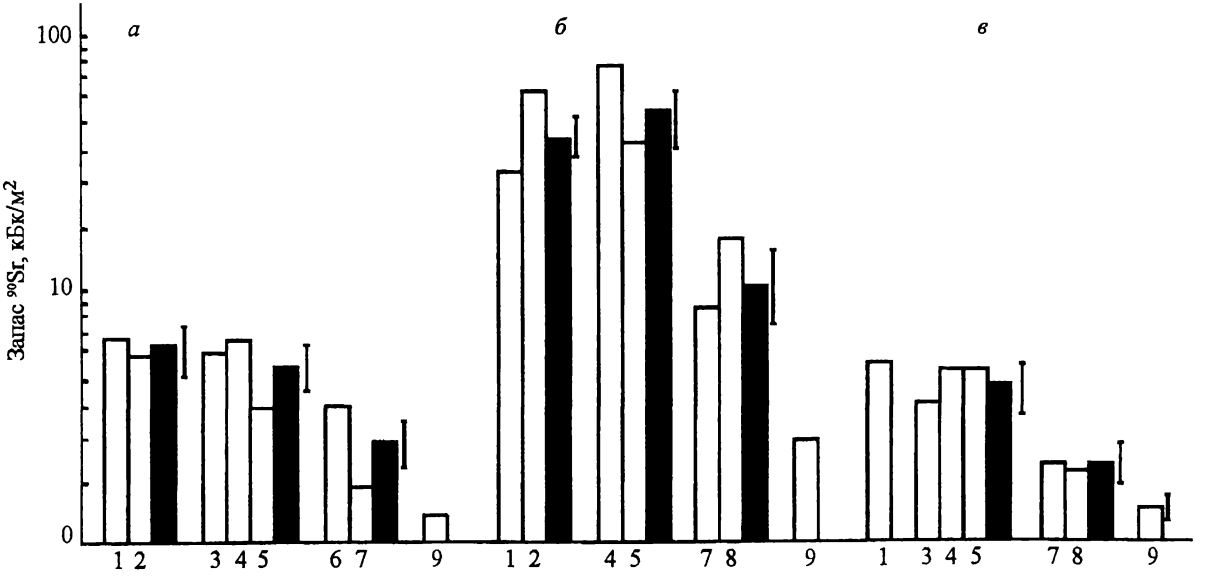


Рис. 8. Запас ^{90}Sr в разных почвах зоны ВУРСа.

а–в – трансекты: *а* – западная, *б* – центральная, *в* – восточная; *1–9* – почвы: *1* – дерново-подзолистая, *2* – дерново-слабоподзолистая, *3* – светло-серая лесная, *4* – серая лесная, *5* – темно-серая лесная, *6* – чернозем выщелоченный, *7* – чернозем обыкновенный, *8* – дерново-луговая, *9* – пашня; черные столбики – среднее для группы почв

суммарное содержание ^{137}Cs в местах отбора проб за вычетом вкладов глобальных выпадений (2.56 кБк/м^2) и "чернобыльских", которые определяли по содержанию ^{134}Cs (кБк/м^2); b – суммарное содержание ^{90}Sr в местах отбора проб за вычетом вклада от глобальных выпадений (1.6 кБк/м^2). В расчетах были использованы отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$, равные 71 для кыштымских выпадений и 0.3 – для карачаевских.

Исследованные участки распределили на две группы: загрязненные преимущественно ^{137}Cs в результате ветрового переноса и ^{90}Sr в ходе кыштымской аварии. Интегрируя уравнение $y = e^{(a+bx)}$, определили запасы в почвах ^{90}Sr и ^{137}Cs, поступивших в результате кыштымских и карачаевских выпадений. Они соответственно равны 200×10^{12}Бк и 72×10^{12} Бк. Эти результаты могут быть приняты с уровнем неопределенности 1.5–2.5, т. е. 1SD укладывается в пределы $(100–500)10^{12}$Бк и $(50–110)10^{12}$Бк. Подобная точность оценки считается удовлетворительной при исследовании природных экосистем. Суммарная величина поступления в окружающую среду $^{239,240}Pu$ от двух инцидентов, рассчитанная по данным величин отношений $^{239,240}Pu/^{90}Sr$ и $^{239,240}Pu/^{137}Cs$, находится в пределах $(1.0–1.4)10^{12}$ Бк.

Изучение особенностей ландшафтного перераспределения радионуклидов на обследованной территории показало, что, как правило, они приурочены к гидроморфным почвам береговой зоны многочисленных озер и пойм рек. Пересчет содержания ^{90}Sr на единицу площади показал, что запас этого радионуклида в 0–30-сантиметровом слое почв аккумулятивных прибрежных участков озер в 2 раза больше, чем на водораздельном пространстве. Математическая обработка результатов путем попарного сравнения значений запасов радионуклида в сопряженных участках подтвердила высокую достоверность полученных различий (критерий Стьюдента $t_{оп} = 3.9$ при $t_{0,05} = 2.6$). Дифференциация ^{137}Cs в геохимических сопряжениях отчетливо проявилась лишь в береговой зоне р. Исети, являющейся миграционным барьером для этого радионуклида. В переувлажненных пойменных почвах как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs мигрируют на большую глубину, чем в незатопляемых террасовых участках, что подтверждает роль водного фактора в миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Тоцкий радиоактивный след. В 1954 г. в ходе войсковых учений на Тоцком полигоне (Оренбургская обл.) на высоте 350 м был взорван ядерный заряд мощностью 40 кт тротилового эквивалента. В результате образовался Тоцкий радиоактивный след (ТРАС), в котором выделяются две зоны: эпицентр (район взрыва) и ближний радиоактивный след протяженностью 210 км. Отсутствие сведений о четких границах следа, а также медико-экологические проблемы

Оренбургской области послужили причиной для проведения летом 1994 г. комплексных медико-экологических исследований.

Район работ был определен на основании данных гамма-съемки, проведенной АПО "Тайфун", и оценки здоровья населения, сделанной органами здравоохранения Оренбургской области. В результате было решено сосредоточить исследования в пределах предполагаемой центральной оси следа: от северо-восточного выступа Тоцкого полигона, близ н. п. Маховка (эпицентр взрыва), и далее в направлении н. п. Пронькино, Кинзелька, Грачевка, Султакай, Рождественка, расположенных соответственно в 4, 25, 35, 105 и 120 км от места взрыва. Контрольные пункты были выбраны условно – по признаку отсутствия в них повышенной заболеваемости населения. Такими пунктами были Павлово-Антоновка (Сорочинский район), Нижнекристалка (Октябрьский район) и Дмитриевка (Александровский район).

Территория ТРАСа, частично расположенная на возвышенности Общий Сырт, захватывает подзону обыкновенных черноземов шириной 60–80 км в центральной части Оренбургской области. Наряду с черноземами обыкновенными в регионе представлены черноземы типичные и южные, последние нередко солонцеватые. К долинам рек приурочены разные типы аллювиальных почв, характерные для степной зоны (Ерохина, 1959).

В основу полевых исследований традиционно был положен ландшафтный подход, когда изучаются геохимически сопряженные ряды почв. Для оценки степени радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова выбирали элементы рельефа, включающие участки суши от водораздела до поймы реки или береговой линии водоема. Такой подход, как отмечалось, позволяет оценить пути миграции радионуклидов и места их депонирования. В пределах элювиального, трансэлювиального и аккумулятивного участков ландшафта закладывали базовые разрезы глубиной до 1 м (одна-две повторности) и прикопки до 50 см (три повторности), позволяющие оценить варьирование почвенного покрова.

На водоразделах и склонах, как правило, формируются степные типчаково-полынково-тырсовые ассоциации, в которых доминируют: типчак (*Festuca sulcata* (Hack.) Nym.), ковыль (волосатик) (*Stipa capillata* L.), тонконог тонкий (*Koeleria gracilis* Pers), полынь австрийская (полынок) (*Artemisia austriaca* Jacq.), шалфей степной (*Salvia stepposa* Shost.), лапчатка распростертая (*Potentilla humifusa* Willd. ex Schlecht.), скабиоза желтая (*Scabiosa ochroleuca* L.), тысячелистник благородный (*Achillea nobilis* L.) и т. д. Почвенный покров представлен разновидностями черноземов, например черноземом обыкновенным маломощным среднесуглинистым на пермских глинах:

Ад	0–2 см	От темно-бурого до черного цвета, влажноватая, плотноватая, насыщенная растительными остатками разной степени разложения дернина, плохо отделяется. Граница ровная.
А	2–17 см	Черный, влажноватый, с буроватым оттенком. Структура неясная, непрочная, зернисто-комковатая с единичными мелкими зернами первичных минералов; средний суглинок, вскипает с глубины 9–10 см. Густо пронизан корнями травянистых растений. Граница ровная, переход заметный.
АВ	17–29 см	Темно-бурый, прокрашен гумусом, влажноватый, более ясной зернисто-мелкокомковатой структуры. Тяжелый суглинок, пронизан корнями травянистых растений. Встречаются единичные пятна белоглазки, слабо вскипающей от HCl. Карбонаты вскипают интенсивно.
В	29–34 см и глубже	Бурый, влажноватый, ореховато-комковатой структуры средний суглинок. Содержит мелкие обломки породы, вскипает от HCl; представлен карбонатный мицелий.

В долинах рек и на участках затопляемых пойм, которые используются как пастбище, формируются разные типы аллювиальных почв. Например, на одном из них под покровом клеверо-мятликовой растительности сформировалась аллювиальная дерновая тяжелосуглинистая солонцеватая почва:

Ад	0–3 см	Плотная, плохо отделяющаяся дернина с бурым оттенком, влажная, очень плотно переплетена подземными органами растений, насыщена растительными остатками разной степени разложения.
А1	3–12 см	Черный, влажноватый, очень плотный с хорошо выраженной столбчатой структурой тяжелый суглинок, пронизан корнями. Граница ровная, переход по структуре ясный.
А1	12–61 см	Черный, влажноватый, плотноватый, неясной зернисто-комковатой структуры тяжелый суглинок, густо пронизан корнями растений. Граница неясная, переход постепенный по цвету и ясный по плотности и структуре.
В	61–70 см	Черный с буроватым оттенком, пропитан гумусом, характерен жирный блеск на свежем срезе, влажный, плотный, вязкий с плохо оформленной комковато-глыбистой структурой. Корни единичные. Не вскипает. С глубины 69–70 см слабые признаки глееватости.

В обследованных разновидностях чернозема содержание гумуса изменяется от 5.2 до 13.9 %; его убыль четко прослеживается с глубиной. Черноземы характеризуются либо слабощелочной, либо близкой к нейтральной реакцией солевой вытяжки; сумма поглощенных оснований в большинстве случаев приближается к 30 мг-экв/100 г. В аллювиальных почвах pH солевой вытяжки колеблется с глубиной от 7 до 8, содержание гумуса – от 4.0 до 6.2 %, а обменных оснований – от 6.0 до 30 мг-экв/100 г. В составе обменных оснований доминирует кальций; в то же время в поглощающем комплексе повсеместно присутствует Na^+. По гранулометрическому составу черноземы разных местоположений представлены в основном сред-

Таблица 7

Запас радионуклидов в почвах на территории Тоцкого радиоактивного следа, кБк/м²

Расстояние от эпицентра взрыва, км	Почва	^{90}Sr	^{137}Cs
4	Чернозем обыкновенный карбонатный	1.5±0.4	4.8±0.6
25	Чернозем обыкновенный среднемощный	1.4±0.3	5.3±1.2
35	Чернозем обыкновенный маломощный	0.8±0.1	5.5±1.7
	Аллювиальная слоистая	1.0±0.3	3.4±0.5
105	Чернозем типичный	Н.п.о.	3.9±0.8
	Чернозем выщелоченный	–"–	4.0±1.0
120	Аллювиальная луговая	–"–	9.5±2.1
Контроль	Чернозем обыкновенный	1.3±0.4	7.6±1.5
	Аллювиальная дерновая	0.8±0.2	3.8±0.8
	Аллювиальная дерновая с погребенным гумусовым горизонтом	0.9±0.3	9.1±2.0

*Здесь и в табл. 8, 11 – ниже предела обнаружения.

ними суглинками, а аллювиальные почвы – как легкими, так и тяжелыми суглинками.

В результате проведенных работ установлено, что плотность загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами, рассчитанная как их суммарный запас в 0–20-сантиметровом слое, оказалась практически одинаковой в зоне ТРАСа и за его пределами (табл. 7). Содержание ^{90}Sr варьировало независимо от типа почв от 0.8 до 1.5 кБк/м², а ^{137}Cs – от 3.4 до 9.5 кБк/м². Сравнение полученных величин с глобальным уровнем показало, что плотность загрязнения почвенно-растительного покрова ^{90}Sr не отличается от принятых фоновых значений, а ^{137}Cs – в 1.5–3 раза превышает их. Вклад в загрязнение почвенно-растительного покрова ^{137}Cs могли внести, наряду с Тоцким ядерным взрывом, ядерно-энергетические объекты и промышленные предприятия сопряженных территорий Урала, Поволжья и Казахстана, а также Чернобыльская авария.

