И. В. МОЛЧАНОВА

Е. Н. КАРАВАЕВА

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ИНСТИТУТ ЭКОЛОГИИ РАСТЕНИЙ И ЖИВОТНЫХ

И. В. МОЛЧАНОВА, Е. Н. КАРАВАЕВА

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

ЕКАТЕРИНБУРГ

2001

УДК 674.4:539.163

Молчанова И. В., Караваева Е. Н. **Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове.** Екатеринбург: УрО РАН, 2001. ISBN 5—7691—1138—0.

В монографии обобщены результаты многолетних исследований по радиоэкологии почвенно-растительного покрова, выполненных в Отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН. Рассматриваются закономерности поведения широкого спектра радионуклидов в модельных системах в зависимости от сопутствующих физико-химических и экологических факторов. Обсуждаются особенности миграции и распределения долгоживущих радионуклидов глобальных выпадений в почвенно-растительном покрове разных климатических зон в период интенсивных ядерных испытаний и после введения моратория. Приводятся результаты радиоэкологических исследований в зонах влияния предприятий ядерно-топливного цикла при штатной работе и в аварийных ситуациях.

Книга представляет интерес для широкого круга специалистов в области радиоэкологии, общей экологии, почвоведения, агрохимии, радиационной гигиены и охраны природы.

Ответственный редактор

академик **В. Н. Большаков**

Рецензент

доктор биологических наук **В. С. Безель**

ISBN 5—7691—1138—0

М $\frac{\text{ПРП-2000—34(01)Д—27}}{\text{8П6(03)1998}}$ ПВ—2001

© Молчанова И. В., Караваева Е. Н., 2001 г.

© УрО РАН, 2001 г.

НИКОЛАЮ ВАСИЛЬЕВИЧУ КУЛИКОВУ,
УЧИТЕЛЮ И ДРУГУ
ПОСВЯЩАЕМ

ВВЕДЕНИЕ

История становления и развития радиоэкологии в нашей стране неотделима от общей истории естествознания. Особую роль в ее формировании играют труды В. И. Вернадского. Разработанное им учение о живом веществе и биосфере Земли имеет колоссальное мировоззренческое значение (Вернадский, 1926). Идея об организованности биосферы получила блестящее развитие в трудах В. Н. Сукачева о биогеоценозах как элементарных единицах биосферы (Сукачев, 1947), а оценка результатов геохимической деятельности живых организмов легла в основу учения о биогеохимии и геохимии ландшафтов (Виноградов, 1952; Полынов, 1956; Перельман, 1961). В основе этих научных концепций лежит генетическое почвоведение, созданное трудами В. В. Докучаева. Среди прочих факторов почвообразования он подчеркивал значение фактора времени, участвующего в создании особого естественно-исторического тела природы.

Заслуга Н. В. Тимофеева-Ресовского — в синтезе и подведении итога периоду развития докучаевской школы естествознания. Он первый подчеркнул единую позицию этих естествоиспытателей в понимании природы и задач общего естествознания.

Широкомасштабные работы по созданию ядерного оружия, развернувшиеся в мире в середине 50-х гг., обусловили поступление в биосферу огромного количества искусственных делящихся материалов. Сформировался новый глобально действующий фактор — искусственные радионуклиды и порождаемые ими ионизирующие излучения. Осознание важности проблемы взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой обитания в условиях радиоактивного загрязнения и повышенного фона радиации привело к созданию радиационной биогеоценологии или, как ее впоследствии стали называть, радиоэкологии. Название этой дисциплины, постановка основных целей и задач появились практически одновременно и независимо друг от друга в работах русских и американских исследователей (Тимофеев-Ресовский, 1957; Передельский, 1957; Odum, 1971; Platt, 1957). Радиационная биогеоценология (или радиоэкология) изучает дейст-

вие радиации на биологические объекты. В ней выделяются два взаимосвязанных направления: изучение закономерностей миграции, накопления и перераспределения радионуклидов в природных биогеоценозах и изучение влияния ионизирующих излучений на популяции, сообщества и экосистемы. Эти задачи легли в основу исследований, начатых Н. В. Тимофеевым-Ресовским в 1947 г. в лаборатории "Б" предприятия п/я 0215 и продолженных с 1955 г. в Институте биологии УФАН СССР. С этого времени Институт биологии, в настоящее время Институт экологии растений и животных УрО РАН, стал одним из признанных центров, где Н. В. Тимофеевым-Ресовским была создана научная школа и где до настоящего времени проводятся радиоэкологические исследования. Пропагандируя идеи В. В. Докучаева, В. И. Вернадского, В. Н. Сукачева, Б. Б. Полынова, а также учитывая опыт вековых наблюдений за губительными воздействиями на окружающую среду промышленных отходов, Н. В. Тимофеев-Ресовский поставил серьезную задачу — изучение вопросов, связанных с возможностью воздействия на биосферу интенсивно развивающейся атомной промышленности. При этом он подчеркивал, что "любая, достаточно широкая проблема о воздействии человека и его промышленной деятельности на окружающую природу должна в настоящее время ставиться на основе созданного В. И. Вернадским общего учения о биосфере и биогеоценотических идей В. Н. Сукачева" (Тимофеев-Ресовский, 1962).

На первом этапе этих исследований под руководством Н. В. Тимофеева-Ресовского проведены многочисленные экспериментальные работы, в которых радионуклиды рассматривались как "меченые" атомы для изучения судьбы химических элементов в биогеоценозах, а ионизирующая радиация — в качестве удобного и легко дозируемого фактора воздействия на организмы и их сообщества. Основной базой для проведения работ служила биофизическая станция "Миассово", расположенная на территории Ильменского заповедника в Челябинской области. В 50—60-е гг. на ней проведены первые радиоэкологические исследования Г. Г. Поликарповым, создавшим затем школу морских радиоэкологов в Севастополе; А. А. Передельским, сформировавшим радиоэкологическую группу в Институте эволюционной морфологии и экологии животных в Москве; на биостанции "Миассово" трудились сотрудники Коми филиала АН СССР, где впоследствии сформировался известный радиоэкологический центр по изучению природных биогеоценозов, загрязненных естественными радионуклидами; на био-

станции работали также сотрудники Зоологического института АН СССР и некоторых других учреждений страны. Работы Н. В. Тимофеева-Ресовского по радиационной биогеоценологии оказали влияние и на развитие челябинской школы радиоэкологов на Южном Урале.

В те годы изучение поведения радионуклидов преимущественно проводилось на упрощенных системах раствор—почва—раствор, вода—грунт, вода—гидробионты. В основе этих исследований лежит принцип аналитического редукционизма, состоящий в сознательном расчленении сложных природных систем на ряд более простых, рассмотрение которых начиналось с выделения и изучения в них причинно-следственных связей. В простой системе число последних невелико, в ней они легче проявляются и более доступны для изучения. Проведенные исследования позволили классифицировать радионуклиды по типу поведения в первичных экологических звеньях и выявить основные факторы и механизмы, управляющие их миграционной способностью ("Радиоактивность почв...", 1966). В работах этого периода существенное место отводилось изучению роли живых организмов в накоплении радионуклидов и их перераспределении по основным компонентам биогеоценозов. Для количественного сравнения накопительной способности организмов широко использовалось понятие коэффициента накопления. Это величина, равная отношению концентраций данного радионуклида в организме и окружающей среде при установлении равновесия. Пределы накопления радионуклидов чрезвычайно широки как для разных видов, так и для разных радионуклидов (Тимофеева-Ресовская, 1963). Практически по каждому изученному нуклиду двух десятков химических элементов выделены виды живых организмов с особенно высокими коэффициентами накопления. Виды, характеризующиеся такими коэффициентами накопления, называются специфическими накопителями, а для их вычленения предложен объективный формальный критерий — отклонение коэффициента накопления более чем на четыре сигмы от среднего значения, установленного для соответствующего вариационного ряда. В плане поиска и выделения таких специфических накопителей особенно подчеркивалась роль организмов-пионеров образования коры выветривания и формирования первичных почв — бактерий, грибов, водорослей, лишайников. В последующем такие организмы — специфические накопители того или иного радионуклида — стали использовать в качестве биоиндикаторов ра-

диоактивного загрязнения окружающей среды. К числу наиболее удобных видов-индикаторов загрязнения почвенно-растительного покрова отнесены представители мхов, лишайников, хвоя сосны и других хвойных пород. Впоследствии на фундаменте и идеологии этих исследований сформировалось оригинальное научное направление — лихено- и бриоиндикация окружающей среды, — призванное проводить мониторинговые исследования ("Лихеноиндикация...", 1978). Преимущество такого мониторинга состоит в том, что высокая концентрирующая способность живых организмов и их высокая чувствительность к присутствию в среде ряда загрязнителей позволяют исключить трудоемкие работы по анализу различных компонентов экосистем с низким содержанием в них радионуклидов и других поллютантов.

Полученный в 50—60-е гг. в лаборатории Н. В. Тимофеева-Ресовского и проанализированный огромный аналитический материал позволил создать общую платформу радиоэкологии, включающую следующие задачи:

изучение закономерностей миграции, распределения и биологического действия радиоактивных веществ в различных биогеоценозах (экосистемах),

создание научных основ прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения биосферы,

экологическое нормирование этих загрязнений в компонентах природной среды и ослабление их вредных воздействий.

Эти задачи имеют непосредственное отношение к таким научным дисциплинам, как экология, агрохимия, почвоведение, гидробиология. Идеи "личностей-мыслителей", фактический материал и методы, рождающиеся в результате радиоэкологических исследований, обогащают перечисленные области науки, способствуя глубокому познанию структурной организации биосферы и протекающих в ней процессов (Тимофеев-Ресовский, 1962; Спэроу, Вудвелл, 1962; Куликов, Тихомиров, 1978; Куликов, 1981).

Практически одновременно с работами Н. В. Тимофеева-Ресовского и его учеников велись исследования в Биофизической лаборатории Московской сельскохозяйственной академии им. К. А. Тимирязева. Биофизическая лаборатория, созданная в 1948 г., фактически первой стала заниматься проблемами поведения искусственных радионуклидов в агросфере. Возглавил ее один из основоположников сельскохозяйственной радиоэкологии В. М. Клечковский, под руководством и по инициативе которого проводились работы по почвенной химии искусственных

радионуклидов и их поступлению в растения ("О поведении...", 1956; Гулякин, Юдинцева, 1962; Алексахин, 1963; Юдинцева, Гулякин, 1968).

Осенью 1957 г. в результате аварии, названной впоследствии Кыштымской, на ПО "Маяк" в окружающую среду было выброшено около 2 млн Ки (74 РБк) радиоактивных веществ. В связи с этой ситуацией в 1958 г. организована Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС) химкомбината "Маяк", бессменным координатором работ на которой был В. М. Клечковский. За работы, выполненные в зоне воздействия ядерной аварии, группе исследователей во главе с В. М. Клечковским в 1974 г. присуждена Государственная премия. К сожалению, информация о радиационной ситуации на Урале долго оставалась секретной и фактически только после аварии на Чернобыльской АЭС стала достоянием общественности и радиоэкологической науки ("Итоги...", 1990).

Н. В. Тимофеев-Ресовский не был привлечен к этим работам. Однако, предвидя возможность масштабных загрязнений окружающей среды, "готовя фундамент для будущих дел", он в общей проблеме воздействия атомной промышленности на биосферу выделяет три наиболее важных вопроса:

1. Изучение судьбы радионуклидов, попадающих в различные биогеоценозы, а именно путей и "размерностей" их миграции из центров загрязнений.

2. Изучение действия ионизирующих излучений.

3. Разработка различных мероприятий по борьбе с вредными радиоактивными загрязнениями. Он ясно показывает, что "вся проблема защиты биосферы и все вопросы по разработке частных мероприятий по охране природы являются проблемой биогеоценологической. Для ее решения необходимо внедрять, особенно в промышленно-технические круги, современные представления о биосфере нашей планеты и о биогеохимических процессах" (Тимофеев-Ресовский, 1962).

Грандиозный биогеохимический круговорот веществ, в который включаются и поступающие в биосферу радионуклиды, обусловлен как взаимодействиями живых организмов между собой и косными компонентами среды, так и взаимодействиями между собой живых сообществ, более или менее самостоятельных объектов природной среды. Такими объектами, согласно концепции Н. В. Тимофеева-Ресовского об уровнях организации жизни, являются биогеоценозы — элементарные единицы современной биосферы (Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1966).

В исследовании природных систем, состоящих из нескольких взаимодействующих объектов-биогеоценозов, как бы дополняя редукционно-аналитический принцип, находит широкое применение системный подход. Системный анализ исходит из того факта, что рассматриваемые объекты, обладая известной независимостью, определенным образом взаимосвязаны. Эта связь может осуществляться, например, через геохимический сток веществ. С этой точки зрения Н. В. Тимофеев-Ресовский рассматривал миграцию веществ в цепях биогеоценозов как серию сопряженных процессов рассеивания и концентрирования веществ в организмах, почвах, водах, грунтах, атмосфере (Тимофеев-Ресовский и др., 1966). В дальнейшем на этой основе разработаны принципы и методы радиоэкологических ландшафтно-геохимических исследований (Тюрюканова, 1968), которые заключаются в выделении определенных участков ландшафта (водоразделов, склонов, речных долин, заболоченных понижений), локализующихся на сопряженных по стоку элементах рельефа, и выявлении путей и темпов миграции в них химических элементов и радионуклидов. Существенно то, что исследуются определенные сочетания почв, связанные поверхностным и внутрипочвенным стоком, так что в ландшафте формируются зоны рассеяния и вторичной аккумуляции — ландшафтно-геохимические барьеры — химических веществ. Полученные данные создают основу для почвенно-экологического анализа и долгосрочного прогнозирования миграции и распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове. С использованием системного ландшафтно-геохимического подхода стали возможны измерения уровня загрязнения почвенно-растительного покрова в пределах границ бывшего Советского Союза в период массовых испытаний ядерного оружия (Тюрюканова, 1968; Павлоцкая, 1974; Алексахин, Нарышкин, 1977). Выявлены зоны рассеяния и вторичной аккумуляции радионуклидов в природной среде, оценено влияние локальных экологических условий на скорость миграции и поступление радионуклидов через пищевые цепочки в организм человека (Тюрюканова, 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975).

В 50—60-е гг. проведены многочисленные эксперименты по изучению сравнительной радиочувствительности нескольких десятков видов растений и животных, результаты которых легли в основу первых прогнозов действия радиации на биогеоценозы (Преображенская, 1971; Криволуцкий, 1983).

Накопление информации о специфических особенностях поведения радионуклидов в той или иной среде обитания живых организмов обусловило процесс дифференциации радиоэкологии и формирования в ней самостоятельных научных направлений: сельскохозяйственной, лесной, морской и континентальной радиоэкологий.

Задача сельскохозяйственной радиоэкологии — изучение закономерностей миграции радионуклидов в агропромышленной сфере и разработка комплекса агротехнических, агрохимических, зоотехнических мероприятий, цель которых — получение сельскохозяйственной продукции с минимальным содержанием радионуклидов. Наиболее полно разработанный раздел сельскохозяйственной радиоэкологии — агрохимия долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs (Гулякин, Юдинцева, 1973). Центр развития данного направления — Всероссийский научно-исследовательский Институт сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии (ранее ВНИИСХР). Наиболее важные результаты работ по сельскохозяйственной радиоэкологии освещены в литературе (Радиоэкология орошаемого земледелия, 1985; Сельскохозяйственная радиоэкология, 1991).

Задача лесной радиоэкологии — выявление специфики поведения радионуклидов в лесных экосистемах. Разные типы леса обладают большой задерживающей способностью по отношению к различным радионуклидам и медленным самоочищением от них надземной фитомассы. Это замедляет процессы круговорота химических элементов и создает условия для хронического облучения растений и животных, обитающих в лесах. Результаты таких исследований используются для построения пространственно-временных моделей перераспределения радионуклидов в пределах лесного биогеоценоза, которые необходимы в первую очередь для разработки научно обоснованных рекомендаций по ведению лесного хозяйства на территориях с повышенным содержанием радионуклидов (Тихомиров, 1972; Алексахин, Нарышкин, 1977; Юшков, 1987; “Действие ионизирующей радиации...”, 1988; “Радиационное воздействие...”, 1990; “Влияние ионизирующего излучения...”, 1996).

Главная задача морской радиоэкологии — исследование динамических состояний морских сообществ в связи с радиационной нагрузкой, обусловленной глобальными выпадениями, сбросами радиоактивных отходов, загрязненным речным стоком, и оценка экологических механизмов их самоочищения от поллю-

тантов (Поликарпов, 1964; Поликарпов, Егоров, 1986; Матишов и др., 1994).

На основе обширного экспериментального материала была сформулирована концепция континентальной радиоэкологии как радиоэкологии наземных экосистем и внутренних водоемов (Куликов, Молчанова, 1975; Алексахин, 1982; Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина и др., 1992). При этом было подчеркнуто, что природную среду нельзя рассматривать в качестве пассивного разбавителя радиоактивных загрязнений. В силу структурно-функциональных особенностей экологические системы способны перераспределять радиоактивные вещества по составляющим их компонентам. В результате концентрации радионуклидов в отдельных звеньях могут оказаться весьма высокими. Так, многие гидробионты аккумулируют в себе радионуклиды в количествах, превышающих их концентрации в водной среде на порядки величин. Поэтому даже в тех случаях, когда содержание радионуклидов в воде поддерживается в пределах допустимых санитарных норм ("Нормы...", 1996), концентрация радионуклидов в водных организмах может достигать таких уровней, что они становятся непригодны для употребления человеком (Тимофеева-Ресовская, 1963; Корнберг, Девис, 1971; Куликов, 1971; Auerbach, 1971). Примером влияния локальных экологических условий на скорость миграции и количество радионуклидов, поступающих в рацион человека, могут служить цепочка "лишайник—олень—человек" в арктических экосистемах или трофическое звено "кормовые травы—молочный скот—молоко" (Воккен, 1973; Моисеев, Рамзаев, 1975; Liden, Gustafsson, 1967).

В работах по континентальной радиоэкологии существенное место отводится радиоэкологическим исследованиям почвенно-растительного покрова биосферы, поскольку именно он является первым экраном на пути поступления радиоактивных веществ из атмосферы на земную поверхность. Через него, как через глобальную биокосную мембрану, идет радионуклидный обмен между атмосферой и гидросферой. При этом почвы, в которых совершаются процессы вторичного синтеза и деструкции огромного количества веществ биогенной природы, а также различные биогеохимические и биоэнергетические превращения, становятся основным депо радионуклидов в наземной природной среде. Эта тонкая, наиболее насыщенная жизнью оболочка биосферы, вместе с тем и наиболее чувствительна к повреждающим лучевым воздействиям в случае радиоактивно-

го загрязнения (Добровольский, 1981; Криволуцкий и др., 1988; Розанов, 1988).

Развитие атомной промышленности и энергетики, осложненное рядом аварийных ситуаций и катастроф, сопровождалось вовлечением в радиоэкологические исследования широкого набора наведенных нейтронами радионуклидов, а также естественных и трансурановых радионуклидов, сопутствующих ядерному топливному циклу. При этом увеличился масштаб проводимых исследований в местах расположения штатно-работающих АЭС и зонах ядерных аварий. Так, опыт и методология работ, накопленные радиоэкологами, представляющими различные направления, были реализованы в многолетних комплексных исследованиях в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа, проведенных спустя более 40 лет после имевшей место аварии ("Действие ионизирующей радиации...", 1988; "Итоги...", 1990; "Экологические последствия...", 1993).

В результате деятельности химкомбината "Маяк" в первые годы его существования, помимо Кыштымской аварии, создана критическая ситуация на р. Тече, в которую в течение ряда лет сбрасывались радиоактивные отходы без очистки и нормирования. В итоге вода, донные отложения, биота и пойменные ландшафты реки оказались загрязненными долгоживущими радионуклидами. Радиоэкологические исследования этой речной экосистемы в полном объеме начались 40 лет спустя после загрязнения ее радиоактивными отходами. Полученные данные свидетельствуют о том, что современные уровни радиоактивного загрязнения р. Течи и прилегающих пойменных ландшафтов попрежнему высоки. Большая часть сброшенных радионуклидов находится в каскаде водохранилищ в верхнем течении реки, а часть (более 10^{15} Бк) вышла за ее пределы, сформировала радиоактивный след в Обь-Иртышской речной системе и мигрировала в северные моря (Трапезников и др., 1993).

Авария на Чернобыльской АЭС по своим масштабам превзошла все ядерные инциденты и обусловила глобальное повышение уровня радиоактивности на земном шаре. Опыт специалистов-радиоэкологов, накопленный ранее, был в полной мере востребован при оценке и смягчении последствий этой катастрофы. Итоги десятилетних усилий специалистов, работавших в зоне ядерной аварии и за ее пределами, освещены в литературе ("Радиационное воздействие...", 1990; "Радиоэкологические последствия...", 1991; Козубов, Таскаев, 1994; Маслова и др., 1994; "Воз-

действие радиоактивного...", 1996; "Влияние ионизирующего...", 1996). Глобальный характер Чернобыльской аварии обусловил беспрецедентную открытость радиоэкологических исследований и масштабность международного научного сотрудничества (UNSCEAR, 1988; "Comparative assessment...", 1991). Сотрудничество специалистов разных стран обогатило методологию радиоэкологических исследований, внесло вклад в фундаментальную радиоэкологию и позволило выйти на новый уровень оценки проблем радиационного воздействия на окружающую среду.

В целом радиоэкологические исследования способствуют 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 основе своей биогеоценологические, и стратегия их решения строится на базе современных представлений о биосфере и биологических процессах.

Настоящая книга посвящена обобщению результатов многолетних экспериментальных, стационарных и сравнительно-географических радиоэкологических исследований почвенно-растительного покрова, проводимых в Отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН. Наряду с изложением современных проблем и достижений радиоэкологии дана ретроспективная оценка комплекса исследований, проведенных ранее под руководством и при непосредственном участии Н. В. Тимофеева-Ресовского.

В первой главе кратко излагаются наиболее интересные данные экспериментальных исследований в модельных системах раствор—почва—раствор и почва—растение, а также в естественных биогеоценозах, поскольку наиболее подробно они рассматривались ранее (Н. В. Куликов, И. В. Молчанова, 1975; Н. В. Куликов, И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева, 1990).

В последующих главах анализируется современное состояние радиоэкологии почвенно-растительного покрова и приводятся результаты исследований, проведенных в период интенсивных глобальных выпадений из атмосферы и во время стабилизации, исследований в зонах влияния штатно-работающих предприятий ядерно-топливного цикла и крупных ядерных аварий. Осуществлению этих исследований во многом способствовало многолетнее сотрудничество с Н. В. Куликовым — учеником и последователем Н. В. Тимофеева-Ресовского.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В МОДЕЛЬНЫХ И ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Поступление радионуклидов из почвы в растения, темпы их включения в экологические звенья и пищевые цепи в значительной мере зависят от характера взаимодействия излучателей с почвой и миграционной способности в ней. В почве миграцию радионуклидов рассматривают как непрерывно повторяющиеся процессы поглощения (сорбции) и обратного перехода в раствор (десорбции), приводящие под влиянием различных факторов (химические свойства нуклидов, их физико-химическое состояние и концентрация, свойства почвы, pH среды, наличие в растворе разнообразных ионов, миграционноспособных коллоидов, органического вещества и др.) к векторному перемещению нуклидов, рассеиванию или концентрированию.

1.1. ПОГЛОЩЕНИЕ И ПРОЧНОСТЬ ФИКСАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

В 50—60-е гг. в рамках радиационной биоценологии и радиоэкологии проведены многочисленные экспериментальные исследования полноты поглощения и прочности фиксации искусственных и естественных радионуклидов в системе раствор—почва—раствор в зависимости от некоторых факторов. Опыты проводились в статических, равновесных условиях на почвенных суспензиях при соотношении жидкой и твердой фаз, равном 20, с почвенными образцами, различающимися по физико-химическим свойствам. Результаты определения полноты поглощения радионуклидов ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce приведены в табл. 1. Видно, что ^{59}Fe в отличие от остальных радионуклидов всеми почвами поглощается в наименьшей степени. Различия в полноте поглощения одного и того же нуклида разными почвами оказались статистически недостоверными (P = 0,05). Из опытов следует, что степень поглощения радионуклидов из водного раствора не

Таблица 1

Сорбция радионуклидов из водного раствора (pH = 6) различными почвами, % от содержания в исходном растворе

Радионуклид	Почва			
	Дерново-луговая	Чернозем	Краснозем	Дерново-подзолистая
^{59}Fe	40±15	27±7	29±10	23±5
^{60}Co	93±5	98±2	88±5	92±3
^{90}Sr	98±2	97±1	98±3	98±2
^{91}Y	93±4	95±3	91±2	90±4
^{137}Cs	98±1	98±3	96±2	98±1
^{144}Ce	94±3	83±10	92±4	90±5

зависит от свойств почв. Это можно объяснить тем, что емкость поглощения исследованных почв достаточно велика для полного связывания микроколичеств сорбционных форм нуклидов, находящихся в исходных растворах.

Многочисленные данные позволили классифицировать радионуклиды по типу поведения в системе раствор—почва (Тимофеев-Ресовский и др., 1966). На основе этой классификации изученные элементы попадают в различные группы. Так, ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce относятся к группе многоформных гидролизующихся элементов. Подвижность их определяется количественным соотношением сорбируемых и несорбируемых форм, равновесие между которыми сдвигается под действием таких факторов, как концентрация элемента-изотопного носителя радионуклида, pH раствора, присутствие мигрирующих коллоидов, посторонних катионов и др. Миграционноспособной формой для многоформных элементов наряду с ионной могут быть тонкодисперсные коллоиды гидроксидов, которые, как правило, заряжены отрицательно и в общем случае поглощаются почвой в меньшей степени, чем катионы. Так, железо в широкой области нейтральных и щелочных значений pH образует в растворе плохосорбируемые коллоиды. Именно при этих условиях ^{59}Fe оказывается наиболее подвижным в системе раствор—почва. В то же время максимальная подвижность коллоидных форм ^{144}Ce установлена при щелочных значениях pH раствора.

Присутствие в растворе стабильных изотопов железа и алюминия, неизотопных носителей для ^{91}Y и ^{144}Ce снижает сорбцию в почве этих радионуклидов. Способностью увеличивать по-

движность ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce в системе раствор—почва обладают также искусственные и продуцирующиеся в процессе разложения растительного опада разнообразные водно-растворимые органические соединения. Механизмом воздействия таких веществ может быть образование простых и комплексных солей или внутрикомплексных соединений (Манская, Дроздова, 1964; Пономарева, 1949, 1964; Nightinlage, Smith, 1967; Schnitzer, 1968).

Радионуклид ^{90}Sr относится к группе элементов, характеризующихся обменным типом поведения в системе раствор—почва. Наиболее важным фактором, увеличивающим его подвижность, является наличие в растворе 2-валентных катионов, например Ca^{++} и Mg^{++}-неизотопных носителей ^{90}Sr. Этим, в частности, объясняется мобилизирующее действие в отношении ^{90}Sr продуктов разложения растительного опада (Титлянова и др., 1959; Чеботина, Титлянова, 1965; Чеботина, Куликов, 1973; Himes, Shufeldt, 1969).

В отличие от ^{90}Sr, ^{60}Co принадлежит к группе необменных элементов: он преимущественно закрепляется в почве в результате адсорбции минералами и образования комплексных соединений с органическими и органоминеральными веществами. Заметное снижение сорбции ^{60}Co почвой отмечено под влиянием водно-растворимых веществ растительного происхождения и искусственных комплексонов (Тимофеев-Ресовский и др., 1966; Чеботина, 1975).

Механизмом поглощения микроколичеств ^{137}Cs в почве в основном является необменная сорбция по типу закрепления в "ловушках" слоистых минералов (Титлянова, 1963). Вероятно поэтому на поведение ^{137}Cs в системе раствор—почва практически не влияет ни pH раствора, ни присутствие в нем веществ типа лигандов. Установленным фактом, однако, являются конкурентные взаимоотношения ^{137}Cs с его химическим макроаналогом K.

О прочности фиксации радионуклидов в почве судят по переходу их из твердой фазы в жидкую, т. е. по степени десорбции под влиянием различных десорбирующих агентов. По количеству радионуклидов, вытесненному из почвы водой, их можно расположить в следующий ряд: $^{137}Cs < {}^{91}Y < {}^{60}Co < {}^{144}Ce < {}^{90}Sr < {}^{59}Fe$. Этот ряд сохраняется в широком диапазоне изменения pH десорбирующего раствора.

В сложном комплексе физико-химических процессов, протекающих в почве, значительная роль принадлежит реакциям ионного обмена. Вытесняющая способность катионов, участвую-

щих в этих реакциях, нарастает с увеличением их атомной массы и валентности (Горбунов, 1978). В отношении ^{90}Sr и отчасти ^{60}Co вытесняющая способность одно-, двух- и трехвалентных катионов достаточно хорошо соответствует таковой при ионообменных реакциях. Для ^{59}Fe, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce, напротив, отсутствует какая-либо зависимость десорбирующего действия катионов от их атомной массы и валентности, т. е. микроколичества этих радионуклидов практически не вступают в реакции ионного обмена. Взаимодействуя с почвой, они включаются в другие реакции и соединения, из которых могут быть вытеснены только определенными катионами — "специфическими вытеснителями". Для ^{59}Fe — это алюминий, для ^{91}Y — медь и железо, а для ^{144}Ce — железо.

Прочность фиксации радионуклидов зависит от физико-химических свойств почв: содержания гумуса, обменных оснований и илистых частиц (Клечковский, Гулякин, 1958; Клечковский и др., 1958; Кокотов, Попова, 1962; Молчанова, Титлянова, 1965; Юдинцева, Гулякин, 1968). Удаление из почв органического вещества приводит к заметному снижению прочности закрепления ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce (Молчанова, Куликов, 1972). Для ^{59}Fe на образцах почв без органического вещества резко возрастает десорбирующее действие алюминия. По-видимому, роль алюминия как "специфического вытеснителя" железа из нативных почв и почв, лишенных органического вещества, сводится к изоморфному замещению последнего в кристаллических структурах глинистых минералов.

В отношении ^{91}Y и ^{144}Ce десорбирующее действие катионов на прокаленной почве соответствует нарастанию их вытесняющей способности при ионообменных реакциях. Отсюда следует, что минеральной фракцией почв значительная часть радионуклидов ^{91}Y и ^{144}Ce поглощается по типу ионного обмена.

По имеющимся данным (Тимофеев-Ресовский и др., 1966; Schulz et al., 1960), прочность закрепления радионуклидов в почве (если судить о ней по относительной величине десорбции, выраженной в процентах) в пределах широкого диапазона микроконцентраций остается постоянной. Для иллюстрации в табл. 2 приведены результаты десорбции ^{60}Co из почвы раствором сернокислого цинка. Прочность фиксации радионуклидов фактически не зависит и от того, в какой форме — ионной или коллоидной — они поглощены почвой. Это хорошо видно из табл. 3, где приведены результаты опытов по десорбции ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y и ^{144}Ce

Таблица 2

Десорбция ^{60}Co 0,05 Н раствором $ZnSO_4$ при разных концентрациях его в почве, % от сорбированного количества (Чеботина, Титлянова, 1965)

pH исходного раствора	Концентрация, моль/г почвы			
	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$
2	42,5	41,5	42,3	43,0
3	—	38,0	35,2	43,2
4	42,5	31,2	34,4	41,0
5	24,0	32,0	32,2	36,4
6	36,2	33,5	32,9	39,6
7	30,6	28,4	34,2	37,2
8	42,7	29,8	32,3	40,0
9	16,8	38,4	34,2	—
10	18,5	47,3	27,8	—

Таблица 3

Десорбция радионуклидов из дерново-луговой почвы катионами алюминия и цинка, % от сорбированного количества

pH раствора, из которого проведена сорбция	Десорбция			
	^{59}Fe	^{60}Co	^{91}Y	^{144}Ce
	Al^{+3}	Zn^{+2}	Al^{+3}	Al^{+3}
3	5,0	42,0	9,0	3,0
4	—	42,0	8,0	4,0
5	8,0	24,0	9,0	3,0
6	7,0	36,0	7,0	5,0
7	4,0	30,0	7,0	5,0
8	5,0	42,0	8,0	4,0
9	5,0	16,0	8,0	4,0
10	4,0	18,0	7,0	4,0

из почвы, поглощавшей радионуклиды из растворов с разными значениями pH. Лишь для кобальта отмечается некоторое снижение десорбции в той области, где эти элементы должны находиться в коллоидной форме.

Для оценки подвижности радионуклидов в системе почва—раствор в зависимости от температуры проведена десорбция ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs из почвы 0,1 Н растворами солей одно-(KCl), двух-($CaCl_2$) и трехвалентных $Al_2(SO_4)_3$ катионов, температуру которых поддерживали на уровне 2, 20 и 50 °С. Переход ^{60}Co и ^{90}Sr из почвы в раствор практически не зависит от его темпера-

туры и определяется только валентностью десорбирующего катиона. Подвижность ^{59}Fe увеличивается в 5—10 раз при повышении температуры от 2 до 50 °С. Некоторое увеличение десорбции отмечается и для ^{137}Cs. Как уже отмечалось, микроколичества ^{59}Fe и ^{137}Cs в почве включаются в специфические соединения с минеральной и органической ее компонентами. Опыты подтвердили, что вытеснение ^{59}Fe и ^{137}Cs из таких соединений — процесс эндотермический, требующий затрат дополнительной энергии.

Прочность закрепления радионуклидов, а следовательно, их подвижность в системе почва—раствор в значительной степени зависят от количественного соотношения твердой и жидкой фаз. Данные свидетельствуют о том, что параметры перехода отдельных радионуклидов в раствор во влажных почвах существенно иные, чем в почвенных суспензиях (Прохоров, Фрид, 1969; Молчанова, Караваева, 1971; Молчанова и др., 1972; Караваева, 1973). В естественной обстановке влажность почв варьирует в довольно широких пределах, что связано прежде всего с метеорологическими условиями и сезонными явлениями. В соответствии с этим водный фактор может играть значительную роль в процессах перераспределения радиоактивных элементов в почвах.

Нами проводился сравнительный анализ распределения радионуклидов стронция, цезия и церия в системе почва—раствор при изменении соотношений объема и массы жидкой и твердой фаз (коэффициентов обводненности — КО) в диапазоне от 0,2 до 20. О подвижности излучателей судили по величине коэффициента распределения (КР), который вычисляли из отношения концентраций радионуклида в почве и равновесном растворе. На рис. 1 приведены значения КР изучавшихся радионуклидов во влажной почве и почвенных суспензиях. Судя по величине КР во влажной почве (КО = 0,2), подвижность радионуклидов изменяется в ряду $^{90}Sr >> {}^{137}Cs > {}^{144}Ce$. При переходе к почвенной суспензии (КО = 2,0) подвижность ^{90}Sr снижается (КР возрастают), а подвижность ^{137}Cs и ^{144}Ce соответственно увеличивается (КР уменьшаются). В результате ^{137}Cs по подвижности приближается к ^{90}Sr. Подвижность ^{144}Ce также заметно увеличивается. Как показали результаты, увеличение миграционной способности цезия и церия происходит под действием водно-растворимого органического вещества почвы, которое наиболее интенсивно переходит в жидкую фазу при КО = 1—2. Анализ имеющегося материала по-

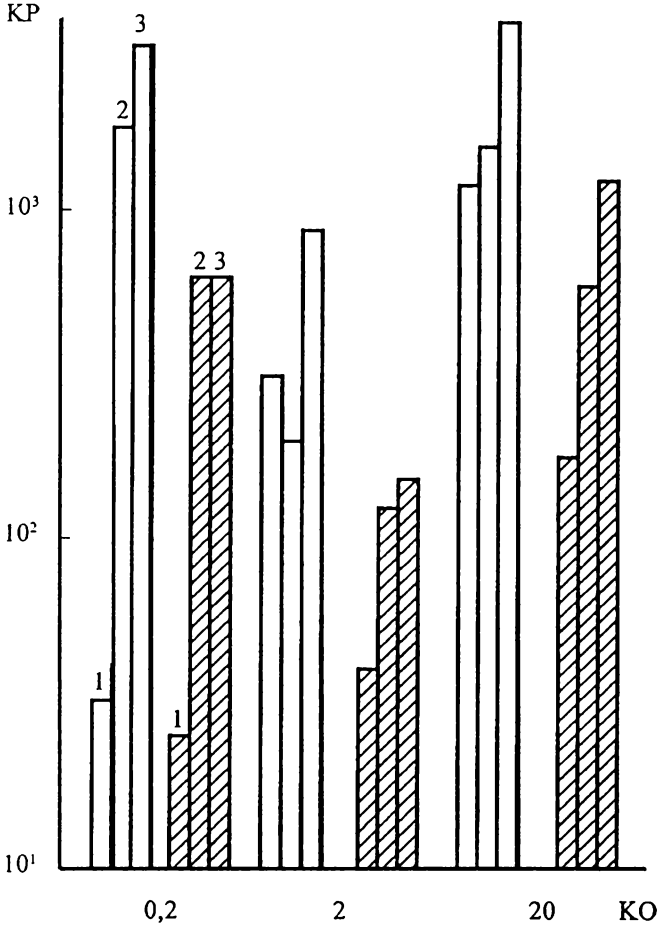


Рис. 1. Коэффициенты распределения радионуклидов в зависимости от обводненности дерново-подзолистой (*заштриховано*) и дерново-луговой почв.
1 — ^{90}Sr, 2 — ^{137}Cs, 3 — ^{144}Ce

Таблица 4

Содержание радионуклидов в растворе в зависимости от степени обводненности почв, %

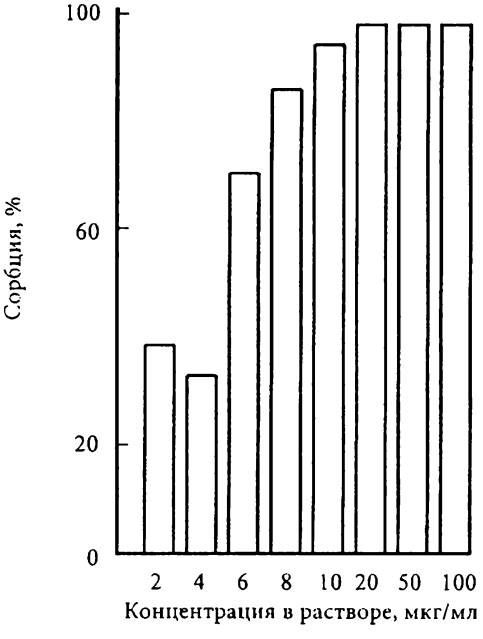
Коэф. обвод-ти	Дерново-луговая			Дерново-подзолистая		
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	0,4	0,007	0,003	1,2	0,02	0,02
0,2	0,5	0,011	0,004	0,8	0,03	0,03
0,3	0,3	0,020	0,007	0,9	0,04	0,06
0,5	0,2	0,130	0,040	1,4	0,18	0,18
1,0	0,4	0,430	0,100	2,1	0,38	0,30
2,0	0,6	0,910	0,220	4,0	1,20	1,10
5,0	1,0	1,250	0,280	7,0	1,50	1,55
10,0	1,7	1,250	0,450	11,1	2,50	2,08
20,0	1,4	1,370	0,400	11,4	3,00	1,88

казал, что величина коэффициента распределения отражает относительную подвижность радионуклидов лишь в условиях одинаковой увлажненности. При разных режимах увлажнения их подвижность в системе почва—раствор целесообразно выражать величиной той части их общего содержания, которая удерживается в жидкой фазе. Именно эта часть радионуклидов с наибольшей вероятностью может мигрировать по почвенному профилю и поглощаться корневыми системами растений.

Общее количество радионуклидов в растворе в значительной степени зависит от увлажнения почв, причем у разных радионуклидов эта зависимость проявляется по-своему (табл. 4). Характерно, что при сравнительно низких уровнях увлажнения почвы содержание ^{90}Sr в растворе на один-два порядка величин больше, чем ^{137}Cs и ^{144}Ce, а при высоких — эти различия заметно сглаживаются. Следовательно, в переувлажненных почвах ^{137}Cs и ^{144}Ce по подвижности приближаются к ^{90}Sr, а при малых увлажнениях значительно большую подвижность проявляет ^{90}Sr.

От водного режима почв существенно зависит миграционная способность радионуклидов, а также скорость разложения растительного опада, качественный и количественный состав образующихся при этом веществ. В связи с этим представляло интерес оценить влияние таких веществ на подвижность радионуклидов в почвах с различным уровнем увлажнения. Проведенные исследования показали, что водно-растворимые продукты разложения хвои сосны и листьев осины повышают подвижность ^{90}Sr и ^{144}Ce по мере увеличения обводненности почв, а

Рис. 2. Сорбция ^{232}Th почвой в зависимости от концентрации его в исходном растворе



подвижность ^{60}Co под действием экстрактов из растительного опада возрастает лишь в разбавленных почвенных суспензиях (КО > 1). В отношении ^{137}Cs продукты разложения растительного опада производят иммобилизующий эффект.

Наряду с искусственными радионуклидами исследовались и тяжелые естественные радионуклиды (ТЕРН) (Гиль, 1980; Искра, Бахуров, 1981; Архипов и др., 1982; Дричко, 1983). Интерес к этой группе элементов определялся массированным поступлением ТЕРН в биосферу на начальных этапах ЯТЦ в условиях широкого развития атомной промышленности и энергетики.

Изучение поведения указанных элементов в модельной системе раствор—почва показало, что поглощение микроколичеств урана различными типами почв достигает 98—99 %, а тория — 82—93 %. Радий, относящийся по своим химическим свойствам к щелочно-земельным элементам, также достаточно полно (на 93 %) поглощается почвами. Поглощенные ТЕРН практически не вымываются из почвы водой. Количество урана и тория, закрепленное по типу реакций ионного обмена, тоже невелико: для урана оно составляет 4—12 % от валового содержания, а для тория не превышает 2 %.

Существенным фактором, определяющим миграцию тория в системе почва—раствор, является концентрация его в растворе (рис. 2). Из разбавленных растворов (1—2 мкг/мл) торий поглощается всего лишь на 33—40 %, что связано с образованием мелкодисперсных отрицательно заряженных гидролизных соедине-

ний. Максимальное поглощение тория из растворов с концентрацией 50—100 мкг/мл может быть связано с укрупнением коллоидных агрегатов и их механической сорбцией почвой.

Опыты по десорбции тория водой показали, что абсолютное количество элемента, перешедшего из почвы в раствор, возрастает с увеличением его концентрации в почве:

Концентрация, моль/г	Десорбция	
	$n \times 10^{-3}$ мг	отн. %
$3{,}0 \times 10^{-8}$	3,8	48,4
$3{,}0 \times 10^{-7}$	10,5	12,9
$6{,}0 \times 10^{-7}$	12,4	8,2
$3{,}0 \times 10^{-6}$	22,2	2,6
$1{,}0 \times 10^{-5}$	34,6	1,7

Однако эта зависимость не прямо пропорциональна, так как относительная величина десорбции (% от поглощенного количества) уменьшается. Это можно объяснить образованием и закреплением в почве коллоидных агрегатов, из которых торий вытесняется меньше, чем из мелких гидролизных или коллоидных частиц.

В 70-е гг. пристальное внимание радиоэкологов привлекает группа трансурановых радионуклидов — наименее изученных искусственных радиоактивных веществ, поступающих в природную среду в результате техногенной деятельности человека. К ним относится плутоний, имеющий 15 радиоизотопов, большинство из которых ($^{238-242}$Pu) обладают длительным периодом полураспада и высокой токсичностью. Последнее делает Pu одним из наиболее биологически и радиологически значимых радионуклидов. Почвенная химия плутония значительно сложней, чем у других трансурановых элементов. Плутоний имеет разную валентность, изменяющуюся от III до VI. Различная степень окисления, способность к диспропорционированию, гидролизу и комплексообразованию — основные факторы, определяющие поведение Pu в почвах ("Трансурановые элементы...", 1985). Распределение последнего между твердой и жидкой фазами почвы зависит от физико-химических характеристик твердой фазы, Eh и pH почвенного раствора, дисперсности и знака заряда почвенных коллоидов, присутствия органических лигандов и т. д. Плутоний в четырехвалентном состоянии при отсутствии комплексообразователей плохо растворим в воде при pH, близких к нейтральным; практически нельзя обнаружить его мономерные соединения. Величина коэффициентов распреде-

ления Pu^{4+} в 10—100 раз в зависимости от состава твердой фазы выше, чем Pu^{6+}. Максимальная сорбция Pu^{6+} наблюдается при pH = 5,5. При pH = 8 концентрация Pu в растворе существенно увеличивается. Это связано с вероятным диспергированием полимерных и гидроксильных соединений (Rhodes, 1957; Prout, 1958; Rogers, 1975; Nishita, 1978).

В почвах плутоний обнаружен в разных формах, основная доля его (до 98 %) входит в состав аморфных органических и неорганических соединений (Павлоцкая, Горяченкова, 1987; Горяченкова и др., 1993; Павлоцкая и др., 1993). Содержание плутония в водно-растворимой форме составляет 0,2—0,6 %, при этом до 88 % Pu в водной вытяжке находится в виде мелкодисперсных коллоидных частиц. Считается, что основным механизмом миграции Pu в почвах является перенос его в составе тонкодисперсных коллоидов и диффузия. Растворимые комплексные соединения низкомолекулярных и фульвокислот обусловливают быстрый перенос плутония в почвах, а медленный происходит в составе малорастворимых гуминовых кислот и гидроксидов (Горяченкова, 1995).

Итак, поведение радионуклидов в стационарной, равновесной системе почва—раствор, их полнота поглощения и прочность закрепления зависят как от химических свойств самих излучателей, так и от физико-химических особенностей среды: pH и температуры раствора, присутствия в нем различных катионов и комплексообразующих веществ, химического состава почвы, режима ее увлажнения и других факторов.

1.2. ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ

В природных условиях миграция химических элементов, наряду с вытеснением из почвы, включает горизонтальное и вертикальное перемещение. Исследователями предложены разнообразные модели, описывающие особенности вертикальной миграции радионуклидов. Так, Миллер и Рейтемейер считают, что перемещение радионуклидов в почве аналогично перемещению химических элементов по хроматографической колонке (Thornthwaite et al., 1960), кроме того, они допускают, что из почвы вымывается постоянная часть ионов с каждым объемом фильтрующейся воды. В исследованиях, выполненных В. М. Прохоровым с сотрудниками, вертикальная миграция радионуклидов, в особенности стронция-90, связывается с диффузионными процессами, а

основной причиной передвижения нуклида считается градиент концентраций. Суммарная скорость диффузионного потока химического элемента в почве оценивается коэффициентом диффузии, величина которого обычно составляет 10^{-6}—10^{-7} см^2/с (Прохоров, 1981). Наряду с этим, причинами вертикальной миграции радионуклидов могут быть кольматаж, а также конвективный перенос с водными растворами в поровом пространстве почв. Этот перенос идет как с гравитационным током воды, направленным вниз по профилю, так и при капиллярном поднятии растворов. Очевидно, что конвективное перемещение радионуклидов имеет существенное значение для почв с промывным режимом и для соединений, находящихся в водно-растворимом и легкоподвижном состояниях (Wijk, Braams, 1960; Бочкарев и др., 1964; Росянов и др., 1971). Важную роль в перемещении радионуклидов в почвенном профиле играют механический состав и физико-химические свойства почвы, водный режим, наличие на поверхности растительного опада и условий его разложения.

В настоящем разделе излагаются результаты исследования перемещения радионуклидов в почвах в зависимости от разных факторов. Опыты проведены в динамических условиях с использованием насыпных почвенных образцов, которые помещали в металлические колонки (h = 30 см; d = 18 см), имеющие сток. В этих условиях прежде всего оценивалась зависимость вертикальной миграции радионуклидов в почвах от режима почвенного увлажнения. Результаты исследований, проведенных с использованием метки, показали, что с повышением обводненности почвы от 60 % от полной влагоемкости до условий затопления вертикальная миграция ^{90}Sr в почве возрастает, а ^{137}Cs и ^{144}Ce — практически не меняется. При этом вертикальное распределение радионуклидов в почвенном растворе хорошо коррелирует с таковым в почве. Так, при низкой влажности ^{90}Sr, перешедший в почвенный раствор, в основном удерживается в слое внесения, что связано с отсутствием перемещения гравитационной влаги. При затоплении почвы и фильтрации через нее воды имеет место разбавление почвенного раствора и перемещение ^{90}Sr в более глубокие слои, ^{137}Cs и ^{144}Ce преимущественно удерживаются в твердой фазе, слабо переходят в раствор и незначительно перемещаются даже при наличии гравитационной влаги.

Известно, что вода в почве неоднородна и обладает различными физическими свойствами, воплощающими важнейшие проявления сил, под влиянием которых она удерживается и пе-

Таблица 5

Объем фильтрата (Ф) и почвенного раствора (ПР) и распределение между ними радионуклидов в зависимости от режима почвенного увлажнения, % от содержания в жидкой фазе

Почва	Коэф. обвод-ти	Объем, мл		^{90}Sr		^{137}Cs	
		Ф	ПР	Ф	ПР	Ф	ПР
Дерново-подзолистая	0,3	17	80	9	91	1	99
	1,0	300	75	84	16	2	98
Дерново-луговая	0,3	12	110	5	95	1	99
	1,0	240	130	76	24	9	91

редвигается в почвенном профиле. К основным категориям почвенной влаги относят прочносвязанную, рыхлосвязанную и свободную (Долгов, 1948; Роде, 1965). К прочносвязанной относится вода, молекулы которой движутся и удерживаются почвой под влиянием сорбционных сил, т. е. сил взаимодействия молекул воды с поверхностью почвенных частиц. Рыхлосвязанная вода — переходная форма, ее поведение определяется участием капиллярных и сорбционных сил. Свободная вода перемещается преимущественно под влиянием гравитационных сил и наиболее подвижна.

Для сравнительной оценки участия различных категорий почвенной влаги в процессах миграции радионуклидов, из почвы выделены свободная гравитационная вода, прошедшая через толщу почвенной колонки (фильтрат) и с помощью центрифугирования — капиллярно-сорбционная влага (почвенный раствор). Полученные данные (табл. 5) показали, что при избыточном увлажнении почвы основное количество водно-растворимого ^{90}Sr содержится в гравитационной влаге. С уменьшением объема фильтрующейся воды наблюдается относительное обогащение стронцием-90 раствора, удерживаемого почвой. В то же время, независимо от уровня увлажнения почв, большая часть цезия-137, перешедшего в раствор, находится в капиллярно-сорбционной влаге.

Миграционная способность ^{232}Th не зависит от степени почвенного увлажнения и он практически не переходит в жидкую фазу почвы в условиях проведенных динамических опытов. Вместе с тем подвижность ^{238}U возрастает с увеличением увлажненности почвы. В условиях затопления основное количество водно-растворимого урана содержится в фильтрующейся влаге. При

снижении влажности почвы уран-238 более или менее равномерно распределяется между изученными категориями почвенной влаги. Дальнейшее подсушивание почвы приводит к тому, что лишь тысячные доли процента от внесенного в почву количества урана-238 переходят в жидкую фазу и удерживаются в ней.

В природных условиях интенсивность вертикальной миграции радионуклидов в почве в значительной степени определяется свойствами лесных подстилок. Являясь основным депо органического вещества и зольных элементов, подстилка может в течение длительного времени удерживать радионуклиды в состоянии, недоступном для корневых систем. Лишь по мере гумификации и минерализации подстилки происходит высвобождение радионуклидов и их перевод непосредственно в почву. Как правило, этот процесс сопровождается образованием мобильных металлорганических комплексов, способных мигрировать по почвенному профилю. Состав этих комплексов чрезвычайно разнообразен и зависит от характера разлагающегося опада, населяющей его микрофлоры, температуры, степени увлажнения и т. д. Так, при избыточном увлажнении создаются анаэробные условия разложения растительного опада, при которых образуется большое количество подвижных органических соединений, способствующих миграции в почве ряда химических элементов ("Буроземообразование...", 1974; Кауричев, Ноздрунова, 1964; King, Bloomfield, 1968).

С учетом того, что условия разложения могут оказывать наибольшее влияние на миграционную способность элементов с переменной валентностью, изучено влияние разлагающегося опада на вертикальную миграцию внесенного в поверхностный слой почвы ^{59}Fe. Условия разложения опада варьировали от аэробных до полного анаэробиозиса. Длительность опыта — три месяца. Полученные данные свидетельствуют о том, что продукты аэробного разложения опада не оказывают заметного влияния на распределение ^{59}Fe в профиле почвенной колонки по сравнению с контрольным вариантом (без опада). В этих условиях лишь 2—5 % ^{59}Fe мигрирует за пределы слоя внесения. В условиях полного затопления и анаэробного разложения органического вещества отмечено заметное усиление вертикальной миграции радионуклида. Так, под влиянием разлагающегося опада сосны из слоя первоначального внесения при избыточном увлажнении вымылось около 32 % ^{59}Fe, а под слоем осинового опада вынос нуклида составил более 50 % (рис. 3). Миграа-

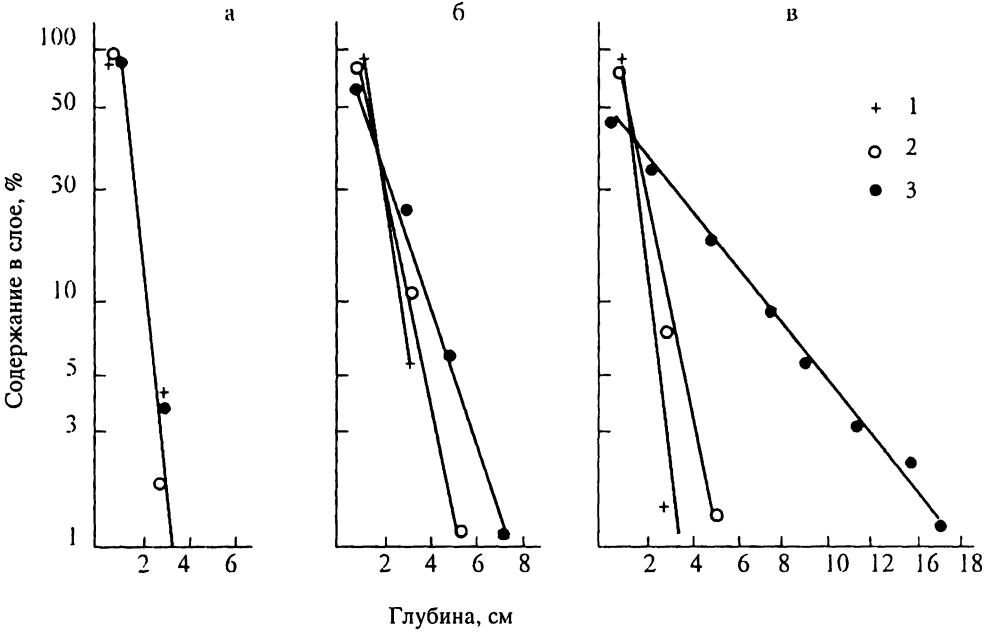


Рис. 3. Распределение ^{59}Fe по профилю почвенных колонок. Варианты: а — без растительного опада, б — опад хвои сосны, в — опад листьев осины.

Влажность, % от полной влагоемкости: 1 — 45, 2 — 100, 3 — 300

Таблица 6

Содержание ^{59}Fe в фильтрате при увлажнении 100 и 300 % (в скобках) от полной влагоемкости

Вариант опыта	Концентрация, 10^3 Бк/л	Содержание, 10^3 Бк
Без растительного опада	0,35 (0,22)	0,36 (2,65)
Хвоя сосны	2,80 (2,10)	7,40 (29,10)
Листья осины	17,00 (13,00)	46,00 (175,00)

ционная способность ^{59}Fe оценивалась по его содержанию в фильтрате (табл. 6), которое в контрольном варианте оказалось наиболее низким. В фильтрате из почвы с разлагающейся хвоей сосны концентрация ^{59}Fe примерно на порядок величин выше, чем в контроле. Осиновый же опад способствует наиболее интенсивному выносу радионуклида. С увеличением степени обводненности почвы общее содержание ^{59}Fe в фильтрате возрастает во всех вариантах опыта включая контроль. С помощью центрифугирования установлено, что ^{59}Fe в фильтрате находится в виде тонкодисперсных коллоидных частиц, в форме которых, по-видимому, оно мигрирует в профиле почвенной колонки.

В природной обстановке разложение опада, как правило, происходит в условиях переменного увлажнения лесной подстилки и почвы, а временной масштаб миграционных процессов очень велик. В связи с этим проведены длительные опыты с долгоживущими радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs. Дерново-луговую почву размещали в металлических колонках (h = 30; d = 18 см) в траншее под открытым небом. Радионуклиды вносили в поверхностный (1 см) слой почвы, на который помещали по 500 г измельченного опада хвои сосны, листьев осины и березы. Контрольный вариант оставляли без растительного опада.

Параллельно проводили опыт в трех типах естественных биогеоценозов: сосняке мертвопокровном (дерново-луговая почва), березняке и осиннике разнотравном (бурая лесная почва). В ходе этого эксперимента с экспериментальных площадок размером 30×30 см весной снимали подстилку и слой почвы (1 см), в которую фракционированным поливом вносили радионуклиды. После этого почву и подстилку укладывали на прежние места. В

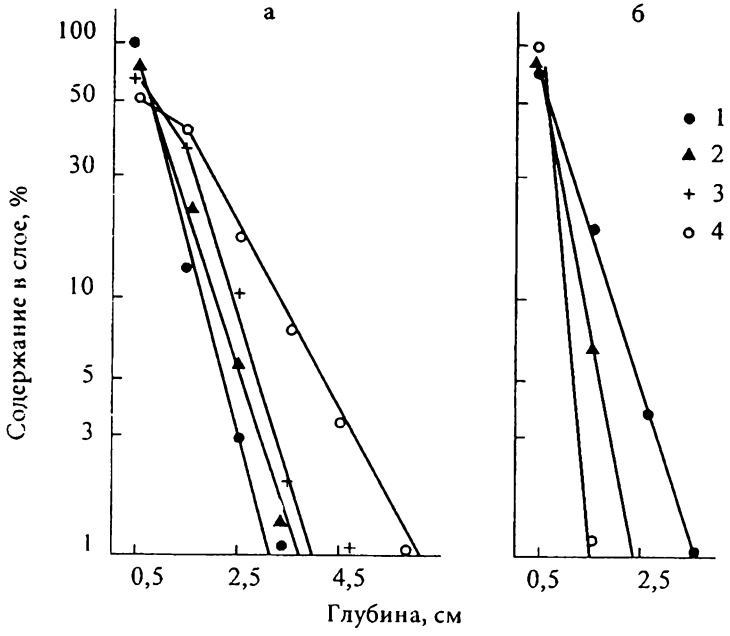


Рис. 4. Распределение ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) по профилю почвенных колонок.
Варианты: 1 — без опада, 2 — хвоя сосны, 3 — листья осины, 4 — листья березы

контрольном варианте площадки оставляли без подстилки, для чего в течение эксперимента с них регулярно убирали поступающий листовой опад. Длительность опытов в колонках составляла 2 года, а в естественных условиях — 4 года. По окончании опытов отбирали по 1-сантиметровым слоям почвы в колонках и на экспериментальных участках и подвергали радиометрическому анализу. Результаты "колоночного" опыта показали, что наличие слоя разлагающегося опада на поверхности почвы способствует увеличению миграции в ней ^{90}Sr (рис. 4). Вынос радионуклида из зоны первоначального внесения в контроле составил 15—20 %, тогда как в вариантах с опадом 34—50 % от внесенного в почву количества. При этом в контрольном варианте содержание ^{90}Sr с глубиной снижалось более резко, чем в вариантах с растительным опадом. Опад листьев березы оказывает большее влияние на миграционную способность радионуклидов, чем опад листьев осины и хвои сосны. Это происходит в результате более бы-

строго разложения листьев березы по сравнению с таковыми осины и хвоей сосны. Как следует из рис. 4, растительный опад не оказывает мобилизующего действия на ^{137}Cs и даже несколько снижает подвижность этого радионуклида.

Влияние растительного опада на подвижность изучавшихся радионуклидов в естественных условиях выражено слабее, чем в модельных системах. В естественных условиях имеет место лишь небольшое увеличение вертикальной миграции ^{90}Sr в березняке разнотравном и уменьшение подвижности ^{137}Cs под подстилкой сосняка мертвопокровного. В остальных случаях вынос радионуклидов из слоя внесения и распределение их по профилю почв в вариантах с опадом практически не отличаются от контроля. Менее выраженное влияние растительного опада на подвижность радионуклидов в естественных условиях по сравнению с динамическими опытами в колонках может быть обусловлено тем, что последние проведены при большом избытке разлагающегося материала. В природных условиях мощность подстилки значительно меньше, поэтому для получения аналогичного эффекта требуется значительно более длительное время. Кроме того, следует учитывать и то обстоятельство, что на пути миграции и выноса химических элементов из почвы в естественных условиях стоит мощный барьер в виде корневых систем растений. Они перехватывают химические элементы в биогеоценозе, частично возвращая их в почву с опадом, а большую часть удерживают в древостое в течение длительного времени. Это также способствует снижению вертикальной миграции радионуклидов в природных условиях.

1.3. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

Радионуклиды поступают в растительный покров в основном двумя путями: при непосредственном выпадении на поверхность растений из атмосферы и 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 процессами, протекающими в них. Почва, как правило, полно и прочно сорбирует микроколичества радионуклидов, поэтому способность разных радионуклидов поглощаться

растениями тесно связана с их возможностью переходить из почвы в раствор. Различные сочетания таких факторов, как pH среды, концентрация элемента, влажность почвы, присутствие в растворе других катионов, коллоидов и водно-растворимых веществ могут либо благоприятствовать увеличению миграционной способности и поступления радионуклидов в растения, либо снижать его (Клечковский и др., 1973).

В ряде работ показана более прочная фиксация радионуклидов в дерново-луговых почвах по сравнению с подзолистыми (Nishita et al., 1956; Кокотов, Попова, 1962). В соответствии с этим из подзолов растения поглощают радионуклиды в больших количествах, чем из дерново-луговых почв (Gracham, Killion, 1962; Кварацхелиа, Арнаутов, 1964; Юдинцева и др., 1969). Подтверждением этому служат и полученные в серии вегетационных опытов величины коэффициентов накопления (КН), представляющие собой отношение концентраций радионуклидов в надземной массе растений и почве (табл. 7).

Снижение поступления радионуклидов из дерново-луговой почвы может быть связано с повышенным содержанием в ней органического вещества (Юдинцева, Гулякин, 1968). Справедливость этого утверждения хорошо иллюстрируется результатами вегетационных опытов, проведенных с ^{60}Co (табл. 8). Концентрация его в растениях, особенно в корнях, закономерно снижается с повышением содержания гумуса в почве; общий вынос радионуклида надземной массой растений зависит также и от биологических особенностей растений. Так, для овса он составляет тысячные и сотые, а для вики — десятые доли процента.

Имеющиеся в литературе данные о роли почвенной влаги в миграции радионуклидов в системе почва—растение противоречивы. В одних работах отмечается увеличение, а в других, наоборот, снижение поступления отдельных нуклидов с повышением влажности почв (Kubota et al., 1963; Emmert, 1964; Сатклифф, 1964; Павлоцкая и др., 1966; Nishita, Hawthorne, 1967; Бурец, Граковский, 1979; Санжарова, Алексахин, 1982). Авторы некоторых работ указывают на отсутствие какой-либо зависимости между концентрацией радионуклидов в растениях и степенью увлажнения почвы (Stewart, Hungate, 1967; Гулякин и др., 1976; Моисеев и др., 1974; Харчук, Абатуров, 1970). Сложность вопроса, по-видимому, в том, что разные химические элементы поглощаются из почвы в зависимости от режима ее увлажнения по-разному. Кроме того, степень влияния указанного фактора

Таблица 7

Коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе растений

Растение	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
	Дерново-луговая почва					
Горох	0,30	0,03	2,35	0,08	—	0,02
Ячмень	0,30	0,08	0,86	0,06	0,06	0,02
	Дерново-подзолистая почва					
Горох	0,48	—	6,80	0,80	0,36	0,51
Ячмень	0,20	0,20	3,67	0,23	0,14	0,20

Таблица 8

Накопление ^{60}Co в основных частях растений в зависимости от содержания гумуса в почве

Показатель	Содержание гумуса в почве, %			
	3,4	5,1	13,1	16,9
Концентрация, Бк/кг				
в надземной части	20/180	520/160	13/90	8/18
в корнях	7250/4000	2480/3200	1930/1800	290/450
Содержание, %				
в надземной части	0,011/0,110	0,012/0,098	0,007/0,061	0,012/0,017
в корнях	0,400/0,200	0,160/0,150	0,120/0,110	0,056/0,033

Примечание. В числителе — овес, в знаменателе — вика.

Таблица 9

Коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе растений в зависимости от влажности дерново-луговой почвы

Коэф. обвод-ти	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr
0,1	0,86±0,04/0,52±0,03	0,27±0,01/0,04±0,01	9,15±0,43/1,65±0,10
0,2	0,81±0,06/0,33±0,05	0,30±0,03/0,13±0,02	10,80±0,28/1,40±0,04
0,3	0,81±0,02/0,55±0,05	0,28±0,01/0,06±0,01	9,90±0,10/1,65±0,06
Коэф. обвод-ти	**^{91}Y**	**^{137}Cs**	**^{144}Ce**
0,1	0,16±0,04/ —	1,05±0,03/0,26±0,02	0,08±0,01/0,05±0,01
0,2	0,16±0,02/0,05±0,02	1,31±0,09/0,24±0,01	0,08±0,01/0,04±0,01
0,3	0,19±0,02/0,03±0,01	1,06±0,01/0,17±0,02	0,07±0,01/0,04±0,01

Примечание. В числителе — горох, в знаменателе — ячмень.

на подвижность радионуклидов в системе почва—растение во многом определяется свойствами почв и биологическими особенностями растений.

Результаты сравнительного изучения накопления шести радионуклидов растениями гороха и ячменя из дерново-луговой почвы при разных режимах ее увлажнения представлены в табл. 9. Величина коэффициентов накопления, а следовательно, и концентрация этих нуклидов в растениях практически не зависят от влажности почвы. Однако общий вынос всех изучавшихся радионуклидов растениями с повышением увлажненности возрастает за счет увеличения биомассы растений на более влажной почве (табл. 10). Аналогичные данные получены с одним из представителей группы ТЕРН ^{226}Ra (Шехурина, Караваева, 1988).