В табл. 8 приведено типичное распределение содержания ^{137}Cs в почвах. Наибольшая концентрация радионуклида (25–80 Бк/кг) в черноземе фиксируется в верхнем (0–5 см) слое почвы; затем она сни-

Таблица 8

Содержание ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове в зоне ТРАСа

Почва	Глубина, см	Содержание		% от содержания в профиле
		Бк/кг	кБк/м^2	
Чернозем типичный	Разнотравье	20.4±2,4	< 0,01	< 0.1
	0–2	75.2±15,0	1.3±1,1	33.3
	2–5	24.7±2,5	1.1±0,5	28.3
	5–10	10.1±6,3	0.5±0,3	12.8
	10–15	10.0±3,5	0.4±0,1	10.2
	15–20	12.0±6,7	0.6±0,3	15.4
	20–30	Н.п.о.	–	–
Аллювиальная, слоистая	Разнотравье	23.7±14,2	<0.01	<0.1
	0–5	12.9±0,3	0.3±0,01	8.8
	5–10	10.6±0,5	0.7±0,1	20.6
	10–15	11.1±1,3	0.8±0,6	23.6
	15–20	10.9±1,8	0.6±0,4	17.6
	20–30	12.0±1,5	1.0±0,1	29.4
	10–15	10,6±4.0	0.8±0.5	21.0
	15–20	Н.п.о.	–	–

жается до 10 Бк/кг, а на глубине 20–30 см, как правило, находится ниже предела обнаружения. В разновидностях аллювиальных почв ^{137}Cs распределяется равномерно по всей глубине опробования.

Для изучения процессов миграции был заложен геохимический профиль в районе н.п. Кинзелька, который начинался на водоразделе, охватывал середину склона и выходил к его подножию. Анализ полученных данных не выявил существенных различий в характере распределения радионуклидов в почвах геохимического сопряжения. Величины их запаса в элювиальных и аккумулятивных участках геохимического сопряжения изменялись незначительно и в среднем составляли 1 кБк/м^2 для ^{90}Sr и 5 кБк/м^2 – для ^{137}Cs. Короткий временной период наблюдений не позволил сделать определенные выводы о направленности ландшафтной миграции радионуклидов.

При γ-спектрометрическом анализе образцов растений было обнаружено присутствие ^{7}Be. Этот изотоп с периодом полураспада 53 дня, наряду с ^{3}H, ^{14}C и ^{22}Na, имеет космогенное происхождение. Искусственный изотоп ^{7}Be получается при облучении лития в циклотронах, а также в некоторых типах реакторов при ядерных превращениях по типу ^{7}Li (p,n) ^{7}Be, ^{7}Li (d,n) ^{7}Be. Кроме того, в результате

работы промышленных предприятий, использующих ядерные технологии, вероятно, может образовываться и поступать в окружающую среду техногенный ^{7}Be. Согласно литературным данным (Heyder, 1974; цит. по: Алексахин, 1982), его запасы в биосфере составляют 30×10^{14} Бк. Если принять биомассу суши, равной 1×10^{16} кг (Ковда, 1973), то концентрация ^{7}Be в ней оказывается равной 0.3 Бк/кг. В образцах растений из зоны Тоцкого радиоактивного следа зафиксированы более высокие (100–600 Бк/кг) количества ^{7}Be, что дает основание предполагать его техногенное происхождение. Отсутствие этого нуклида в образцах почв, на которых произрастали загрязненные растения, указывает на "свежий" характер выпадений, приуроченных по крайней мере к весенне-летнему вегетационному сезону, так как развитая надземная масса растений может достаточно полно задерживать аэрозольные выпадения из атмосферы. Для сравнения важно отметить, что концентрации ^{137}Cs в тех же растительных образцах в зависимости от места отбора оказались в 2–150 раз ниже, чем ^{7}Be. Содержание последнего в растениях в пересчете на единицу площади колеблется от 0.02 до 0.26 кБк/м^2, в то время как плотность загрязнения растительного покрова ^{137}Cs, как правило, менее 0.01 кБк/м^2.

Анализ отобранных образцов на содержание изотопов Pu показал, что его концентрация в поверхностном (до 5 см) слое почв варьирует в пределах 4.1–82.6 Бк/кг, а плотности загрязнения этого слоя изменяются от 42 до 5284 Бк/м^2. Для сравнения отметим, что концентрация этого элемента в поверхностном 0–2-сантиметровом слое почв 16 населенных пунктов Брянской области, оказавшейся под воздействием аварии на ЧАЭС, варьировала в пределах 0.8–7.8 Бк/кг, а плотность поверхностного загрязнения колебалась от 23 до 230 Бк/м^2 (Швыдко и др., 1995). Следовательно, уровни содержания Pu в почвах Оренбургской области в 2–20 раз выше, чем в "неблагополучной" Брянской области. По имеющимся литературным данным (Орлов и др., 1994; Материалы..., 2000), содержание Pu в глобальных выпадениях составляет 40–300 Бк/м^2.

В целом обследование территории Оренбургской области показало отсутствие заметного вклада в ее загрязнение радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в результате Тоцкого ядерного взрыва. В то же время возможен его вклад в загрязнение почвенно-растительного покрова Pu – содержание этого элемента в 1.5–5 раз превышает уровень глобальных выпадений.

Глава 3

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

В предыдущих главах рассмотрены научно-методические подходы проведения радиоэкологических исследований, цель которых состояла в оценке уровней загрязнения почвенно-растительного покрова в зонах предприятий ЯТЦ. Характер взаимодействия радионуклидов с почвой в первую очередь определяется физико-химическими свойствами (в частности, растворимостью) веществ и материалов, в составе которых они поступают в окружающую среду. Для выявления механизмов и закономерностей миграции радионуклидов необходимо иметь представление об их физико-химических формах в почвах.

Известно, что значительная часть глобальных радиоактивных выпадений хорошо растворима. Содержание ^{90}Sr в нерастворимой фракции выпадений составляет 8–18%, а ^{137}Cs – 28–67 %. В этой фракции ^{90}Sr находится преимущественно в обменном, а ^{137}Cs – в кислоторастворимом состоянии (Павлоцкая, 1974). В результате деятельности ПО "Маяк" в открытую гидрографическую сеть (исток р. Течи) сбрасывали жидкие радиоактивные отходы, а аварийные выбросы этого предприятия в 1957 г. представляли собой азотнокислые и уксуснокислые соединения (Итоги..., 1990; Никипелов и др., 1990). При аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивные выпадения характеризовались широким спектром физико-химических свойств (Израэль и др., 1988; Круглов и др., 1990). От глобальных выпадений они существенно отличались значительным количеством нерастворимых соединений и наличием топливных частиц, в результате чего большая часть как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs в этих выпадениях находились в необменно сорбированной форме, и ассимиляция их почвой происходила в течение нескольких лет. Дальнейшая трансформация физико-химического статуса радионуклидов определяется их собственными свойствами и почвенно-экологическими условиями. Несмотря на разнообразие радионуклидного состава и источников их поступления, подходы к оценке физико-химического состояния

Таблица 9

Качественный состав физико-химических форм радионуклидов в почвах

Форма	Десорбенты	Группа соединений
Водорастворимая	Дистиллированная вода	Водорастворимые соли неорганических кислот и органические соединения (комплексы, соли), несвязанные фульваты элемента
Обменная	Растворы солей различной нормальности	Сорбированные почвой по механизму ионного обмена, в карбонатных почвах частично углесоли элемента
Кислоторастворимая	Растворы кислот различной нормальности	Углесоли, непрочно абсорбированные соединения элемента оксидами, гидроксидами железа и алюминия, глинистыми минералами; фульваты, труднообменные ионы
Фиксированная	Принятые при определении валового содержания радионуклидов	В составе полуторных окислов железа и алюминия, ионы, связанные прочно (необменно) органическим веществом почвы, адсорбированные по типу изоморфного замещения в кристаллических решетках минералов

поллютантов достаточно унифицированы; как правило, изучают группы соединений, отличающиеся по степени прочности связи с почвой.

В настоящей работе методом последовательных почвенных вытяжек выделяли водорастворимые, обменные, кислоторастворимые и фиксированные группы соединений. К наиболее подвижным относятся группы водорастворимых и обменных соединений; к менее подвижным – кислоторастворимые; к фиксированным – соединения, которые остаются в почве после ее обработки растворами кислот. Качественный состав выделяемых групп соединений приведен в табл. 9. Распределение радионуклидов по этим группам определяется в первую очередь механизмом их преимущественного взаимодействия с почвой: ионообменного поглощения, химического соосаждения (образование трудно растворимых химических соединений), изоморфного замещения в кристаллических решетках минералов или вступления в химические реакции с образованием растворимых соединений. Между всеми физико-химическими формами радионуклидов существует динамическое равновесие, в результате которого прочно закрепленные ионы могут переходить в подвижное состояние, и наоборот (Возбуцкая, 1968; Павлоцкая, 1974; Марей и др., 1974). Интенсивность такого перехода зависит от типа почв и их генети-

ческого строения, типа растительности, сезона года, напряженности микробиологических процессов, агрометеорологических условий и экологических факторов. Форма связи радионуклидов с почвой может изменяться во времени, в результате чего, как правило, увеличивается относительное содержание прочно закрепленных форм радионуклидов (эффект "старения").

Исходя из изложенного выше были оценены физико-химические формы радионуклидов в почвенном покрове в зонах влияния предприятий ЯТЦ.

Физико-химические формы тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН). Результаты обследования территорий промплощадок, сформировавшихся в результате глубокой геологической разведки уранового месторождения в центральной части Алданского нагорья, показали, что содержание ТЕРН в мелкоземе снижается по мере удаления от эпицентра загрязнения. В соответствии с этим изменяется и их концентрация в обследованных растениях. Концентрация ^{226}Ra в древесных и травянистых растениях в зоне загрязнения превышает контрольный уровень в 15–80 раз, а ^{238}U – в 3–8 раз. В то же время коэффициенты биологического поглощения (КБП – отношение концентраций радионуклида в золе растений и мелкоземе) на техногенно-загрязненных участках оказываются, как правило, ниже, чем за их пределами. Прямая оценка доли обменных и кислоторастворимых форм радионуклидов свидетельствует о том, что по мере удаления от отвала содержание доступных форм радионуклидов действительно возрастает (табл. 10).

Корреляционный анализ выявил высокодостоверную зависимость между КБП урана и радия и содержанием в субстрате указанных форм их соединений (r = 0,90–0,95 при P = 0,95) (Собакин, 1998). В зоне загрязнения преобладают прочнофиксированные формы урана и радия, что снижает их доступность растениям.

Физико-химические формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах береговой зоны Ольховского болота. Для характеристики прочности закрепления радионуклидов в почвах в районе Ольховского болота были заложены ключевые участки на расстоянии 10 и 500 м от берега болота. В первом случае загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs почвенного покрова обусловлено в основном жидкими радиоактивными сбросами Белоярской АЭС, а во втором – глобальными выпадениями из атмосферы. Результаты исследований показали, что физико-химический статус радионуклидов в почвах, расположенных на разном расстоянии от болота, различался незначительно (табл. 11), поскольку их поступление происходило преимущественно в составе хорошо растворимых соединений: ^{90}Sr содержится в почвах преимущественно в об-

Таблица 10

Содержание ^{226}Ra ($n \times 10^{-7}$ мг/кг) и ^{238}U (мг/кг) в мелкоземе и ольхе кустарниковой (в скобках – КБП; Собакин, 1998)

Расстояние от эпицентра загрязнения, м	В мелкоземе				В золе листьев	
	валовое		подвижные формы, %			
	^{226}Ra	^{238}U	^{226}Ra	^{238}U	^{226}Ra	^{238}U
8	2850±10	840±10	12.3	7.4	150(0.05)	15(0.02)
80	272±5	80±3	26.0	18.3	65(0.23)	5(0.06)
200	100±5	30±3	40.0	28.0	120(1.2)	2(0.06)
400	6.1±0.6	1.8±0.1	50.2	31.2	15(2.5)	1(0.5)

Таблица 11

Формы радионуклидов (над чертой – ^{90}Sr, под чертой – ^{137}Cs) в почвах береговой зоны Ольховского болота, %

Расстояние от берега, м	Форма радионуклида			
	водорастворимый	обменный	кислоторастворимый	фиксированный
10	12.1±3.8 / 3.4±0.6	56.3±8.5 / 5.4±1.1	31.6±3.5 / 15.3±3.1	Н.п.о. / 75,9±4,5
500	7.4±1.9 / 7.4±2.5	60.2±6.7 / 9.7±2.5	32.4±5.9 / 18.0±2.4	Н.п.о. / 64,9±6,9

менной и кислоторастворимой формах, а ^{137}Cs – в составе прочнофиксированных соединений. Следует отметить, что характер распределения физико-химических форм ^{90}Sr не изменяется по глубине 25 см почвенного профиля. В то же время результаты дисперсионного анализа показали, что с увеличением глубины доля фиксированного ^{137}Cs закономерно и достоверно снижается. Соответственно содержание водорастворимого и обменного ^{137}Cs возрастает с глубиной. Таким образом, вертикальная миграция ^{137}Cs в почвах сопровождается дифференциацией его форм с глубиной, приводящей к обогащению лежащих ниже слоев подвижным цезием. Так, на глубине 15–20 см около половины ^{137}Cs находится в форме подвижных, доступных для растений соединений. Для сравнения определили содержание физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в торфянистых отложениях болота, сопряженных с почвами вектором стока. Как и в почве, независимо от глубины отбора проб ^{90}Sr находится преимущественно в обменной (60 %) и кислоторастворимой (35 %) формах, а водорастворимого ^{90}Sr в торфе значительно меньше (2 %), чем в почве.

Таблица 12

Формы радионуклидов (над чертой – ^{90}Sr, под чертой – ^{137}Cs) в пойменных почвах р. Течи, %

Расстояние от ПО"Маяк", км	Форма радионуклида			
	водорастворимый	обменный	кислоторастворимый	Фиксированный
78	2.8±1.3 0.11±0.10	73.7±0.8 1.4±0.5	21.7±1.8 3.0±1.9	1.8±0.5 95.5±2.1
108	1.4±0.3 0.03±0.02	68.1±1.1 2.9±0.3	26.6±0.8 2.8±1.1	4.0±0.3 94.3±1.5
169	1.6±1.0 0.14±0.01	56.8±0.6 4.0±0.3	37.0±2.9 4.2±0.3	4.8±2.1 91.8±0.5

Выявлено также и низкое по сравнению с почвами содержание в торфе водорастворимого цезия: оно составляет десятые доли процента и не изменяется с глубиной, что подтверждают и результаты дисперсионного анализа ($F = 2.7$ при $F_{0.050} = 3.3$). Последнее справедливо также для обменной и фиксированной форм, которые составляют соответственно 8.9 и 57 %. Общее содержание подвижного ^{137}Cs на всех глубинах торфянистых отложений не превышает 10%.

Физико-химические формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах р. Течи. Особенности почвообразовательных процессов в пойме могут приводить к изменению физико-химического состояния радионуклидов, что в свою очередь может сказаться на глубине проникновения их в почву и доступности растениям. Для оценки физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs были выбраны наиболее загрязненные участки в верхнем и среднем течении р. Течи на расстоянии 78, 108 и 169 км от источника загрязнения. Полученные результаты (табл. 12) показали, что 56–73 % ^{90}Sr находится в почве в форме обменных соединений, доля которых уменьшается по мере удаления от источника загрязнения. Этот факт требует дополнительного изучения. Содержание подвижных форм ^{137}Cs примерно на порядок величин меньше, чем ^{90}Sr, а основное его количество (> 90 %) фиксируется необменно. Одной из причин прочного закрепления цезия может служить ежегодное затопление почв, сопровождающееся дополнительным привносом веществ, осаждением их в виде наилков, прочно фиксирующих этот радионуклид (Добровольский, 1968). Следует отметить, что подвижность ^{137}Cs несколько увеличивается по мере удаления от источника загрязнения.

Выявленные различия в закреплении ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах отражаются на их поступлении в жидкую фазу почв.Переход

Таблица 13

Формы радионуклидов (над чертой – ^{90}Sr, под чертой – ^{137}Cs) в почвах аварийной зоны ЧАЭС, %

Расстояние от ЧАЭС, км	Форма радионуклида			
	водорастворимый	обменный	кислоторастворимый	Фиксированный
3	0.6±0.3 1.2±0.2	17.7±2.9 3.7±0.5	7.7±2.1 11.3±2.5	74.1±1.7 83.8±3.1
6	1.6±0.7 1.7±0.1	51.9±4.7 5.3±0.1	29.2±4.2 10.7±0.2	17.5±2.5 82.4±0.2
18	1.8±0.4 0.9±0.1	48.4±1.2 7.4±1.2	11.7±1.0 8.2±2.5	38.2±2.6 83.5±1.4

радионуклидов из почвы в жидкую фазу оценивали в экспериментальной системе почва – раствор. Для этого образцы пойменных почв помещали в металлические колонки со стоком и выдерживали в условиях постоянного затопления в течение трех месяцев. Затем открывали зажимы, позволяя стечь свободной (гравитационной) воде; почвенную влагу, связанную капиллярными и сорбционными силами, выделяли центрифугированием (5 тыс. об/мин). Оказалось, что основное количество ^{90}Sr (84.0 % от содержания в жидкой фазе) удерживается в гравитационной, а ^{137}Cs (97.0 %) – в капиллярно-сорбционной влаге. Таким образом, диффузионные и конвективно-диффузионные процессы переноса радионуклидов в почвах в большей степени выражены для ^{90}Sr, чем для ^{137}Cs.

Физико-химические формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС. Для изучения физико-химического состояния радионуклидов, поступивших в почву в результате аварии на ЧАЭС, в 1988 г. были выбраны ключевые участки, которые располагались на расстоянии 3, 6 и 18 км от аварийного реактора; плотность их загрязнения ^{90}Sr снижалась от 1600 до 65 кБк/м^2, а ^{137}Cs – от 6000 до 135 кБк/м^2. В непосредственной близости от реактора ^{90}Sr находился преимущественно в фиксированной форме, высокое содержание которой вызвано, видимо, наличием топливных частиц в выпадениях (табл. 13). В почвах, удаленных от аварийного блока и загрязненных топливно-конденсационными выпадениями, оно снижалось до 17–38 %, а обменного достигало 50 %. Содержание физико-химических форм ^{137}Cs варьировало незначительно. В почвах всех обследованных участков он находился преимущественно в группе фиксированных соединений.

Радиоактивные выбросы аварийного реактора в значительной степени аккумулировались в лесных подстилках. Скорость и масштабы

трансформации этих природных образований определяют интенсивность поступления подвижных форм радионуклидов в почву. Поэтому были проведены специальные исследования физико-химического состояния ^{90}Sr и ^{137}Cs в разлагающихся лесных подстилках, результаты которых показали, что изменение физико-химического состояния радионуклидов с течением времени обусловлено как миграционными процессами, так и перераспределением радионуклидов между изученными группами соединений. Миграционные процессы приводят к выносу легкоподвижных соединений радионуклидов из подстилок – он возрастает с увеличением уровня увлажнения. При этом прочнозакрепленные соединения ^{90}Sr, трансформируясь в подвижные формы, пополняют их резерв, а содержание прочнозакрепленных форм ^{137}Cs довольно стабильно. Обогащение почвы подвижными соединениями радионуклидов происходит за счет поступления их из лесных подстилок. За два года из разлагающихся хвойных и лиственных подстилок поступило в почву около 4 % ^{90}Sr и менее 3 % ^{137}Cs.

Изложенный выше материал показал, что поведение радионуклидов в значительной мере зависит от источника их поступления в природные экосистемы. Представляло интерес сравнить подвижность в почвах радионуклидов различного происхождения. Предварительно в серии статических опытов изучали формы нахождения радионуклидов, внесенных в виде водорастворимых соединений ($^{90}SrCl_2$ и $^{137}CsCl$) в почвы и торф, отобранные в местах проведения натурных исследований. При этом концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs на один-два порядка превышали таковые в нативных почвах. Определение физико-химических форм радионуклидов в опытных образцах и нативных почвах проводили по схеме, изложенной выше.

Для сравнительной оценки физико-химического состояния радионуклидов был использован формальный критерий – коэффициент подвижности. Его рассчитывали как отношение подвижных (водорастворимые + обменные) и прочнофиксированных (кислоторастворимые) форм (табл. 14). Видно, что в условиях эксперимента коэффициенты подвижности радионуклидов варьируют в узких пределах: 1.25–1.56 (^{90}Sr) и 0.24–0.67 (^{137}Cs). Исключение составляет дерново-подзолистая почва, в которой отмечена наиболее высокая подвижность ^{90}Sr. В почвах, загрязненных аварийными выпадениями ЧАЭС, через два года после аварии значения коэффициентов подвижности для ^{90}Sr были на один-два порядка величин ниже, чем в эксперименте. В остальных случаях ^{90}Sr закрепляется в поглощающем комплексе примерно одинаково. Значения коэффициентов подвижности для ^{137}Cs убывали в ряду: экспериментальное внесение > глобальные выпадения = жидкие сбросы БАЭС = аварийные выбросы ЧАЭС > жидкие

Таблица 14

Коэффициенты подвижности радионуклидов в почвах и торфе

Объект	Источник загрязнения	Коэффициент подвижности	
		^{90}Sr	^{137}Cs
Бурая лесная почва	Эксперимент	1.56	0.45
	Глобальные выпадения	1.79	0.09
	Жидкие сбросы БАЭС	2.34	0.07
Торфянистые отложения Ольховского болота	Эксперимент	1.37	0.67
	Жидкие сбросы БАЭС	1.87	0.11
Дерново-подзолистая почва	Эксперимент	13.1	0.24
	Аварийные выбросы ЧАЭС	0.22–1.15	0.05–0.09
Луговая почва	Эксперимент	1.25	0.47
	Жидкие сбросы ПО «Маяк»	1.4–1.7	0.006–0.011

сбросы ПО «Маяк». Приблизительно в той же последовательности увеличивалось и время контакта радионуклида с почвами, указывая на наличие эффекта «старения». Исключение составляют почвы аварийной зоны ЧАЭС, низкая подвижность радионуклидов в которых обусловлена не только процессами необменного их поглощения, но и свойствами радиоактивных выпадений.

Таким образом, анализ физико-химического состояния радионуклидов показал, что независимо от источника поступления в наземные экосистемы ^{90}Sr в большинстве случаев закрепляется в почвенно-поглощающем комплексе по типу реакций ионного обмена, а ^{137}Cs находится в прочнофиксированном состоянии. В целом физико-химический статус радионуклидов корреспондирует с их подвижностью в почве и накоплением растениями.

Глава 4

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ

Существуют в основном два пути поступления радионуклидов в растительный покров: непосредственное выпадение на поверхность растений из атмосферы и поступление через корневую систему из почвы. Количество радионуклидов, задерживаемых при выпадении из атмосферы, зависит от их физико-химических свойств, биологических особенностей и фазы развития растений, величины проективного покрытия и т.д. (Корнеев, Корнеева, 1971; Рассел, 1971). Размеры корневого поглощения нуклидов определяются свойствами почв и протекающими в них процессами. Доступность радионуклидов растениям тесно связана с их подвижностью в системе почва–раствор. Различные сочетания таких факторов, как pH среды, концентрация элемента, влажность почвы, присутствие в растворе других катионов, коллоидов и водорастворимых веществ, могут либо благоприятствовать увеличению миграционной способности и повышению поступления радионуклидов в растения, либо снижать ее (Клечковский и др., 1973).

Для оценки поступления радионуклидов в растения используют различные показатели. Коэффициент накопления (КН) характеризует отношение концентраций радионуклида в сухом веществе растений и почве. Использование этой величины отражает феноменологическую картину накопления радионуклидов живыми организмами в контролируемых условиях опыта. В многочисленных работах, проведенных под руководством Н.В. Тимофеева-Ресовского в 1950–1960-е гг., было показано, что коэффициенты накопления варьируют как для разных видов растений, так и для разных радионуклидов (Тимофеев-Ресовский , 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963). Практически по каждому изученному в то время радионуклиду (около 20) были обнаружены виды живых организмов с особенно высокими КН, поэтому их назвали специфическими накопителями. Для их выделения предложен объективный формальный критерий – отклонение коэф-

фициента накопления более чем на 4 сигмы от среднего значения, установленного для соответствующего вариационного ряда. В биогеохимии и реже в радиоэкологии применяют другую величину – коэффициент биологического поглощения (КБП), с помощью которого сравнивают концентрацию элемента (радионуклида) в золе растений и почве (Ковальский, 1974). В условиях широкого диапазона плотности загрязнения территории наиболее информативным показателем концентрирующей способности радионуклидов растениями является величина коэффициента перехода (КП), рассчитанная как отношение содержания радионуклида в надземной массе растений (Бк/кг) к плотности загрязнения почв (кБк/м^2).