Известно, что наиболее доступной для растений является та часть имеющихся в почве химических элементов, которая находится в почвенном растворе. В свою очередь концентрация элементов минерального питания в жидкой фазе почвы и соотношение между ними в значительной мере определяются степенью почвенного увлажнения (Возбуцкая, 1968). Полученные данные показали, что концентрация ^{90}Sr и ^{226}Ra в почвенном растворе находится в обратной зависимости от уровня почвенного увлажнения. В результате величина коэффициентов поступления, выраженная в виде отношения концентраций радионуклидов в сухом веществе растений и в почвенном растворе, возрастает с увеличением влажности почвы. Отмеченный факт можно объяснить тем, что источником поступления радионуклидов для растения является не только почвенный раствор, но и непосредственно почва как основное депо химических элементов в системе почва—раствор—растение. Для примера приводятся концентрация ^{90}Sr в почвенном растворе и коэффициенты поступления для надземной массы растений при разной влажности почвы:

Коэф. обвод-ти	^{90}Sr в растворе, Бк/мл	Коэф. поступления	
		Горох	Ячмень
0,1	120±14	450±50	70±2
0,2	70±5	810±40	110±3
0,3	40±2	1410±20	230±10

Учитывая то обстоятельство, что степень влияния влажности почвы на подвижность радионуклидов может зависеть от биологических особенностей растений, провели опыт с дикорастущими травами, которые по требованию к увлажнению в естест-

Общее содержание радионуклидов в растениях в зависимости от влажности

Коэф. обвод-ти	Масса сухих растений, г	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr
		% от внесенного		
0,1	2,20/1,25	0,14/0,02	0,030/0,003	0,98/0,10
0,2	3,51/1,67	0,16/0,03	0,060/0,010	1,93/0,13
0,3	4,15/2,09	0,19/0,05	0,060/0,007	2,18/0,18

Примечание. В числителе — горох, в знаменателе — ячмень.

венных условиях относятся к разным экологическим группам (гигромезофиты, мезофиты и ксеромезофиты). Таким подбором растений предполагалось приблизить один из вариантов опыта по влажности почвы к оптимальным условиям произрастания каждой из групп, оставляя их в других вариантах в менее благоприятных условиях. Результаты опытов показали (табл. 11), что независимо от принадлежности растений к той или иной экологической группе по мере повышения влажности почвы вынос радионуклидов надземной массой увеличивается. Это обусловлено возрастанием биомассы растений на более влажной почве, тогда как концентрация и коэффициенты накопления радионуклидов в растениях при всех режимах увлажнения, как правило, не изменяются.

Радионуклиды как новые ингредиенты природной среды вступают в изотопный обмен с соответствующими стабильными элементами. В первый период после попадания в почвы они находятся, как правило, в более подвижной и легко доступной растениям форме. Это положение подтверждается результатами изучения поведения радиоактивного и стабильного изотопов Са (табл. 12). Видно, что коэффициенты накопления первого в зависимости от вида растения колеблются от 2,6 до 65,7, а второго — от 0,05 до 0,98. Из дерново-луговой почвы горох на единицу массы накапливает стабильного Са несколько больше, а ячмень примерно столько же, что и из дерново-подзолистой почвы. При этом содержание стабильного Са в почвенном растворе, выделенном из дерново-луговой и дерново-подзолистой почв, составляет соответственно 0,45 и 0,03 мг/мл. Отсутствие прямой пропорциональной зависимости между содержанием Са в почвенном растворе и в растениях может быть результатом барьерно-регулирующей функции корневых систем, контролирующих поток ионов в растения (Сытник и др., 1972; Трубецко-

Таблица 10

дерново-луговой почвы

^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
количества		
0,010	0,120/0,018	0,008/0,002
0,030/0,003	0,230/0,020	0,012/0,003
0,040/0,004	0,230/0,018	0,014/0,005

ва, 1972; Корнеев и др., 1976). В то же время поступление ^{45}Ca в растения определяется его способностью переходить из твердой фазы в почвенный раствор. Так, для дерново-луговой почвы, в которой прочность закрепления ^{45}Ca относительно велика, КН на порядок величин ниже, чем для дерново-подзолистой почвы.

Известно, что комплексные соединения радионуклидов слабо поглощаются почвой, вследствие чего может повышаться их доступность растениям (Куликов, 1960, 1968; Essington et al., 1962, 1963; Essington, Nishita, 1966; Nishita, Essington, 1967). В биологических исследованиях в свое время широкое применение получил комплексон ЭДТА $C_{10}H_{16}O_8N_2$ — этилендиаминтетрауксусная кислота. Опыты, проведенные с использованием этого комплексона, показали, что радионуклиды ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y, внесенные в почву в виде комплексных соединений с ЭДТА, легко десорбируются водой (табл. 13).

Комплексные соединения ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y не разрушаются в почве, вследствие чего эти радионуклиды в закомплексованной форме накапливаются растениями в значительно большем количестве, чем в виде простых солей. Комплексонаты ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce оказались в почве неустойчивыми, на что указывает одинаково прочная их фиксация в обоих вариантах опыта. В результате поступление в растения второй группы радионуклидов в присутствии ЭДТА не изменяется.

Поведение радионуклидов в почвенно-растительном покрове зависит, наряду с уже рассмотренными физико-химическими факторами, также и от температурных условий. Например, процессы вымораживания и перегрева почв влияют на прочность закрепления в них ^{90}Sr и ^{137}Cs (Прохоров, 1981; Шагалова, 1982). В серии вегетационных опытов изучены особенности поглощения радионуклидов растениями из почв при разной температуре поливной воды. Результаты показали, что концентрация радионуклидов в надземной массе растений незначительно изменяется в разных вариантах опыта (табл. 14). Различия в большинстве случаев статистически недостоверны (P = 0,05). Уровни накоп-

Таблица 11

Вынос радионуклидов надземной массой растений разных экологических групп в зависимости от влажности дерново-луговой почвы

Экологическая группа	Коэф. обвод-ти	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Гигромезофиты	0,1	9,0/2,1	1,1/1,4	0,2/0,18
	0,2	18,0/2,4	5,3/2,4	0,5/0,18
	0,3	36,0/2,6	3,3/1,2	0,5/0,18
Мезофиты	0,1	26,0/2,5	6,0/3,0	0,3/0,18
	0,2	56,0/2,4	12,0/2,8	0,7/0,11
	0,3	70,0/1,9	11,0/2,3	0,8/0,11
Ксеромезофиты	0,1	10,0/1,9	2,7/1,9	0,4/0,18
	0,2	30,0/2,4	4,0/1,2	0,5/0,18
	0,3	36,0/2,3	—	1,1/0,18

Примечание. В числителе — 10^{-3} % от внесенного количества, в знаменателе — кБк/г сухой массы.

Таблица 12

Концентрация и коэффициенты накопления (КН) радиоактивного и стабильных изотопов Са для надземной массы растений

Растение	^{45}Ca		Ca	
	кБк/г сухой массы	КН	мг/г сухой массы	КН
Горох	50±0,6/243±4,0	6,2/65,7	16,0±0,20/11,6±0,27	0,29/0,98
Ячмень	19±0,2/113±3,0	2,6/30,0	3,1±0,03/2,8±0,30	0,05/0,27

Примечание. В числителе — дерново-луговая, в знаменателе — дерново-подзолистая почва.

ления радионуклидов растениями зависят в основном от биологических особенностей изучавшихся видов и типа почвы. Вместе с тем отмечается увеличение поступления ^{59}Fe в надземную массу растений при повышении температуры поливной воды, что может быть связано с отмеченным выше увеличением подвижности этого радионуклида в системе почва—раствор, а также с более интенсивным включением его в процессы метаболизма растений.

Хранение почв с предварительно внесенными в них радионуклидами в течение длительного периода (1,5 года) при температуре –11, +20 и +50 °С практически не повлияло на последующее накопление из них ^{90}Sr (рис. 5). Различия в его накоплении растениями из почв, выдержанных при разных температурах, в большинстве случаев статистически недостоверны. Накопление

Таблица 13

Десорбция и коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе растений при внесении их в почву в форме простых солей и комплексов с ЭДТА

Вариант опыта	Десорбция водой, % от содержания в почве	Коэффициент накопления	
		Горох	Ячмень
^{59}Fe	2,2	0,30	0,30
^{59}Fe-ЭДТА	70,0	6,30	1,60
^{60}Co	5,0	0,07	0,01
^{60}Co-ЭДТА	85,0	1,09	0,06
^{90}Sr	7,0	1,90	—
^{90}Sr-ЭДТА	9,0	2,30	—
^{91}Y	5,8	0,08	0,08
^{91}Y-ЭДТА	61,0	0,76	0,25
^{137}Cs	1,0	0,06	—
^{137}Cs-ЭДТА	1,0	0,02	—
^{144}Ce	1,4	0,02	0,02
^{144}Ce-ЭДТА	1,6	0,03	0,01

Таблица 14

Концентрация радионуклидов в надземной части растений, Бк/г сухой массы, в зависимости от температуры поливной воды

Радионуклид	Температура, °С	Дерново-луговая почва	Дерново-подзолистая почва
^{59}Fe	2	129±30/16±3	79±7/73±14
	20	95±11/17±2	199±9/339±54
	50	230±44/28±2	357±96/270±94
^{60}Co	2	20±2/5±1	840±140/25±2
	20	24±3/4±1	1613±220/66±17
	50	92±27/12±2	950±82/59±11
^{90}Sr	2	290±23/69±4	1760±109/95±4
	20	180±9/30±2	2510±80/151±29
	50	360±39/68±2	3431±140/159±20
^{137}Cs	2	68±9/15±6	1024±160/44±2
	20	103±21/21±2	870±66/32±1
	50	90±14/38±9	967±42/48±2

Примечание. В числителе — горох, в знаменателе — ячмень.

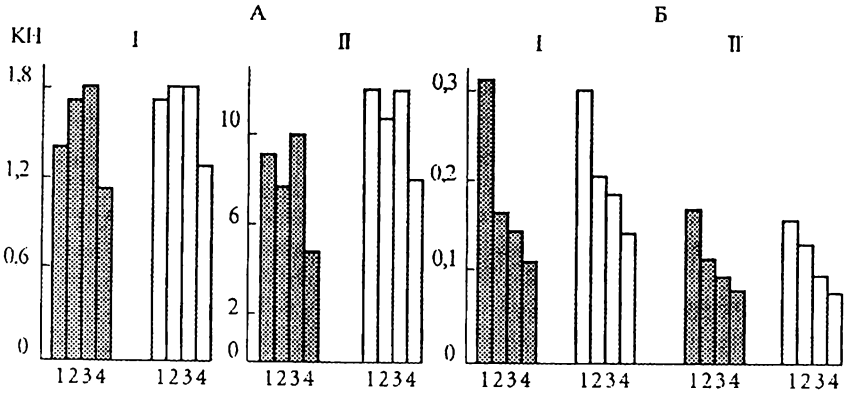


Рис. 5. Накопление ^{90}Sr (А) и ^{137}Cs (Б) проростками гороха из почв, хранившихся при разных температурах.

Почвы: I — дерново-луговая, II — дерново-подзолистая. Заштриховано — листья, не заштриховано — стебли. Температура хранения, °С: 1 — (–11), 2 — (+24), 3 — (+20), 4 — (+50)

^{137}Cs растениями в крайних вариантах опыта изменяется примерно в 2 раза, снижаясь при относительно высокой температуре хранения.

Интересно отметить, что КН ^{137}Cs у растений, произрастающих на дерново-подзолистой почве, приближаются к таковым для дерново-луговой. Казалось бы, это противоречит установившимся представлениям о биологической доступности ^{137}Cs из подзолистых почв по сравнению с почвами черноземного типа. Вероятно, отмеченное выравнивание КН — следствие происходящего со временем в почвах "старения" радионуклида. В основе этого явления лежит переход изотопов в необменное состояние и увеличение энергии связи сорбированных ионов с почвенно-поглощающим комплексом, который в дерново-подзолистой почве завершается быстрее, чем в почвах черноземного типа (Погодин, Полякова, 1978; Тихомиров и др., 1981). Кроме того, как показали приведенные выше результаты, темпы "старения" радионуклидов возрастают с увеличением температуры хранения почвы.

К настоящему времени в большинстве дикорастущих и культурных растений обнаружены и количественно определены практически все изотопы природных радиоактивных семейств (Cardenale et al., 1971; Whitehead et al., 1971; Багдалов и др., 1972). Отмечено, что наибольшей миграционной способностью в системе почва—растение обладает ^{226}Ra; КН его для многих видов

растений могут быть >1 (Вернадский, 1929, 1930; Кунашева, 1939; Баранов, 1939; Ковалевский, 1965; Груздев, 1971).

Считается, что в биогеохимии урана растениям принадлежит исключительная роль, хотя величины КН этого элемента часто оказываются <1. В целом по доступности для растений из почвы ТЕРН располагаются в ряд: Ra > U > Th (Виноградов, 1957; Сыромятников, 1961; Малюга, 1965; Никифорова, 1969; Moreira-Nordemann, 1979). Интенсивная хозяйственная деятельность и внедрение урановых технологий привели к увеличению масштабов поступления ТЕРН из недр земли на поверхность и вовлечению их в биологический круговорот. Так, сбросные шахтные воды и отходы рудоперерабатывающей промышленности, используемые для орошения, удобрения и мелиорации, содержат повышенные количества U, Th, Ra, Po, Pb, которые могут включаться в биогеоценотические звенья и трофические цепи. Поэтому изучение закономерностей поведения представителей ТЕРН в системе почва—растение особенно актуально.

Нами изучена подвижность радионуклидов ^{238}U, ^{226}Ra, $^{210}Pb(Po)$ в системе почва—растение при использовании для полива сельскохозяйственных растений пресной воды и высокоминерализованных шахтных вод. В этой серии опытов использовали каштановую почву, наиболее распространенную в почвенном покрове южных областей, где преобладает орошаемое земледелие. В вегетационных опытах изучено сравнительное накопление ^{226}Ra растениями из поливной воды при разных нормах ее полива. Каштановую почву помещали в вегетационные сосуды емкостью 5 л и засевали семенами гороха или овса. В течение опыта (45 дней) растения поливали водопроводной водой, содержащей ^{226}Ra, исходя из нормы полива 25, 50 и 100 м^3/га. Из табл. 15 видно, что увеличение нормы полива, а следовательно, и содержания нуклида в почве приводят, как правило, к возрастанию его концентрации во всех частях подопытных растений. Однако концентрирующая способность растений, оцениваемая величиной коэффициента накопления, изменяется незначительно. Видовые особенности растений также оказали незначительное влияние на аккумуляцию ^{226}Ra из почвы.

В результате применения поливных вод, содержащих повышенные количества радионуклидов, происходит их накопление в почвах. Дальнейшая судьба их в почвах определяется совокупностью процессов (диффузии, кольматажа, конвективного переноса с растворами), приводящих к вертикальному перераспределе-

Таблица 15

Концентрация (1), (n×10^{-3}) Бк/г, и коэффициенты накопления (2) ^{226}Ra в растениях в зависимости от нормы полива

Норма, м^3/га	Листья		Стебли		Бобы, зерно	
	1	2	1	2	1	2
	Горох					
25	125±71	0,37	63±13	0,13	17±4	0,034
50	580±63	0,58	130±70	0,13	70±40	0,070
100	1025	0,51	260±19	0,13	80±25	0,040
	Овес					
25	303±200	0,60	36±20	0,07	Не обн.	—
50	350±120	0,35	28±11	0,03	15±9	0,015
100	900±400	0,45	57±1	0,03	15±7	0,08

Таблица 16

Концентрация (1), ($n \times 10^{-2}$) Бк/кг, и коэффициенты накопления (2) радионуклидов в растениях

Поливная вода	Способ полива	Части растения	^{210}Pb(Po)		^{226}Ra		^{238}U	
			1	2	1	2	1	2
Водопроводная (контроль)	Дождевание	Зерно	4	17	2	10	1	—
		Листья	7	34	11	43	1	4
		Корни	31	140	41	186	4	27
Шахтная (опыт)	То же	Зерно	63	13	265	15	4	2
		Листья	1520	300	6400	370	180	158
		Корни	1660	330	6600	390	1480	1330
	Напуск	Зерно	6	1	28	2	1	1
		Листья	980	190	2930	230	130	78
		Корни	1250	240	5200	400	920	55

Таблица 17

Вынос радионуклидов из почвы надземной массой растений (1) и лизиметрическими растворами (2), n×10^{-2} %

Поливная вода	Способ полива	^{210}Pb		^{210}Po	^{226}Ra		^{238}U	
		1	2	2	1	2	1	2
Водопроводная	Дождевание	13	1,80	0,58	17	2,60	5	6,5
Шахтная	То же	74	0,34	0,15	140	0,14	46	0,16
	Напуск	50	0,26	0,16	57	0,08	38	0,20

нию излучателей. В представленном опыте, независимо от произраставшей в сосуде культуры и объема прилитой воды, около 80 % от внесенного количества ^{226}Ra находилось в верхнем (0—4 см) слое почвы, а остальные 20 % — в расположенных ниже почвенных слоях. Такой характер распределения ^{226}Ra можно объяснить высокой сорбционной способностью твердой фазы почвы и тем, что вертикальная миграция этого радионуклида, вероятно, связана преимущественно с перемещением малоподвижных форм влаги (Караваева, Шехурина, 1988).

Подвижность ^{238}U, ^{226}Ra и продуктов его распада $^{210}Pb(Po)$ в системе почва—растение оценивали в условиях, приближенных к природным, в металлических лизиметрах размером 100×100×35 см. В лизиметры помещали каштановую почву и засевали семенами овса. Полив осуществляли шахтной и водопроводной (контроль) водой с суммарным содержанием солей 1,56 и 0,18 г/л соответственно. Концентрация радионуклидов в шахтной воде находилась на пределе их обнаружения, что не позволяло за период опыта получить достоверные данные. Поэтому в шахтную воду при поливе добавляли ^{226}Ra и ^{238}U. Растения поливали начиная с появления всходов двумя способами: напуском воды на поверхность почвы и дождеванием; норма орошения составляла 3000 $м^3$/га с тем, чтобы получить 1—2 л лизиметрической воды. Результаты 3-летних опытов показали, что концентрация урана в растениях при поливе водопроводной водой была минимальна и не превышала 4 Бк/кг в расчете на сухую массу (табл. 16). Концентрация свинца (полония) и радия в зерне овса составила единицы, а в надземной массе и корнях — десятки беккерелей на килограмм.

При поливе шахтной водой с добавкой нуклидов содержание $^{210}Pb(Po)$, ^{226}Ra и ^{238}U в растениях на 1—3 порядка величин выше, чем в контроле, а концентрация естественных радионуклидов в надземной массе и зерне при поливе дождеванием в 2—10 раз выше, чем напуском. В соответствии с этим и коэффициенты накопления изученных элементов оказались в первом случае выше, чем во втором. Это указывает на большую роль внекорневого загрязнения надземных частей растений при поливе дождеванием. В корнях растений содержание нуклидов при разных способах полива удерживается на одинаковом уровне.

В условиях полива водопроводной водой растениями выносится из почвы 0,05—0,17 % от общего содержания радионуклидов в лизиметре (табл. 17). Полив загрязненной шахтной во-

Таблица 18

Баланс радионуклидов в орошаемых почвах, Бк/м²

Поливная вода	Способ полива	Статья баланса	^{210}Pb	^{210}Po	^{226}Ra	^{238}U
Водопроводная	Дождевание	Приход	Следы	Следы	8,4	7,2
		Расход	1,4/10,8	0,5/не опр.	2,1/13,5	0,9/0,5
		Баланс	—	—	–7,2	5,8
Шахтная	Напуск	Приход	$1,6 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^5$	$4,5 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^5$
		Расход	4,4/806	2,7/не опр.	3,6/2570	7/200
		Баланс	$1,6 \cdot 10^5$	—	$4,4 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^5$

Примечание. В числителе — лизиметрические растворы, в знаменателе — растения.

дой приводит к увеличению выноса ^{210}Pb и ^{238}U до 0,5—0,7 %, а ^{226}Ra — до 0,6—1,4 %. Максимальные величины выноса этих элементов отмечены в вариантах с поливом способом дождевания. В этом случае надземная масса растений выносит в 2-3 раза больше радионуклидов, чем при поливе напуском.

Содержание радионуклидов в лизиметрических водах на 1—3 порядка величин ниже, чем в растениях (см. табл. 17). При использовании шахтной воды, обогащенной ^{238}U, ^{226}Ra и продуктами его распада, хотя и имеет место некоторое увеличение выноса водно-растворимых форм радионуклидов, в процентном выражении эта величина оказывается в 5—10 раз меньше, чем в опыте с поливом водопроводной водой. Очевидно, ^{238}U, ^{226}Ra, $^{210}Pb(Po)$, поступившие в почву, почти полностью поглощаются и прочно закрепляются в ней, вследствие чего переход радионуклидов в лизиметрические воды происходит непропорционально их поступлению с поливной водой.

Общее представление о судьбе радионуклидов, поступающих в почву с поливной водой, дают результаты баланса, приходную часть которого составляет поступление радионуклидов с поливной водой, а расход складывается из выноса их лизиметрическими водами и надземной частью растений (табл. 18). Видно, что в условиях проведенного эксперимента основное количество радионуклидов, поступающих с поливной водой, задерживается в почве. Вынос лизиметрическими водами и надземной массой растений практически не изменяет приходную часть. Такое поступление основных элементов-загрязнителей может со временем привести к формированию нового очага радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова.

В числе факторов, влияющих на поступление радионуклидов из почвы в растения, следует отметить действие минеральных и органических удобрений. Как правило, систематическое их применение приводит к снижению перехода излучателей в сельскохозяйственную продукцию. Это, возможно, обусловлено конкурентными взаимоотношениями с входящими в состав удобрений макроэлементами, прежде всего с неизотопными носителями. Так, внесение в почву кальциевых и калийных удобрений оказалось эффективным приемом, обеспечивающим снижение поступления в растения ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно (Nishita et al., 1960, 1962; Ширшова, 1973; Корнеев и др., 1977; Моисеев и др., 1986). Вместе с тем снижение поступления в растения слабогидролизующихся элементов, таких как ^{90}Sr и ^{60}Co, под действием кальциевых соединений происходит и за счет нейтрализации почвенной кислотности. Поэтому такой агротехнический прием, как известкование, оказывается наиболее эффективным на кислых, не насыщенных основаниями почвах (Гулякин, Юдинцева, 1957, 1959; Browman, Splanding, 1984). Уменьшение накопления излучателей растениями обеспечивает внесение таких удобрений, с компонентами которых они образуют малорастворимые соединения. Например, фосфорные удобрения способствуют повышению прочности закрепления ряда радионуклидов за счет соосаждения их с труднорастворимыми фосфатами (Гулякин и др., 1976).

Наряду с удобрениями на поведение радионуклидов в почвах и поступление их в растения могут влиять природные сорбенты (цеолиты, глаукониты, бентонитовые глины, диатомиты, опоки, трепелы и др.) (Кокотов, Попова, 1962; Горнак, 1963). В экспериментальных условиях было оценено влияние одного из них (глауконита) на подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва—растение. Овес в течение 45 дней выращивали на дерново-подзолистой почве, предварительно перемешанной с растворами хлористых соединений радионуклидов. В опытном варианте в почву добавляли глауконит в соотношении 8:1. Полученные результаты показали, что внесение в почву сорбента в 2-3 раза снижает поступление радионуклидов в надземную массу растений:

Вариант опыта	Коэффициенты накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Контроль	8,0±1,3	0,6±0,1
Глауконит	4,0±1,6	0,2±0,1

Постепенное снижение доступности радионуклидов растениям со временем происходит также вследствие эффекта "старения", проявляющегося в трансформации их в трудноусвояемые корнями растений химические формы. К радионуклидам с высокими темпами "старения" относятся ^{137}Cs, ^{226}Ra и ^{232}Th (Погодин, 1973; Forstel, Steffens, 1984). Кроме того, результативными приемами, снижающими накопление радионуклидов в растениях, являются также перемещение "загрязненного" горизонта почвы в более глубокие слои и подбор сельскохозяйственных культур для выращивания на "загрязненных" территориях.

В заключение отметим, что анализ закономерностей поведения радионуклидов в модельных системах почва—раствор и почва—растение в широком диапазоне физико-химических и экологических факторов среды облегчает поиск путей изменения темпов миграции радионуклидов и разработку способов, обеспечивающих снижение их поступления в растения.

1.4. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

Выше рассматривались закономерности поведения радионуклидов в зависимости от физико-химических факторов, регулирующих их подвижность в относительно простых системах почва—раствор и почва—растение. Для сравнения приведем результаты исследований миграции и распределения радионуклидов в более сложной системе почва—растительный покров естественных биогеоценозов. Эксперименты проводились на Южном и Северном Урале с использованием метода мелкоделяночного моделирования природных биогеоценозов (Куликов, Молчанова, 1975).

На Южном Урале на территории Ильменского государственного заповедника (Челябинская обл.) выбраны два участка. Один находился в березняке разнотравно-злаковом, а другой — в сосняке ягодниковом. Почвы на обоих участках горно-лесные, близкие по химическому и механическому составам. На выбранных участках закладывали экспериментальные площадки размером 1×1 м. На них ранней весной до появления растительности поверхностным поливом вносили радионуклиды ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce. В конце вегетационного сезона (через 4 мес. по-

Таблица 19

Распределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове двух естественных биогеоценозов, % от внесенного количества

Компонент	^{59}Fe		^{60}Co		^{90}Sr		^{91}Y	^{137}Cs		^{144}Ce
	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1
Надземная масса	0,27	0,39	0,04	0,25	0,34	0,08	0,03	0,03	0,06	0,06
Корни	2,85	9,50	32,36	1,54	1,70	16,60	1,62	0,30	4,02	1,64
Подстилка	24,50	11,90	11,70	7,20	35,90	48,40	22,30	27,17	8,66	20,30
Почва (всего)	72,40	78,20	55,90	91,00	60,05	34,90	76,05	72,50	87,25	78,00
Глубина, см										
0—5	36,90	40,60	50,20	75,00	53,90	31,30	61,40	40,00	50,50	51,68
5—10	18,25	18,80	3,20	8,30	4,27	2,40	6,07	30,30	30,50	17,40
10—15	6,40	13,80	1,40	6,30	1,14	0,72	4,29	6,20	4,30	5,13
15—20	7,50	4,40	1,10	1,40	1,13	0,50	4,29	2,90	1,20	3,78
20—25	3,29	0,60	—	—	0,38	—	—	3,10	0,58	—

Примечание. 1 — лиственный лес, 2 — хвойный.

сле внесения) все опытные площадки разбирали, за исключением участков с ^{60}Co и ^{137}Cs, которые исследовали соответственно через 2 и 3 года после внесения радионуклида. При этом учитывали надземную массу и корневую часть растений, массу лесной подстилки и почвы в слоях по 5 см до глубины 30 см. Полученные данные показали, что надземная масса растений выносит на дневную поверхность лишь десятые и сотые доли процента от внесенного количества радионуклидов (табл. 19), что, очевидно, зависит как от биомассы растений на опытной площадке, так и от их видового состава. Содержание в корнях примерно на один-два порядка величин больше, чем в надземной массе. Существенным компонентом биогеоценоза, задерживающим в себе радионуклиды, является лесная подстилка. В ней удерживается до 27 и 48 % ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно. В большинстве случаев на опытных площадках в лиственном лесу (березняке) содержание радионуклидов в подстилке выше, чем в сосняке. Это, возможно, связано с большей массой и сорбционной емкостью подстилки, формирующейся в березняке. В то же время на двух изученных участках основное количество радионуклидов сосредоточено в верхнем слое почвы (0—5 см). При этом все радионуклиды в той

или иной степени мигрируют из слоя 0—5 см в более глубокие слои, % :

Глубина, см	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0—5	51,2	85,9	88,2	81,4	56,4	65,8
5—10	26,0	7,5	8,2	7,7	32,1	22,5
10—15	14,0	4,8	1,9	5,5	7,8	6,5
15—20	8,8	1,8	1,7	5,4	3,7	5,2

Из всех радионуклидов наименьшей подвижностью в почве в природных условиях обладает ^{60}Co. Через 2 года после внесения он почти на 86 % задерживается в верхнем (0—5 см) слое почвы. Слабой подвижностью характеризуются также ^{90}Sr и ^{91}Y; их содержание в верхнем слое через 4 мес. после внесения составило соответственно 88 и 81 %. Наибольшая подвижность отмечена для ^{59}Fe, ^{137}Cs и ^{144}Ce. Относительно малое содержание ^{137}Cs в верхнем слое почвы объясняется, вероятно, большей продолжительностью опытов с этим радионуклидом по сравнению с другими. Последнее подтверждается исследованиями миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах, сопряженных между собой по стоку естественных участков горно-лесного ландшафта, за равные промежутки времени.

Опытные площадки закладывали на вершине, в средней части и у подножия восточного склона Ильменского хребта (высота 450—500 м над ур. м., крутизна склонов 5—10°), в спелых сосновых древостоях, произрастающих соответственно на примитивно-аккумулятивной буроземовидной и дерново-подзолистой почвах. Тип леса на вершине хребта — сосняк брусничный, у подножия — сосняк разнотравно-папоротниковый, сменяющийся сфагново-торфяным болотом верхового типа. В каждую экспериментальную площадку вносили ^{90}Sr и ^{137}Cs. Через 4 года после внесения радионуклидов отбирали образцы почвы и подстилки в виде элементарных объемов 10×10×5 см вверх и вниз от места внесения по склону. К моменту завершения опыта содержание ^{90}Sr почти во всех экспериментальных точках оказалось заметно выше, чем ^{137}Cs. Следовательно, в целом в почвенном профиле стронций оказался подвижнее цезия. Об этом же свидетельствуют графики вертикального распределения радионуклидов в почвах (рис. 6). На всех экспериментальных площадках распределение их по глубине почвы достаточно хорошо описывается экспоненциальной зависимостью $A_h = A_0 \exp(-0{,}693\ h/h_0)$,

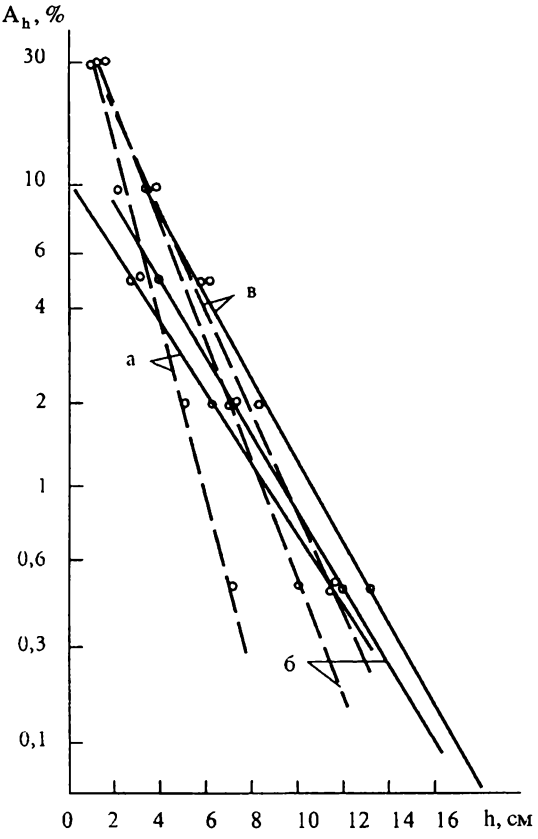


Рис. 6. Вертикальное распределение ^{90}Sr (сплошные) и ^{137}Cs (штриховые) в почвах на вершине (а), в средней части (б) и у подножья склона (в)

где A_0 и A_h — соответственно содержание радионуклидов на поверхности почвы и на глубине h; h_0 — глубина полумиграции, численно равная расстоянию от поверхности, на котором содержание радионуклида снижается наполовину (Куликов, Пискунов, 1970, 1971). Из параметров уравнений регрессии A_h по h, представленных ниже, видно, что глубина полумиграции ^{90}Sr в 1,3—2,5 раза выше таковой ^{137}Cs. Следовательно, стронций на всех участках перемещался в глубь почвы быстрее, чем цезий:

Местоположение	Параметры уравнений регрессии			
	Для ^{90}Sr		Для ^{137}Cs	
	A_0, %	h_0, см	A_0, %	h_0, см
Вершина	10	2,5	61	1,0
Середина	16	2,3	52	1,4
Подножие	26	2,2	42	1,7

Таким образом, опыты в естественных условиях показали, что наиболее подвижны в нативных почвах ^{59}Fe и ^{144}Ce. Это обусловлено физико-химическим состоянием этих элементов в почвенном растворе, поскольку, как следует из опытов в системе

почва—раствор, при pH 6—8 микроколичества железа и церия способны переходить в несорбируемые формы. ^{90}Sr в почвах естественных биогеоценозов оказался менее подвижным, чем в лабораторных и вегетационных опытах. Это может быть связано как с эффектом "старения" и переходом радионуклида со временем в необменное состояние, так и с выравниванием скорости миграции радионуклидов под влиянием сезонных изменений увлажнения почв.