Для выявления роли растений в миграционных потоках радионуклидов необходимо сравнить накопительную способность растений на загрязненных территориях и контрольных участках, которые должны закладываться на фоновой территории, где отсутствует вклад изучаемого источника радионуклидного загрязнения. Как отмечалось выше, такие территории были обследованы нами в районе Центральной Якутии и на Южном Урале. На "якутском" участке, загрязненном только глобальными выпадениями, концентрация ^{90}Sr в растениях варьирует в пределах 15–63 Бк/кг, а для ^{137}Cs размах колебания шире (5–110 Бк/кг). Величины коэффициентов перехода радионуклидов близки для ^{90}Sr – (10–26) $\times 10^{-3}$ м^2·кг$^{-1}$, а ^{137}Cs – (2–38) $\times 10^{-3}$ (табл. 15). В Уральском регионе, где был опробован более широкий спектр травянистых растений, проявилась видовая специфика в накоплении радионуклидов. Так, ромашка и тысячелистник характеризуются наиболее низкими, а таволга – максимальными параметрами накопления. В целом концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений для растений, произрастающих в разных климатических зонах, находится в пределах 2–100 Бк/кг, а КП – (1.5 – 32.0) $\times 10^{-3}$ м^2 кг$^{-1}$. При оценке накопительной способности растений в отношении ^{90}Sr и ^{137}Cs в зонах предприятий ЯТЦ полученные величины будем считать реперными.

Накопление ТЕРН растениями на техногенно-загрязненных участках. Ранее на примере ольхи кустарниковой было показано, что ^{226}Ra и ^{238}U менее доступны растениям на техногенно-загрязненных участках, чем на контрольных, заложенных за пределами ореола рассеяния ТЕРН. Этот вывод подтверждается данными, полученными для пяти видов растений: величины КБП ТЕРН на загрязненной территории, как правило, на один-два порядка величин ниже, чем за ее пределами (табл. 16).

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями в зоне влияния БАЭС. Для изучения уровней содержания и особенностей перехода ^{90}Sr и

Таблица 15

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs надземной массой растений (1 –Бк/кг воздушно-сухой массы; 2 – КП, $n \times 10^{-3}$м ^{2}кг$^{-1}$)

Вид	^{90}Sr		^{137}Cs	
	1	2	1	2
Центральная Якутия				
Лиственница сибирская	24.0	9.9	112.0	37.7
Береза плосколистная	63.5	25.9	46.0	14.8
Багульник болотный	31.0	12.6	61.9	20.2
Эспарцет песчаный	22.5	9.2	5.2	1.6
Иван-чай узколистный	15.0	6.2	21.0	6.4
Южный Урал				
Иван-чай узколистный	9.0±7.7	4.5±3.0	16.0±0.8	4.0±0.2
Крапива двудомная	15.0±3.9	7.5±1.8	12.0±1.5	3.0±0.3
Таволга вязолистная	65.0±5.2	32.5±2.4	93.0±7.4	23.2±1.6
Череда трехраздельная	20.0±3.0	10.0±1.3	50.0±5.0	12.5±1.3
Горец змеиный	15.0±4.1	7.5±2.3	40.0±3.8	10.0±1.2
Подорожник большой	10.0±1.5	5.0±1.0	26.0±2.2	6.5±0.4
Ромашка лекарственная	2.0±1.2	2.0±0.5	6.0±0.5	1.5±0.1
Тысячелистник обыкновенный	6.0±1.8	3.0±0.8	10.0±2.8	2.5±0.5
Лапчатка гусиная	14.0±5.6	7.0±2.0	53±14.2	13.2±3.8

Таблица 16

Коэффициенты биологического поглощения ТЕРН для надземной массы растений

Вид	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Кедровый стланик	2.7/2.4*	0.17/0.14	1.3/1.0
Береза плосколистная	0.4/13.1	0.06/0.11	0.2/3.1
Береза шерстистая	–	0.12/0.12	0.8/2.3
Ольховник кустарниковый	0.05/2.5	–/0.22	0.02/0.5
Иван-чай узколистный	0.1/1.5	0.04/0.22	0.06/0.9

*Над чертой – техногенно-загрязненные, под чертой – контрольные участки.

Таблица 17

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями (1 – Бк/кг сухой массы; 2 – КП, $n \times 10^{-3}$, м^2 кг$^{-1}$)

Место отбора проб	Вид	^{90}Sr		^{137}Cs	
		1	2	1	2
Импактная зона	Иван-чай узколистный	24 / 9*	4.0±0.7 / 4.5±3.0	175 / 16	1.4±0.4 / 4.0±0.4
	Крапива двудомная	580 / 15	96.6±25 / 7.5±1.8	2043 / 12	15.9±0.5 / 3.0±0.3
	Таволга вязолистная	62 / 65	10.3±1.0 / 32.5±2.4	247 / 93	1.9±0.3 / 23.2±1.6
	Череда трехраздельная	53 / 20	8.8±0.7 / 10.0±1.3	6200 / 50	48.4±2.0 / 12.5±1.3
	Горец змеиный	61 / 15	10.1±5 / 7.5±2.3	678 / 40	5.3±0.5 / 10.0±1.2
Буферная зона	Подорожник большой	7 / 10	3.5±0.2 / 5.0±1.0	21 / 26	5.2±0.5 / 6.5±0.4
	Ромашка лекарственная	4 / 2	2.0±0.9 / 2.0±0.5	5 / 6	1.3±0.4 / 1.5±0.1
	Тысячелистник обыкновенный	8 / 6	4.0±1.5 / 3.0±0.8	18 / 10	4.5±0.7 / 2.5±0.5
	Лапчатка гусиная	8 / 14	4.0±2.0 / 7.0±2.0	44 / 53	11.0±3.0 / 13.2±3.8

* Под чертой – фоновая зона

^{137}Cs в растения были выбраны стационарные площадки. Одна из них располагалась в береговой зоне Ольховского болота (импактная зона), вторая – на сопредельной с импактной территории (буферная зона), а третья – на фоновом участке (Южный Урал). В импактной зоне, где основным загрязнителем является ^{137}Cs, его концентрация в надземной массе изученных растений на один-два порядка выше, чем на фоновой территории (табл. 17). Для ^{90}Sr эти различия выражены в меньшей степени. В то же время КП радионуклидов в растения из почв импактной и фоновой зон в ряде случаев существенно различаются. Отсутствие прямой зависимости между содержанием радионуклидов в почвах и концентрацией их в надземной массе растений можно объяснить влиянием целого ряда факторов: физико-химические свойства почвы, формы нахождения в ней излучателей, эколого-климатические условия произрастания, которые весьма труд-

Таблица 18

Содержание радионуклидов в разнотравье поймы р. Течи, (1 – Бк/кг сухой массы; 2 – КП, $n \times 10^{-3}$ м^2 кг$^{-1}$)

Расстояние от ПО "Маяк", км	^{90}Sr		^{137}Cs	
	1	2	1	2
107	800±100	5.7	30±4	0.02
158	800±150	4.4	35±16	0.2
169	865±60	3.1	40±10	0.04
189	1895±150	3.5	12±1	0.04
214	1183±100	4.0	12±2	0.10
237	70±30	0.6	23±10	0.4
Контрольный участок*	12±0.5	3.0	12±2.0	0.9

*Пойма р. Исети выше впадения р. Течи

Таблица 19

Содержание радионуклидов в разных видах растений поймы р. Течи (1 – Бк/кг сухой массы; 2 – КП, $n \times 10^{-3}$м^2 кг$^{-1}$)

Вид	^{90}Sr		^{137}Cs	
	1	2	1	2
Тысячелистник обыкновенный	980±95	5.2±0.7	1.0±0.1	0.01±0.001
Лопух паутинистый	1030±120	5.4±0.8	2.0±0.2	0.02±0.003
Крапива двудомная	3680±300	19.4±2.5	4.4±0.4	0.05±0.007
Пижма обыкновенная	1460±130	7.7±1.1	1.7±0.2	0.02±0.003
Полынь горькая	1040±90	5.5±0.7	2.3±0.2	0.03±0.004

но проконтролировать в природной обстановке. Следует, однако, заметить, что в районе Ольховского болота наиболее высокой накопительной способностью в отношении ^{90}Sr обладает крапива двудомная (КП = 96.6), а ^{137}Cs – череда трехраздельная (КП = 48.4). На фоновом участке максимальные значения КП для ^{90}Sr и ^{137}Cs установлены у таволги вязолистной. Уровни содержания радионуклидов и их коэффициенты перехода в растения, произрастающие в пределах буферной и фоновой зон, практически не различаются (см. табл. 17).

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями из почв в пойме р. Течи. Выше было отмечено, что снижение запасов радионуклидов в пойменных почвах с увеличением расстояния от источника загряз-

Таблица 20

Накопление ^{90}Sr растениями на территории ВУРСа

Место отбора проб	Концентрация ^{90}Sr		
	Вид	Бк/кг сухой массы	КП, $n \times 10^{-3}$ м$^2 \cdot$ кг$^{-1}$
Импактная зона	Тысячелистник обыкновенный	135±1.0 6.0±1.8*	2.2±0.3 3.0±0.8
	Крапива двудомная	347±75 15±3.9	5.8±1.5 7.5±1.8
	Пижма обыкновенная	87±11 9.0±4.3	1.3±0.3 5.6±2.7
	Полынь горькая	226±50 3.8±0.9	3.8±1.0 2.4±0.6
Буферная зона	Щавель конский	47±4.0 7.0±1.4	13.0±1.2 8.8±1.7
	Тростянка овсяницевидная	22±4.0 Не опр.	4.5±2.3 Не опр.
	Крапива двудомная	65±9.0 15±3.9	17.3±2.2 7.5±1.8

* Под чертой – фоновая зона.

нения хорошо описывается степенной функцией. Параллельный анализ растительного материала не выявил четко выраженной зависимости содержания радионуклидов в растениях с расстоянием от источника загрязнения. Концентрация ^{90}Sr в надземной массе лугового разнотравья на расстоянии от ПО «Маяк» 107–214 км почти на два порядка выше, чем на контрольном участке, и варьирует от 800 до 1895 Бк/кг (табл. 18). При этом величины КП удерживаются на одном уровне и незначительно отличаются от контрольного участка. В устье р. Течи (237 км) наблюдается резкое снижение аккумуляции ^{90}Sr растениями. Данные табл.18 свидетельствуют о крайне низком поступлении ^{137}Cs в растения, произрастающие в поймах рек Течи и Исети. Это особенно отчетливо проявляется при сравнительной оценке поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в разные виды растений (табл. 19). Как отмечалось выше, большая часть (98%) ^{137}Cs в пойменных почвах находится в фиксированной форме, что и определяет его низкую доступность растениям.

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями на территории ВУРСа. При характеристике накопительной способности растений на территории ВУРСа необходимо учитывать его значительную протя-

Таблица 21

Накопление ^{137}Cs в разнотравье на территории ТРАСа

Расстояние от эпицентра взрыва, км	Концентрация ^{137}Cs	
	Бк/кг сухой массы	КП, $м^2 кг^{-1} n \times 10^{-3}$
4	12.6±5.4	2.6
25	15.5±1.3	2.9
35	17.3±8.2	3.8
105	56.8±15.8	14.2
120	169.2±15.0	17.8
Контроль	44.0±15.0	4.9

женность (300 км) и изменение с расстоянием плотности радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова. Однако в ходе проведенных исследований был получен материал лишь на локальном участке импактной зоны следа с уровнем загрязнения почвенного покрова ^{90}Sr 60–70 кБк/м^2 и на его периферии (буферная зона). Концентрация основного загрязнителя ^{90}Sr в растениях импактной зоны в 10–100 раз, а буферной зоны – в 4–7 раз превышает уровень контрольных значений. В то же время во всех случаях значимых различий в величинах коэффициентов перехода ^{90}Sr в растения не обнаружено (табл. 20).

Накопление ^{137}Cs растениями на территории Тоцкого радиоактивного следа. Обследованная территория ТРАСа находилась в степной зоне с характерным для нее растительным покровом, где доминируют типчак, полынь, тонконог, шалфей. Данные табл. 21 показывают, что концентрация ^{137}Cs в степном разнотравье, как правило, не отличается от таковой на контрольном участке. В целом параметры накопления ^{137}Cs растениями степных ассоциаций варьируют в пределах, отмеченных для растений контрольных участков других регионов страны (см. табл. 15), что находится в соответствии с близкими уровнями содержания радионуклидов в изученных почвах разных климатических зон.

Глава 5
МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ

В настоящей главе представлены использованные авторами модификации методов радиохимического и спектрометрического определения радионуклидов в образцах почвенно-растительного покрова. В ходе многолетних исследований учитывался также опыт отечественных и зарубежных специалистов.

5.1. ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs

Определение ^{90}Sr в почве. Методика основана на выщелачивании радионуклидов 6 н. HCl, выделении ^{90}Sr в форме оксалатов, отделении ^{90}Y от ^{90}Sr, выделении ^{137}Cs в виде ферроцианида и после радиохимической очистки осаждении в виде сурмяно-йодидного комплекса и радиометрическом измерении полученных препаратов.

Навеску воздушно-сухой почвы (100–500 г – в зависимости от предполагаемого уровня содержания радионуклида) прокаливают при температуре 400–500 °С в течение 6 ч для удаления органического вещества. Прокаленную почву помещают в 1.5–2-литровый стакан и прибавляют 250 мл воды. После тщательного перемешивания осторожно добавляют 250 мл концентрированной HCl и продолжают непрерывно помешивать в течение 30 мин. Соляно-кислый экстракт фильтруют через два бумажных фильтра (белая или красная лента) на воронке Бюхнера. Остаток промывают примерно 500 мл горячей воды, переносят в стакан и повторяют обработку 500 мл 6 н. HCl. Остаток почвы промывают горячей водой до обесцвечивания раствора. Установлено, что при такой обработке почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs практически полностью переходят в раствор.

Соляно-кислые экстракты и промывные воды объединяют и вносят в них стабильные изотопные носители (100 мг Sr и 50 мг Cs). Затем прибавляют 30–100 г кристаллической щавелевой кислоты, нагревают до полного ее растворения и осторожно нейтрализуют концентрированным раствором аммиака до pH 4, контролируя кислот-

ность раствора индикаторной бумагой. При таком значении pH в осадке образуются оксалаты кальция и стронция. Раствор с осадком выдерживают не менее 4 ч для его формирования и кристаллизации. Если до достижения pH 4 осадок окрашивается в бурый цвет, то добавляют еще 10–50 г щавелевой кислоты для связывания железа в растворимый оксалатный комплекс. Осадок оксалатов должен быть чисто-белого цвета. Затем его отфильтровывают через два фильтра «синяя лента» на воронке Бюхнера, промывают водой, переносят вместе с фильтром в фарфоровый тигель и прокаливают 30 мин при 750–800 °С. Фильтрат сохраняют для определения содержания ^{137}Cs.

Прокаленный осадок растворяют при нагревании в 6 н. HNO_3, после чего раствор упаривают досуха с периодическим добавлением перекиси водорода (5–6 раз по 2–3 капли). Сухой остаток растворяют при нагревании в дистиллированной воде с добавлением 1–2 мл концентрированной азотной кислоты. В растворе безугольным аммиаком осаждают гидроксиды железа и алюминия. Осадок гидроксидов отфильтровывают через фильтр «белая лента», промывают горячей водой и отбрасывают. Раствор подкисляют азотной кислотой, доводят до объема 50 мл в мерной колбе или цилиндре и оставляют для накопления ^{90}Y. При этом из раствора берут аликвоту (2 мл), доводят до объема 25 мл и с помощью спектрометрического метода определяют выход носителя и рассчитывают потери ^{90}Sr.

Из раствора, оставленного для накопления ^{90}Y, через 12 суток выделяют его с помощью МИОМФК (фосфорорганическое соединение – моноизооктилметилфосфоновая кислота). В широкой области кислотности МИОМФК образует с ионами трехвалентного железа твердую соль – миомфат железа. При его образовании переход радионуклидов из раствора в органическую фазу увеличивается, в результате чего резко возрастают коэффициенты распределения. Мелкодисперсный осадок миомфата железа в присутствии небольшого количества толуола приобретает крупнозернистую структуру, пластичность и ярко выраженную гидрофобность, что облегчает разделение органической и водной фаз. Высокие коэффициенты распределения и простота отделения твердой фазы выгодно отличают этот принцип концентрирования радионуклида от применявшихся ранее методов (Цветаева и др., 1984). Более ранняя модификация метода (Павлоцкая и др., 1964) включала выделение изотопного носителя гидроксида иттрия, его переосаждение для очистки препарата от мешающих примесей, и окончательное осаждение иттрия в виде оксалата.

Для выделения ^{90}Y раствор переносят в колбу емкостью 1 л, разбавляют водой до 500 мл и вносят 12 мл концентрированной HNO_3 , чтобы получить ее 0.35 н. раствор. Затем добавляют 1 мл

МИОМФК, 0.4 мл толуола, перемешивают 15 мин, приливают 5 мл $Fe(NO)_3$ из расчета 10 мг/мл и снова встряхивают 15 мин. Время выделения твердого экстракта фиксируют для введения поправки на распад ^{90}Y. Твердый осадок отфильтровывают через фильтр "белая лента", переносят в тарелочку, подсушивают в сушильном шкафу при 105 °С и измеряют β-активность пробы.

В фильтрате после отделения оксалатов определяют ^{137}Cs. Для этого в него вносят 17 мл $Ni(NO_3)_2$ и 23 мл $K_4[Fe(CN)_6]$ и перемешивают. Образовавшийся осадок оставляют на ночь для коагуляции, а затем отделяют центрифугированием. Осадок переносят с водой в фарфоровую чашку и выпаривают под инфракрасной лампой досуха, после чего прокаливают в муфеле при 300–400 °С в течение 30 мин. Прокаленный осадок переносят в стакан, заливают 30–40 мл 3 н. HCl и нагревают до кипения. Нерастворившиеся частицы отфильтровывают, промывают на фильтре 3 н. HCl. Объем раствора не должен превышать 50 мл. Фильтрат охлаждают и вносят в него 3 мл свежеприготовленного насыщенного раствора NH_4J. Если раствор буреет, добавляют сухую соль сульфита $Na_2S_2O_3$ или метабисульфита натрия $Na_2S_2O_5$. Затем приливают раствор $SbCl_3$, хорошо перемешивают стеклянной палочкой до образования красного осадка $Cs_3Sb_2J_9$, который выдерживают 1.5–2 ч на водяной бане и сушат под инфракрасной лампой. Высушенный осадок переносят на предварительно взвешенную тарелочку, фиксируют спиртом, взвешивают для контроля выхода носителя и определяют β-активность выделенного препарата ^{137}Cs. В настоящее время методика радиохимического определения ^{137}Cs в образцах окружающей среды авторами не используется; она заменена γ-спектрометрическими методами.

Определение ^{90}Sr в золе растений. Навеску золы растительных проб в количестве 5–10 г помещают в термостойкий стакан, заливают 6 н. HNO_3 в соотношении 1:2 по объему и кипятят 30 мин при помешивании. Раствор фильтруют через простой складчатый фильтр либо на воронке Бюхнера под вакуумом. Выщелачивание повторяют, фильтраты объединяют, золу промывают на фильтре горячей водой до обесцвечивания раствора. Промывные воды присоединяют к основному фильтрату. Полученную вытяжку после внесения стабильного изотопного носителя (100 мг Sr) нейтрализуют 6 н. KOH и доводят дистиллированной водой до объема 500 мл.

Для поверки нормальности рабочего раствора отбирают аликвоту в количестве 1 мл и титруют 0.1 н. раствором KOH с индикатором метил-оранж. В случае отклонения нормальности раствора от оптимальной величины (0.3–0.4) добавляют раствор щелочи или азотной кислоты.

В исследуемый раствор вносят последовательно 2 мл МИОМФК и 0.5 мл толуола и встряхивают 15 мин. Затем в ту же пробу приливают 5 мл раствора азотнокислого железа (40 мг) и повторяют перемешивание 15 мин. Осадок отбрасывают, а фильтрат оставляют на 12 сут. для накопления дочернего ^{90}Y.

По истечении 12 суток проводят повторную экстракцию ^{90}Y. Для этого в раствор вносят 1 мл МИОМФК, 0.4 мл толуола, перемешивают 15 мин, вновь добавляют 2.5 мл раствора азотнокислого железа и снова перемешивают 15 мин. Время отделения твердого экстракта при проведении второй экстракции фиксируют для введения поправки на распад ^{90}Y. Раствор фильтруют через простой складчатый фильтр. Фильтрат используют для определения ^{137}Cs по методике, описанной выше для почвы. Осадок подсушивают на фильтровальной бумаге, переносят в тарелочку и досушивают под лампой или в сушильном шкафу при 70–80 °С. Бета-активность препарата измеряют на малофоновой установке.

Содержание ^{90}Sr (Бк/кг) в исследуемых пробах почв и растений рассчитывают по формуле: $(A \times K_ф \times K_р \times K_с \times K_п)/P$, где A – радиоактивность препарата, имп/с; $K_ф$ – поправка на эффективность счета; $K_р$ – поправка на радиоактивный распад ^{90}Y за время, прошедшее с момента его выделения до просчета пробы; $K_с$ – поправка на самопоглощение излучения в препарате; $K_п$ – поправка на потерю стабильного стронция; P – навеска, кг.

5.2. ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ УРАНА И ТОРИЯ

Подробнее с методами извлечения урана и тория можно познакомится в работе И. И. Шуктомовой (1980). Ниже будет изложена модификация метода, которую мы использовали.

Предлагаемый метод радиохимического выделения урана и тория из почвенных и растительных образцов включает четыре основных этапа: разложение и переведение в раствор навески образца; хроматографическое разделение на анионите ВП-1АП; освобождение от мешающих элементов и фотокалориметрическое определение содержания урана и тория в образце.

Хорошо размолотую навеску (до 3 г) прокаливают при температуре 400–500 °С в течение 1–2 ч и помещают в термостойкий стакан емкостью 250–300 мл. Золу смачивают водой и заливают 50 мл 6 н. HCl и 5 мл концентрированной HNO_3. Раствор нагревают до 90 °С и выдерживают 3–4 ч при периодическом перемешивании, добавляя 6 н. HCl по мере ее выпаривания. Через 3–4 ч ра-

створ упаривают до влажных солей и помещают в термошкаф на один час при 120 °С.

Сухой остаток обрабатывают горячей 6 н. HCl и отфильтровывают деконтацией на воронке Бюхнера через фильтр «синяя лента». Фильтр с осадком промывают горячей 6 н. HCl до тех пор, пока в выходящем фильтрате не будет отсутствовать железо. Фильтрат упаривают до влажных солей. Разделение урана и тория проводят на хроматографической колонке размером 12 × 20 см. Колонку заполняют предварительно обработанной смолой ВП-1АП в Cl-форме и пропускают через нее 50–100 мл 8 н. HCl, элюат отбрасывают. Влажные соли растворяют в минимальном количестве 8 н. HCl и пропускают через колонку со скоростью 1 капля/2 с. Затем через эту же колонку пропускают дополнительно 50–75 мл 8 н. HCl. Выходящий элюат, содержащий торий, собирают в термостойкий стакан и выпаривают до влажных солей. Колонку сохраняют для элюирования урана.

Определение тория. Влажные соли растворяют в 100–150 мл дистиллированной воды при 70 °С, вносят 5 мл 1 М раствора азотнокислого кальция и 500 мг сухой щавелевой кислоты. Постепенно добавляют аммиак до pH 4 и оставляют осадок для созревания на ночь. Созревший осадок фильтруют через фильтр «синяя лента», промывают 1 %-ным раствором щавелевой кислоты и прокаливают 3–4 ч при 600 °С в муфеле. Прокаленный осадок растворяют в минимальном количестве 2 н. HCl, доводят объем до 50–100 мл дистиллированной водой, добавляют 2 мл хлорного железа (40 мг) и кипятят 30 мин. Осаждение гидроксида железа проводят безугольным аммиаком. Раствор фильтруют через фильтр «синяя лента», осадок промывают 3–4 раза горячей дистиллированной водой. Гидроксид на фильтре растворяют 4 н. HCl в мерную колбу объемом 50 мл, добавляют сухой аскорбиновой кислоты на кончике скальпеля, 2 мл 4 %-ной щавелевой кислоты, 1 мл 0.1 %-ного раствора арсеназо-III и количество раствора доводят до метки 4 н. HCl. Фотометрирование окрашенного раствора осуществляют на спектрофотометре. Для построения калибровочной кривой в мерные колбы на 50 мл вводят соответственно 0.1, 0.2…1.0 мл стандартного раствора тория, содержащего 10 мкг/мл тория, 1 мл 0.1 %-ного раствора арсеназо-III, 2 мл 4 %-ной щавелевой кислоты, аскорбиновой кислоты на кончике скальпеля и объем раствора доводят до метки 4 н. HCl. Раствор окрашивается практически мгновенно. Калибровочный график в пределах 0–10 мкг имеет вид прямой линии.