В связи с изложенным представляют интерес результаты опытов со ^{90}Sr на участке тундрового ландшафта на Северном Урале (Тюменская область). Выбранный участок включал вершину моренной гряды, ее склон и подножье склона. Почвенный покров на вершине и склоне представлен поверхностно-глеевыми тяжелосуглинистыми почвами, характеризующимися кислыми значениями pH солевой вытяжки и низким содержанием гумуса. У подножья склона располагалось сфагново-торфяное болото, в котором под слоем сфагновых мхов находился хорошо выраженный оторфованный горизонт. Радионуклид вносили в виде водного раствора $^{90}SrCl_2$. Разборку площадок произвели через 1 и 2 года после внесения радионуклида в двух направлениях от места внесения элементарными объемами 10×10×5 см. Независимо от местоположения площадок в пределах изученного геохимического профиля основная часть ^{90}Sr мигрирует в первый же год эксперимента. В последующем темпы миграции радиостронция снижаются. Некоторое увеличение миграции ^{90}Sr отмечено в горизонтальном направлении от места внесения в сфагновом болоте по сравнению с мелкокочкарной тундрой склона. Однако в вертикальном направлении ^{90}Sr мигрировал практически одинаково в обоих типах биогеоценозов, что, по всей вероятности, связано с близостью вечной мерзлоты, ограничивающей миграционные процессы в самых верхних слоях почвенно-растительного покрова. Вертикальное распределение ^{90}Sr (A_h), рассчитанное по осям вертикальной миграции (рис. 7), удовлетворительно аппроксимируется линейной зависимостью вида $A = A_0 - bh$ (A_0 — содержание ^{90}Sr в месте внесения радионуклида; b — размерный коэффициент, характеризующий градиент изменения концентрации ^{90}Sr с глубиной h). Отмеченный линейный характер зависимости вертикального распределения ^{90}Sr может указывать на то, что в условиях тундры при постоянном избыточном увлажнении почвенно-растительного покрова заметную роль в миграции радионуклидов играет конвективный

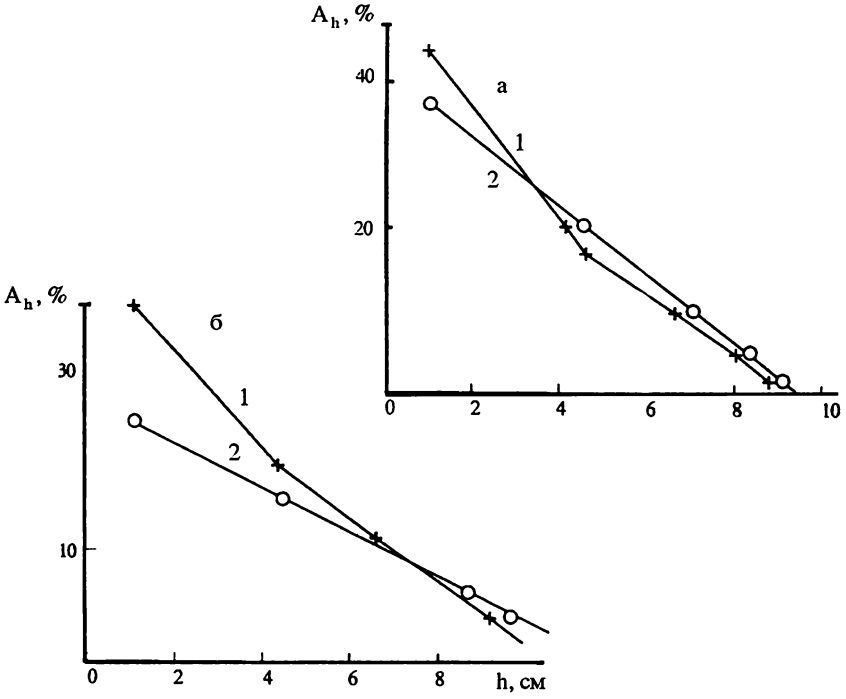


Рис. 7. Вертикальное распределение ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове середины склона (а) и подножья (б) через один (1) и два (2) года после внесения радионуклида

перенос с внутрипочвенным стоком, что со временем приводит к самоочищению биогеоценозов тундры от ^{90}Sr.

Изложенные в настоящей главе результаты многочисленных опытов, проведенных в различных экспериментальных системах на этапе становления радиоэкологии, послужили отправной точкой для последующего накопления информации о поведении радионуклидов и о действии ионизирующей радиации на наземные и водные экосистемы. Нарастающая напряженность радиационного фактора в окружающей среде — одна из причин перехода к собственно радиоэкологическим исследованиям, связанным с изучением процессов миграции и биологического действия радионуклидов не только в условиях модельных опытов, но и в реально существующих природных экосистемах.

2. РАДИОНУКЛИДЫ ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ПРИРОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

При искусственном внесении радионуклидов в верхние слои почвы или в лесную подстилку поступление их в растения происходит преимущественно путем корневого поглощения. Вместе с тем основным реальным источником радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова являются глобальные выпадения из атмосферы долгоживущих радионуклидов при ядерных взрывах и авариях, а также локальные воздушные выбросы техногенных радионуклидов, связанные с работой предприятий ядерно-топливного цикла. Непосредственно в период интенсивных выпадений из атмосферы наибольшее значение приобретает аэральное загрязнение наземных частей растений. Впоследствии в результате отмирания наземной растительности, листопада, вымывания атмосферными осадками и других причин значительная доля радионуклидов, первично задержанных растительным покровом, попадает в почву. Идущие далее процессы пространственно-временного перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове зависят от природно-климатических условий региона, свойств почв, типа растительности, геоморфологического строения местности и всех тех физико-химических и экологических факторов, которые рассматривались для систем почва—раствор и почва—растение. Под влиянием их совокупного воздействия происходит перераспределение долгоживущих радионуклидов в природных экосистемах и аккумуляция их в определенных участках ландшафта и геохимических сопряжений (Тюрюканова, 1976, 1979; Павлоцкая, 1981).

2.1. ПОВЕДЕНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ГЕОХИМИЧЕСКИ СОПРЯЖЕННЫХ УЧАСТКОВ ЛАНДШАФТА НА СЕВЕРНОМ УРАЛЕ В ПЕРИОД ИНТЕНСИВНЫХ ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

В период широкомасштабных испытаний ядерного оружия (середина 60-х гг.) были проведены исследования миграции и распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs глобального происхождения в почвен-

но-растительном покрове геохимически сопряженных участков тундрового ландшафта на Северном Урале, занимающих обширную территорию. Неблагоприятные климатические условия, специфический состав растительного покрова, в котором преобладают медленно нарастающие мхи и лишайники, определяют низкую емкость биологического круговорота и его малую скорость. Все это обусловливает специфический характер поведения радионуклидов в почвенно-растительном покрове тундры (Молчанова, Куликов, 1970).

Выбранный для исследований участок охватывал водораздел (вершина моренной гряды), склон и подножье склона (сфагново-торфяное болото). На каждом из элементов рельефа закладывали почвенные разрезы. Образцы почв в них отбирали слоями с учетом площади и генетических горизонтов. В непосредственной близости от разрезов срезали надземную массу растений. Содержание ^{90}Sr в образцах определяли радиохимическим методом по дочернему ^{90}Y, радиометрию которого проводили на малофоновой установке УМФ-1500 с торцовым счетчиком СБТ-13 и ошибкой счета не более 15 % ("Методические рекомендации...", 1980; Цветаева и др., 1984), ^{137}Cs — спектрометрически на многоканальном анализаторе АМА-02 Ф1 со сцинтилляционным детектором NaJ(Tl) с ошибкой не более 30 %. В более поздних исследованиях использовали гамма-анализатор фирмы "Canberra-Packard" с германиевым полупроводниковым детектором с ошибкой 5 %.

Концентрации радионуклидов в растительном покрове участков практически одинаковы, а характер распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs различен (табл. 20). На вершине гряды и на склоне наиболее высокая концентрация нуклидов обнаруживалась в растениях. В подстилке (2—4 см) и в верхнем слое почвы (2—7 см) она, как правило, снижалась почти на порядок величин, а в нижележащих почвенных горизонтах составляла десятки и единицы беккерелей на килограмм.

На сфагново-торфяно-болотном участке, расположенном у подножия склона, не наблюдалось преимущественного накопления ^{137}Cs и особенно ^{90}Sr в растительном покрове. Между старыми оторфованными частями мха и приростом текущего года ^{90}Sr распределялся более или менее равномерно, тогда как ^{137}Cs концентрировался в нарастающей части мха. Пересчет на единицу площади, несмотря на большие различия в объемной массе растительности и почв, показал, что основное количество ^{90}Sr и

Таблица 20

Распределение ^{90}Sr (1) и ^{137}Cs (2) в почвенно-растительном покрове исследованного участка тундры

Место отбора проб	Глубина, см	Бк/кг сухого вещества		Бк/м²		Sr/Cs
		1	2	1	2	
Вершина гряды	Разнотравье*	976±85	1410±76	1254	2098	0,6
	2—7	80±12	107±23	1139	1110	1,0
	7—12	18±6	33±1	410	1106	0,5
	12—17	14±2	Не обн.	455	Не обн.	
	17—22	14±2		436		—
Всего		—	—	3807	4314	0,9
Середина склона	Разнотравье	589±65	1432±38	1025	3160	0,3
	2—4	202±23	141±29	174	433	0,4
	4—9	4±0,4	23±1	96	981	0,1
	9—14	2±0,4	Не обн.	140	Не обн.	
	14—22	2±0,8		97		—
Всего		—	—	1576	4573	0,3
Подножие	Разнотравье	1000±252	1506±93	810	1290	0,6
	2—7	1536±252	644±35	2180	1390	1,6
	7—12	756±48	163±19	2080	385	5,4
	12—17	197±82	Не обн.	1040	Не обн.	
	17—22	19±8		600		—
Всего		—	—	6710	3060	2,2

* В разнотравье включен также слой мхов (0—2 см) и находящаяся в нем корневая система высших растений.

^{137}Cs на всех участках удерживалось в растительном покрове и верхних слоях почвы. Из исследованных радионуклидов ^{90}Sr обладает большей миграционной способностью как в ландшафте в целом, так и в профилях различных типов почв. На это указывают различные величины отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в элювиальных и аккумулятивных участках ландшафта. Так, если на вершине моренной гряды это отношение во всем изученном слое почв составляет 0,9, то в средней части склона — 0,3, что свидетельствует о более интенсивном выносе ^{90}Sr из элювиальных и трансэлювиальных участков ландшафта. Этот вывод хорошо подтверждается относительным обогащением ^{90}Sr сфагново-торфяно-болотного участка у подножия склона, которое увеличивалось с глубиной. Так, отношение ^{90}Sr к ^{137}Cs в свежем приросте сфагнового мха составляло 0,6, в оторфованном слое на глубине 2—7 см — 1,6, а в слое 7—12 см — 5,4.

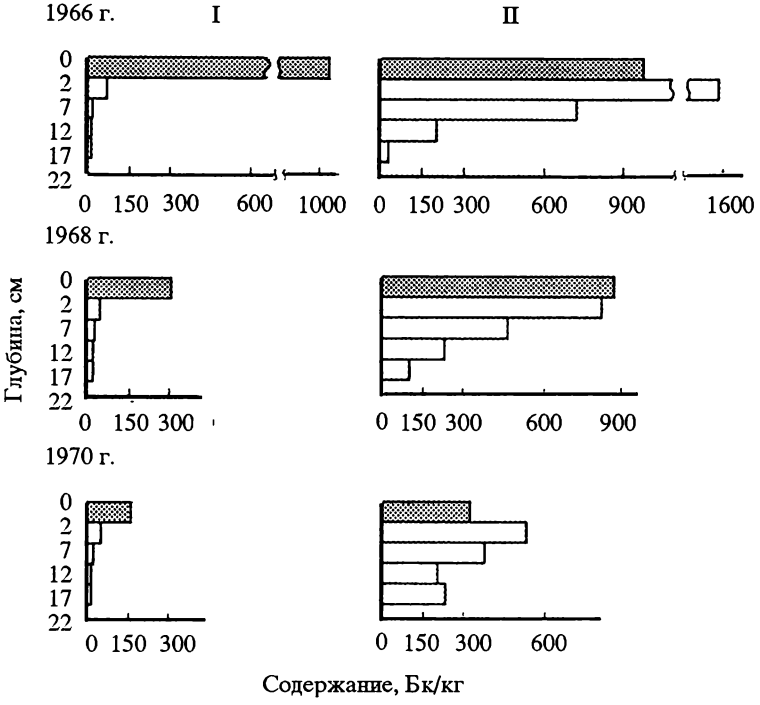


Рис. 8. Распределение ^{90}Sr по профилю почв:
I — вершина гряды, II — подножье склона. *Заштриховано* — растительный покров

Данные, характеризующие изменения содержания ^{90}Sr в почве и растениях субарктической тундры за период 1966—1970 гг., показывают, что отмеченные закономерности распределения ^{90}Sr сохраняются в течение ряда лет (рис. 8). Так, на вершине моренной гряды ^{90}Sr концентрируется в основном в растениях, а на сфагново-торфяно-болотном участке — в верхних оторфованных горизонтах. Во всех случаях концентрация радионуклида на заболоченных участках значительно выше, чем на вершине моренной гряды. Это еще раз свидетельствует об относительном обогащении аккумулятивных участков тундрового ландшафта ^{90}Sr за счет выноса его со стоком из элювиальных и трансэлювиальных участков. Как на вершине гряды, так и на сфагново-торфяном болоте концентрация ^{90}Sr в растениях с течением времени снизилась в 3—5 раз, что, вероятно, связано со снижением

уровня прямого загрязнения растений в результате прекращения крупных ядерных испытаний. Концентрация ^{90}Sr в генетических горизонтах обследованных почв за это время изменилась не столь существенно (имеющиеся различия в большинстве случаев статистически недостоверны), однако тенденция к уменьшению концентрации радионуклида в верхних слоях почв явно прослеживается. Можно сделать вывод, что в период интенсивных глобальных выпадений максимальная концентрация радионуклидов отмечается в растениях. При этом ^{90}Sr характеризуется большей миграционной способностью, что приводит к обогащению им аккумулятивных участков.

2.2. ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ПРИРОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ В ПЕРИОД СТАБИЛИЗАЦИИ ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ

После Московского договора 1963 г. о запрещении ядерных испытаний в трех средах существенно сократилось количество радиоактивных выпадений на земную поверхность. Как отмечалось, в период интенсивных глобальных выпадений максимальное содержание радионуклидов обнаружено в пониженных, аккумулятивных элементах рельефа — плохо дренированных поймах рек и болотах. В данном разделе рассмотрим распределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове в период стабилизации радиоактивных выпадений из атмосферы.

2.2.1. ПОВЕДЕНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ГЕОХИМИЧЕСКИ СОПРЯЖЕННЫХ УЧАСТКАХ ЛАНДШАФТА НА ЮЖНОМ И СРЕДНЕМ УРАЛЕ

На Южном Урале выбран участок на территории Ильменского государственного заповедника, охватывающий вершину, среднюю часть и подножие склона, выходившего к сфагново-торфяному болоту верхового типа (см. разд. 1.4). На выделенных элементах рельефа закладывали почвенные разрезы, образцы из которых отбирали по описанной выше методике. Кроме того, были взяты пробы мхов, торфяных отложений и воды непосредственно из сфагново-торфяного болота.

Изучение распределения радионуклидов в почвах показало, что спустя два десятилетия после введения моратория на испытания ядерного оружия ^{90}Sr относительно равномерно распре-

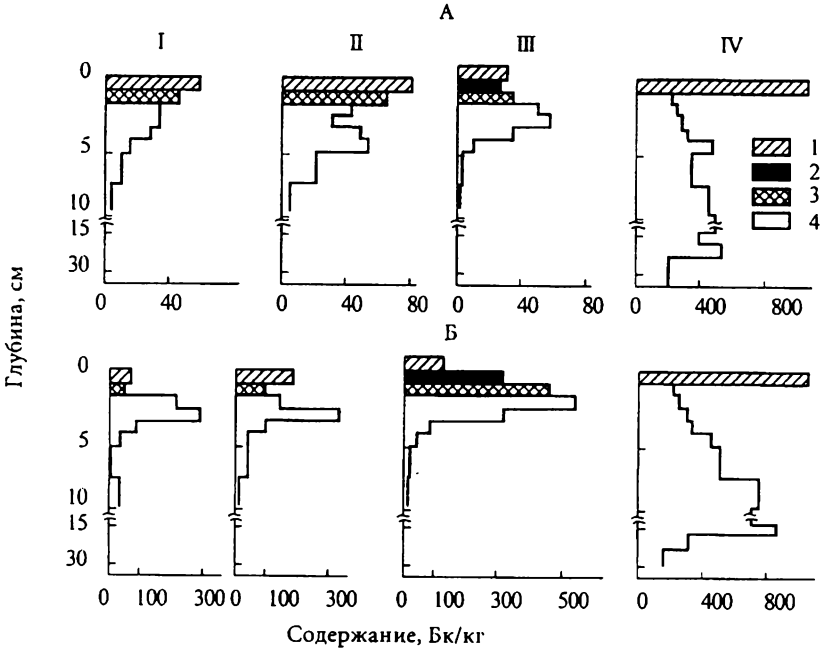


Рис. 9. Распределение ^{90}Sr (А) и ^{137}Cs (Б) по профилю почв и мохово-торфянистых отложений:

I — водораздел, II — середина склона, III — его подножье, IV — верховое болото; 1 — растительный покров, 2 — опад, 3 — лесная подстилка, 4 — почва

делился в растительном покрове, лесной подстилке и почвенных слоях, охватывающих верхние 10 см (рис. 9). С глубиной его концентрация снизилась в 2—3 раза. Содержание ^{137}Cs в растительном покрове и почве в среднем в 4—5 раз выше, чем ^{90}Sr. При этом в почвах геохимического сопряжения выявляется слой, характеризующийся максимальной концентрацией в нем ^{137}Cs. Он располагается непосредственно под лесной подстилкой и представляет собой наиболее гумусированную часть горизонта А.

Особая картина складывается в сфагново-торфяном болоте, где в растительном покрове преобладают различные виды мхов. В силу ряда эколого-морфологических особенностей (широкий ареал распространения, медленное нарастание и одновременное отмирание биомассы, большая сорбционная емкость и

прочная фиксация высокорадиоактивных частиц, выпадающих из атмосферы) моховой растительности принадлежит существенная роль в процессах первичного перехватывания и аккумулирования радионуклидов, поступающих на земную поверхность (Svensson, Liden, 1965; Svensson, 1967; Тюрюканова и др., 1973; Тюрюканова, 1976). Вследствие длительной консервации значительной части ежегодного прироста мохового покрова и слабого вовлечения его в трофические цепочки мхи могут служить местом длительного накопления и захоронения радиоактивных выпадений. Действительно, исследования показали, что концентрация радионуклидов во мхах и торфяных отложениях в 10—30 раз выше, чем в почвенно-растительном покрове сопряженных участков. В слое оторфованных мхов толщиной 30 см ^{90}Sr распределяется равномерно, а максимальные концентрации ^{137}Cs приурочены к глубине 10—20 см. В мохово-торфянистых отложениях верхового болота концентрация ^{137}Cs, как правило, выше, чем ^{90}Sr.

Изучение особенностей накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs различными представителями моховой растительности показало, что высокое содержание нуклидов в субстратах, на которых произрастают мхи, не приводит к соответствующему их увеличению в растениях (Куликов и др., 1990). Это обстоятельство указывает на то, что в природных условиях мхи накапливают радионуклиды не из субстратов, а преимущественно из атмосферных осадков и водных растворов. Такой механизм накопления радионуклидов моховой растительностью приводит к выравниванию КН (отношение концентраций радионуклидов во мхах и воде болота) в оторфованной толще мхов и живой, нарастающей их части. Так, в оторфованной толще мхов КН в среднем составляли 360 и 200, а в "живых нарастающих мхах" — 280 и 135 для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно. Сравнительный анализ содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в сфагновых мхах верхового болота и некоторых видах наземных растений, произрастающих в непосредственной близости от этого болота, показал, что концентрация радионуклидов (Бк/кг) во мхах в 2—20 раз выше, чем в представителях высших растений:

Растение	^{90}Sr	^{137}Cs
Сфагновый мох	74±7	360±81
Хвощ	36±6	58±20
Таволга	15±1	36±16
Сныть	27±4	61±33

Для оценки запаса радионуклидов в исследуемых почвах и болотных образованиях их содержание было пересчитано на единицу площади (1 $м^2$). Независимо от положения почв в ландшафте, запас радионуклидов в них удерживается примерно на одном уровне и составляет 1200—1500 и 4600—6800 Бк/0,1 $м^3$ для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно (табл. 21).

Более высокое содержание ^{137}Cs может быть связано как с первоначальным преобладанием его по сравнению со ^{90}Sr в составе глобальных выпадений, так и с меньшей миграционной способностью и фиксацией в кристаллических решетках вторичных почвенных минералов (Титлянова, 1963). Отношение Sr/Cs в почвах различных участков изученного ландшафта варьирует от 0,22 до 0,71. Запас ^{90}Sr в верхнем 10-сантиметровом слое мохово-торфяной толщи верхового болота приблизительно одинаков, а ^{137}Cs — несколько ниже, чем в почвах. С увеличением глубины оторфованных отложений содержание обоих радионуклидов возрастает примерно в 2 раза. В результате запас ^{90}Sr в аккумулятивном участке ландшафта в 2—3 раза выше, чем в почвах элювиальных и трансэлювиальных участков, а отношение Sr/Cs в мохово-торфянистых отложениях верхового болота приближается к единице.

Участок на Среднем Урале, расположенный в 50 км от Екатеринбурга, охватывал склон надпойменной террасы, где произрастают сосновые леса без подроста с плотным злаково-разнотравным покровом и бурой лесной слабозадернованной почвой, и пойму р. Пышмы, где формируются луговые почвы с хорошо развитым разнотравьем. Пойменные луга испытывают антропогенную нагрузку: используются под выпас скота и для сенокоса. На выбранных участках закладывали почвенные разрезы; вертикальное распределение в них радионуклидов показано в табл. 22. Концентрация ^{90}Sr в пойменных почвах р. Пышмы в среднем в 1,5, а ^{137}Cs — в 2 раза ниже, чем в лесных почвах надпойменной террасы. Подобные различия сохраняются и между величинами плотности загрязнения ^{90}Sr обследованных участков. Отмеченный факт может быть связан с большой задерживающей способностью лесных экосистем по отношению к радионуклидам, выпадающим из атмосферы. В то же время высокая антропогенная нагрузка и динамичность пойменных ландшафтов способствуют их относительному самоочищению.

Распределение ^{90}Sr по глубине лесной и луговой почв носит различный характер. В первом случае можно отметить посте-

Таблица 21

Запас радионуклидов в почвенно-растительном покрове на участках естественных биогеоценозов на Южном Урале, Бк

Место отбора проб	Объем монолита, м^3	Запас		
		^{90}Sr	^{137}Cs	Sr/Cs
Водораздел	0,1	1524±322	6778±899	0,22
Середина склона	0,1	1398±267	4630±573	0,30
Подножье склона	0,1	1194±251	4906±755	0,24
Верховое болото	0,1	2016±410	2937±400	0,69
	0,3	4228±400	5920±1198	0,71

Таблица 22

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове обследованных участков на Среднем Урале

Место отбора проб	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	Бк/м^2	Бк/кг	Бк/м^2
Терраса р. Пышмы	Разнотравье	85±10	11	500±300	85
	Опад	90±20	40	500±45	250
	0—1	125±30	140	1100±300	1200
	1—2	165±14	260	1000±160	1500
	2—3	95±30	290	400±300	1100
	3—4	90±20	470	200±115	580
	4—5	44±5	400	16±20	540
	5—7	24±3	440	Не обн.	Не обн.
	7—10	12±5	200	—"—	—"—
	10—12	4±1	140	—"—	—"—
Пойма р. Пышмы	Разнотравье	70±30	7	180±45	18
	0—1	180±80	420	410±190	1350
	1—2	46±14	180	400±70	1400
	2—3	40±10	200	230±90	1300
	3—4	30±7	260	120±1	1000
	4—5	7±2	90	50	860
	5—7	6±2	150	Не обн.	Не обн.
	7—10	6±1	150	—"—	—"—
	10—12	5±1	140	—"—	—"—

пенное снижение содержания ^{90}Sr в почвенном слое 0—12 см, а во втором — приуроченность основных количеств нуклида к глубине 1—4 см. Как в лесной, так и в луговой почве максимальное содержание ^{137}Cs также находится в верхнем (0—4 см) слое. Запас ^{90}Sr в изученных почвах составил 1,5—2,3 кБк/0,1 м^3, а ^{137}Cs — 5,3—5,9 кБк/0,1 м^3. Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в почвах поймы и террасы р. Пышмы изменялось в пределах 0,3—0,4.

Таким образом, попадая на земную поверхность в составе глобальных радиоактивных выпадений, ^{90}Sr и ^{137}Cs со временем перераспределяются в почвенно-растительном покрове геохимических сопряжений; аккумуляции радионуклидов в бессточных понижениях рельефа способствует специфика почвенно-растительного покрова, представленного в гумидной зоне в таких понижениях мохово-торфянистыми образованиями.

В период интенсивных радиоактивных выпадений из атмосферы наибольшая концентрация радионуклидов обнаруживается в растениях. В период стабилизации наблюдается аккумуляция ^{137}Cs в почвах под слоем лесной подстилки и равномерное распределение ^{90}Sr в слое 0—10 см. В болотных экосистемах максимум радионуклидов смещается в нижележащие оторфованные слои мха. В обследованных геохимических сопряжениях ^{90}Sr оказывается подвижнее ^{137}Cs. Однако в верховом болоте соотношение процессов поглощения и закрепления ^{90}Sr и ^{137}Cs в живых и отмерших оторфованных мхах складывается так, что результирующая скорость вертикального перемещения радионуклидов оказывается примерно одинаковой. Выравниванию темпов вертикальной миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs по глубине мохово-торфянистых образований в определенной степени способствует высокая обводненность последних. В то же время в динамичном пойменном ландшафте отмечается тенденция к его самоочищению.

2.2.2. ПОВЕДЕНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ НЕКОТОРЫХ РАЙОНОВ РЕСПУБЛИКИ САХА (ЯКУТИЯ)

Поведение радионуклидов глобальных выпадений в почвенно-растительном покрове наиболее детально изучено в районах, охватывающих европейскую часть нашей страны (Тюрюканова и др., 1966; Марей и др., 1974; Моисеев, Рамзаев, 1975; Тюрюканова, 1976). Менее изучены Сибирь и Дальний Восток. Особый

интерес представляет территория Якутии, где с 1974 по 1987 гг. с различными целями были проведены 12 мирных подземных ядерных взрывов (Цыганов, 1993).

Для оценки уровней содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове некоторых районов Якутии в 1990—1991 гг. проведены исследования на двух ключевых участках, расположенных в 20 и 400 км южнее Якутска. Один из них располагался в районе Приленского плато (зона средней тайги) и охватывал сопряженные по стоку участки ландшафта первой надпойменной террасы р. Лены. Терраса здесь сложена хорошо отсортированным речным аллювием и имеет расчлененный холмисто-увалистый рельеф. На одном из таких увалов, высота которого над уровнем реки составляет 40 м, а над уровнем моря — 200 м, заложены почвенные разрезы на вершине, первой трети склона и у подножия увала. Почвенный покров представлен мерзлотно-палевыми почвами с нейтральной реакцией водной вытяжки и высоким содержанием поглощенных оснований (35—37 мг-экв. на 100 г), количество углерода не превышает 6 %. Второй ключевой участок располагался в районе Алданского нагорья (верхнетаежное редколесье) на вершине горного перевала высотой 800 м над ур. м. Здесь формируются типичные для верхнетаежного редколесья почвы — подбуры (pH водной вытяжки 3,8—4,4, содержание поглощенных оснований 24—29 мг-экв. на 100 г, углерод — 4,4 %).

Результаты исследований показали, что плотность загрязнения нуклидами почвенно- растительного покрова сопряженных по стоку участков ландшафта, расположенных в районе Приленского плато, составляла 1,7—3,0 кБк/м^2 для ^{90}Sr и 2,3—3,7 кБк/м^2 для ^{137}Cs, а отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ колебалось от 0,6 до 0,8 (табл. 23). В почвах подножия склона отмечено максимальное содержание обоих радионуклидов и наиболее высокое значение отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$. Последнее может свидетельствовать о том, что большая подвижность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs сохраняется и в таежных ландшафтах.

На обследованном участке Алданского нагорья плотность загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами не отличалась от уровня, отмеченного для берегового склона р. Лены.

В табл. 24 показано вертикальное распределение изученных радионуклидов в профилях двух почв — мерзлотно-палевой и подбура. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в надземной массе растений составляет единицы и десятки беккерелей на килограмм, в опа-

Таблица 23

Плотность загрязнения радионуклидами 30-сантиметрового слоя почв, кБк/м²

Место отбора проб	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{90}Sr/^{137}Cs$
Приленское плато			
вершина увала	1,7±0,6	2,7±0,6	0,6
склон	1,7±0,2	2,3±0,6	0,7
подножье	3,0	3,7±0,8	0,8
Алданское нагорье			
перевал	2,6±0,5	3,7±0,8	0,7

Таблица 24

Вертикальное распределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове обследованных участков Якутии

Почва	Глубина, см	^{90}Sr			^{137}Cs		
		Бк/кг	Бк/м²	%	Бк/кг	Бк/м²	%
Мерзлотно-палевая	Разнотравье	16±8	2	0,1	4±1	0,6	0,03
	0—3	76±83	101	6,1	29±14	39	1,7
	3—5	135±49	618	37,1	158±46	925	40,8
	5—10	20±7	410	24,6	115±2	310	13,7
	10—15	5±2	237	14,2	9±1	418	18,4
	15—20	6±1	300	18,0	11±5	577	25,4
Подбур	Разнотравье	31	27	1,0	51±9	38	1,0
	Опад	149±16	82	3,2	224±113	123	3,4
	0—2	519±74	883	34,4	1193±880	2028	55,4
	2—4	331±61	961	37,4	209±164	607	16,5
	4—6	36±22	436	17,0	56±12	672	18,3
	6—8,5	4±4	95	3,7	7±6	191	5,2

де увеличивается в 4—5 раз, достигая максимума в подстилке подбура (0—2 см) и верхнем (3—5 см) слое профиля мерзлотно-палевой почвы, а затем постепенно снижается с глубиной.

Различия, отмеченные в вертикальном распределении радионуклидов в двух изученных почвенных разностях, объясняются особенностями строения лесных подстилок. У палевых почв они представляют собой плохо разложившуюся ветошь и листовой опад, а на подбуре — напочвенные мхи и лишайники, характеризующиеся повышенной способностью концентрировать и удерживать выпавшие радионуклиды (Mattson, Liden, 1975).

Таблица 25

Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове в период стабилизации радиоактивных выпадений из атмосферы, кБк/0,3 м^3

Регион	Элемент рельефа	^{90}Sr	^{137}Cs	Sr/Cs
Центральная Якутия	Водораздел	1,8±0,6	2,7±0,6	0,6
	Склон	1,7±0,2	2,3±0,6	0,7
	Подножье склона	3,0±0,5	3,7±0,8	0,8
Средний Урал	Надпойменная терраса	2,3±0,2	5,3±0,9	0,4
	Пойма	1,5±0,2	5,9±0,6	0,3
Южный Урал	Водораздел	1,5±0,3	6,8±0,9	0,2
	Склон	1,4±0,3	4,6±0,6	0,3
	Подножье склона	1,2±0,2	4,9±0,8	0,2
	Верховое болото	2,0±0,4	2,9±0,4	0,7

Пересчет содержания радионуклидов на единицу площади показал, что основная масса (42—71 %) как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs находится в верхнем (5—10 см) слое почв. При этом в надземной массе растений содержится не более 1 %, а в листовом опаде — около 3 % радионуклидов в расчете от их общего содержания в почвенном профиле.

В расчете на воздушно-сухое вещество содержание радионуклидов в хвое и листьях древесных растений составляло десятки, а в стволах — единицы беккерелей на килограмм. При этом концентрирующая способность различных частей растений убывала в ряду листья (хвоя) > ветки > ствол. Содержание радионуклидов в надземной массе кустарничковых и травянистых растений не превышало 30 Бк/кг для ^{90}Sr и 95 Бк/кг для ^{137}Cs. Интересно отметить, что при пересчете на золу концентрация радионуклидов в хвое и надземной массе некоторых обследованных растений (сосна обыкновенная, лиственница сибирская, брусника, багульник болотный) достигала 2—3 кБк/ кг.

Для сравнения данных, полученных в ходе радиоэкологического обследования почвенно-растительного покрова различных климатических зон в период стабилизации радиоактивных атмосферных выпадений, в табл. 25 приведены величины запаса радионуклидов в слое почвы 0—30 см. Известно, что глобальный уровень загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами, поступающими из атмосферы, на широте

50—60° к 1990 г. оценивался величинами 1,5 и 2,4 кБк/м^2 для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно (Aarkrog et al., 1992) при соотношении Sr/Cs, равном 0,6. Как следует из табл. 25, лишь на территории Якутии содержание радионуклидов в почвах соответствует глобальному уровню. В обследованных почвах Уральского региона величина указанного соотношения колеблется от 0,2 до 0,4, что свидетельствует о более высоком, по сравнению с глобальным, содержанием ^{137}Cs. Последнее может быть связано как с отмеченной выше относительно низкой миграционной способностью ^{137}Cs, так и с дополнительным его поступлением в почвенно-растительный покров в результате деятельности предприятий ядерно-энергетического комплекса Уральского региона.

3. РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ИМПАКТНЫХ ЗОН ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА

В зонах действия атомно-энергетических предприятий оказываются обширные пространства с различными ландшафтно-климатическими условиями и разнообразными природно-территориальными комплексами. В настоящей главе рассматривается поведение долгоживущих радионуклидов в подобных импактных зонах, формирующихся на разных этапах ядерно-топливного цикла, включая разведку и добычу ядерного горючего, а также эксплуатацию промышленных АЭС. Дается оценка современной радиоэкологической ситуации на территориях, подвергшихся массированному радионуклидному загрязнению из-за несовершенства ядерных технологий в период становления атомной промышленности в нашей стране.

3.1. ПОВЕДЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ УРАНОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ (ЮЖНАЯ ЯКУТИЯ)

В процессе поиска и разработки урансодержащих рудных месторождений возможно формирование локальных участков, характеризующихся повышенным содержанием естественных радионуклидов в компонентах природных экосистем. Такие зоны, примыкающие к многочисленным отвалам горных пород, обогащенным ураном и продуктами его распада, сформировались в горно-таежных ландшафтах Южной Якутии в пределах Алданского нагорья. Выветривание горных пород, слагающих такие отвалы, приводит со временем к расширению ореола рассеяния радионуклидов и включению их в биологический круговорот ("Тяжелые...", 1990; Михайловская и др., 1996; Собакин, Молчанова, 1994, 1996). Накопление тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) растениями определяется их биологическими особенностями и регулируется физиологическим барьером, препят-

ствующим поступлению в организм значительного количества токсических элементов (Ковалевский, 1991). Вынесенные на поверхность ТЕРН создают повышенный радиационный фон, в результате чего природные биогеоценозы подвергаются хроническому облучению в малых дозах (Позолотина и др., 2000).