Определение урана. Из колонки уран элюируют 0.5 н. HCl со скоростью 1 капля/сек. Элюат в количестве 100–150 мл собирают и упаривают до влажных солей. В стакан с влажными солями добав-

ляют 20 мл 0.5 н. HCl и нагревают. В полученном растворе углекислым натрием осаждают гидроксиды, доводя pH раствора до значения 4–6. Образовавшийся осадок фильтруют через фильтр «синяя лента» и промывают горячей водой до тех пор, пока фильтрат не приобретет нейтральное значение pH, затем его подкисляют концентрированной HCl до pH 1 и упаривают до влажных солей, которые растворяют в 10 мл 4 н. HCl. В раствор добавляют аскорбиновую кислоту, 5–10 гранул металлического цинка для восстановления урана до четырехвалентного состояния. Раствор выдерживают в течение 20 мин, после чего его фильтруют через фильтр «красная лента» в мерные колбы на 50 мл, добавляют 2 мл 4 %-ной щавелевой кислоты, 1 мл 0.1 %-ного арсеназо-III и 4 н. HCl доводят количество раствора до метки. Окрашенные растворы фотометрируют; построение калибровочной кривой проводят аналогично тому, как было описано для тория. В качестве стандартного используют раствор, содержащий 10 мкг/мл урана.

Подготовка анионита ВП-1АП для разделения урана и тория. Анионит размалывают и просеивают через сито 0.25–0.5мм. Отсеянную фракцию смолы выдерживают двое-трое суток в дистиллированной воде, периодически производя ее замену. Затем смолу заливают 6 н. HCl и выдерживают один час на водяной бане. Раствор сливают, а смолу промывают дистиллированной водой до тех пор, пока реакция промывной воды не достигнет нейтрального значения pH. Приготовленную для работы смолу хранят в 6 н. HCl.

5.3. ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ПЛУТОНИЯ

Для определения содержания изотопов плутония в пробах почвы и растительного материала использовали модификацию методики, разработанную сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) (Chen et al., 1993). Она включает следующие основные этапы: выщелачивание образца смесью кислот; двухкратную очистку раствора на ионообменной колонке; электролитическое осаждение и альфа-спектрометрию полученных образцов.

Навеску воздушно-сухой почвы или растений (10 г) озоляют в муфеле при температуре 500 °С в течение 6 ч. Охлажденную золу переносят в термостойкий стакан объемом 400 мл и вносят 1 мл ^{242}Pu известной активности, по изменению которой в ходе анализа судят о потере определяемого нуклида. Кроме того, если в навеске (зола растений) содержится мало железа, добавляют 1 мл раствора соли трехвалентного железа (40 мг/мл).

Выщелачивание образца проводят смесью соляной (60 мл) и азотной (20 мл) концентрированных кислот при нагревании в течение 1.5 ч. По истечении указанного времени к смеси кислот добавляют 200 мл дистиллированной воды, осадок отделяют фильтрованием через фильтр «синяя лента» на воронке Бюхнера, промывают 30 мл 0.5 М HCl и отбрасывают. Объем фильтрата доводят дистиллированной водой до 300 мл, нагревают и 6 М NaOH доводят pH раствора до 10, после чего добавляют еще 50 мл 6 М NaOH. Вместе с гидроксидами железа в осадок переходят гидроксиды плутония – $Pu(OH)_n$. Образовавшийся коллоидный осадок выдерживают в течение 30 мин при слабом нагревании и фильтруют, используя фильтр марки GF/A, затем его промывают 50 мл 0.1 М раствора NaOH, а фильтрат отбрасывают.

Осадок растворяют, добавляя сначала по каплям 15 мл концентрированной соляной кислоты, затем порционно 50 мл 0.5 М HCl. Дистиллированной водой доводят объем раствора до 200 мл, медленно выпаривают его до объема 20 мл, добавляя постепенно 40 мл 30 %-ной перекиси водорода.

Объем раствора доводят дистиллированной водой до 300 мл, вносят 1г $K_2S_2O_5$ и оставляют на 20 мин. При этом плутоний восстанавливается до трехвалентного состояния. С помощью 6 М NH_4OH доводят pH раствора до 9, образовавшийся осадок гидроксидов отделяют фильтрованием, используя фильтр GF/A, промывают его 30 мл 6 М NH_4OH и растворяют, добавляя порционно сначала 20 мл концентрированной, а затем 30 мл 8 М HCl. Для сохранения валентности плутония в раствор вносят 1 мл гидроксиламина ($NH_2OH{\cdot}HCl$ – 10мг/мл) и нагревают в течение 30 мин при перемешивании.

Для каждой пробы готовят по 60 мл 10 %-ного раствора триизооктиламина (TIOA) в толуоле. Испытуемый раствор переносят в делительную воронку, добавляют 30 мл приготовленного раствора TIOA, интенсивно встряхивают в течение 5 мин и дают отстояться. Содержимое воронки разделяется на две фазы: в верхней части воронки – органическое вещество, которое экстрагирует примеси тяжелых металлов, в нижней – анализируемый раствор. Нижнюю фракцию отделяют и повторяют экстракцию, используя остальные 30 мл приготовленной смеси. Органическую фракцию отбрасывают, а фильтрат выпаривают досуха, сухой остаток прокаливают в муфеле при 450 °С в течение часа для удаления следов органического вещества. Прокаленный остаток растворяют в 15 мл концентрированной HCl с добавлением 5 мл концентрированной HNO_3. Стакан закрывают часовым стеклом и нагревают в течение часа, затем, убрав стекло, раствор упаривают до влажных солей.

Ионообменные колонки (13 × 1.5 см), заполненные смолой AG1-X4 в Cl-форме, промывают 50 мл 1 М HNO_3 для того, чтобы перевести ее в NO_3-форму. Затем через колонку пропускают 50 мл 8 М HNO_3 с 500 мг $NaNO_2$, чтобы создать в ней те же условия, что и при пропускании пробы.

Пробу, выпаренную до минимального объема, растворяют в 20 мл смеси 0.5 М HNO_3 + 0.04 М $NaNO_3$, вносят 800 мг Na_2SO_3 и перемешивают до полного растворения осадка. Раствор выдерживают 20 мин., добавляют 800 мг $NaNO_2$, выдерживают 10 мин и приливают 26 мл концентрированной HNO_3, оставляют еще на 10 мин. Через подготовленные колонки пропускают пробу со скоростью 10 капель за 15–20 с. С такой же скоростью колонку последовательно промывают 20 мл 8М HNO_3 с 500 мг $NaNO_2$, 60 мл 8М HNO_3 с 600 мг $NaNO_2$ и еще одной порцией (60 мл) 8М HNO_3 с 600 мг $NaNO_2$. Уменьшив скорость пропускания раствора до 10 капель за 25–30 с, промывают колонку 15 мл концентрированной HCl с добавлением $NaNO_2$ на кончике скальпеля и 80 мл концентрированной HCl. Элюаты отбрасывают.

Плутоний вымывают в отдельный стакан, пропуская через колонку последовательно 15 мл дистиллированной воды, 15мл 0.4М NaOH, 25 мл 2 М HNO_3 и 80 мл 0.5М HNO_3+0.04 М $NaNO_3$. Объединенные элюаты выпаривают досуха. Сухой остаток растворяют в 20 мл 0.5 М HNO_3+0.04 М $NaNO_3$, добавляют 800 мг Na_2SO_3, перемешивают до полного растворения и выдерживают 20 мин, после чего повторяют процедуры подготовки и разгонки пробы на хроматографической колонке в том порядке, как было описано выше.

В элюат, содержащий плутоний, добавляют 1 мл концентрированной H_2SO_4 и выпаривают досуха. Сухой остаток растворяют в 15 мл 0.05 М H_2SO_4, переносят в электролизер, добавляют индикатор метил-блау и по каплям концентрированный раствор NH_4OH, устанавливая pH раствора на значении 2.2. Величина pH контролируется с помощью чувствительной индикаторной бумаги. Электролиз проводят в течение 5 ч при силе тока 1.2 А. По истечении указанного времени в электролизер добавляют 0.5 мл концентрированного NH_4OH, после чего ток отключают. Диск с осажденным на нем плутонием промывают в аммиачной воде и сушат в течение 5–10 мин при 80 °С. Определение изотопного состава полученного образца проводят на α-спектрометре.

5.4. ИНСТРУМЕНТАЛЬНЫЕ МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

Для измерения содержания γ-излучающих радионуклидов в нативных образцах окружающей среды использовали инструментальные методы. Так, ^{137}Cs, ^{226}Ra, ^{60}Co в исследуемых образцах определяли на многоканальных анализаторах АИ-256 и АМ-А-02Ф1 с кристаллом NaJ (Tl) размером 150 × 150 мм с колодцем 40 × 60 мм и полупроводниковым датчиком типа ДГДК 50-Б. Гамма-спектрометрическое определение ^{226}Ra проводили после предварительной герметизации проб. Статистическая ошибка измерений не превышала 15 %; расчеты выполняли относительным методом, путем сравнения полезной площади фотопика образца и эталона. Нижний предел обнаружения ^{137}Cs составлял 10 Бк/кг. В более поздних исследованиях, начиная с 1998 г., использовали гамма-анализатор фирмы "Canberra Packard" с германиевым полупроводниковым детектором (программное обеспечение OS 1/2) при ошибке счета не более 5–15 % и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/кг.

Содержание β- и α- излучающих радионуклидов определяли инструментально в препаратах после радиохимического выделения и очистки соответствующих элементов. Регистрацию β-частиц осуществляли с помощью малофоновых установок типа УМФ-1500 и УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 1 и 0.4 Бк/кг и статистической ошибкой измерений не более 15 и 10 % соответственно. Для изотопов плутония использовали спектрометр типа Alpha Analyst с полупроводниковыми детекторами (PIPS) и программным обеспечением GENIE-2000. Ошибка счета не превышала 15 %, а нижний предел определения составлял 0.1 Бк/кг.

5.5. МЕТОДИКА ВЫДЕЛЕНИЯ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ФОРМ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВ

Выше отмечалось, что миграционную способность радионуклидов в почвенно-растительном покрове оценивают по соотношению различных групп соединений, отличающихся по степени прочности связи с почвой. С этой целью из всего многообразия форм нахождения радионуклидов в почве наиболее часто определяют водорастворимые, обменные, кислоторастворимые и фиксированные (Методические рекомендации..., 1980; Павлоцкая, 1974, 1981; Моисеев и др., 1976, 1981). Для этого воздушно-сухую почву растирают и просеивают через сито с диаметром отверстий 1 мм. Затем последователь-

Таблица 22

Схема выделения физико-химических форм радионуклидов

Форма радионуклида	Десорбент	Условия определения
Водорастворимая	Дистиллированная вода	Отношение фаз (твердая: жидкая) 1:5, время перемешивания 30 мин, фильтр "синяя лента"
Обменная	1 н. раствор CH_3COONH_4, pH 7	Отношение фаз 1:10, время перемешивания 1 ч, отстаивают одни сутки, фильтр "белая лента"
Кислоторастворимая	1 н. раствор HCl	Отношение фаз 1:10, время перемешивания 1 ч, отстаивают одни сутки, фильтр "белая лента"

но готовят почвенные вытяжки по схеме, приведенной в табл. 21. Фиксированную форму определяют методами, принятыми при расчете валового содержания радионуклидов.

Определение ^{90}Sr в почвенных вытяжках начинают с осаждения оксалатов; в фильтрате после отделения оксалатов определяют ^{137}Cs. Анализы проводят в той последовательности, которая описана в разделе "Методика определения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растениях". Радионуклиды, оставшиеся в почве после выделения водорастворимых, обменных и кислоторастворимых соединений, относят к фиксированной форме и содержание радионуклидов в ней оценивают методами, принятыми для определения их валовых количеств в почве.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Возрастающее воздействие человека на окружающую природную среду и обострение в связи с этим противоречий между развивающейся промышленностью и биологическими продуктивными силами Земли ставят перед современной экологией проблемы исключительной важности (Тюрюканов, Федоров, 1996; Добровольский, Никитин, 2000). Одна из них – непрерывное поступление в биосферу Земли естественных и искусственных радионуклидов, которые высвобождаются в процессе развития атомной промышленности, энергетики, испытаний ядерного оружия, аварийных ситуаций на атомно-энергетических объектах. В результате происходит их непрерывное накопление в живых и косных компонентах биосферы, ведущее к повышению фона ионизирующей радиации.

В середине XX в. были сформулированы основные цели и задачи новой научной дисциплины – радиоэкологии, рожденной на стыке целого ряда наук: экологии, агрохимии, геохимии, радиобиологии, радиохимии, ядерной и атомной физики. "Такой способ формирования новых научных отраслей может привести к «гетерозису», на стыке наук за счет оплодотворяющего влияния – рождается качественно новая наука" (Алексахин, 2000, с. 12). Эта новая наука была призвана изучать процессы взаимодействия живых организмов между собой и средой обитания в условиях повышенного радиационного фона. Результаты радиоэкологических исследований давали возможность осмыслить роль радиационного фактора в окружающей среде и создать основы бесконфликтного использования ядерной энергии. Теоретические предпосылки для успешного развития радиоэкологии были созданы учением В. И. Вернадского о биосфере, работами в области биогеохимии и геохимии ландшафтов А. П. Виноградова, Б. Б. Полынова, учением В. Н. Сукачева о биогеоценозах. Большой вклад в становление радиоэкологии внесли два выдающихся русских ученых – Н. В. Тимофеев-Ресовский и В. М. Клечковский, которых можно считать фактическими основоположниками новой научной дисциплины. Они создали крупные радиоэкологические школы, получившие мировое научное признание и продолжающие дело своих учителей в настоящее время.