Для выявления особенностей миграции и распределения техногенных ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{238}U в почвенно-растительном покрове проведено радиоэкологическое обследование участков ландшафтов в Южной Якутии. Обследуемая территория находится в центральной части Алданского нагорья в зоне средней тайги на высоте 700—800 м над ур. м. Расположенное здесь урановое месторождение относится к гидротермальному гидросоматическому типу (Губкин и др., 1964). В течение 30 лет проводились геологические изыскания урановых руд, в ходе которых образовались многочисленные техногенно-нарушенные участки, расположенные в небольших горных ущельях; они включают выровненные промышленные площадки и примыкающие к ним горные склоны. На площадках располагаются штольни законсервированных шахт с отвалами вскрышных пород. Поверхность площадок изрезана подъездными дорогами, покрыта обломками породы, щебенкой, наносами мелкозема и делювиальных отложений. Этот же материал покрывает и примыкающие к промышленным площадкам 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 (*Picia obovata* Ledeb), кедровый стланик (*Pinus pumila* (Pallas) Regel), ольха кустарниковая (*Dushekia fruticosa* (Rupr.) Pouzar.), ива Шверина (*Salix schwerini* E. Wolf.), чозения (*Chosenia macrolepis* (Turcz) Kom.), березы (*Betula platyphylla* Sukacz., *B. lanata* (Regel) V.). Отмечено большое разнообразие травянистых растений, мхов и лишайников. Техногенно-нарушенные участки зарастают молодой порослью ивы Шверина, чозении, березы плосколистной и шерстистой, ольхи кустарниковой и лиственницы сибирской. Из травянистых растений встречаются лапчатка, таволга, астрагалы, иван-чай.

В качестве контрольного участка выбран склон сопки, удаленной от обследованных техногенных участков на 3 км и не испытывающей техногенного воздействия. Флористический со-

став растительного покрова контрольного участка близок описанному выше.

В ненарушенном почвенном покрове обследованной территории преобладают характерные для холодного гумидного климата почвы — подбуры (см. гл. 2). Химические характеристики почв техногенного и контрольного участков довольно близки.

В техногенно-нарушенных участках ландшафта, на выровненных площадках и горных склонах, отбирали пробы мелкозема, а также произрастающих на нем древесных и травянистых растений. Для оценки вертикального распределения радионуклидов в загрязненной зоне там, где сохранился почвенно-растительный покров, закладывали почвенные разрезы, из которых отбирали пробы почв. На контрольном участке почвенные разрезы закладывали на вершине, в средней части и у подножия сопки. В непосредственной близости от разрезов срезали надземную массу доминирующих растений. В подготовленных соответствующим образом пробах содержание ^{226}Ra определяли, используя многоканальный γ-анализатор АМА-02Ф1 со сцинтилляционным детектором NaJ (активированным таллием) при ошибке счета не более 30 %, а ^{232}Th и ^{238}U — фотоколориметрически с реактивом арсеназо-III с погрешностью 20 %. Для выделения физико-химических форм урана и радия из почвенных образцов использовали общепринятую методику (Павлоцкая, 1974); γ-съемку территории проводили с помощью радиометра СРП-68—01.

Результаты проведенной γ-съемки показали, что на техногенно-нарушенных участках радиоактивные элементы распределены крайне неравномерно. На поверхности часто встречаются обломки высокорадиоактивной породы, обуславливающие существенное повышение γ-фона. Поскольку не обнаружено какой-либо закономерности в распределении радиоактивного загрязнения на обследованной территории, в табл. 26 приведены минимальные и максимальные значения уровней γ-фона и содержания радионуклидов в образцах мелкозема и почв. Видно, что на выровненных промышленных площадках, примыкающих к отвалам вскрышных пород, диапазон колебаний γ-фона составляет два порядка величин, изменяясь от 10 до 1300 мкР/ч. Концентрации ^{226}Ra и ^{238}U также варьируют в широких пределах и могут превышать контрольный уровень в 100—1000 раз. Максимальное содержание ^{226}Ra, обнаруженное в мелкоземе, составляет $118 \cdot 10^{-6}$ мг/кг, ^{238}U — 1090 мг/кг, а ^{232}Th, хотя в 4—50 раз вы-

Таблица 26

Содержание тяжелых естественных радионуклидов в 0—10-сантиметровом слое мелкозема и почв

Место отбора	Элемент рельефа	γ-фон, мкР/ч	Содержание, мг/кг		
			^{226}Ra $n \cdot 10^{-6}$	^{232}Th	^{238}U
Техногенный ландшафт, мелкозем	Выровненные промышленные площадки	10—1300	1,16—118,3	4,4—29,1	7,0—1090
	Склоны сопок	10—70	0,64—8,4	2,4—8,4	0,8—10,3
Контрольный участок, подбур	Вершина сопки	10—20	0,52	0,6	0,3
	Середина склона	10—20	0,49	1,0	0,8
	Подножье	10—20	—	0,9	0,8

ше, чем на контрольном участке, но в целом находится в пределах кларковых значений на уровне средних мировых величин (Виноградов, 1957). Как отмечалось, почвенный покров обследованных горных склонов частично перекрыт делювиальными наносами, поступающими с сопряженных территорий. Переотложение таких наносов, а также ветровой перенос радиоактивной пыли с площадок формируют ореол рассеяния радионуклидов, захватывающий участки примыкающих склонов. Величина γ-фона на поверхности почвы контрольного участка не превышает 20 мкР/ч (см. табл. 26). В то же время γ-фон в расположенном рядом геологическом обнажении уже на глубине 2 м достигает 2300 мкР/ч, что свидетельствует о близости залегания рудного тела к поверхности. Однако это не приводит к заметному повышению содержания ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{238}U в почвенном покрове естественных биогеоценозов; наблюдаемые концентрации радионуклидов не превышают величин, отмеченных для других регионов России (Искра, Бахуров, 1981; Титаева, Таскаев, 1983; "Тяжелые...", 1990).

На рис. 10 показано типичное распределение радионуклидов в профиле подбура на контрольном и одном из техногенно-загрязненных участков. В почвенном профиле контрольного участка торий и уран распределяются по элювиально-иллювиальному типу с тенденцией к выносу из верхних органогенных горизонтов и иллювиированию в горизонте В. Для этих радионуклидов отмечена тесная корреляционная зависимость (r = 0,83; P = = 0,95) между их содержанием в генетических горизонтах и содержанием в них оксида железа, отражающая геохимическую

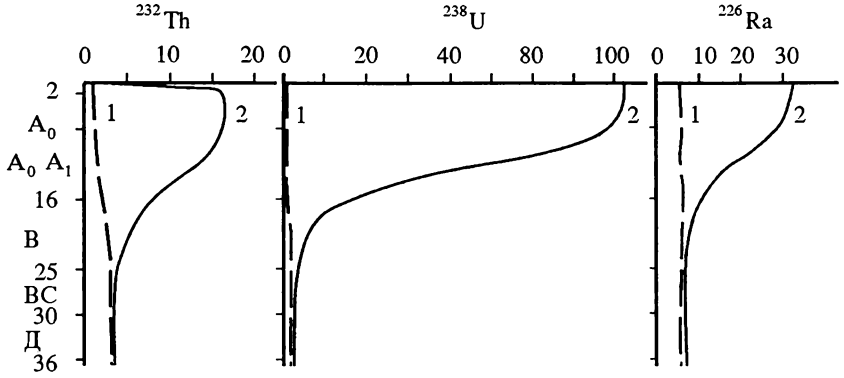


Рис. 10. Распределение ^{232}Th (мг/кг), ^{238}U (мг/кг) и ^{226}Ra ($n \times 10^{-7}$ мг/кг) в почвенном профиле подбура на контрольном (1) и техногенно-загрязненном (2) участках

связь между микроколичествами радионуклидов и их неизотопным макроносителем. Распределение радия в почвенном профиле контрольного участка дифференцировано сравнительно слабо. Очевидно, вынос последнего из верхних слоев почв компенсируется его биогенной аккумуляцией. На участке, примыкающем к отвалам горных пород, максимальные концентрации ^{232}Th, ^{238}U и ^{226}Ra, в 10—100 раз превышающие количества нуклидов в почвах контрольного участка, приурочены к верхним органогенным горизонтам. На глубине 16—20 см содержание всех трех элементов резко снижается и в горизонте ВС приближается к уровню контрольных величин. Таким образом, накопление ТЕРН в верхней части профиля, обусловленное техногенным привносом вещества, формирует особый техногенно-аккумулятивный тип распределения радионуклидов. Приуроченность ТЕРН к верхней части профиля свидетельствует о преобладании аэрального пути поступления радионуклидов в составе мелкодисперсных продуктов выветривания горных пород, слагающих отвалы.

Как правило, накопление ^{232}Th растениями техногенно-нарушенного участка не отличается от такового в контроле. В табл. 27 представлены данные только для ^{226}Ra и ^{238}U, усредненные для вершины, середины и подножья склона. Концентрация ^{226}Ra в древесных и травянистых растениях, произрастающих на промышленных площадках, превышает контрольный уровень в 15—80, а ^{238}U — в 3—8 раз. В то же время коэффициенты био-

Таблица 27

Содержание ^{226}Ra и ^{238}U в золе растений

Вид	Часть растения	Содержание, мг/кг		КБП	
		^{226}Ra, $n \cdot 10^{-7}$	^{238}U	^{226}Ra	^{238}U
Контрольный участок					
Кедровый стланик	Хвоя	9	0,7	2,4	1,0
	Ветки	30	1,4	8,2	1,7
Береза плосколистная	Листья	48	2,8	13,1	3,1
	Ветки	30	1,5	11,2	1,6
Рябина сибирская	Листья	22±6	1,0±0,2	5,0	0,8
	Ветки	31±5	1,2±0,1	7,0	1,0
	Ствол	40±7	1,9±0,3	9,0	1,5
Ольха кустарниковая	Листья	20±4	0,9±0,2	4,5	0,7
	Ветки	36±3	1,4±0,3	8,1	1,1
Вейник Лансдорфа	Надземная часть	21±5	1,0±0,5	4,7	0,8
Техногенно-загрязненная зона					
Кедровый стланик	Хвоя	16	1,0	2,7	1,3
	Ветки	30	1,4	8,2	1,7
Береза плосколистная	Листья	22	2,3	0,4	0,23
	Ветки	61	1,8	1,0	0,14
Рябина сибирская	Листья	9981±40	3,0±0,2	0,9	0,03
	Ветки	2120±25	4,0±0,4	2,4	0,04
	Ствол	3383±56	6,0±1,3	3,3	0,06
Ольха кустарниковая	Листья	429±52	5,0±0,2	0,4	0,05
	Ветки	700±15	8,2±2,1	0,7	0,09
Вейник Лансдорфа	Надземная часть	310±27	4,3±0,3	0,3	0,04

Таблица 28

Содержание ^{226}Ra ($n \cdot 10^{-7}$ мг/кг) и ^{238}U (мг/кг) в мелкоземе и ольхе кустарниковой

Расстояние от отвала, 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)

Примечание. В скобках указаны КБП.

логического поглощения (КБП), рассчитанные как отношение концентраций радионуклидов в золе растений и субстрате, на техногенно-загрязненных участках оказываются, как правило, ниже, чем вне их. Для объяснения этого феномена проведены специальные исследования, в ходе которых отбирали образцы почв, мелкозема и произрастающей там на разном расстоянии от отвала ольхи (Собакин, Молчанова, 1996). По мере удаления от него содержание урана и радия в субстрате снижается и на расстоянии 400 м выходит на уровень кларковых значений. В соответствии с этим снижается их концентрация в листьях ольхи. Однако коэффициенты биологического поглощения при этом возрастают (табл. 28). Этот факт может указывать на относительно большую подвижность радионуклидов и их доступность растениям в условиях кларкового содержания. Прямая оценка доли обменных и кислоторастворимых форм радионуклидов свидетельствует о том, что действительно по мере удаления от отвала содержание доступных форм радионуклидов возрастает. 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). В зоне загрязнения преобладают прочно фиксированные формы урана и радия, их доступность растениям меньше, чем на контрольных участках. Возможно, определенную роль в наблюдаемом феномене играет физиологический (корневой) барьер (Ковалевский, 1991; Шершунова и др., 1984).

Результаты комплексного радиоэкологического обследования техногенных горно-таежных ландшафтов Южной Якутии позволили оценить запас ^{232}Th, ^{238}U и ^{226}Ra в почвенно-растительном покрове обследуемой территории (Собакин, 1998). Расчеты показали, что в ореоле рассеяния суммарный запас техногенного ^{232}Th в почвенно-растительном покрове составляет 9,4 кг ($3{,}7 \cdot 10^7$ Бк), ^{238}U — 52,0 кг ($6{,}3 \cdot 10^8$ Бк) и ^{226}Ra — $1{,}5 \cdot 10^{-6}$ кг ($5{,}4 \cdot 10^7$ Бк). При этом более 99 % от запаса техногенных ТЕРН содержится в почве.

3.2. ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

Белоярская АЭС (БАЭС) им. И. В. Курчатова расположена на Среднем Урале в 60 км от Екатеринбурга. Первая очередь ее включает два энергоблока с канальными водографитовыми реак-

торами на тепловых нейтронах типа АМБ-100 и АМБ-200. Первый был введен в эксплуатацию в 1964 г., а второй — в 1967 г. В 1969 г. первая очередь БАЭС достигла проектной мощности 300 МВт, а к 1989 г. выведена из эксплуатации. Вторая очередь БАЭС включает энергоблок на быстрых нейтронах БН-600, который пущен в 1980 г. и находится в эксплуатации.

Радиоактивное загрязнение окружающей среды при эксплуатации АЭС может быть связано как с газоаэрозольными выбросами в атмосферу, так и с жидкими промышленными сбросами в примыкающие природные экосистемы (Караваева и др., 1994). При этом, с точки зрения возможных эколого-гигиенических последствий, из числа поступающих во внешнюю среду радионуклидов наибольшую опасность представляют ^{3}H, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{238,239}Pu$ и группа ТЕРН.

3.2.1. ВКЛАД АЭРОЗОЛЬНЫХ ВЫБРОСОВ В ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА В 30-КИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ БАЭС

С 1978 г. в отделе континентальной радиоэкологии ИЭРиЖ УрО РАН проводится систематическое радиоэкологическое обследование почвенно-растительного покрова наземных экосистем в 30-километровой зоне влияния БАЭС. Окрестности станции представляют собой слабохолмистую равнину, покрытую в большей части сравнительно молодыми березово-сосновыми лесами с примесью осины. Леса носят следы интенсивного воздействия человека. Кустарничковый ярус в них слабо или умеренно развит, травянистый — имеет проективное покрытие 60—70 % и образован в основном представителями лесного и лугового разнотравья.

Для выявления влияния аэрозольных выбросов БАЭС на загрязнение почвенно-растительного покрова ключевые участки располагали на разных расстояниях от БАЭС с учетом приземления факела и основных сторон света, чтобы они по возможности охватывали различные типы природных и агроэкосистем. Полученные данные изложены и проанализированы в ряде работ (Молчанова и др., 1985; Куликов и др., 1990; Молчанова, 1991) и в целом свидетельствуют о том, что газоаэрозольные выбросы БАЭС не влияют ощутимо на загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs примыкающих к ней наземных экосистем. Содержание ^{137}Cs в почвах исследуемой зоны, как правило, колеблется около

4 кБк/м^2 и приближается к средним значениям, установленным для Среднего Урала. Исключение составляют почвы лесных сообществ и пахотных угодий, расположенных примерно в 5 км к юго-востоку от станции и попадающих в район приземления факела выброса. Плотность загрязнения этих участков ^{137}Cs может достигать 6—9 кБк/м^2. Наиболее высокая плотность загрязнения 10-километровой зоны БАЭС Pu, так же как и ^{137}Cs, обнаружена вблизи места приземления факела выброса (Горяченкова и др., 1992). Она составляет 83—116 Бк/м^2 и находится в пределах колебаний фонового уровня, сформированного глобальными выпадениями для ряда европейских стран. Запас ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове, согласно нашим данным, практически не зависит от расстояния от Белоярской АЭС и ориентации по сторонам света. Для лесных ценозов он равен 1—2 кБк/м^2, а для пахотных угодий — 1,6 кБк/м^2 и находится на принятом для Среднего Урала фоновом уровне.

Изучение содержания и распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по отдельным компонентам почвенно-растительного покрова — разнотравье, лесная подстилка, 0—5 см слой почвы — показало, что в соответствии с запасами массы этих компонентов на единицу площади наибольшее количество радионуклидов удерживается в верхнем слое почвы (66—82 %), затем в порядке уменьшения следуют подстилка (10—28 %) и разнотравье (3—8 %).

Детальное исследование растительного покрова в районе 3-километровой санитарно-защитной зоны АЭС показало, что концентрация ^{137}Cs в надземной массе у 11 представителей цветковых растений варьирует в широких пределах: у клевера лугового 55 Бк/кг; у щучки дернистой 550 Бк/кг. Содержание ^{90}Sr в разнотравье, как правило, составляет 20—25 Бк/кг. Из споровых растений сравнительно малые величины концентраций (55—80 Бк/кг для ^{137}Cs и 11—13 Бк/кг для ^{90}Sr) отмечены в съедобных грибах, а более высокие — в лишайниках и мхах (180—900 Бк/кг для ^{137}Cs и 90—400 Бк/кг для ^{90}Sr) (Нифонтова, Куликов, 1984). Хотя концентрации радионуклидов во мхах и лишайниках практически в 10 раз выше, чем в других споровых и цветковых растениях, они не превышают концентраций у мхов и лишайников, произрастающих в других регионах страны (Нифонтова, Куликов, 1977, 1981, 1983).

Важный показатель, характеризующий поступление радионуклидов в окружающую среду с газоаэрозольными выбросами, — их содержание в снежном покрове. Концентрация ^{3}H в про-

Таблица 29

Содержание ^3H в снеговой воде, Бк/л (Чеботина и др., 1984)

Место отбора проб	1981 г.	1982 г.
Зона АЭС	22—41/30	12—38/21
Контрольные участки	25—35/30	12—16/14

Примечание. В числителе — пределы колебаний, в знаменателе — средняя величина.

бах снега, отобранных в конце снегостояния на всю глубину снежного покрова на разных расстояниях от БАЭС, примерно одинакова и мало отличается от контрольных участков (табл. 29).

Оценки годовых доз облучения в окрестностях Белоярской АЭС, полученные с использованием термолюминесцентных дозиметров, показали, что усредненное значение дозы на местности вокруг БАЭС составляет 130 мрад/год (1,3 мЗв/год). В наиболее вероятном направлении падения факела происходит увеличение средней величины годовой дозы на 20 мрад (0,2 мЗв) (Готлиб и др., 1982). Об отсутствии значимого радиоактивного загрязнения компонентов природной среды газоаэрозольными выбросами АЭС, работающих в нормальном режиме, свидетельствуют также результаты исследований, проведенных в районах Смоленской, Нововоронежской, Ленинградской и других АЭС ("Радиоактивное загрязнение...", 1990; Недбаевская и др., 1990).

3.2.2. ОСОБЕННОСТИ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ В ЗОНЕ ЖИДКИХ СБРОСОВ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

При обследовании природных экосистем, находящихся под воздействием Белоярской АЭС, особое внимание уделяется Ольховской болотно-речной экосистеме, в которую станция длительное время сбрасывала слаборадиоактивные дебалансные воды. Это привело к формированию зоны с повышенным содержанием радионуклидов и появлению потенциальной возможности загрязнения прилегающих территорий. Поэтому рассмотрим более детально морфологические особенности болота, уровни содержания и распределение радионуклидов по компонентам болотно-речной экосистемы и примыкающего к ней почвенно-растительного покрова.

Ольховская болотно-речная экосистема расположена в 5 км к юго-востоку от станции и включает Ольховское болото с прилегающими к нему заболоченными участками и вытекающую из него небольшую речку Ольховку, впадающую в р. Пышму — одну из крупных рек Обь-Иртышской речной системы. В болото выведен искусственный канал длиной 200 м, в который в период работы первой очереди БАЭС поступали сбросные воды станции; в настоящее время он используется для канализационных стоков г. Заречного. Болото простирается с юго-запада на северо-восток примерно на 2,5—3,0 км при общей площади 0,3 км^2. Высота стояния воды в болоте достигает 0,5 м, причем нижние 0,2 м водной толщи представляют собой суспензию, включающую перегнившие остатки растений и органоминеральной взвеси. Под суспензией располагаются торфяные, илистые и сапропелевые отложения мощностью от 1 до 1,5 м. Максимальная глубина торфяной залежи — 3,5 м. Дно болота сложено синей глиной. Частично донные отложения формируются на изначально затопленной почве, что свидетельствует о процессах антропогенного заболачивания территории, вызванных поступлением сбросных вод.

Ольховское болото приурочено к западине водораздела, образуемого р. Пышмой. По составу растительности оно неоднородно: в восточной и юго-западной его частях, а также на окраинах преобладают березовые формации, на остальной площади наиболее часто встречаются осоково-рогозовые фитоценозы. Подробная видовая характеристика растений, произрастающих на болоте, его берегах и прилегающей территории дана в работе (Нифонтова и др., 1988). По берегам болота под смешанными березово-ольховыми травянистыми лесами сформированы бурые лесные почвы с признаками оторфованности и оглеения. Водораздельные пространства обследуемой территории заняты смешанными сосново-лиственными лесами с бурыми лесными почвами. По сравнению с бурыми почвами водораздела "приболотные почвы" характеризуются повышенным содержанием K^+, Na^+ и илистых частиц.

В ходе радиоэкологического обследования Ольховской болотно-речной экосистемы в период с 1978 по 1995 гг. отбирали пробы воды и донных отложений непосредственно в сбросном канале, по берегам Ольховского болота, в истоке и устье р. Ольховки, а также в р. Пышме вверх и вниз по течению от места впадения в нее р. Ольховки. Донные отложения рек Ольховки и

Пышмы представлены в основном песчаными и илистыми грунтами, существенно различающимися по механическому составу. Илистые грунты обогащены фракциями тонкого песка и ила (0,05—0,01 мм и <0,001 мм), в то время как песчаные содержат повышенные количества среднего и мелкого песка (1—0,25 мм).

Поскольку перемещение радиоактивных веществ, сбрасываемых в болотно-речную экосистему, осуществляется преимущественно с жидким стоком, была изучена динамика содержания долгоживущих радионуклидов в воде этой системы. С 1978 по 1986 гг., когда Ольховская болотно-речная экосистема испытывала периодическое воздействие всех трех энергоблоков БАЭС, концентрация радионуклидов на отрезке сбросной канал—устье р. Ольховки изменялась по годам наблюдений в десятки раз (табл. 30). В среднем за этот временной период концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs составляла соответственно 2,5; 0,7 и 15,6 Бк/л. Хотя эти количества и ниже допустимых норм для питьевой воды ("Нормы...", 1996), они примерно в 20,9 и 75 раз выше уровней, отмеченных в р. Пышме до впадения в нее р. Ольховки и обусловленных в основном глобальными выпадениями.

С 1989 г. после вывода из эксплуатации первой очереди Белоярской АЭС поступление ^{60}Co с жидкими сбросами практически прекратилось, лишь в истоке и устье р. Ольховки обнаружены следы этого радионуклида. Концентрация ^{90}Sr в воде болотно-речной экосистемы в период с 1989 по 1991 гг. по сравнению с предыдущими годами наблюдений существенно не изменилась, а ^{137}Cs — снизилась. По сравнению с содержанием радионуклидов в воде р. Пышмы до впадения в нее р. Ольховки установлено достоверное ($P = 0,05$) увеличение концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р. Пышмы вниз по течению, что является следствием выноса радионуклидов из Ольховского болота с водным стоком вытекающей из него р. Ольховки.

Содержание радионуклидов в пробах воды, отобранных по вектору стока, на участке от сбросного канала до устья р. Ольховки более или менее постоянно, что свидетельствует о миграции излучателей без существенного разбавления и подтверждается результатами дисперсионного анализа, выявившими слабое влияние на концентрацию радионуклидов в воде фактора удаленности места отбора проб от сброса дебалансных вод (табл. 31).

Так как подвижность радионуклидов в природных экосистемах определяется состоянием их в растворе, представляло интерес выяснить, в какой форме — водорастворимой или

Таблица 30

Концентрация радионуклидов в воде Ольховской болотно-речной экосистемы в разные годы наблюдений, Бк/л

Место отбора проб	^{60}Co		^{90}Sr		^{137}Cs	
	1978—1986	1989—1991	1978—1986	1989—1991	1978—1986	1989—1991
Сбросной канал	2,6(2,2—6,4)	Не обн.	0,6(0,1—1,2)	0,7(0,3—1,2)	10,0(2,8—28,3)	9,0(2,4—15,6)
Болото						
начало	3,3(2,6—7,6)	—"—	0,8(0,1—1,6)	1,3(1,0—1,6)	16,6(2,3—49,2)	8,4±1,8
середина	2,8(1,5—10,1)	—"—	0,9(0,1—1,7)	1,2(0,7—1,2)	20,7(4,1—43,4)	17,0(9,9—24,1)
р. Ольховка						
исток	2,8(1,2—7,6)	0,3±0,03	0,8(0,2—2,5)	1,0(0,8—1,1)	16,0(9,7—35,0)	11,6(4,7—20,2)
устье	1,3(1,1—2,6)	0,3±0,02	0,4(0,2—1,0)	0,5(0,2—1,0)	10,0(2,4—16,0)	7,9(4,1—17,9)
р. Пышма						
вверх по течению 0,5 км	0,1(0,1—0,2)	Не обн.	0,1(0,1—0,2)	0,08(0,03—0,1)	0,2(0,1—0,4)	0,1(0,08—0,15)
вниз по течению 0,5 км	0,1(0,1—0,3)	—"—	0,2(0,1—0,3)	0,35(0,04—0,5)	1,3(0,1—4,4)	0,5(0,16—0,9)

Примечание. В скобках — пределы колебаний по годам.

Таблица 31

Результаты дисперсионного анализа зависимости концентрации радионуклидов в воде от места отбора проб (по фактору А)

Радионуклид	$F_{факт.}$	η^2_x, %	$F_{табл.}$		
			5 %	1 %	0,1 %
^{60}Co	2,3	18,6	2,6	3,8	5,7
^{90}Sr	2,9	2,6	2,5	3,6	5,1
^{137}Cs	4,2	5,6	2,5	3,5	5,0

Примечание. Фактор А — удаленность от места сброса дебалансных вод, η^2_x — показатель силы влияния, F — критерий Фишера.

коллоидной — они мигрируют с жидким стоком. Результаты исследований показали, что основная часть (87—99 %) ^{90}Sr и ^{137}Cs мигрирует с жидким стоком в истинно растворенном состоянии. Содержание ^{90}Sr в коллоидной фракции не превышает 5, а ^{137}Cs —12 %.

Известно, что речные грунты и донные отложения водоемов, обладающие большой сорбционной способностью, поглощают и прочно удерживают микроколичества химических элементов, в том числе и радионуклидов (Тимофеева-Ресовская, 1963; Любимова, 1971; Сафонова, Питкянен, 1973; Куликов, Чеботина, 1988; Heine, Wiechen, 1977). В связи с этим была изучена роль донных отложений в процессе миграции ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в болотно-речной экосистеме. Результаты многолетних исследований донных отложений, отобранных с глубины 0—20 см на разных расстояниях от места сброса дебалансных вод БАЭС, показали высокую вариабельность концентраций радионуклидов в зависимости от года наблюдений (табл. 32). В период с 1978 по 1986 гг. максимальные различия в величинах концентраций ^{60}Co достигали 60, а ^{90}Sr и ^{137}Cs — 50 и 25 раз соответственно.

Основной загрязнитель донных отложений болотно-речной экосистемы на участке от сброса дебалансных вод до устья р. Ольховки — ^{137}Cs, за ним в порядке убывания следуют ^{60}Co и ^{90}Sr. Как правило, концентрации указанных радионуклидов в грунтах составляют для ^{137}Cs десятки, а для ^{60}Co и ^{90}Sr соответственно единицы и десятые-сотые доли кБк/кг. Максимальная концентрация радионуклидов (^{60}Co — 60, ^{60}Sr— 4, ^{137}Cs — 110 кБк/кг) отмечена в илах, формирующихся в начале болота, в месте контакта болотных и сбросных вод. В донных отложениях р. Пышмы содержание всех трех загрязнителей снижается на один-два поряд-

Таблица 32

Концентрация радионуклидов в донных отложениях болотно-речной экосистемы в период с 1978 по 1986 гг., кБк/кг

Место отбора	Донные отложения	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Сбросной канал	Песок	4,0(1,6—6,0)	0,07(0,02—0,10)	16,0(7,0—25,0)
	Ил	5,0 (3,0—46,0)	0,20 (0,06—0,27)	22,0 (18,0—28,0)
Болото				
начало	—"—	34,0 (1,0—60,00)	1,80 (0,48—3,80)	58,0 (9,0—112,0)
середина	—"—	3,0 (1,0—7,0)	1,20 (0,07—3,40)	27,0 (7,2—65,0)
р. Ольховка				
исток	Песок	0,12 (0,10—0,15)	0,03 (0,02—0,15)	20,0 (10,0—30,0)
	Ил	1,40 (0,77—2,30)	0,19 (0,06—0,87)	30,0 (8,0—51,0)
устье	Песок	0,30 (0,14—0,50)	0,06 (0,01—0,17)	16,0 (3,0—26,0)
	Ил	0,90 (0,15—2,10)	0,14 (0,01—0,24)	34,0 (7,0—86,0)
р. Пышма				
вверх по течению 0,5 км	Песок	0,04 (0,01—0,10)	<0,01	0,09 (0,03—0,20)
	Ил	0,05 (0,02—0,08)	<0,01	0,37 (0,10—0,97)
вниз по течению 0,5 км	Песок	0,03 (0,01—0,10)	<0,01	0,21 (0,15—0,33)
	Ил	0,03 (0,01—0,07)	<0,01	3,00 (0,15—3,90)

Примечание. В скобках — пределы колебаний.

Таблица 33

Концентрация радионуклидов в почвах, примыкающих к Ольховскому болоту, Бк/кг сухой массы

Почва	Глубина, см	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Бурая лесная (водораздел)	0—1	<0	52±5	200±30
	1—5	<0	30±4	215±67
	5—10	<0	7±3	25±11
	10—15	<0	3±1	<0
Дерново-луговая (середина склона)	0—1	<0	70±10	230±20
	1—2	<0	90±27	170±7
	2—7	<0	39±10	82±5
	7—12	<0	6±3	25±8
Бурая лесная оторфованная, оглеенная (берег болота)	0—1	290±150	40±10	5110±185
	1—6	125±20	28±5	3440±175
	6—11	<0	13±4	280±30
	11—16	<0	3±1	<0

Примечание. <0 — ниже предела чувствительности метода определения.

ка величин, причем в песчаных отложениях оно ниже, чем в илах. При этом отмечено заметное увеличение содержания ^{137}Cs в донных отложениях вниз по течению р. Пышмы.

После снятия с эксплуатации первой очереди БАЭС максимальное содержание ^{60}Co в донных отложениях Ольховского болота снизилось с 60 до 6 кБк/кг. Концентрация ^{60}Co в грунтах р. Ольховки на всем ее протяжении и р. Пышмы находилась за пределами чувствительности метода определения. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs после остановки первой очереди БАЭС практически не изменилась (Караваева, Молчанова, 1995).

Изучение вертикального распределения радионуклидов по глубине донных отложений показало, что 60—75 % излучателей сосредоточено в верхнем (50 см) слое, непосредственно контактирующем с протекающей через болото сбросной водой. На глубине 100—125 см обнаруживаются лишь единицы процентов в расчете от общего содержания радионуклидов в профиле донных отложений. Значительная роль в перераспределении радионуклидов в водной экосистеме, наряду с донными отложениями, принадлежит растениям, некоторые их виды могут служить индикаторами радиоактивных загрязнений окружающей среды (Mattson, Liden, 1975; Моисеев, Рамзаев, 1975; Куликов, 1978). В ходе радиоэкологического обследования Ольховского болота проанализирована надземная масса пяти наиболее часто встречающихся видов болотных растений: рогоза широколистного (*Typha latifolia* L.), осоки пузырчатой (*Carex vesicaria* L.), тростника обыкновенного (*Phragmites australis* (Cav. Trin.)), ряски малой (*Lemna minor* L.) и череды трехраздельной (*Bidens tripartita* L.). Максимальная концентрация радионуклидов отмечена для ряски малой (^{60}Co — 4,6, ^{90}Sr — 1,1 и ^{137}Cs — 25,8 кБк/кг сухой массы). У представитей прикрепленных растений концентрация перечисленных радионуклидов в надземной массе в 2—60 раз меньше, чем у ряски малой.

Итак, длительный сброс дебалансных вод Белоярской АЭС в Ольховскую болотно-речную экосистему привел к повышению содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и накоплению их в донных отложениях болота. Необходимо было оценить, не является ли Ольховское болото источником загрязнения примыкающего почвенно-растительного покрова. С этой целью в 1978—1985 гг. на сопряженных по стоку элементах рельефа профильным методом закладывали почвенные разрезы. Первый про-

филь (протяженностью 500 м) охватывал водораздельное пространство и через пологий склон выходил к началу болота. Второй, заложенный параллельно первому, выходил к середине левого, а третий — к середине правого берега болота. Одновременно проводили наблюдения на контрольном профиле, заложенном за пределами зоны влияния Белоярской АЭС на территории Ильменского заповедника в Челябинской области. Последний охватывал водораздельное пространство, подножье склона и выходил к сфагново-торфяному болоту верхового типа. Работы на контрольном профиле проводили до аварии на Чернобыльской АЭС.

Данные о содержании радионуклидов на обследованных территориях, усредненные для аналогичного рельефа трех геохимических сопряжений, приведены в табл. 33. В почвах водораздела и середины склона концентрация ^{60}Co ниже предела чувствительности метода обнаружения. Лишь на участках приболотных почв этот радионуклид обнаруживается в слое лесной подстилки и верхнем оторфованном горизонте на глубине, не превышающей 6 см. Почвы водораздела, середины склона и понижений характеризуются практически одинаковым содержанием ^{90}Sr. Концентрация ^{137}Cs в профиле почв, граничащих с Ольховским болотом, в 10—20 раз выше, чем на участках, удаленных от него на расстояние 0,5—1 км. Во всех случаях основная часть радионуклидов (80—90 %) сосредоточена в подстилке (0—1 см) и верхнем (1—5 см) слое почвы.

Более детальное изучение распределения радионуклидов показало, что концентрации ^{90}Sr в растительном покрове и верхних слоях почвы (0—4 см) близки, а общее содержание радионуклида либо увеличивается при переходе от верхних органогенных горизонтов к расположенным ниже минерализованным слоям, либо распределяется между ними более или менее равномерно (табл. 34). То же самое справедливо и для почв контрольного участка.

Вертикальное распределение ^{137}Cs показывает приуроченность его максимальных концентраций к верхней, наиболее гумусированной части горизонта А. До 70 % ^{137}Cs от общего запаса в изученном почвенном профиле удерживается на глубине 1—4 см. Этот слой перехватывает и трансформирует ^{137}Cs, поступающий в почвенный покров из растительного опада с атмосферными и поверхностными водами, являясь первым барьером на пути миграции и вертикального перераспределения ^{137}Cs. Он мо-

Таблица 34

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах района Ольховского болота (1) и контрольного участка (2)

Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
	1	2	1	2
Водораздел				
Растительный покров	100/0,025	60/0,020	110/0,060	78/0,050
0—1	78/0,15	48/0,035	190/0,040	75/0,040
1—2	160/0,50	35/0,055	260/1,40	219/0,50
2—3	64/0,30	36/0,25	470/1,40	296/1,90
3—4	30/0,35	32/0,25	380/2,35	114/1,20
4—5	22/0,25	16/0,20	40/0,45	60/0,75
5—7	10/0,30	16/0,40	70/2,20	85/1,00
7—10	8/0,30	8/0,30	60/1,10	45/1,40
Середина склона				
Растительный покров	30/0,006	80/0,008	130/0,02	200/0,02
0—1	70/0,05	65/0,08	230/0,40	100/0,15
1—2	60/0,10	45/0,05	200/0,65	150/0,20
2—3	120/0,15	30/0,10	140/0,70	350/1,55
3—4	100/0,20	50/0,25	190/0,70	290/1,75
4—5	40/0,25	55/0,40	60/0,45	100/0,70
5—7	10/0,20	20/0,20	40/0,50	35/0,40
7—10	5/0,25	5/0,15	40/0,80	<0
Берег болота				
Растительный покров	90/0,07	32/0,004	4500/1,5	135/0,015
0—1	80/0,25	38/0,20	3550/9,50	457/0,80
1—2	169/0,35	51/0,24	3900/12,0	545/1,30
2—3	80/0,20	64/0,30	2500/12,0	334/1,40
3—4	96/0,30	39/0,25	600/3,8	96/0,40
4—5	24/0,20	13/0,25	590/3,9	51/0,30
5—7	15/0,35	<0	525/5,0	25/0,35
7—10	8/0,20	<0	290/1,6	18/0,40

Примечание. В числителе — Бк/кг сухой массы, в знаменателе — кБк/м^2.

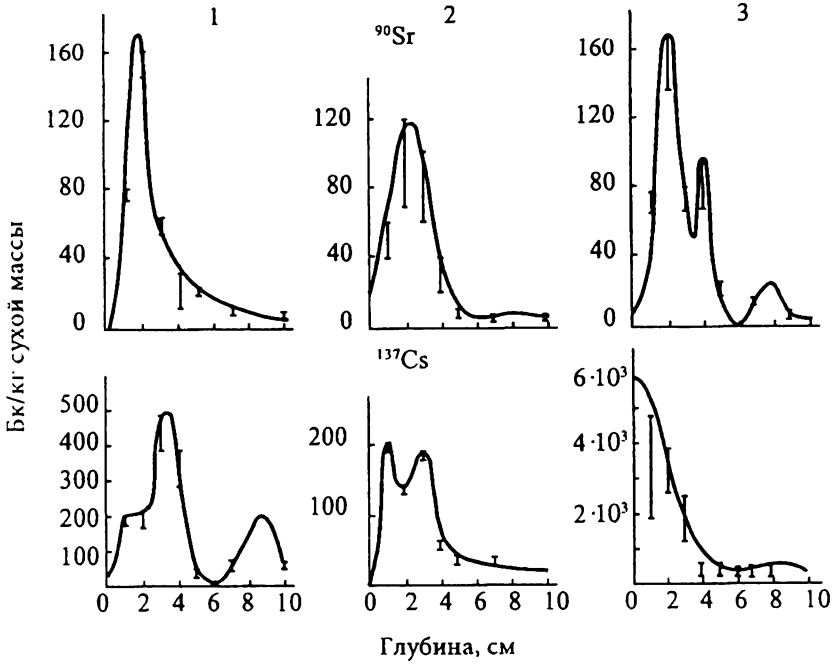


Рис. 11. Распределение концентрации радионуклидов по глубине почв (точки — результаты измерений):
1 — вершина; 2 — середина; 3 — подножье склона

жет служить индикатором радиоактивного загрязнения почв. Повышенное содержание ^{137}Cs в почвах вблизи болота объясняется дополнительным поступлением радионуклидов с загрязненной водой при периодическом затоплении прибрежных участков. Представленное на рис. 11 распределение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs по глубине почв в районе Ольховского болота удовлетворительно аппроксимируется суммой экспонент:

$$C_{(x)} = \sum_{i=1}^{N} C_{i0} \exp\left(-\frac{(x - x_{i0})^2}{a_i}\right),$$

где i — количество экспонент, описывающих кривую распределения; x_{i0} — глубина, см, на которой i-й член суммы имеет максимальное значение C_{i0} (Бк/кг); a_i — параметр кривой, см^2.

Из значений эмпирических констант, приведенных в табл. 35, видно, что величина $C_{(x)}$ складывается из двух или трех экспонент. Их число может быть связано с различной прочностью закрепления радионуклидов в почвах и как следствие с различной скоростью вертикального перемещения. На водоразделе и середине склона отмечаются случаи смещения максимальных значений концентраций ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs на большую глубину. В приболотных почвах, испытывающих временное затопление, в распределении ^{90}Sr обнаруживаются два максимума: первый приурочен к поверхностному слою, а второй — к глубине, превышающей 7 см.

Плотность загрязнения почвенного покрова оценили величиной запаса радионуклидов в слое (0—10 см) почв (табл. 36). На участках, граничащих с Ольховским болотом, запас ^{137}Cs примерно на порядок величин выше, чем в контроле. Содержание ^{137}Cs лишь в 4 раза превышает содержание ^{90}Sr на контрольном участке, а в почвах, примыкающих к Ольховскому болоту — в 30 раз и более. Увеличение концентрации ^{137}Cs в приболотных почвах, находящихся в условиях питания как поверхностными, так и грунтовыми водами, связано не столько с миграцией радионуклидов из расположенных выше сопряженных по стоку участков ландшафта, сколько с поступлением из вод Ольховского болота во влажные сезоны года и во время паводков.

Запас ^{90}Sr в почвах Ильменского заповедника (контроль) и в районе Ольховского болота примерно одинаков. Для почвенно-растительного покрова элювиальных и аккумулятивных участков ландшафта он также практически одинаков. Лишь детальный анализ позволяет отметить тенденцию к увеличению содержания ^{90}Sr в растениях, произрастающих на периодически затапливаемых берегах болота, опаде и верхнем слое хорошо разложившейся лесной подстилки толщиной 1 см (табл. 37).

Для характеристики прочности закрепления радионуклидов в почвах изучали содержание и распределение по глубине почвенного профиля водно-растворимых, обменных, кислотно-растворимых и фиксированных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs. Кроме того, содержание этих форм нуклидов определяли и в торфянистых отложениях Ольховского болота, сопряженных с почвами вектором стока. Для этого навески почв и торфа последовательно обрабатывали дистиллированной водой, 1 н раствором CH_3COONH_4, 6 н HCl и 4 н HCl с последующим кипячением. Статистическая обработка полученных данных с помощью дис-

Таблица 35

Эмпирические константы кривой распределения концентраций радионуклидов по глубине почвенного слоя

Константа	Водораздел			Середина склона			Край болота		
i	1	2	3	1	2	3	1	2	3
x_{i0}	1,80/1,50	3,60/3,40	6,50/8,70	2,30/1,00	9,00/2,70	—/6,20	2,00/0,00	4,15/7,50	7,80/—
C_{i0}	170/250	332/500	114/2200	120/170	7/190	—/40	170/6000	90/600	25/—
a_i	0,8/1,0	1,6/1,0	8,0/1,6	2,8/0,2	5,6/1,4	—/16,8	1,2/8,0	0,4/8,0	1,2/—

Примечание. В числителе — ^{90}Sr, в знаменателе — ^{137}Cs.

Таблица 36

Запас радионуклидов в почвенном покрове в районе Ольховского болота (1) и на контрольном участке (2), кБк/0,1м^3

Место отбора проб	^{90}Sr		^{137}Cs		Cs/Sr	
	1	2	1	2	1	2
Водораздел	2,2±0,1	1,5±0,2	9,3±1,2	6,8±0,5	4,2	4,5
Середина склона	1,3±0,2	1,2±0,1	4,3±0,2	4,9±0,6	3,3	4,0
Берег болота	1,9±0,5	1,2±0,1	63,7±9,7	4,9±0,4	33,5	4,1

Таблица 37

Содержание ^{90}Sr в компонентах наземной экосистемы в районе Ольховского болота, Бк/м^2

Образец	Водораздел	Край болота
Разнотравье	25±2	66±20
Опад	50±5	98±20
Лесная подстилка	89±14	157±18

персионного анализа не выявила достоверных различий в распределении всех форм ^{90}Sr по глубине почвенных разрезов. Это позволило привести усредненные значения для слоя (0—20 см) почв (табл. 38). Видно, что ^{90}Sr содержится в почвах и торфе преимущественно в обменной форме; концентрация кислотно-растворимого ^{90}Sr составляет 20—25 %, водно-растворимого — 5—15 %, причем торфянистые отложения, формирующиеся в усло-

Таблица 38

Распределение ^{90}Sr по химическим формам в слое почв и торфа толщиной 20 см, %

Почва, место отбора проб	Водно-растворимая	Обменная	Кислотно-растворимая
Бурая лесная (водораздел)	12,4±7,7	64,5±8,4	23,4±8,3
Бурая лесная оглеенная (край болота)	15,8±3,8	58,2±5,5	26,0±2,4
Торф (болото)	4,8±1,0	72,8±4,2	23,3±4,3

виях затопления, характеризуются наиболее низким содержанием водно-растворимой формы стронция.

Вертикальное распределение форм ^{137}Cs в почвах носит более сложный характер (табл. 39). Так, значительная часть этого нуклида (60—80 %) прочно фиксируется в верхних горизонтах почв. Результаты дисперсионного анализа показали, что с увеличением глубины доля фиксированного ^{137}Cs закономерно и достоверно снижается (F = 7,8 и 28,5 при $F_{0,05}$ = 3,3), а водно-растворимого и обменного, как правило, возрастает. Вследствие этого вертикальная миграция ^{137}Cs в почвах сопровождается дифференциацией его форм с глубиной, приводящей к обогащению лежащих ниже слоев подвижным цезием; уже на глубине 15—20 см около половины ^{137}Cs находится в форме подвижных, доступных для растений соединений (Молчанова, Михайловская, 1979). Сопоставление содержания и распределения ^{137}Cs по химическим формам в почвах и торфе выявляет низкое по сравнению с почвами содержание в торфе водно-растворимого цезия. Оно составляет десятые доли процента и не изменяется с глубиной, что подтверждают и результаты дисперсионного анализа (F = 2,7 при $F_{0,05}$ = 3,3). Последнее справедливо также для обменной и фиксированной форм этого нуклида. Общее содержание подвижного ^{137}Cs на всех глубинах торфянистых отложений не превышает 10 %.

Определение содержания тяжелых естественных радионуклидов (^{226}Ra, ^{232}Th, ^{238}U) в основных компонентах почвенно-растительного покрова показало, что минимальные концентрации этих элементов отмечены для растений и слаборазложившегося прошлогоднего опада (Караваева и др., 1994). Концентрация ^{232}Th и ^{238}U составляет десятые доли, а ^{226}Ra — единицы беккерелей на килограмм сухой массы. В почве содержание естественных радионуклидов больше, как правило, на порядок величин и достигает для ^{226}Ra —25, ^{232}Th —17, а ^{238}U —14 Бк/кг, что не пре-

Таблица 39

Распределение ^{137}Cs по химическим формам в почвах и торфе, %

Почва, место отбора проб	Форма соединения	Глубина слоя почвы, см			
		0—5	5—10	10—15	15—20
Бурая лесная (водораздел)	Водно-растворимая	4,2±1,5	9,9±2,5	11,0±2,5	26,1±4,7
	Обменная	3,7±0,5	13,9±5,9	20,3±7,4	29,5±9,8
	Кислотно-растворимая	18,6±2,4	16,9±3,6	23,9±3,6	21,3±3,4
	Фиксированная	73,9±2,4	59,2±6,9	44,8±8,3	24,3±0,4
Бурая лесная оглеенная (край болота)	Водно-растворимая	2,5±0,5	2,0±0,1	14,5±1,8	10,5±1,9
	Обменная	4,2±1,1	3,6±0,1	19,8±6,0	28,5±8,2
	Кислотно-растворимая	18,3±3,1	10,0±1,9	19,1±2,9	42,6±6,3
	Фиксированная	75,0±4,5	84,4±2,2	45,9±10,7	18,3±4,8
Торф (болото)	Водно-растворимая	0,8±0,2	0,3±0,1	0,7±0,1	0,3±0,04
	Обменная	8,9±2,4	6,2±1,3	8,5±1,4	9,2±0,4
	Кислотно-растворимая	36,6±3,8	26,3±1,8	26,9±1,6	15,1±2,2
	Фиксированная	57,0±4,8	66,9±2,6	64,0±2,0	75,4±1,7

вышает соответствующие значения для различных географических зон (Виноградов, 1957; Титаева, Таскаев, 1983). Концентрация естественных радионуклидов в растениях и почве, а также характер их распределения по глубине почвенного профиля практически одинаковы для разных участков геохимического сопряжения. Аналогичные данные получены нами ранее при изучении закономерностей поведения ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{238}U в природных экосистемах, находящихся под воздействием Рефтинской ТЭС (Молчанова и др., 1988).

Авария на Чернобыльской АЭС обусловила загрязнение ряда регионов нашей страны. Для оценки вклада этой аварии в загрязнение почвенно-растительного покрова в районе Белоярской АЭС в мае 1986 г. отбирали образцы растительного опада, лесной подстилки и верхнего (0—5 см) слоя, полагая, что свежие радиоактивные выпадения не проникли на большую глубину. Учитывая способность лесных биогеоценозов задерживать ат-

Таблица 40

Концентрация радионуклидов в почвах района Ольховского болота в разные периоды исследования, Бк/кг

Почва, место отбора проб	Глубина, см	^{90}Sr			^{137}Cs		
		1978—1985 гг.	1986 г.	1989 г.	1978—1985 гг.	1986 г.	1989 г.
Бурая лесная (водораздел)	Растительный опад	70	140	85	180	6500	450
	0—1	78	100	120	190	2400	870
	1—2	160	100	150	260	1100	830
	2—3	64	80	190	470	400	940
	3—4	30	30	125	380	200	590
	4—5	22	25	110	40	35	300
Дерново-луговая (середина склона)	Растительный опад	70	230	100	230	15000	180
	0—1	60	20	75	200	1900	400
	1—2	120	30	55	140	200	400
	2—3	100	20	35	90	100	230
	3—4	40	6	25	60	200	130
	4—5	10	10	15	40	80	80

мосферные выпадения радионуклидов, пробы отбирали в смешанном лесу (водораздел) и на открытой поляне (середина склона) в пределах геохимического профиля, выходящего к средней части Ольховского болота. Как показано выше, почвы этих участков не испытывают непосредственного воздействия загрязненных вод болота. Анализ полученных результатов выявил двух-, трехкратное повышение концентрации ^{90}Sr в растительном опаде лесного участка и поляны (табл. 40). Именно этот компонент биогеоценозов явился природным планшетом и подвергся в первую очередь радиоактивному загрязнению ранней весной 1986 г. до образования листьев и травяного покрова. В лесной подстилке и расположенных глубже почвенных слоях достоверного увеличения содержания ^{90}Sr в год чернобыльской аварии не установлено. В последующие годы на фоне снижения концентрации ^{90}Sr в растительном опаде произошло его заметное повышение в слое лесных почв толщиной 2—5 см. Концентрация ^{137}Cs в свежесформированном опаде в 1986 г. увеличилась в 35, а в растительном опаде на открытой поляне — в 65 раз по сравнению со средними многолетними значениями (см. табл. 40). Повышенное содержание ^{137}Cs в этот год отмечено и в почвенных слоях на глубине 1—2 см.

3.2.3. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЛЕКАРСТВЕННЫМИ РАСТЕНИЯМИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

Дикорастущие лекарственные растения наряду с сельскохозяйственными участвуют в формировании потоков радиоактивных загрязнителей, направленных к человеку. В водных экстрактах лекарственных растений и эссенциальных маслах обнаружено (Ali, 1990) соответственно 5—68 и 1—5 % от содержания радиоактивных веществ в лекарственном сырье. Из 70—80 тыс. т ежегодно заготавливаемых в нашей стране лекарственных трав 50 % приходится на дикорастущие виды. В среднем по Свердловской области собирается сырье 50—60 видов общей массой до 60 т в год, в том числе по Белоярскому району от 3 до 7 т. Заготовки такого сырья ведутся на больших территориях включая санитарно-защитную зону БАЭС.

Для изучения уровней содержания и особенностей перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в лекарственные растения в 30-километровой зоне БАЭС летом 1991 и 1992 гг. собран растительный материал на двух стационарных площадках. Одна располагалась в непосредственной близости от АЭС (территория Биофизической станции ИЭРиЖ УрО РАН), вторая охватывала прибрежную часть Ольховского болота. Контрольным считали участок, расположенный на территории Ильменского государственного заповедника в районе оз. Б. Миассово. Всего собрано девять видов дикорастущих растений: крапива двудомная (*Urtica dioica* L.), иван-чай узколистный (*Chamaenerion angustifolium* L.), подорожник большой (*Plantago major* L.), тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium* L.), ромашка лекарственная (*Matricaria chamomilla* L.), череда трехраздельная (*Bidens tripartita* L.), таволга вязолистная (*Filipendula ulmaria* L., Maxim), горец змеиный (*Poligonum Bistorta* L.) и лапчатка гусиная (*Potentilla anserina* L.). Полученные результаты показали, что у растений, отобранных в непосредственной близости от АЭС, содержание радионуклидов не отличается от контрольного (табл. 41). Имеющиеся различия носят статистически недостоверный характер ($P = 0,05$). В зависимости от вида растений концентрация ^{90}Sr в надземной массе колеблется от 4 до 14 Бк/кг, а ^{137}Cs — от 5 до 53. Для сравнения заметим, что в пробах злакового разнотравья, отобранных в 30-километровой зоне Ленинградской АЭС в 1988 г., содержание ^{90}Sr составляло 1,8—3,7 Бк/кг, а ^{137}Cs — 11,8—19,9 (Недбаевская и др., 1990). В зоне Ольховского болота складывается иная картина. Являясь

Таблица 41

Содержание радионуклидов в надземной массе лекарственных растений, Бк/кг

Место отбора проб	Вид растения	^{90}Sr		^{137}Cs	
		1	2	1	2
Район Биофизической станции	Подорожник большой	7±0,2	10±1,5	21±2,3	26±2,2
	Ромашка лекарственная	4±1,7	2±1,2	5±1,6	6±0,5
	Тысячелистник обыкновенный	8±2,0	6±1,8	18±2,3	10±2,8
	Лапчатка гусиная	8±4,6	14±5,6	44±15,8	53±14,2
Берег Ольховского болота	Иван-чай узколистный	24±3,2	9±7,7	—	16±12,8
	Крапива двудомная	580±180	15±3,9	2043±40	12±1,5
	Таволга вязолистная	62±5,7	65±5,2	247±28	93±7,4
	Череда трехраздельная	53±2,4	20±3,0	6200±125	50±5,0
	Горец змеиный	61±26,3	15±4,1	678±52	40±3,8

Примечание. 1 — зона БАЭС, 2 — контрольный участок.

Таблица 42

Коэффициенты перехода радионуклидов в лекарственные растения

Место отбора проб	Вид растения	^{90}Sr		^{137}Cs	
		1	2	1	2
Район Биофизической станции	Подорожник большой	3,5±0,2	5,0±1,0	5,2±0,5	6,5±0,4
	Ромашка лекарственная	2,0±0,9	2,0±0,5	1,3±0,4	1,5±0,1
	Тысячелистник обыкновенный	4,0±1,5	3,0±0,8	4,5±0,7	2,5±0,5
	Лапчатка гусиная	4,0±2,0	7,0±2,0	11,0±3,0	13,2±3,8
Берег Ольховского болота	Иван-чай узколистный	4,0±0,7	4,5±3,0	—	4,0±2,0
	Крапива двудомная	96,6±25	7,5±1,8	15,9±0,5	3,0±0,3
	Таволга вязолистная	10,3±1,0	32,5±2,4	1,9±0,3	23,2±1,6
	Череда трехраздельная	8,8±0,7	10,0±1,3	48,4±2,0	12,5±1,3
	Горец змеиный	10,1±5,0	7,5±2,3	5,3±0,5	10,0±1,2

Примечание. 1 — зона БАЭС, 2 — контрольный участок.

основным загрязнителем болота, ^{137}Cs в значительной степени накапливается и в произрастающих на приболотных почвах лекарственных растениях. Максимальные значения этого радионуклида в череде трехраздельной и крапиве двудомной соответственно в 120 и 170 раз превышают аналогичные значения на контрольных участках.

Повышенное по сравнению с контролем количество ^{90}Sr отмечено также для крапивы и череды. Для остальных видов статистически достоверные различия между накоплением ^{90}Sr в разных условиях произрастания не выявлены. Отметим, что максимальная концентрация ^{137}Cs (6200 Бк/кг) и ^{90}Sr (580 Бк/кг) соответственно приближается и превосходит временные допустимые уровни содержания этих радионуклидов в пищевых продуктах и питьевой воде, установленные Министерством здравоохранения РФ в связи с аварией на ЧАЭС ("Постановление...", 1995).

Для количественной оценки миграционной способности изученных радионуклидов использовали коэффициент перехода (КП), который рассчитывали как отношение концентрации нуклида в надземной массе (Бк/кг) к содержанию его в почве (кБк/м^2) (Корнеев, Сироткин, 1986). Плотность загрязнения почв, примыкающих к Ольховскому болоту, для ^{90}Sr составила 6, а для ^{137}Cs — 128 кБк/м^2. Содержание радионуклидов в почвах в районе Биофизической станции и на контрольных участках практически не отличалось и было равно 2 и 4 кБк/м^2 соответственно для ^{90}Sr и ^{137}Cs; довольно близкими оказались и коэффициенты перехода одного и того же радионуклида в растения, произрастающие на указанных участках (табл. 42). В то же время КП радионуклидов для видов растений, отобранных на загрязненных приболотных и чистых контрольных почвах, существенно различаются. Последнее свидетельствует об отсутствии прямой зависимости между содержанием радионуклидов в почвах и концентрацией их в надземной массе растений. Отмеченный факт можно объяснить влиянием следующих факторов: физико-химическими свойствами почвы, формой нахождения в ней излучателей, эколого-климатическими условиями произрастания растений, которые весьма трудно проконтролировать в природной обстановке. Следует, однако, заметить, что в районе Ольховского болота наиболее высокой накопительной способностью ^{90}Sr обладает крапива двудомная (КП = = 96,6), а ^{137}Cs — череда трехраздельная (КП = 48,4). На контрольном участке максимальные значения КП для ^{90}Sr и ^{137}Cs установлены у таволги вязолистной (Караваева, Молчанова, 1998).

Таким образом, аэрозольные выбросы Белоярской АЭС за долгий период ее работы в штатном режиме не привели к ясно выраженным негативным эффектам. В то же время в результате длительного сброса слаборадиоактивных дебалансных вод в болотно-речную экосистему сформировалась своего рода "горячая" точка, характеризующаяся повышенным содержанием радионуклидов во всех исследованных компонентах. Основной их загрязнитель — ^{137}Cs. Этот нуклид в значительных количествах, превышающих иногда глобальные уровни на два порядка величин, обнаружен не только в донных отложениях Ольховского болота, но и в расположенном в непосредственной близости от него почвенно-растительном покрове включая лекарственные растения.

3.3. ПОВЕДЕНИЕ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ПОЙМЕННЫХ ЛАНДШАФТАХ р. ТЕЧИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ ЖИДКИМИ СБРОСАМИ ПО "МАЯК"

Р. Теча берет начало в оз. Иртяш и в своем верхнем течении охватывает территорию ядерного предприятия "Маяк". В результате его деятельности в 1949—1952 гг. из-за несовершенства технологии производства и хранения расщепляющихся материалов высокорадиоактивные отходы сбрасывались в открытую гидрографическую сеть в 6 км от истока р. Течи. Всего за указанный период в речные воды сброшено 76 млн м^3 сточных вод общей активностью по бета-излучателям 100×10^{15} Бк ("Заключение комиссии...", 1991). Четвертая часть сброшенной активности приходилась на долю долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs. В 1949—1951 гг. строительство каскада водохранилищ в верховье р. Течи значительно ограничило прямое поступление радионуклидов в речную систему, однако донные отложения, биота, а также почвенно-растительный покров пойменных участков на всем протяжении реки были значительно загрязнены. В мировой практике не отмечено подобных случаев загрязнения природных экосистем ни по количественному, ни по изотопному составу сбросов (Eisenbud, 1987; Cate et al., 1990). Последствия загрязнения р. Течи осложняются тем, что она входит в крупнейшую в Западной Сибири Иртыш-Обскую речную систему (Trapeznikov et al., 1993a).

Исследовательский интерес к проблеме загрязнения р. Течи, ранее ограниченный запретом на информацию, теперь концентрируется в основном на изучении компонентов реки: воды, грун-

тов, гидробионтов и реконструкции доз облучения населения, проживающего по ее берегам (Дегтева и др., 1992; Березина и др., 1993; Trapeznikov et al., 1993b). В то же время одним из основных потенциальных вторичных источников загрязнения речной системы являются пойменные ландшафты р. Течи. Особенности генезиса пойменных почв обусловливают ряд характерных черт поведения радионуклидов в этих ландшафтах. Гидроморфные условия пойменного почвообразования способствуют формированию ландшафтно-геохимических барьеров, на которых аккумулируются многие макроэлементы, тяжелые металлы и радионуклиды. Периодически избыточное увлажнение примыкающих к реке пойменных участков, близкий к поверхности уровень залегания грунтовых вод создают благоприятные условия разложения органического вещества, способствующего более интенсивной миграции в почве радионуклидов.

Учитывая, что основные загрязнители поймы р. Течи имеют сравнительно большой период полураспада ($T_{1/2}$ ^{90}Sr — 28,4 года и $T_{1/2}$ ^{137}Cs — 26,6 года), представляло интерес оценить радиоэкологическую ситуацию в пойменных ландшафтах речной системы Теча—Исеть. В ходе проведенных исследований (1992—1999 гг.) определили уровни содержания и выявили особенности вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове поймы р. Течи. Обследованием были охвачены также пойменные ландшафты р. Исети вниз по течению после впадения в нее р. Течи. Почвенные разрезы закладывали на участках в право- и левобережной пойме среднего и нижнего течения р. Течи в районах населенных пунктов (н. п.) Бродокалмак, Лобаново, Анчугово, Бугаево, Першинское и Затеченское (рис. 12), а также на участках, примыкающих к р. Исети вблизи н. п. Нижний Яр и Верхняя Полевая. Контрольные разрезы располагали за пределами зоны воздействия источника загрязнения, выбирая участки водораздела на расстоянии 1,5—2,0 км от береговой линии р. Течи. В качестве контрольных можно рассматривать также участки почвенно-растительного покрова по берегам р. Исети выше впадения в нее р. Течи (н. п. Верхний Яр).

Пойма р. Течи шириной 100—500 м местами изрезана, всхолмлена, испещрена мелкими старицами и озерами, изобилует западинами. В прирусловой части, по берегам стариц и западин, много кустарников, которые делают берега реки труднодоступными, хотя склоны к реке пологи. Морфологический облик и химический состав формирующихся в пойме аллювиально-сло-

Рис. 12. Населенные пункты на р. Теча

истых почв, отражают периодичность отложения наносов паводковыми водами. Содержание в них гумуса постепенно снижается от 6,0 % в верхнем 0—5-сантиметровом слое до 1,4 % на глубине 25—30 см. Значения pH водной и солевой вытяжек варьируют около 6,5 и 5,8 соответственно. Сумма обменных оснований также мало изменяется по профилю почв. В верхних слоях она составляет 26,2, а на глубине 25—30 см — 18,2 мг-экв/100 г воздушно-сухой массы. Образцы почв отбирали в разрезах слоями по 5 см с учетом площади. Максимальная глубина отбора проб не превышала 40 см и, как правило, соответствовала уровню залегания грунтовых вод. На участках, расположенных в непосредственной близости от почвенных разрезов, с определенной площади срезали надземную массу травянистых растений.

Наибольшие концентрации ^{90}Sr (3700 Бк/кг) и ^{137}Cs (10300 Бк/кг) в почвенных профилях обоих берегов р. Течи приурочены к н. п. Бродокалмак, причем содержание ^{137}Cs в этой точке в 2—5 раз выше, чем ^{90}Sr (табл. 43). На остальных реперных участках количество радионуклидов в 0—10-сантиметровом слое колеблется в зависимости от места отбора проб в пределах 135—1500 Бк/кг. В обследованных почвах прирусловой части не удалось проследить четкого градиента концентраций с глубиной. Сравнение с контролем выявило почти 100- и 20-кратное превышение его соответственно для ^{90}Sr и ^{137}Cs в профилях почв, даже наиболее удаленных от источника загрязнения. Следует отметить, что уровень загрязнения выбранных контрольных участков был несколько выше глобального, вероятно, за счет вклада ядерно-энергетических предприятий Урала (Ааркрог и др., 1992).

Максимальная концентрация ^{90}Sr в надземной массе травянистых растений составляет 2016 Бк/кг (н. п. Бугаево), что в 200 раз выше, чем на контрольном участке. Содержание ^{137}Cs в растениях контрольной площадки удерживается на уровне 10 Бк/кг, а в растительном покрове прирусловой части не превышает 40 Бк/кг воздушно-сухой массы. Различия в накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs в надземной части травянистых растений при близком уровне содержания радионуклидов в почве могут быть связаны с преобладанием подвижных форм радиостронция в гидроморфных почвах и, как следствие, с более активным накоплением его в растительном покрове (Михайловская, 1998). В соответствии с этим коэффициент накопления радиостронция у травянистых растений в 25—300 раз превышает та-

Таблица 43

Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове прирусловой поймы р. Течи

Место отбора проб (н. п.)	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	кБк/м²	Бк/кг	кБк/м²
Бродокалмак	0—10	1500±150	67±5	7900±200	307±4
правый берег	10—20	1300±145	144±10	7300±300	830±12
	20—30	1500±200	227±15	3000±150	460±13
	30—40	1650±300	272±20	5600±110	910±9
левый берег	0—10	3700±400	290±13	10300±1000	880±43
	10—20	1400±120	180±8	6800±500	920±30
	20—30	480±25	70±2	120±25	16±2
Лобаново	Разнотравье	800±150	0,2±0,04	35±16	0,01
правый берег	0—10	291±60	31±6	838±300	94±27
	10—20	230±50	31±5	266±70	36±15
	20—30	172±20	20±2	300±200	38±25
левый берег	Разнотравье	945±300	0,1±0,03	18±6	0,01
	0—10	136±10	22±3	280±40	44±6
	10—20	228±45	31±6	585±200	84±25
	20—30	292±80	36±11	530±200	73±28
Анчугово	Разнотравье	1230±41	0,2±0,01	39±15	0,01
правый берег	0—10	932±25	90±3	1200±400	117±35
	10—20	608±115	60±7	670±400	69±42
	20—30	562±12	76±5	340±100	49±20
левый берег	Разнотравье	500±80	0,1±0,01	40	1
	0—10	320±30	30±3	488	48
	10—20	324±40	38±9	505	59
	20—30	278±35	28±5	375	38
Бугаево	Разнотравье	2016±580	0,9±0,3	10±1	0,01
правый берег	0—10	195±75	22±9	275±150	30±17
	10—20	266±100	35±16	170±70	23±10
	20—30	388±160	30±15	370±300	35±30
левый берег	Разнотравье	1580±117	0,7±0,05	16±4	0,01
	0—10	654±115	71±20	690±150	71±16
	10—20	544±80	63±10	430±220	43±22
	20—30	692	94	430±100	53±12
Першинское	Разнотравье	745±85	0,3±0,1	22±3	0,01
правый берег	0—10	280±30	81±8	242±25	72±6
	10—20	75±10	26±4	39±6	13± 2
	20—30	34±5	14±2	21±12	9±5

Окончание табл. 43

Место отбора проб (н. п.)	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	кБк/м^2	Бк/кг	кБк/м^2
левый берег	Разнотравье	1032±100	0,4±0,1	6±2	0,01
	0—10	680±70	56±5	417±40	30±3
	10—20	100 ±90	109± 8	695±70	74±9
	20—30	61±60	121±13	245±45	50±9
Затеченское правый берег	Разнотравье	40±40	0,1±0,01	40	0,1
	0—10	1500±150	178±18	775±100	76±12
	10—20	277±25	27±3	60±16	6±2
	20—30	212±25	26±4	13±4	2±0,6
Верхний Яр контрольный участок	Разнотравье	10±0,4	0,01	10	0,1
	0—10	16±0,5	1,8±0,07	30±15	3,2±1,8
	10—20	8±0,1	1,1±0,01	22±12	2,7±1,4
	20—30	4±0,5	0,5±0,05	10	1

ковой радиоцезия. Для ^{90}Sr он варьирует в зависимости от видовых особенностей растений в пределах 0,5—27, а для ^{137}Cs — 0,02—0,07. На контрольном участке плотность загрязнения почвенных слоев ^{90}Sr с глубиной изменяется от 1,8 до 0,5, а ^{137}Cs — от 3,2 до 1,0 кБк/м^2. На участках, находящихся под воздействием реки, для обоих радионуклидов она составляет десятки и сотни кБк/м^2 и незначительно изменяется по глубине почвенного профиля. Максимальные уровни загрязнения, достигающие 290 и 900 кБк/м^2 для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно, отмечены для почв, отобранных в районе н. п. Бродокалмак. Из-за разреженности разнотравья вклад его в площадное загрязнение почвенно-растительного покрова оказывается минимальным. Неравномерность пространственного загрязнения обследованной территории не позволила выявить четкую зависимость уровня содержания радионуклидов на участках прирусловой поймы от приуроченности к берегу реки.