В развитии радиоэкологии можно отметить несколько этапов. На одном из них был накоплен большой экспериментальный материал, характеризующий особенности поведения радионуклидов на упрощенных моделях, либо в условиях лаборатории, либо на открытых экспериментальных площадках. Наряду с этим проводились интенсивные исследования поведения долгоживущих осколочных радионуклидов глобальных выпадений в наземных и водных экосистемах. Развитие ядерной энергетики привело к расширению спектра радиоактивных поллютантов и формированию разномасштабного загрязнения окружающей среды при штатной работе и в условиях аварийных ситуаций на ядерно-энергетических предприятиях. Экологические последствия функционирования атомно-промышленного комплекса вызвали концентрацию усилий специалистов-радиоэкологов на решение широкого круга вопросов поступления, миграции и распределения радионуклидов в важнейших компонентах природных экосистем.

Интеграция результатов радиоэкологических исследований способствует как более глубокому познанию структурно-функциональной организации экологических систем, так и решению проблем по созданию рациональных взаимоотношений между развивающейся промышленностью и биологическими продуктивными силами Земли. Эти проблемы в своей основе являются биогеоценологическими, и стратегия их решения строится на основе современных представлений о биосфере и биологических процессах.

Решение сложных комплексных проблем радиоэкологии невозможно без участия квалифицированных специалистов разных профилей. Координация их усилий требует разработанной методологии и унифицированных подходов в планировании, проведении исследований и анализе полученных результатов. Предлагаемые нами научно-методические рекомендации систематизируют опыт исследований, накопленный авторами в разные периоды развития радиоэкологии. Они не универсальны и могут совершенствоваться с учетом почвенно-климатических условий местности, технологических циклов ядерных предприятий и набора поллютантов. В данной работе особое внимание уделено исследованиям почвенно-растительного покрова – важнейшего компонента биосферы. Рассмотрены теоретические и методологические подходы; дана характеристика источников и видов радиоактивного загрязнения окружающей среды; описываются особенности поведения радионуклидов в зонах влияния предприятий ЯТЦ Уральского региона; обобщаются подходы к оценке физико-химического состояния радионуклидов в почвах и уровней их накопления растениями.

Предлагаемые методологические подходы к изучению поведения радионуклидов в почвенно-растительном покрове природных экосистем, испытывающих воздействие различных по качественному составу, количественным и временным параметрам типов радионуклидного загрязнения, включают необходимость идентификации источника и состава радионуклидного загрязнения обследуемой территории; ее ранжирование по уровню содержания радионуклидов с выделением импактных, буферных и фоновых участков; исследование миграции и перераспределения радионуклидов с учетом эколого-геохимических особенностей выделенных участков; расчет на основе математических моделей и анализа изотопных отношений интегральных запасов радионуклидов в почвах.

Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова начинаются с выбора района исследования, почвенно-ботанического описания и характеристики источника и состава радионуклидов. Далее проводятся полевые исследования с отбором образцов окружающей среды, затем камеральная обработка и аналитическое определение радионуклидов, научный анализ и интерпретация полученных данных.

На начальных этапах ЯТЦ, включающих поиск, транспортировку и добычу уранового сырья, главное внимание обращается на поведение в почвенно-растительном покрове техногенных тяжелых естественных радионуклидов: ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{238}U. Они формируют импактные зоны, характеризующиеся не только повышенным содержанием, но и особым типом поведения радионуклидов: аккумуляцией в поверхностном органогенном горизонте почвы и сравнительно низкой доступностью растениям. Результаты комплексных радиоэкологических исследований техногенных горно-таежных ландшафтов позволили оценить ореол рассеяния и запас в нем ^{226}Ra,^{232}Th и ^{238}U.

Обследование 30-километровой зоны штатно работающей Белоярской АЭС было начато с оценки вклада ее газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов в загрязнение окружающей среды. Принятые методологические основы радиоэкологических исследований позволили установить, что ^{90}Sr и ^{137}Cs газоаэрозольных выбросов БАЭС не вносят заметного вклада в загрязнение примыкающих наземных экосистем. Исключение составляет почвенно-растительный покров, попадающий в район приземления факела выбросов, в котором отмечено повышенное содержание ^{137}Cs и изотопов плутония. В результате длительного сброса слаборадиоактивных дебалансных вод БАЭС в Ольховское болото сформировалась импактная зона, загрязненная ^{90}Sr, ^{137}Cs и Pu. Запас долгоживущих дозообразующих

радионуклидов в донных отложениях болота составляет примерно 3.7×10^{12} Бк. Значительные их количества загрязняют полосу приболотных почв на расстоянии 10–15 от берега. Наряду с этим происходит вынос радионуклидов из болота со стоком р. Ольховки, берущей начало в одноименном болоте и впадающей в р. Пышму.

Первые этапы радиоэкологических исследований в зонах радиационных аварий и ядерных инцидентов включают оценку типа и уровня события, источника и радионуклидного состава загрязнений, идентификацию компонентов окружающей среды, испытывающих наибольшее воздействие.

Вследствие сбросов высокорадиоактивных технологических вод в р. Течу (1940-е–1950-е гг.) произошло загрязнение не только компонентов самой реки, но и её поймы. В результате аллювиальные субаквальные почвы, выполняя роль геохимического барьера, стали основным депо радионуклидов и потенциальным источником вторичного загрязнения речной экосистемы. Исследования на реперных участках с учетом геоморфологии местности и основных элементов рельефа позволили оценить особенности распространения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах в трех направлениях: вдоль реки, по ширине затопляемой зоны и глубине почвенного профиля. На основании полученных данных с применением математических моделей были рассчитаны запасы ^{90}Sr, ^{137}Cs и Pu в загрязненных пойменных почвах, из которых они мигрируют по трофическим цепочкам, формируя дополнительные дозовые нагрузки на биоту и человека.

Аварийная ситуация на ПО "Маяк" в 1957 г. привела к формированию Восточно-Уральского радиоактивного следа с максимальной протяженностью 300 км. В результате атмосферных радиоактивных выпадений произошло загрязнение внутренних водоемов и почвенно-растительного покрова наземных экосистем. Радиационная обстановка на ВУРСе осложнилась в результате аварийной ситуации 1967 г., сопровождавшейся ветровым переносом загрязненных донных отложений с береговой зоны оз. Карачай. Предложенные нами методологические подходы включали ранжирование территории по уровню загрязнения. Была выделена импактная зона, совпадающая с центральной осью следа, а также примыкающие к ней буферные территории. Основные исследования, сосредоточенные на центральной оси следа, показали, что в ее пределах изменение содержания радионуклидов в почвах с увеличением расстояния от источника загрязнения подчиняется экспоненциальной зависимости. С помощью математической модели и анализа радионуклидных соотношений был определен вклад двух аварий (1957 и 1967 гг.) в загрязнение обсле-

дуемой территории и оценен интегральный запас ^{90}Sr, ^{137}Cs и Pu в почвах центральной оси ВУРСа.

Радиоэкологическое обследование территории Тоцкого радиоактивного следа (Оренбургской обл.) началось с изучения архивных материалов, что позволило условно обозначить границы следа и его центральную ось, где впоследствии были сосредоточены основные работы, проведенные в соответствии с предлагаемыми научно-методическими рекомендациями. На обследованной территории не обнаружено заметного вклада этого события в загрязнение почвенно-растительного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs. В то же время было зафиксировано довольно высокое содержание плутония в почвах отдельных участков ТРАСа.

Для выявления механизмов и закономерностей миграции радионуклидов оценка уровней их содержания в почвенно-растительном покрове на загрязненных территориях дополнялась определением физико-химических форм поллютантов, характеризующихся разной прочностью связи с почвой. На техногенно-нарушенных участках горно-таежного ландшафта (Южная Якутия) преобладают прочнофиксированные формы тяжелых естественных радионуклидов, что обусловливает их низкую доступность растениям. В почвах, испытывающих воздействие жидких слаборадиоактивных сбросов Белоярской АЭС, ^{90}Sr находится преимущественно в обменной и кислоторастворимой формах. Значительная часть ^{137}Cs обнаружена в фиксированной форме. Вертикальная миграция ^{137}Cs в почвах сопровождается дифференциацией его форм с глубиной, приводящей к обогащению лежащих ниже слоев подвижным ^{137}Cs. В почвах пойменного ландшафта р. Течи более 50 % ^{90}Sr и 98 % ^{137}Cs содержится в подвижной форме и прочнофиксированном состоянии соответственно.

Для выяснения роли растительного покрова в процессах миграции и перераспределения радионуклидов необходимо оценить накопительную способность основных групп растений: древесных, травянистых, мохово-лишайниковых. Каждая из этих групп за счет своих морфофизиологических особенностей формирует и модифицирует скорость миграционных потоков радионуклидов в экосистемах. Древесные и мохово-лишайниковые ассоциации в основном служат депо, в котором радионуклиды удерживаются и надолго выводятся из биологического круговорота. Травянистые растения – второй после древесного яруса фильтр на пути радиоактивных выпадений из атмосферы. Кроме того, большинство видов лесного и лугового разнотравья является главным звеном, ведущим к человеку. Поэтому основным объектом наших исследований были доминирующие виды лесных и луговых растений.

В условиях широкого диапазона плотностей радионуклидного загрязнения почвы наиболее информативным показателем накопительной способности растений является коэффициент перехода. Сравнение коэффициентов перехода, рассчитанных для импактных, буферных зон и фоновых территорий, дает возможность оценить вклад предприятий ЯТЦ в загрязнение растительного покрова наземных экосистем. Однако для этого необходимо получить репрезентативный объем материала, характеризующий аккумуляцию радионуклидов растениями в зонах предприятий ЯТЦ. Системный анализ такого материала показал, что в зонах предприятий ЯТЦ концентрация поллютантов в травянистых растениях, как правило, выше, чем на контрольных участках; в то же время различия в коэффициентах перехода нивелируются. Отсутствие прямой зависимости между содержанием радионуклидов в почвах и их концентрацией в надземной массе растений можно объяснить прежде всего различиями в физико-химических формах нахождения излучателей в почве.

В заключительной главе представлены модификации методик, использованных для определения содержания радионуклидов в объектах окружающей среды.

Более чем полувековая история радиоэкологических исследований показала, что ионизирующее излучение антропогенного происхождения остается глобальным экологическим фактором. Его масштаб и напряженность определяются в значительной мере векторами развития атомной промышленности, особенностями технологических циклов предприятий ЯТЦ и стабильностью их работы. В результате в ряде регионов страны создалась сложная радиоэкологическая ситуация, требующая проведения системных радиоэкологических исследований. Наибольшая результативность таких исследований возможна лишь при использовании унифицированных научно-методологических подходов и рекомендаций.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абдуллаев А. Ш. Атомные солдаты. Чайковский: Изд. дом "Регион", 2001. 148 с.

Агроклиматический справочник по Свердловской области. Л.: Гидрометеоиздат, 1962. 196 с.

Алексахин Р. М. Актуальные вопросы современной радиоэкологии в свете изучения проблемы миграции радионуклидов и действия радиации на природные биогеоценозы // Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар, 1976. С. 57–69.

Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоиздат, 1982. 215 с.

Алексахин Р. М. У истоков отечественной радиоэкологии (О научном творчестве и наследии Н. В. Тимофеева-Ресовского и В. М. Клечковского) // Биосфера и Человечество. Обнинск, 2000. С. 11–20.

Алисов Б. П. Климат СССР. М.: Наука, 1956. 370 с.

Возбуцкая А. Е. Химия почвы. М.: Высш. шк., 1968. 427 с.

Горчаковский П. Л. Растительность Урала // Урал и Приуралье. М., 1968. С. 211–262.

Горяченкова Т. А., Павлоцкая Ф. И., Мясоедов Б. Ф., Емельянов В. В. Содержание и распределение плутония в почвах ближней зоны воздействия Белоярской АЭС // Атомная энергия, 1992. Т. 73, вып. 3. С. 229–233.

Губкин М. П., Подкопаев В. А., Гамзиков Б. А. Отчет о геолого-съемочных работах масштаба 1:50 000, проведенных Эльконской партией в 1961–1963 гг. ТУКЭ, 1964. 154 с.