Почвенно-растительный покров периодически заливаемой центральной поймы р. Течи (30—40 м от русла) также характеризуется повышенным по сравнению с контрольным содержанием радионуклидов (табл. 44). Сравнение данных табл. 43 и 44 показывает, что в ряде случаев имеет место более высокая степень аккумуляции как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs в почвах центральной поймы. Это происходит в результате длительного застаивания во время

Таблица 44

Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове центральной поймы р. Течи

Место отбора проб (н. п.)	Глубина, см	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	кБк/м²	Бк/кг	кБк/м²
Бродокалмак правый берег	Разнотравье	64±5	0,01±001	30±4	0,01
	0—10	60±12	3,3±0,3	2200±200	118±16
	10—20	40±8	4,3±0,4	1300±120	117±14
	20—30	38±4	5,0±0,3	140±15	16±0,9
	30—40	18±5	4,8±0,5	40±5	5,6±0,5
Бугаево правый берег	Разнотравье	2090±200	0,9±0,09	10	0,01
	0—10	1470±100	129±17	1320±230	116±50
	10—20	2080±150	282±20	1250±215	170±45
	20—30	1270±140	200±30	1310±450	190±90
Першинское правый берег	Разнотравье	375±55	0,06±0,01	10	0,01
	0—10	250±40	22±2,2	585±100	52±5
	10—20	80±5	10±0,6	30±7	4±1
	20—30	18±2	2±0,1	5	0,05
левый берег	Разнотравье	2580±300	0,6±0,07	10	0,01
	0—10	1050±160	125±18	470±150	56±25
	10—20	890±50	140±25	350±40	34±1
	20—30	750±80	110±12	240±80	35±15
Затеченское правый берег	Разнотравье	97±20	0,02±0,07	40	0,01
	0—10	190±55	18±5	490	47
	10—20	55±15	6±1	54	6
	20—30	13±15	0,8±0,3	43	5
Водораздел на правом берегу (контроль)	Разнотравье	39±6	0,01±0,002	10	0,001
	0—10	32±4	2,6±0,2	60±18	3,9±0,04
	10—20	10±2	1,1±0,1	10	1
	20—30	5±0,6	0,5±0,04	10	1

паводков загрязненных вод р. Течи и осаждения из них тонкодисперсного материала, обогащенного радионуклидами.

Вертикальное распределение радионуклидов в почвах прирусловой и центральной пойм р. Течи носит одинаковый характер (табл. 45). Выравнивание миграционной способности ^{90}Sr и ^{137}Cs в периодически затапливаемых и переувлажненных пойменных почвах может происходить как в результате изменения физико-химического состояния и прочности их фиксации на почвенных частицах, так и вследствие кольматажа и перемещения

Таблица 45

Вертикальное распределение радионуклидов в почвах пойменных ландшафтов р. Течи, %

Место отбора проб (н. п.)	Глубина, см	^{90}Sr	^{137}Cs
Бродокалмак	0—10	38,0/26,1	33,8/47,1
	10—20	34,8/34,2	51,2/46,7
	20—30	27,2/39,7	15,0/6,2
Лобаново	0—10	31,3	39,0
	10—20	36,3	31,6
	20—30	32,4	29,4
Анчугово	0—10	35,5	41,5
	10—20	33,2	35,0
	20—30	31,3	23,5
Бугаево	0—10	28,7/21,1	38,4/24,4
	10—20	33,7/46,2	25,9/35,6
	20—30	37,6/32,7	35,7/40,0
Першинское	0—10	43,2/48,8	48,0/68,8
	10—20	29,7/33,3	30,9/17,1
	20—30	27,1/17,9	21,1/14,1
Затеченское	0—10	77,0/72,5	72,4/81,0
	10—20	11,7/24,2	26,4/10,3
	20—30	11,3/3,3	1,2/8,7

Примечание. В числителе — прирусловая, в знаменателе — центральная пойма.

органоминеральных тонкодисперсных коллоидов поверхностными и внутрипочвенными водами.

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. Исходя из сказанного, авторы 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 месяцев 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 месяцев выдерживали в условиях переменного высушивания и увлажнения и снова под-

Таблица 46

Запас радионуклидов в 40-сантиметровом слое пойменных почв, кБк/м²

Место отбора проб (н. п.)	Расстояние от источника загрязнения	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{90}Sr/^{137}Cs$
		р. Теча		
Бродокалмак	107	625/—	2886/258	0,2
Лобаново	158	85/—	184/—	0,5
Анчугово	169	161/337	190/2000	0,8/0,2
Бугаево	189	158/928	128/440	1,2/2,1
Першинское	214	204/375	124/125	1,6/3,0
Затеченское	237	191/25	84/28	2,3/0,9
		р. Исеть		
Нижний Яр	250	40/—	27/—	1,5
Верхняя Полевая	297	59/—	11/—	5,4
Контрольный участок	Вне зоны воздействия	3,8/4,2	8,9/5,0	0,3/0,7

Примечание. В числителе — прирусловая, в знаменателе — центральная пойма.

вергали затоплению. Результаты эксперимента показали, что поступление обоих радионуклидов в последовательные порции фильтрата снижалось и лишь переменное увлажнение и высушивание привело к восстановлению пула подвижных соединений радионуклидов до первоначального уровня. Причем процессы, обусловливающие передвижение радионуклидов с наиболее подвижными формами почвенной влаги, в большей степени выражены для ^{90}Sr, чем для ^{137}Cs. Основываясь на полученных характеристиках миграционной способности радионуклидов и расчетах их запаса в почвах, оценивали 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 по-

казали, 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 табл. 46 обобщены данные за весь период исследований. Видно, что запас радионуклидов в почвах пойменных участков ландшафта снижается на 1—3 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 (Трапезников и др., 1999). Величины отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ изменяются в зависимости от расстояния от места сброса. Если в верхнем и среднем течении р. Течи преобладает ^{137}Cs, то далее основным загрязнителем становится ^{90}Sr.

Согласно расчетам А. Ааркрога (Aarkrog et al., 2000), основанным на ряде допущений и прямых измерений концентрации радионуклидов в почвах обследованных пойменных участков рек Течи и Исети, запас ^{90}Sr составил 75×10^{12} Бк, а ^{137}Cs — 198×10^{12} Бк.

4. РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ИМПАКТНЫХ ЗОН ЯДЕРНЫХ ИНЦИДЕНТОВ

В загрязнении природных экосистем помимо глобальных выпадений из атмосферы, штатных выбросов и сбросов предприятий ЯТЦ, немалую роль играют ядерные аварии и инциденты. Наиболее известны события, имевшие место на ПО "Маяк" в 1957 и 1967 гг., и катастрофа на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Значительно меньше сведений о Тоцком ядерном взрыве, произошедшем осенью 1954 г. в воздушной среде во время войсковых учений в достаточно плотно населенном регионе Оренбургской области, который и вызвал негативные эколого-генетические последствия ("Отдаленные эколого-генетические...", 2000).

4.1. ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

В результате взрыва емкости на ПО "Маяк" около 2 млн Ки (74×10^{15} Бк) радиоактивных веществ поднялось в атмосферу, которые, постепенно выпадая на поверхность почвенно-растительного покрова, сформировали Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Максимальная протяженность образовавшегося следа составила 300 км. Его территория с плотностью загрязнения более 0,1 Ки/км^2 достигла 23 тыс. км^2 и захватила Челябинскую, Свердловскую и Тюменскую области. В результате распада короткоживущих радионуклидов за 25 лет плотность загрязнения по суммарной радиоактивности снизилась в 34 раза, но основным загрязнителем в зоне выброса стал ^{90}Sr ("Заключение комиссии...", 1991). Многочисленные работы, выполненные в послеаварийный период на территории ВУРСа, к сожалению, долгое время не были доступны научной общественности. Лишь в 1993 г., после принятия Государственной программы по радиационной реабилитации Уральского региона и мерах по оказа-

нию помощи пострадавшему населению на период до 1995 г., были осуществлены открытые комплексные исследования по оценке состояния природных экосистем ВУРСа. В рамках этой программы в течение 1990—1995 гг. проведено радиоэкологическое обследование почвенно-растительного покрова лесных, луговых и агроэкосистем зоны ВУРСа (Ааркрог и др., 1992; Aarkrog et al., 1997; "Почвенно-экологические...", 1996; Молчанова и др., 1998). Определены уровни содержания и специфика распределения долгоживущих радионуклидов в основных типах почв; выделены генетические горизонты или отдельные слои в почвенных профилях, аккумулирующие значительные количества радионуклидов; показана роль рекультивационных работ, а также геохимических и экологических факторов в миграционных процессах; оценено общее количество радионуклидов в почвенно-растительном покрове территории ВУРСа. Основные результаты, представляющие наибольший интерес в плане характеристики радиоэкологической ситуации в данном регионе, последовательно представлены ниже.

4.1.1. СОВРЕМЕННЫЕ УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ И ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ВУРСа

Работы проводили на участках, приуроченных к центральной оси следа, на разном удалении от источника загрязнения в пределах Челябинской и Свердловской областей, и на западной и восточной периферия следа, совпадающих с административными границами Каменского района. Исходя из задачи было заложено несколько трансект. Одна из них, совпадающая с центральной осью следа общей протяженностью 68 км, начиналась в Челябинской области у границы заповедника, организованного в послеаварийный период, и проходила вблизи населенных пунктов Мусакаево — Тат. Караболка — Пороховое — Юго-Конево — Багаряк — Гаево и далее в Свердловской области охватывала береговую зону озер Б. Сунгуль — Тыгиш — Червяное и н. п. Рыбниково — Стариково. Кроме того, к западу и востоку от центральной трансекты, параллельно ей, было заложено еще по две трансекты.

На выбранных более или менее однородных участках закладывали почвенные разрезы, располагая их преимущественно в лесных массивах, колках, на целинных и старопахотных участ-

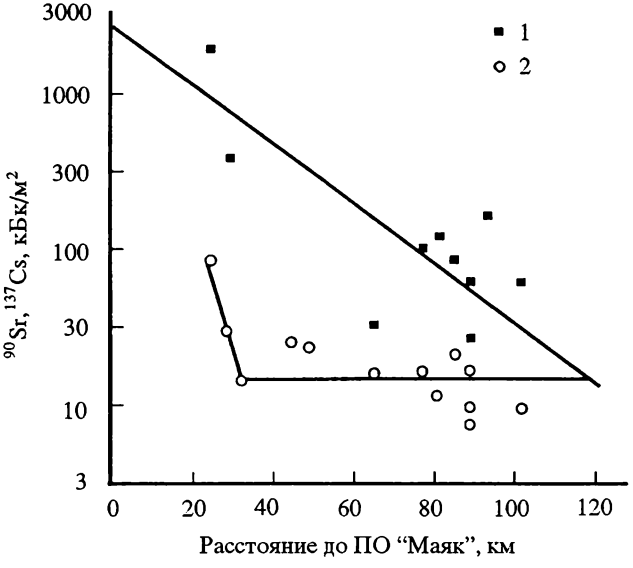


Рис. 13. Содержание радионуклидов в почвах центральной трансекты в зависимости от расстояния от ПО "Маяк":
1 — ^{90}Sr, 2 — ^{137}Cs

ках. Контрольные разрезы закладывали за пределами зоны аварийного выброса, на участках, расположенных в 55 км к юго-западу (стационар Миассово) и в 126 км к северу (н. п. Рассоха) от источника загрязнения.

На рис. 13 показано содержание радионуклидов в почвах на разном удалении от ПО "Маяк" в пределах центральной трансекты. Можно заметить, что на фоне общего снижения запаса ^{90}Sr с увеличением расстояния от источника загрязнения просматривается весьма сложная картина его пространственного распределения в почвенном покрове. Так, места отбора проб, расположенные на небольшом удалении друг от друга в сравнительно идентичных топоэкологических условиях, могут характеризоваться различиями в содержании ^{90}Sr, достигающими порядка величин. На расстоянии 100 км и более от источника загрязнения содержание ^{90}Sr в почве в 6—20 раз выше уровня контрольных значений. В целом анализ имеющегося материала показал, что изменение содержания ^{90}Sr в пределах центральной трансекты подчиняется экспоненциальной зависимости, кото-

рая описывается уравнением $y = e^{(a+bx)}$, где a и b — эмпирические коэффициенты: $a = 8{,}08 \pm 0{,}35$; $b = -0{,}048 \pm 0{,}015$; $y = {}^{90}Sr$, кБк/м^2; x — расстояние от ПО "Маяк", км. На кривой распределения запасов ^{137}Cs в почвах центральной трансекты заметно резкое снижение содержания этого нуклида на расстоянии 30—40 км от ПО "Маяк". В дальнейшем на протяжении всей трансекты запас радиоцезия в обследованных почвах удерживается на уровне 10—12 кБк/м^2, что в среднем в 2 раза превышает уровень контрольных значений.

Плотность загрязнения ^{90}Sr, оцениваемая его запасом в слое почв (0—40 см) двух трансект западного участка следа, варьирует, за исключением одного пункта наблюдения (н. п. Черемхово), в пределах 1,5—2,5 кБк/м^2 (рис. 14). При этом уровень содержания радиостронция на участках, максимально приближенных к центральной трансекте, практически не отличается от такового на участках, примыкающих к западной границе Каменского района. На территории восточного сектора ВУРСа отмечено повышенное содержание ^{90}Sr в трех пунктах наблюдений, находящихся вблизи н. п. Травянское, Б. Грязнуха и Монастырка. В остальных случаях содержание этого радионуклида в почвах изменяется в пределах контрольных значений. Анализ данных, характеризующих содержание ^{137}Cs в почвах обследуемых участков восточного сектора, показал, что оно в основном удерживается на уровне 3—9 и лишь в отдельных случаях достигает 12—20 кБк/м^2. Западный участок ВУРСа характеризуется более высоким содержанием радиоцезия по сравнению с восточным. В пределах этого участка подавляющее число значений для ^{137}Cs превышает 9 кБк/м^2. Последнее может указывать на поступление этого нуклида в почвенный покров не только в результате аварийных выбросов 1957 г. Ранее был отмечен дополнительный поток радионуклидов на территорию ВУРСа из неизвестных источников (Aarkrog et al., 1992). Это мог быть ветровой сдув береговых отложений оз. Карачай в 1967 г., которое с начала 50-х гг. использовалось в качестве хранилища жидких радиоактивных отходов при производстве оружейного плутония предприятиями ПО "Маяк".

Представляло интерес оценить распределение радионуклидов по глубине почвенных профилей спустя 40 лет после аварии. Для этого выбраны широко представленные в регионе серые лесные почвы. Поскольку для центральной трансекты была выявлена зависимость содержания ^{90}Sr в почвах от расстоя-

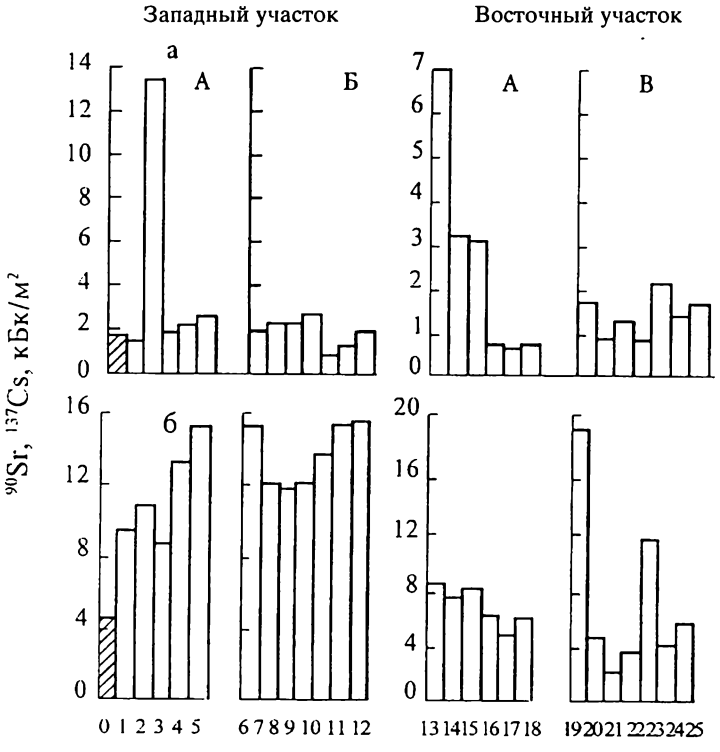


Рис. 14. Содержание радионуклидов ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в почвенном покрове зоны ВУРСа. Трансекты, примыкающие к центральной оси следа (А), западной (Б), восточной (В) его периферии.

Населенные пункты: 0 — Рассоха, Ильменский заповедник (контроль, усредненные значения); 1 — Черноусово, 2 — Черемхово, 3 — Покровское, 4 — Перебор, 5 — Стариково, 6 — Клевакинское, 7 — Мухлынино, 8 — Лебяжье, 9 — Первомайский, 10 — Часовая, 11 — Исетское, 12 — Троицкое, 13 — Травянское, 14 — Б. Грязнуха, 15 — Монастырка, 16 — Новоисетское, 17 — Пирогово, 18 — Синавское, 19 — Боевка, 20 — Колчедан, 21 — Соколово, 22 — Крайчиково, 23 — Чернушка, 24 — Новый Быт, 25 — Окулово

ния от ПО "Маяк", на рис. 15 показано распределение этого радионуклида в почвах ближней (32 км) и дальней (100 км) зон выбросов. Для западной и восточной периферий следа изображены данные, усредненные для разных мест отбора серых лесных почв. Видно, что на расстоянии 32 км от ПО "Маяк" верхние (0—5 и 5—10 см) слои почвы отличаются максимальной (800—1000 кБк/м^2) плотностью загрязнения ^{90}Sr. Соответственно в них удерживается 40—47 % радиостронция в расчете от

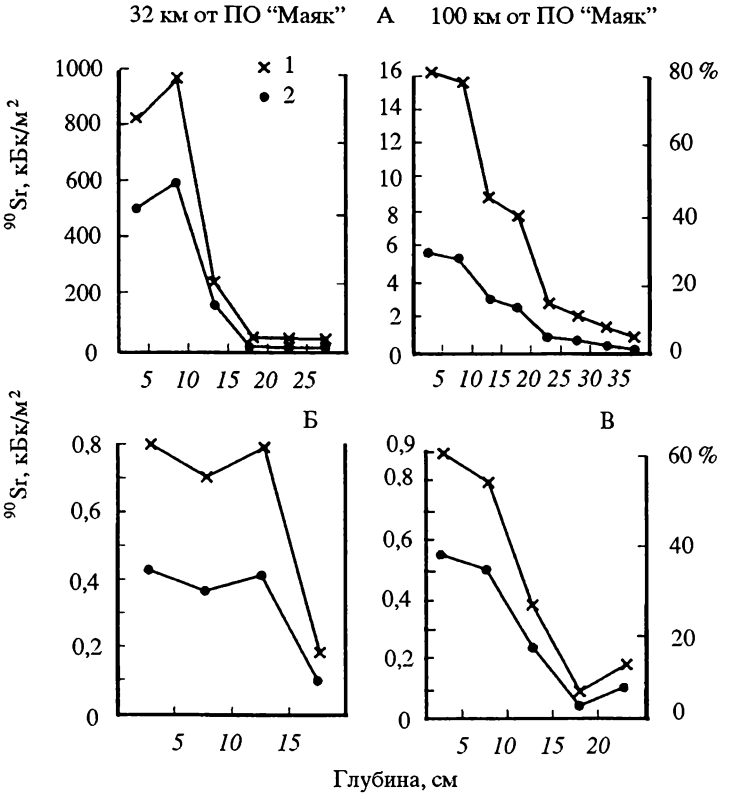


Рис. 15. Распределение ^{90}Sr в профиле серых лесных почв на территории ВУРСа: А — центральная ось следа; усредненные данные для участков: западного (Б), восточного (В); 1 — ^{90}Sr, кБк/м^2; 2 — %

его общего запаса в почвенном профиле. При переходе к глубже расположенным слоям содержание нуклида резко снижается, так что на глубине 15—20 см и ниже обнаруживаются лишь следовые его количества. В почвах дальней зоны центральной трансекты, а также в почвах восточной и западной периферий следа, при относительно низкой общей плотности загрязнения обследуемых почв, имеет место более равномерное распределение ^{90}Sr по глубине, так что 85—92 % от общего его запаса в профиле удерживается в почвенной толще, охватывающей 20 см. В распределении ^{137}Cs в профилях серых лесных почв

обследованной территории имеет место ясно выраженная аккумуляция радионуклида в верхнем (0—5 см) почвенном слое, который удерживает до 80 % радиоцезия от суммарного его запаса в почве.

4.1.2. РОЛЬ РЕКУЛЬТИВАЦИОННЫХ РАБОТ В ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ВУРСа

К факторам, определяющим перераспределение радионуклидов и размеры их накопления в почвах ВУРСа, относятся рекультивационные работы, проведенные в первые послеаварийные годы на ограниченной территории с максимальной плотностью загрязнения. Они включали частичное удаление наиболее загрязненного поверхностного слоя почвы, известкование почв, а также глубокую отвальную вспашку, в результате которой верхняя часть гумусового горизонта оказывалась перемещенной и захороненной на глубине 50—90 см. Особенности вертикального распределения радионуклидов в рекультивированных почвах рассмотрим на примере наиболее загрязненных участков в районе оз. Тыгиш.

В 1990 г. в 500 м от северного берега озера заложены почвенные разрезы в ненарушенном березовом колке (возраст деревьев 60—80 лет) и в сосново-березовом насаждении (возраст 25—35 лет), отстоящих друг от друга на расстоянии 0,5 км. Небольшой возраст сосново-березового насаждения и морфологический облик почвенных горизонтов указывали на проведение на этом участке рекультивационных работ. Почвенные разрезы также закладывали в березово-сосновом лесу вне зоны аварийного выброса (окрестности н. п. Рассоха). Данные табл. 47 показывают, что максимальная концентрация ^{90}Sr приурочена к верхнему (0—5 см) слою ненарушенной почвы березового колка. С глубиной концентрация ^{90}Sr снижается и в слое почвы 20—25 см оказывается ниже предела чувствительности применяемого метода обнаружения. В сосново-березовом насаждении, почвенный покров которого был нарушен в ходе послеаварийных работ, распределение концентраций ^{90}Sr носит иной характер. Наиболее высокое содержание нуклида отмечено на глубине 25—30 см, а в верхнем (0—5 см) слое почвы его содержание оказалось даже ниже, чем на контрольном участке. Концентрация ^{137}Cs в почвах обследованных участков оказалась близкой. Во

Таблица 47

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах северного берега оз. Тыгиш, Бк/кг

Глубина, см	Нативный участок		Рекультивированный участок		Контрольный участок	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
0—5	646±235	314±100	12±1	75±42	90±15	150±3
5—10	212±40	19±1	16±6	12±4	10±2	23±2
10—15	40±4	9±1	7±1	21±13	4±1	5±1
15—20	6±2	8±1	7±5	45±35	Ниже	7±1
20—25	Ниже пред. обн.	8±1	11±6	11±6	пред. обн.	5±1
25—30		15±9	27±6	20±1	—"—	Ниже пред. обн.

Таблица 48

Запас радионуклидов в почвах северного берега оз. Тыгиш, кБк/м^2

Участок	^{90}Sr	^{137}Cs
Нативный	34,3	13,6
Рекультивированный	5,4	15,2
Контрольный	1,7	6,5

всех случаях самые высокие ее значения приурочены к верхнему (0—5 см), наиболее гумусированному слою почвы. В соответствии с отмеченными различиями в концентрации ^{90}Sr в почвах, неоднородна и их плотность загрязнения, оцениваемая запасом радионуклида в почвенном профиле (табл. 48). Так, на участках, находящихся в непосредственной близости друг от друга, она достигает 34 кБк/м^2 для ненарушенных почв и лишь 5,4 кБк/м^2 для почв, затронутых рекультивационными работами. Плотность загрязнения почвенного покрова ^{137}Cs в пределах обследованного участка зоны ВУРСа изменяется от 13,6 до 15,2 кБк/м^2, что в среднем в 2 раза выше, чем в контроле.

Еще один из рекультивированных участков вскрыт при закладке почвенных разрезов на северо-западной оконечности оз. Тыгиш на старопахотной залежи. В однометровом профиле аллювиальной дерново-луговой почвы на глубине 45—95 см выделялся погребенный гумусовый горизонт. Сделано предположение, что его генезис связан с проводимыми в свое время дезактивационными работами. В вертикальном распределении ^{90}Sr по профилю выделялось два максимума концентраций: в дерновом

Таблица 49

Распределение радионуклидов в почвенном профиле на северо-западном берегу оз. Тыгиш

Глубина, см	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$*	^{238}Pu	^{241}Am
	кБк/м^2		Бк/м^2		
Растения	2,9±0,04	0,002±0,001	Не обн.		
Ветошь	0,4±0,01	0,13±0,004	1,5±0,1	0,1±0,003	0,31±0,05
0—5	3,4±0,1	1,6±0,14	17,0±1,0	1,2±0,3	3,3±0,5
5—10	5,9±0,1	2,3±0,16	24,0±2,0	1,0±0,5	4,5±0,6
10—15	8,5±0,1	2,8±0,10	36,0±3,0	2,3±0,7	7,4±1,3
15—20	9,5±0,1	2,9±0,20	45,0±3,0	1,5±0,5	13,0±3,0
20—25	3,3±0,1	0,65±0,09	6,0±0,7	Не обн.	1,4±0,3
25—35	6,1±0,1	0,97±0,24	102±10	—"—	Не обн.
35—45	13,2±0,2	0,96±0,16	55±3,0	—"—	—"—
45—55	26,0±0,4	1,53±0,24	86±6,0	—"—	14,0±2,0
55—65	29,0±0,4	1,47±0,14	76±5,0	—"—	14,0±2,0
65—75	25,0±0,4	1,02±0,12	59±6,0	—"—	12,0±2,0
75—85	41,0±0,5	2,50±0,20	170±14	—"—	13,0±2,0
85—95	36,0±0,4	1,24±0,14	79±8,0	—"—	13,0±2,0
Суммарное содержание	210,2	20,1	756,5	6,1	95,9

* Анализ образцов на содержание трансурановых элементов проведен в National Laboratory (Дания).

(0—5 см) слое — 78,7 Бк/кг и на глубине 80—90 см — 262 Бк/кг. При пересчете полученных данных на единицу площади оказалось, что основное количество радионуклида (69 % от содержания в профиле) сосредоточено в погребенном горизонте (табл. 49). Для сравнения заметим, что в нативных почвах прибрежной зоны оз. Тыгиш большая часть ^{90}Sr концентрируется в слое 0—10 см, а на глубине, превышающей 20—25 см, практически не определяется. Значимые количества ^{137}Cs, как и ^{90}Sr, на рекультивированном участке обнаруживаются вплоть до глубины 100 см. При этом почти половина ^{137}Cs (46 %) находится в погребенном гумусовом горизонте. В аналогичном ненарушенном участке береговой зоны озера 90 % ^{137}Cs концентрируется в слое 0—15 см.

Из табл. 49 следует, что максимальное содержание $^{239,240}Pu$ также обнаружено в погребенном горизонте. Следовательно, во время Кыштымской аварии 1957 г., наряду с выбросом во внешнюю среду продуктов деления урана, имело место поступление в

почвенно-растительный покров плутония. В дальнейшем данные о содержании $^{239,240}Pu$ в погребенном горизонте будут использованы при расчете вклада этого нуклида в загрязнение почвенного покрова ВУРСа.

4.1.3. КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ВКЛАДА ДВУХ ЯДЕРНЫХ ИНЦИДЕНТОВ В РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ УРАЛЬСКОГО РЕГИОНА

Ранее упоминалось, что помимо аварии 1957 г. на ПО "Маяк" произошел еще один крупный ядерный инцидент. В 1967 г. после малоснежной зимы наступило необыкновенно засушливое лето. Оз. Карачай, используемое предприятием в качестве хранилища радиоактивных отходов, сильно обмелело. Донные отложения, загрязненные радионуклидами, поднимались ветром с его берегов и переносились на значительные расстояния, формируя пятнистое загрязнение территории. В настоящем разделе приводятся результаты количественной оценки вклада ^{90}Sr, ^{137}Cs и трансурановых элементов, поступивших в окружающую среду в результате Кыштымской аварии 1957 г. и ветрового переноса с оз. Карачай 1967 г. Трудность такой оценки заключалась в том, что одни и те же территории были загрязнены в результате разных событий. Полные сведения об изотопном составе источников загрязнения отсутствуют. Кроме того, доступные места отбора проб не всегда достаточны для репрезентативной характеристики ситуации. В результате некоторые оценки вкладов двух инцидентов основаны на ряде допущений и остаются неопределенными. Работа выполнена сотрудниками отдела континентальной радиоэкологии ИЭРиЖ совместно с RISO National Laboratory (Дания) в рамках проекта INTASS. С помощью зарубежных специалистов проводилась стандартизация методик определения радионуклидов в отобранных образцах почв и растений и математическая обработка полученных данных. Для расчета использовали результаты измерения содержания радионуклидов в почвенных образцах и концептуальные подходы, основанные на анализе изотопных отношений, а также математические модели пространственного распределения радионуклидов на разном расстоянии от источника загрязнения. Почвенные образцы взяты с 25 участков на территориях, расположенных преимущественно в северо-восточном направлении от ПО "Маяк". Часть из них отобрана в нескольких десятках километров восточнее и южнее ядерного предприятия (рис. 16).

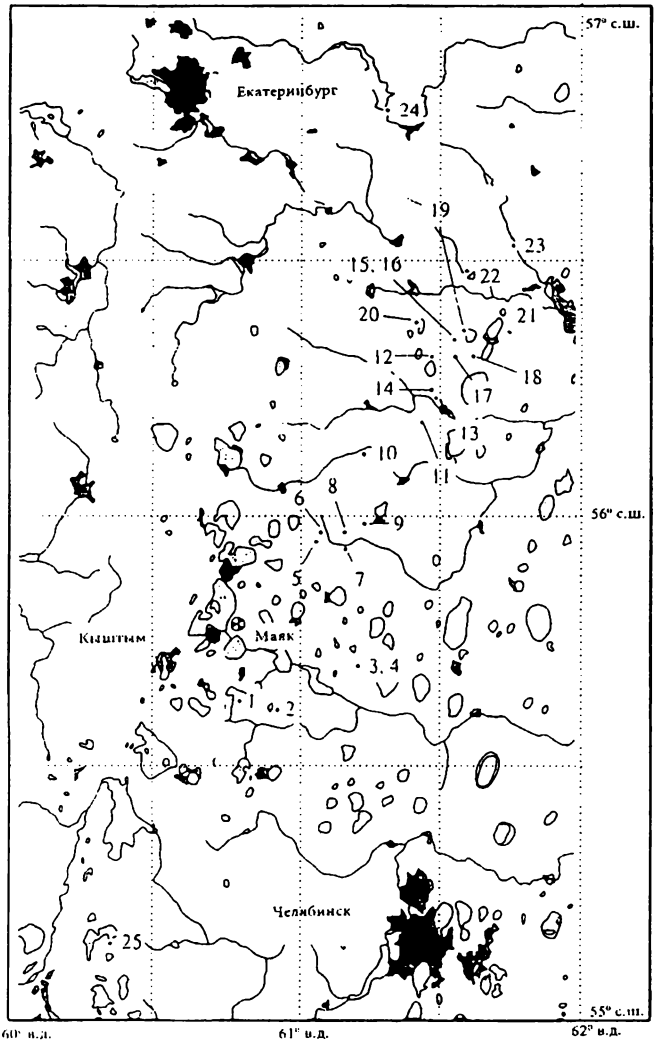


Рис. 16. Карта-схема района исследования.

1—25 — места отбора проб

Прежде чем оценить вклад двух источников в радиоактивное загрязнение почвенно-растительного покрова, необходимо вычленить фоновый уровень, сформированный в результате глобальных атмосферных 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/м^2. Соответственно, уровень содержания ^{137}Cs в 1,6 раза выше, т. е. 2,4 кБк/м^2. Интегральная плотность выпадений $^{239,240}Pu$ с учетом радиоактивного распада составляет 0,0367 от содержания ^{90}Sr, т. е. около 60 Бк/м^2. Фоновый уровень ^{241}Am равен 25 Бк/м^2.