Добровольский Г. В. Почвы речных пойм Русской равнины. М.: Изд-во МГУ, 1968. 296 с.

Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Сохранение почвы как незаменимого компонента биосферы: Функционально - экологический подход. М.: Наука, 2000. 185 с.

Дьяченко А. П., Таршис Г. И., Нифонтова М. Г. Эколого-ботаническая характеристика района Белоярской атомной электростанции на Урале // Радиоэкологические исследования в зоне АЭС. Свердловск, 1988. С 117–121.

Ерохина А. А. Почвы Оренбургской области. М.: Изд-во АН СССР, 1959. 163 с.

Земля России 1995: Проблемы, цифры, комментарии. М.: Русслит, 1996. 80 с.

Израэль Ю. А., Петров В. А., Авдюшин С. И. и др. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Метеорология и гидрология, 1987. № 2. С. 5–18.

Израэль Ю. А., Соколовский В. Г., Соколов В. Е. и др. Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1988. Т. 64, вып. 2. С. 28–40.

Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А. И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990. 145 с.

Клечковский В. М., Соколова Л. Н., Целищева Г. Н. Сорбция микроколичеств стронция и цезия почвами // Тр. Второй Междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии. Вена, 1958. Т. 18. С. 486–493.

Клечковский В. М., Федоров Е. А., Архипов Н. П. и др. Закономерности почвенного и аэрального поступления радиоактивного стронция в сельскохозяйственные растения // Почвоведение, 1973. № 5. С. 38–47.

Ковальский В. В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 298 с.

Ковда В. А. Основы учения о почвах. М.: Наука, 1973. Т. 1. 446 с.; Т. 2. 467 с.

Колесников Б. П. Естественно-историческое районирование лесов (на примере Урала) // Вопросы лесоведения и лесоводства: Докл. V Всемир. конгр. М., 1960. С. 51–57.

Колтик И. И., Ошканов Н. Н. Оценка радиационных рисков для населения от газоаэрозольного выхода и жидких стоков от энергоблока БН-600 // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Заречный, 2000. Вып. 3. С.166–172.

Корнеев Н. А., Корнеева Н. В. Влияние глубины вспашки на накопление стронция-90 растениями полевого севооборота // Докл. ВАСХНИЛ, 1971. № 7. С. 12–14.

Корнеев Н. А., Сироткин А.Н., Корнеева Н. В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М., 1977. 206 с.

Круглов С. В., Алексахин Р. М., Васильева Н. А. и др. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии Чернобыльской АЭС // Почвоведение, 1990. № 10. С. 26–34.

Куликов Н. В., Молчанова И. В. Континентальная радиоэкология: Почвенные и пресноводные экосистемы. М.: Наука, 1975. 183 с.

Куликов Н. В., Чеботина М. Я. Радиоэкология пресноводных экосистем. Свердловск.: УрО АН СССР, 1988. 129 с.

Куликов Н. В., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск. : УрО АН СССР, 1990. 169 с.

Марей А. Н., Бархударов Р. М., Новикова Н. Я. Глобальные выпадения цезия-137 и человек. М.: Атомиздат, 1974. 166 с.

Материалы Российско-Американских слушаний по безопасному обращению с плутонием (31 мая–2 июня 2000 г.). Екатеринбург, 2000. 89 с.

Махонько К. П., Андриевский А. Н. Об оценке скорости вертикальной адвекции глобальных радионуклидов в почве по положению максимальных их концентраций // Тр. Ин-та эксперим. метеорол. М.: Госкомгидромет, 1988. № 16/133. С. 88–94.

Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / Под ред. А. Н. Марея, А. С. Зыковой. М., 1980. 336 с.

Методы радиоэкологических исследований / Под ред. И. Н. Верховской. М.: Атомиздат, 1971. 258 с.

Моисеев А. А., Рамзаев П. В. Цезий-137 в биосфере. М.: Атомиздат, 1975. 182 с.

Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Алексахин Р. М. и др. Поведение ^{137}Cs в почвах и его накопление в сельскохозяйственных растениях // Почвоведение, 1976. № 7. С. 45–52.

Моисеев И. Т., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А, Чижикова Н. П. Формы соединений радиоцезия в почвах и их трансформация // Агрохимия, 1981. № 1. С. 110–113.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. 160 с.

Михайловская Л. Н., Молчанова И. В., Позолотина В. Н. Экспериментальная оценка водной миграции радионуклидов в почвах поймы р. Течи // Почвоведение, 2002. № 9. С. 1129–1133.

Никипелов Б. В., Романов Г. Н., Булдаков Л. А. и др. Об аварии 29 сентября 1959 г. // Информ. бюл. Межвед. совета по информации и связям с общественностью в области атомной энергии. М., 1990. С. 39–48.

О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае / Под ред. В. М. Клечковского. М.: АН СССР, 1956.

Орлов М. Ю., Сныков В. П., Бочков Л. П. Загрязнение почвы населенных пунктов России радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1994. Т. 76, вып. 3. С. 209–212.

Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.

Павлоцкая Ф. И. Формы нахождения и миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах: Автореф. дис. ... докт. хим. наук. Институт геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского. М., 1981. 43 с.

Павлоцкая Ф. И., Федосеев Г. А., Бабичева Е. В. и др. К вопросу о методике определения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах и растительных остатках // Почвоведение, 1964. № 2. С. 105–112.

Передельский А. А. Основания и задачи радиоэкологии // Журн. общ. биол., 1957. Т. 18, № 1. С. 17–30.

Позолотина В. Н., Трапезников А. В. Кабианка Т. и др. Расчет дозовых нагрузок населения пос. Бродокалмака от загрязнения р. Течи // Атомная энергия, 2000. Т. 88, вып. 1. С. 60–66.

Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов. М.: Атомиздат, 1964. 295 с.

Поляков Ю. А. Радиоэкология и дезактивация почв. М.: Атомиздат, 1970. 304 с.

Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.

Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. Рассела. М.: Атомиздат, 1971. 374 с.

Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М.: Наука, 1966. 258 с.

Радиоактивные загрязнения в результате ядерных взрывов. Доклад Научного комитета по действию атомной радиации ООН. Документ ООН. A/AC, 82/R. 298. Нью-Йорк, 1975.

Рассел Р. Поведение радионуклидов в почве // Радиоактивность и пища человека. М., 1971. С. 84–100.

Собакин П. И. Особенности миграции тяжелых естественных радионуклидов в горно-таежных ландшафтах Южной Якутии: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Институт экологии растений и животных УрО РАН. Екатеринбург, 1998.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Бот. журн., 1957. Т. 42, № 2. С. 161–194.

Тимофеев-Ресовский Н. В. О некоторых принципах классификации биохорологических единиц // Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск, 1961, вып. 27. С. 23–28.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии: Дис. докт. биол. наук. Институт биологии УФАН СССР. Свердловск, 1962. 53 с.

Тимофеев-Ресовский Н. В. Биосфера и человечество // Науч. тр. Обнинского отдела ГО СССР. Обнинск, 1968. Сб. 1-й. Ч. I. С. 3–12.

Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963. 78 с.

Трапезников А. В., Позолотина В. Н., Юшков П. И. и др. Исследование радиоэкологической ситуации в реках Теча и Исеть, загрязненных сбросами ПО "Маяк" // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Заречный, 1999. Вып. 2. С. 20–66.

Тюрюканов А. Н., Федоров В. М. Н. В. Тимофеев-Ресовский: Биосферные раздумья. М.: Акад. естеств. наук РФ и ассоц. «Космонавтика–человечеству», 1996. 368 с.

Тюрюканова Э. Б. Экология стронция-90 в почвах. М.: Атомиздат, 1976. 128 с.

Цветаева Н. Е., Филин И. В., Иванова Л. А. и др. Использование моноизооктиметилфосфоновой кислоты и миомфата трехвалентного железа для определения содержания радионуклидов в водных сбросах // Атомная энергия, 1984. Т 2, вып. 57. С. 114–117.

Шуктомова И. И. Хроматографическое выделение изотопов урана и тория из почв, пород и растений с помощью ионообменных смол // Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Сыктывкар, 1980. С. 73–75.

Швыдко Н. С., Иванова Н. П., Салазкина Н. В. и др. Значимость "почвенной фракции" Pu в формировании доз облучения населения Брянской области // Радиац. биология. Радиоэкология, 1995. Т. 35, вып. 1. С. 96–102.

Aarkrog A. Radionuclide levels in mature grain related to radiostrontiumcontent and time of direct contamination // Health Physics, 1975. Vol. 28, № 5. P. 577–562.

Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S. P. et al. Radioactivity inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990–1995) // The Sci. of the Total Environment, 1997. Vol. 201. P. 137–154.

Chadwick R. C., Chamberlain A. C. Field loss of radionuclides from grass // Atmos. Environ., 1970. № 4. P. 51–56.

Chamberlain A. C. Interception and retention aerosols by vegetation // Atmos. Environ., 1970. № 4. P. 57–58.

Chen Q., Aarkrog A., Nielsen S. P. et al. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // J. Radioanalyt. and Nuclear Chem., 1993. V. 172. № 2. P. 281–288.

Chesnokov A. V., Govorun A. P., Linik V. G., Shcherbak S. B. Cs-137 contamination of Techa flood plain near village Muslumovo // Proc. of Symposium on Radiation Measurements and Applications. 12–14 May 1998. Michigan, USA.

Fredriksson L. Studies on plant adsorption of Sr-90 and Cs-137 from some subtropical soils // Forsvarets Forksingsanstalt. FAO 4 Rapport, A., 1963. P. 4319–4623.

Heyder J. Vorkommen naturlicher Radionuklide in der bodennahen Atmosphare // Naturl. Strahlenexposit. Menschen. Stuttgart, 1974. S. 51.

Middleton L. J. Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination // Intern. J. Radiation Biol., 1959. № 1. P. 387–402.

Odum E. P. Radiation ecology // Fundamentals of Ecology. Philadelphia, 1971. P. 451–467.

Platt P. B. Long-range effects of radiation on natural plant populations of the granite outcrops in the Southeastern U. S. AEC progress report. 1957.

Radioactive fallout, soils, plants, man / Ed. E.B. Fowler. Amsterdam: Elsevier Publ. co., 1965. 317 p.

Rickard W. H., Hedlund J. D., Sweany H. A. Comparison of radiocesium in Alaskan tundra plants, 1961 and 1971// Arct. Alp. Res., 1975. Vol. 7, № 3. P. 285–287.

Russel R. S. Deposition of ^{90}Sr and its content in vegetation and human diet in the UK // Nature, 1958. Vol. 182, № 4639. P. 214–226.

Sources contributing to radioactive contamination of the Techa river and areas surrounding the "Mayak" production association, Urals, Russia. Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. Osteras, 1997. 134 p.

UNSCEAR. Ionizing radiation: sources and biological effects. N. Y.: United Nations, 1993.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение 3

Глава 1. **Характеристика источников и видов радиоактивного загрязнения** 7

Глава 2. **Радиоэкологические исследования в зонах предприятий ядерно-топливного цикла** 13

2.1. Этапы радиоэкологических исследований 13
2.2. Подходы к ранжированию загрязненных территорий 16
2.3. Начальные этапы ЯТЦ 17
2.4. Штатная эксплуатация промышленных атомных электростанций 22
2.5. Ядерные инциденты и аварийные ситуации на предприятиях ЯТЦ 30

Глава 3. **Физико-химические формы радионуклидов в почвах** 54

Глава 4. **Особенности накопления радионуклидов растениями** 62

Глава 5. **Методы определения радионуклидов в почвах и растениях** ... 69

5.1. Определение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs 69
5.2. Определение содержания урана и тория 72
5.3. Определение содержания плутония 74
5.4. Инструментальные методы определения радионуклидов 77
5.5. Методика выделения физико-химических форм радионуклидов из почв 77

Заключение 79

Список литературы 85

Научное издание

Инна Владимировна Молчанова
Елена Николаевна Караваева
Людмила Николаевна Михайловская

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА

Рекомендовано к изданию
Ученым советом ИЭРиЖ и НИСО УрО РАН

ЛР № 020764 от 24.04.98 г.

Редактор **К. И. Ушакова**
Технический редактор **Е. М. Бородулина**
Корректор **Н. В Каткова**
Компьютерная верстка **О. С. Николаевой**

НИСО УрО РАН № 84(05)–196. Сдано в набор 11.12.05. Подписано в печать 10.02.06. Формат 60 × 84 1/16. Бумага типографская. Печать офсетная. Гарнитура Таймс. Усл. печ. л. 5,75. Уч.-изд. л. 7,0. Тираж 100. Заказ 23.

Оригинал-макет изготовлен в РИО УрО РАН.

620144, Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202.
Ботанический сад УрО РАН.

Типография “Уральский центр академического обслуживания”.
620219, Екатеринбург, ул. Первомайская, 91.