Для фактической оценки фонового уровня радиоактивного загрязнения на Урале выбраны два участка: № 24 — н. п. Рассоха и № 25 — стационар Миассово. Содержание ^{90}Sr на этих площадках — 1,6 кБк/м^2 (табл. 50), т. е. близко к таковому для 50—60° с. ш. Однако соотношения $^{137}Cs/^{90}Sr$ оказались более высокими: 2,5 — Миассово, 3,5 — Рассоха. Можно предположить, что выбранные участки могли быть загрязнены в определенной степени ^{137}Cs от чернобыльских выпадений. В расчетах использовали величины: 1,6 кБк/м^2 — для ^{90}Sr и 2,56 кБк/м^2 — для ^{137}Cs (отношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ = 1,6) как характерные для уровней, обусловленных глобальными выпадениями. Основываясь на данных Б. В. Никипелова и др. (Nikipelov, 1989; Nikipelov et al., 1990), использовали величину отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в кыштымских выпадениях, равную 71. Близкая величина (75) приводится в работе Г. Н. Романова и др. (Romanov et al., 1990). Для донных отложений оз. Карачай характерна величина отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$, равная 0,2 (Никипелов и др., 1990), близкое значение (0,3) приведено в работе (Nikipelov et al., 1990). В расчетах использованы отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$, равные 71 для кыштымских выпадений и 0,3 — для карачаевского сдува.

Для расчета вклада ^{90}Sr и ^{137}Cs от Кыштымской аварии и карачаевского сдува для каждого места отбора проб применялась система из четырех уравнений:

$$x + y = a; \quad v + p = b; \quad -71x + v = 0; \quad -0{,}3y + p = 0 \quad (\text{кБк/м}^2),$$

где x — ^{137}Cs от Кыштыма, y — ^{137}Cs от Карачая, v — ^{90}Sr от Кыштыма, p — ^{90}Sr от Карачая, a — суммарное содержание ^{137}Cs в местах отбора проб за вычетом вкладов глобальных выпадений и чернобыльских, которые определяли по содержанию ^{134}Cs, b — суммарное содержание ^{90}Sr в местах отбора проб за вычетом вклада от глобальных выпадений. Более подробно расчеты

Таблица 50

Плотность загрязнения почв Уральского региона техногенными радионуклидами

Участок	Расстояние от ПО "Маяк", км	Направление	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{238}Pu	^{241}Am
			кБк/м²		Бк/м²		
1	7	ю-в	16,0	29,0	660	73,5	145,3
2	12	ю-в	18,0	94,0	1300	217,0	250,0
3	25	в	19,0	49,0	770	49,1	136,0
4	25	в	15,4	50,0	710	25,0	96,6
5	32	с-в	2068,0	93,0	5200	75,0	475,0
6	34	с-в	397,0	22,0	580	6,5	69,1
7	34	с-в	6,0	7,3	106	16,7	20,4
8	37	с-в	4,6	8,9	109	4,5	29,0
9	41	с-в	8,2	17,8	201	12,5	43,4
10	53	с-в	17,8	16,4	133	11,8	25,2
11	66	с-в	26,0	10,1	169	2,6	35,2
12	80	с-в	119,0	6,5	190	4,3	38,7
13	73	с-в	112,0	9,9	300	1,7	39,6
14	74	с-в	3,0	6,4	77	3,3	31,3
15	86	с-в	63,4	10,8	143	2,7	27,5
16	86	с-в	24,0	9,3		Не опр.	
17	83	с-в	3,6	3,8		—"—	
18	85	с-в	93,0	14,5		—"—	
19*	88	с-в	211,2	20,0	756	6,1	95,9
20	85	с-в	4,0	12,3	104	2,1	25,0
21	93	с-в	13,8	12,6	168	5,1	40,8
22	100	с-в	57,0	8,0	185	2,5	41,0
23	110	с-в	3,2	9,3	83	—	26,0
24	126	с	1,6	5,0		Не опр.	
25	55	ю-з	1,6	4,0	96	9,2	29,0

Примечание. Слой почвы 0—30 см. * Глубина почвенного слоя 0—95 см.

вклада различных источников в радиоактивное загрязнение почв приведены в работе (Aarkrog et al., 1992).

В табл. 50 представлены уровни содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$ и ^{241}Am в почвах на всех исследованных участках. Проведенные расчеты позволили разбить их на две группы: I — площадки 1, 2, 3, 4, 14, 20 и 23 были идентифицированы как загрязненные преимущественно ^{137}Cs в результате карачаевского сдува, II — площадки 5, 6, 12, 13, 19 и 22 — ^{90}Sr в ходе Кыштымской

аварии (Aarkrog et al., 1997). С учетом этого определили неизвестные отношения $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ в ветровом сдуве с оз. Карачай и $^{239,240}Pu/^{90}Sr$ в кыштымских выпадениях. Отношение $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ для карачаевского сдува рассчитывали исходя из запасов радионуклидов в почвах первой группы участков за вычетом вклада глобальных выпадений. Оказалось, что это отношение (r) изменяется с расстоянием (d, км) от оз. Карачай и описывается регрессионным уравнением $r = 0{,}025e^{-0.0186d}$.

Для площадок II группы, загрязненных в результате Кыштымской аварии, отношение $^{239,240}Pu/^{90}Sr$ (q) незначительно варьировало в зависимости от расстояния, поэтому было взято среднее его значение 0,0018±0,0007.

Неизвестные отношения $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ в карачаевских выпадениях и $^{239,240}Pu/^{90}Sr$ в кыштымском выбросе определялись и другим способом. Для этого использовали образцы из почвенного разреза участка № 19, где верхний слой, загрязненный в результате аварии 1957 г., оказался захороненным на глубине 45—95 см в ходе рекультивационных работ. Было сделано допущение, что погребенный слой содержит в основном ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ от Кыштымской аварии, а верхний слой почвы 0—25 см загрязнен преимущественно ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ карачаевских выпадений. Исходя из этого были определены отношения: $r' = 0{,}0118 \pm 0{,}0024$ ($N = 5$); $q' = 0{,}0029 \pm 0{,}0008$ ($N = 5$). Полученные значения достоверно выше тех, что рассчитаны первым способом ($P < 0{,}05$ для r; $P < 0{,}01$ для q).

Как показано выше, содержание ^{90}Sr от Кыштымской аварии уменьшается с удалением от ПО "Маяк" согласно уравнению $y = e^{(a+bx)}$ (см. раздел 4.1.1). Используя это уравнение и опираясь на данные Г. Н. Романова и др. (Romanov et al., 1990) о том, что радиоактивное загрязнение распределилось на территории сектора с углом 15° и радиусом 300 км, рассчитали интегральный запас ^{90}Sr. При этом использовали интервал расстояний 30—300 км, так как в ближней зоне не проведено репрезентативного отбора образцов. Рассчитанный запас ^{90}Sr оказался равным $0{,}2 \times 10^{15}$ Бк (Aarkrog et al., 1997). При оценке вклада ветрового сдува с оз. Карачай также допустили экспоненциальное снижение содержания ^{137}Cs с расстоянием от источника поступления. Согласно опубликованным данным (Izrael et al., 1993; Tsaturov, Anisimova, 1993), загрязнение охватывает территорию сектора с углом 60° и радиусом 150 км. Для расчета запаса ^{137}Cs, поступившего в результате карачаевского инцидента, использовали уравнение: $y = e^{(a+bx)}$,

где a = 3,68±0,144; b = –0,021±0,0048; y — содержание ^{137}Cs, кБк/м^2; x — расстояние от ПО "Маяк", км. Расчеты показали, что суммарный запас ^{137}Cs составляет 72×10^{12} Бк. По официальным источникам эта величина равняется $8,3\times10^{12}$ Бк и почти на порядок величин ниже полученной оценки.

Используя величину отношения $^{239,240}Pu/^{90}Sr$ 0,0018±0,0007 и общее количество ^{90}Sr, поступившего в результате Кыштымской аварии ($0,2\times10^{15}$ Бк), рассчитали поступление в окружающую среду $^{239,240}Pu$, количество которого составило $0,4\times10^{12}$ Бк. Для расчетов можно взять величину отношения $^{239,240}Pu/^{90}Sr$ = = 0,0029, полученную для разреза на рекультивированной территории (№ 19), тогда запас $^{239,240}Pu$ будет равен $0,6\times10^{12}$ Бк.

Количество $^{239,240}Pu$, поступившего от инцидента на оз. Карачай, можно рассчитать решением системы уравнений, учитывающей отношение $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ и плотность загрязнения ^{137}Cs в зависимости от расстояния. Расчеты показали, что в зону с углом сектора 60° и радиусом от 7 до 150 км от оз. Карачай поступило $0,6\times10^{12}$ Бк $^{239,240}Pu$. Второй способ расчета с использованием отношения $^{239,240}Pu/^{137}Cs$, равного 0,0118 в верхнем слое на площадке № 19 и запаса ^{137}Cs от карачаевского сдува (72×10^{12} Бк), определяет запас $^{239,240}Pu$ — $0,8\times10^{12}$ Бк. Следовательно, суммарная величина поступления в окружающую среду $^{239,240}Pu$ от двух инцидентов составила не менее 10^{12} Бк.

4.1.4. ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ ПОЙМЕННО-АККУМУЛЯТИВНЫХ ЛАНДШАФТОВ НА ТЕРРИТОРИИ ВУРСа

Обследуемая территория ВУРСа отличается обилием крупных водных артерий и озер, поэтому особое внимание уделено изучению поведения радионуклидов в пойменно-аккумулятивных формах рельефа. Здесь в гидроморфных условиях почвообразования формируется особая совокупность почвенных разностей с периодическим избыточным затоплением и близким к поверхности уровнем залегания грунтовых вод (Ковда, 1973). Важную роль в вертикальной миграции радионуклидов в таких почвах может играть кольматаж, а также конвективный перенос с водными растворами в поровом пространстве. Этот перенос идет как с гравитационным потоком воды, направленным вниз по профилю, так и при капиллярном поднятии растворов.

Нами уже отмечалась существенная роль водного фактора в поведении радионуклидов в модельной системе почва—раствор (см. главу 1). На основании полученных данных можно ожидать, с одной стороны, повышения миграционной способности ^{90}Sr в переувлажненных почвах. С другой — сезонные перепады почвенного увлажнения могут приводить к выравниванию темпов миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs за счет изменения физико-химического состояния и прочности их фиксации в почвенном поглощающем комплексе.

Для изучения особенностей поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидроморфных почвах обследованы участки в районе озер Б. Сунгуль, Червяное и поймы р. Исети (Свердловская область), попавшие в область центральной оси ВУРСа. Данная территория включала прибрежные зоны и участки водораздельных пространств. Первые отнесем к аккумулятивным, а вторые — к элювиальным элементам ландшафта. В прибрежье почвенные разрезы закладывали в непосредственной (2—5 м) близости от берега, обычно в плохо дренируемых понижениях. Здесь под гигромезофитной растительностью формируются разновидности луговых поверхностно-переувлажненных почв с различной степенью оглеения, горизонт верховодки залегает на глубине 40—50 см. На водораздельных пространствах, расположенных в условиях относительно возвышенного хорошо дренируемого рельефа, почвенные разрезы закладывали на расстоянии 150—200 м от береговой линии. Эти участки представлены пахотными, старопахотными и пастбищными угодьями. В их почвенном покрове преобладают дерново-луговые и темно-серые лесные почвы. Кроме того, заложен геохимический профиль в пойме р. Исети в 2,5 км западнее от центральной оси ВУРСа. Этот профиль, протяженностью 450 м, охватывал надпойменную террасу и через центральную пойму реки выходил к прирусловой части. Перепад высот составлял около 5 м. В прибрежной зоне преобладают аллювиально-дерново-слоистые почвы; в пределах надпойменной террасы — дерново-луговые без ясно выраженного переувлажнения в почвенном профиле.

О процессах перераспределения радионуклидов в сопряженных по стоку участках судили по изменению величин плотности загрязнения, рассчитанных по суммарному запасу излучателей в слое почвы (0—30 см) (табл. 51). Анализ полученных данных показал, что в почвах прибрежной зоны оз. Б. Сунгуль запас ^{90}Sr в 1,7 раза больше, чем на водораздельном пространстве. Математическая обработка результатов путем попарного сравнения

Таблица 51

Содержание радионуклидов в почвах береговой зоны, кБк/0,3 м³

Место отбора проб	^{90}Sr	^{137}Cs
оз. Б. Сунгуль	13,6±2,0 / 22,7±1,7	13,3±0,7 / 10,8±4,2
оз. Червяное	5,9±1,0 / 10,6±1,4	12,4±1,3 / 16,3±1,8
р. Исеть	7,2±0,4 / 6,8±1,0	9,0±0,9 / 17,4±1,8

Примечание. В числителе — элювиальные участки ландшафта, в знаменателе — аккумулятивные.

значений запасов радионуклида в сопряженных участках подтвердила высокую достоверность полученных различий (критерий Стьюдента $t_{оп}$ = 3,9 при $t_{0,05}$ = 2,6). Подобное повышение содержания ^{90}Sr в переувлажненных почвах прибрежья может быть связано как с процессами перемещения нуклида в составе твердого и жидкого поверхностного стока, так и с дополнительным поступлением во время сезонного затопления с акватории водоема, загрязненного в период аварии 1957 г. Содержание ^{90}Sr в почвах прибрежной зоны оз. Червяное также в 2 раза превышает таковое для водораздельных участков, хотя достоверность полученных различий невелика (критерий Стьюдента $t_{оп}$ = 2,8 при $t_{0,05}$ = 2,6). В то же время уровни содержания ^{90}Sr в почвах разных участков геохимического профиля в пойме р. Исети довольно близки между собой и составляют примерно 7 кБк/м². Дифференциация ^{137}Cs в геохимически сопряженных участках обследуемых территорий, наоборот, проявилась лишь в береговой зоне р. Исети. Максимальное содержание ^{137}Cs обнаружено в аллювиально-слоистых почвах прирусловой поймы.

Оценка распределения радионуклидов по глубине почвенных профилей показала, что в переувлажненных пойменных почвах р. Исети как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs мигрируют на большую глубину, чем в незатопленных террасовых участках. Соответственно в этих почвах отмечен и различный характер вертикального распределения радионуклидов. Если в дерново-луговой почве надпойменной террасы до 90% их аккумулируется в верхнем слое (0—10 см), то в аллювиально-слоистой почве прирусловья максимум ^{137}Cs смещен на глубину 10—20 см, а ^{90}Sr — 20—40 см. В береговой зоне озер распределение радионуклидов в почвах практически не зависит от местоположения их в ландшафте. В

районе оз. Б. Сунгуль ^{90}Sr и ^{137}Cs распределяются по глубине почвенного профиля более или менее равномерно, а в почвах района оз. Червяного выделяется слой (0—20 см) максимальной аккумуляции радионуклидов.

Таким образом, особенности гидроморфных почв, заключающиеся в их повышенной обводненности и тесной взаимосвязи с акваторией водоемов, наряду с другими почвенно-экологическими факторами, могут влиять на миграционную способность техногенных радионуклидов и характер их распределения по почвенному профилю.

4.2. ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ 30-КИЛОМЕТРОВОЙ ЗОНЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Экологические проблемы современной атомной промышленности и технологии со всей очевидностью проявились в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС), в ходе которой значительное количество радионуклидов, накопившихся в реакторе за время его работы, вышло за пределы станции и привело к загрязнению обширного региона нашей страны и сопредельных территорий ("Информация об аварии на Чернобыльской АЭС ...", 1986).

Стратегия радиоэкологических исследований на первых этапах включала накопление данных, характеризующих нуклидный состав загрязнений, а также суммарные количества радиоактивных продуктов, выпавших в соответствии с метеорологическими условиями переноса воздушных масс в ближней зоне АЭС и за ее пределами (Израэль и др., 1987, 1988; Clarke, 1987; Garvilas,1987; Papastefanou et al., 1988; Roy et a1., 1988). Представляло также интерес оценить процессы пространственного распределения радионуклидов в основных типах экосистем 30-километровой зоны.

В 1987 г. начаты, а в 1988 г. продолжены работы по изучению перераспределения ^{90}Sr и $^{134,137}Cs$ в почвенно-растительном покрове сопряженных по стоку участков ландшафта на разных расстояниях от АЭС. Один из них находился вблизи с. Копачи, в 6 км к юго-востоку от станции, а другой — в районе с. Черевач, в 18 км к югу от АЭС. Первый охватывал надпойменную террасу р. Припять высотой 8—10 м, склон, крутизна которого составляла 40—45°, его подножие и пойменный участок реки (геохимический профиль I). Надпойменная терраса сложена мощными мелкозер-

нистыми песками, на которых произрастают разреженные сосновые насаждения (возраст 80—100 лет), переходящие в лиственный лес на склоне террасы. Почвы этого участка — слабозадернованные гумусированные пески, которые у подножия склона, при переходе его в центральную пойму, сменяются слоистыми гумусово-аллювиальными почвами. Обследованная территория речной поймы имеет характерный рельеф типа "веера блуждания". Здесь осушенные прирусловые валы и гривы чередуются с межгривными заболоченными понижениями и старицами. В почвенном покрове межгривных понижений, под покровом луговой растительности, формируются хорошо задернованные гумусированные опесчаненные почвы, по общему морфологическому облику близкие к зональным луговым почвам.

Геохимический профиль II (с. Черевач) располагался на участке, примыкающем к заболоченной старице р. Уж, на правом берегу реки в 100 м к северо-западу от основного ее русла. Этот профиль включал водораздельное пространство, пологий склон и заболоченную старицу р. Уж. Здесь под покровом ксероморфной злаково-разнотравной растительности формируются задернованные малогумусированные пески. В период весеннего половодья старица затапливается водами и заболачивается.

Геохимический профиль III начинался на правобережье р. Уж и выходил на левый берег. Необлесенный правый берег реки и его склоны слабозадернованы: открытые песчаные осыпи чередуются с участками, поросшими разнотравной растительностью. На левом берегу на слабогумусированных песчаных отложениях произрастают сосновые насаждения 50—60-летнего возраста.

На каждом из основных элементов рельефа трех геохимических профилей закладывали почвенные разрезы для отбора образцов. Исследования первого года показали, что максимальные концентрации радионуклидов (^{90}Sr — до 200, ^{134}Cs — до 500, ^{137}Cs — более 2000 кБк/кг) отмечены в почвах и растениях геохимического сопряжения (I), выходящего к р. Припять (рис. 17). По мере удаления от АЭС концентрация радионуклидов снижалась примерно на один-два порядка величин (геохимические профили II и III).

В пределах I геохимического профиля наибольшее количество указанных радионуклидов сосредоточено на облесенных участках вершины, середины и подножья склона. В разнотравье, отмерших частях растений (ветошь) и верхнем слое (0—1 см) лес-

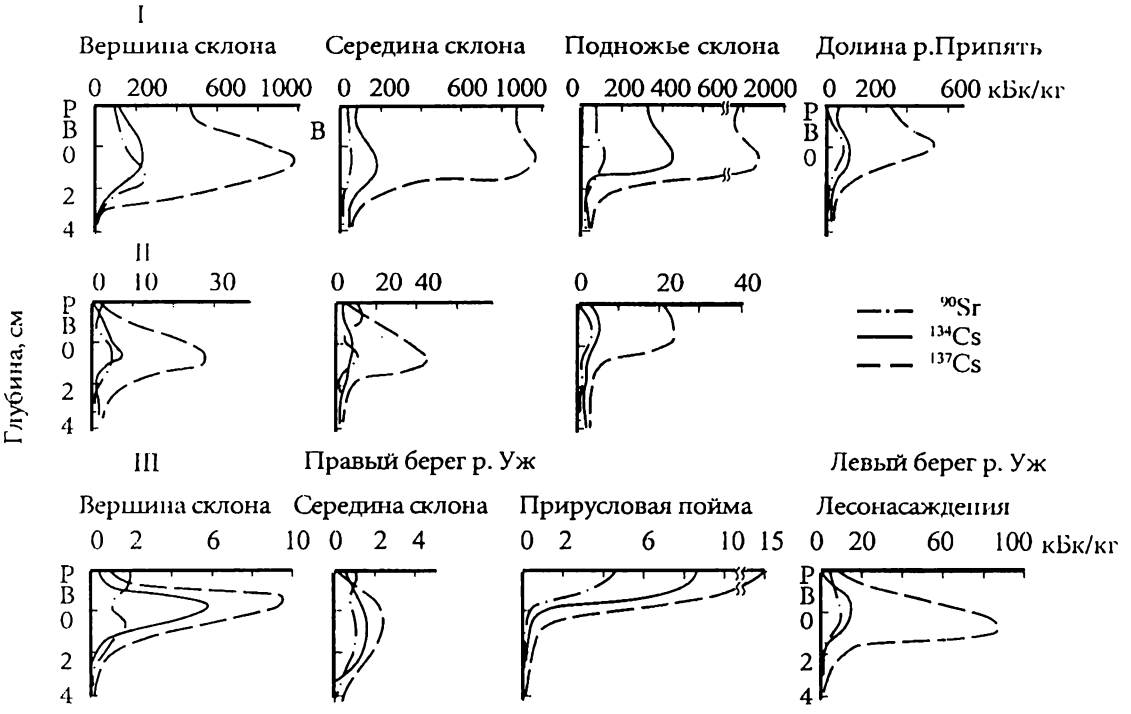


Рис. 17. Концентрация радионуклидов в почвенно-растительном покрове геохимических профилей I, II, III в зоне Чернобыльской АЭС (Р — разнотравье, В — ветошь)

ной подстилки концентрация ^{90}Sr, ^{134}Cs и ^{137}Cs составляет, как правило, десятки, сотни и тысячи килобеккерелей на килограмм соответственно. При переходе к опесчаненным почвенным горизонтам на глубине 2—3 см эти величины уменьшаются в 10—100 раз. Изученный участок долины р. Припять, имеющий сложный мезорельеф, загрязнен в меньшей степени. В луговидных хорошо задернованных гидроморфных почвах понижений содержание ^{134}Cs и ^{137}Cs изменяется в пределах от 2 до 90 и от 250 до 550 кБк/кг соответственно, а максимальное содержание ^{90}Sr, приуроченное к верхней части дернового горизонта, не превышает 80 кБк/кг.

Концентрация радионуклидов в почвенно-растительном покрове геохимического сопряжения, выходящего к старице р. Уж (геохимический профиль II) выше, чем в аналогичном ландшафте, примыкающем к правому берегу основного русла р. Уж (геохимический профиль III). Так, средние концентрации ^{90}Sr,^{134}Cs и ^{137}Cs в слое (0—2 см) почвы трансэлювиальных и аккумулятивных участков II геохимического профиля составляют 3; 2 и 13, а III — 0,6; 1,0 и 2,3 кБк/кг соответственно. Подобное превышение концентраций можно объяснить неравномерностью загрязнения территории и особенностями геохимической миграции радионуклидов. Меньшая динамичность ландшафта в условиях слабой расчлененности рельефа и заболоченность в понижениях старицы замедляют самоочищение подчиненных форм мезорельефа, которое сменяется аккумуляцией в них радионуклидов. В почвенно-растительном покрове лесного биогеоценоза на левом берегу р. Уж концентрация нуклидов в 2—30 раз выше, чем в необлесенных участках правобережного ландшафта. Повышенная загрязненность лесных массивов по сравнению с необлесенными угодьями при одинаковой плотности выпадений отмечена также в работах (Алексахин, Нарышкин, 1977; Tobber et al., 1988; Bunzl et al., 1989).

При пересчете содержания радионуклидов на единицу площади максимальная плотность загрязнения в облесенных участках зафиксирована в лесной подстилке, затем в порядке убывания следует ветошь и разнотравье (рис. 18). На открытых участках ландшафта радионуклиды концентрируются преимущественно в ветоши и в верхнем слое (0 — 1см) почвы. В луговидных, хорошо задернованных почвах долины р. Припять в этом слое также сосредоточено до 90% излучателей от общего содержания в профиле (Силантьев и др., 1989).

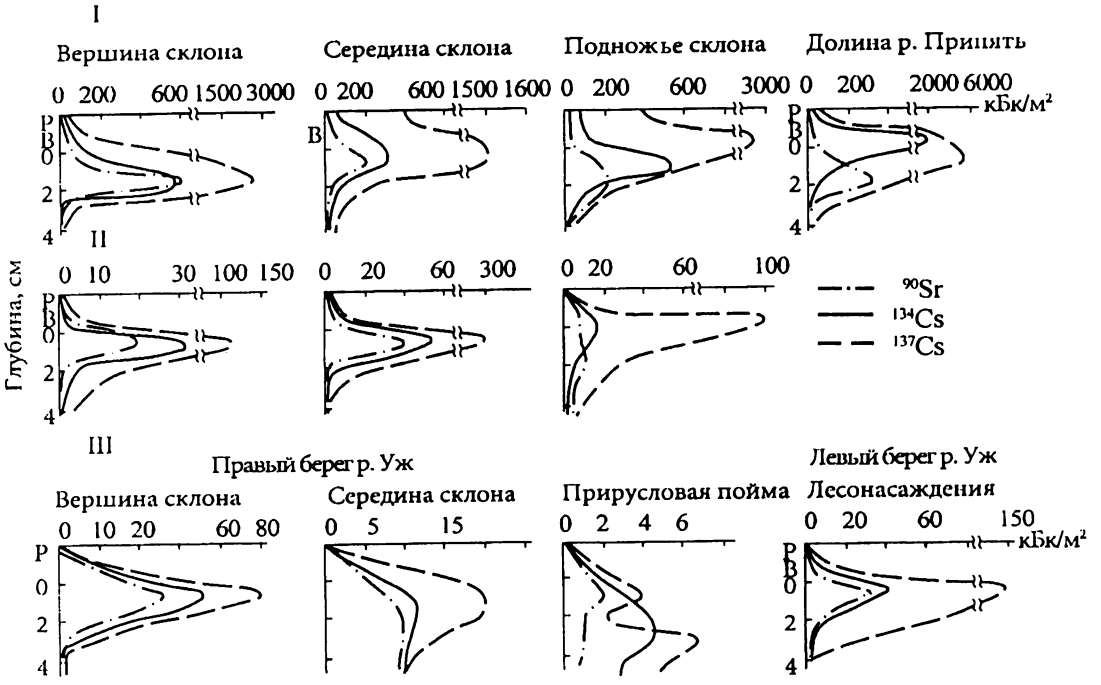


Рис. 18. Плотность загрязнения радионуклидами почвенно-растительного покрова геохимических профилей I, II, III в зоне Чернобыльской АЭС (Р — разнотравье, В — ветошь)

На рис. 19 показано распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое (0—5 см) почвы II геохимического профиля (старица р. Уж) за два года исследований. В некоторых случаях заметно снижение содержания радионуклидов в слоях максимального первоначального загрязнения. В целом можно отметить довольно близкое совпадение хода кривых распределения радионуклидов по глубине в первый и второй год наблюдений, что указывает на отсутствие интенсивного их перераспределения на первых этапах миграционных процессов (Giani et al., 1987). В то же время в наиболее динамичных участках прирусловой поймы р. Уж в первый год наблюдений отмечаются максимумы содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs на глубине 7—10 см (табл. 52). Формирование таких обогащенных слоев, возможно, связано с тем, что пойма р. Уж сложена слабозадернованными, легко подвижными песками. Их перемещение воздушными потоками, поверхностными и паводковыми водами, частичный транзитный смыв песчаных наносов в реку и перекрытие свежим речным аллювием приводит, наряду с заглублением максимума концентраций, к снижению общего содержания радионуклидов на этом участке ландшафта и как следствие к его наиболее быстрому, по сравнению с другими сопряженными участками, самоочищению. В условиях переувлажненных западин долины р. Припять, где формируются аллювиальные мохово-торфянистые почвы, имеет место обогащение радионуклидами органогенного горизонта, включающего как живые нарастающие, так и оторфованные части мхов. Последние, очевидно, являлись в 1986 г. приростом и сыграли роль природного "планшета", фиксирующего радиоактивные выпадения. Из этого депо радионуклиды в последующем поступают как в расположенные выше нарастающие, так и в нижележащие отмирающие части растений. Значительное их количество обнаружено и в оторфованном горизонте ($A_т$) этой почвы на глубине ниже 15 см. Для ^{134}Cs и ^{137}Cs максимальная концентрация отмечена на уровне 15—17 см от поверхности; для ^{90}Sr этот максимум смещен в еще более глубокие слои.

В табл. 53 приведен запас радионуклидов в слое (0—5 см) почв на автономных и соподчиненных формах мезорельефа. По величине этого показателя изученные нуклиды располагаются в ряду: $^{137}Cs > {}^{134}Cs = {}^{90}Sr$. В первую очередь запас радионуклидов на отдельных участках ландшафта зависит от расстояния от места аварии. Так, в районе I геохимического профиля он примерно в 10, 15 и 20 раз выше, соответственно, для ^{90}Sr,

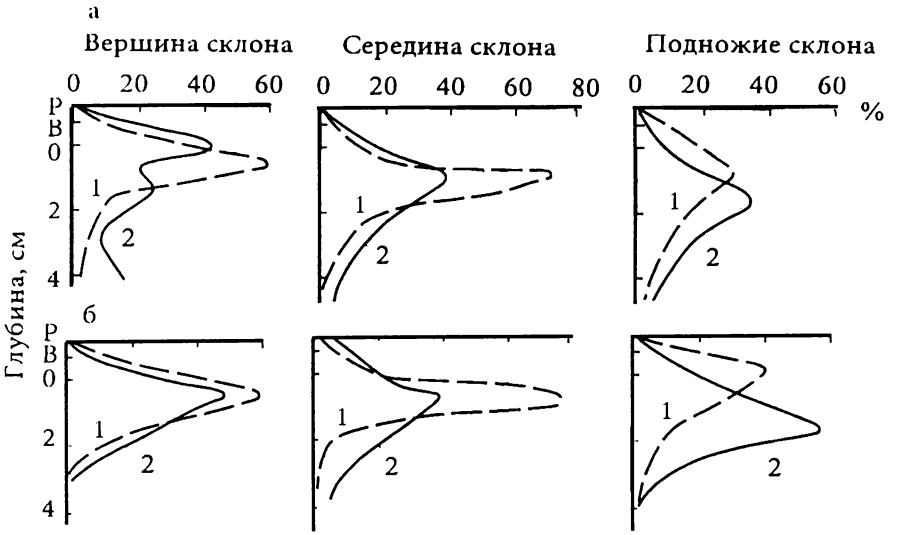


Рис. 19. Содержание ^{90}Sr (а) и ^{137}Cs (б) в почвенно-растительном покрове береговой зоны р. Уж (II геохимический профиль) в разные годы наблюдений, % от суммарного содержания.

Р — разнотравье, В — ветошь; 1 — 1987 г., 2 — 1988 г.

Таблица 52

Распределение радионуклидов по глубине, кБк/м²

Место отбора проб	Горизонт, глубина, см	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
Прирусловая пойма р. Уж	А0—0,5	0,9	1,2	1,9
	0,5—1,5	2,0	2,6	3,8
	1,5—2,5	1,1	0,5	2,0
	2,5—3,5	1,2	4,6	6,8
	3,5—5,0	1,5	3,0	5,8
	5,0—7,0	27,6	41,0	53,4
	7,0—10,0	29,3	11,3	45,3
Долина р. Припять	Мох, прирост текущего года			
	0—3	12,4	47,6	294,0
	Оторфованный мох			
	3—8	19,2	52,3	327,0
	8—15	2,0	7,4	46,2
	$А_т$15—16	1,5	76,5	496,0
	16—17	—	66,9	400,0
	С17—19	25,1	11,8	72,9
	19—23	13,2	6,2	38,3
	23—28	6,3	9,0	55,8

^{134}Cs и ^{137}Cs, чем в районе II и III профилей. В то же время содержание нуклидов в почвах и растениях мало зависит от расположения участков в геохимическом сопряжении и года наблюдений. Лишь в условиях ярко выраженной расчлененности мезорельефа I геохимического профиля намечается тенденция к снижению содержания ^{137}Cs в почвах трансэлювиальных и аккумулятивных участков ландшафта со временем. Математическая обработка результатов путем попарного сравнения значений первого и второго года исследований показала, что величина критерия Стьюдента, равная в этом случае, соответственно, 2,7 и 2,6, при $t_{0,05} = 2,8$, находится на пределе статистической достоверности различий. В остальных случаях различия оказались статистически недостоверными. Следовательно, в связи с коротким промежутком времени, прошедшим с момента аварии, пространственная дифференциация радионуклидов в почвенно-растительном покрове в зависимости от времени не нашла своего отражения.

Таблица 53

Содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове геохимических сопряжений, МБк/0,05 м^3

Геохимический профиль	Место отбора проб	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
I	Вершина	1,25±0,52	0,69±0,27	4,60±1,80
		0,60±0,05	0,63±0,18	2,75±0,82
	Середина	0,35±0,05	0,54±0,10	3,50±0,67
		0,35±0,05	0,40±0,02	1,70±0,08
	Подножье	0,36±0,04	0,59±0,21	3,90±0,71
		0,32±0,05	0,37±0,10	1,70±0,05
II	Вершина	0,08±0,01	0,02±0,01	0,28±0,10
		0,08±0,01	0,04±0,01	0,15±0,05
	Середина	0,09±0,02	0,05±0,01	0,37±0,05
		0,08±0,01	0,07±0,02	0,26±0,09
	Подножье	0,04±0,01	0,03±0,01	0,34±0,10
		0,03±0,01	0,07±0,01	0,32±0,06
III	Вершина	0,07±0,01	0,06±0,01	0,13±0,01
		0,06±0,02	0,06±0,01	0,25±0,02
	Середина	0,05±0,01	0,03±<0,01	0,07±0,02
		0,05±0,02	0,04±<0,01	0,15±0,01
	Прирусловая пойма*	0,06±0,02	<0,01	0,12±0,06
		0,04±0,01	0,02±0,001	0,10±0,04

Примечание. В числителе — пробы 1987 г., в знаменателе — 1988 г.
* Содержание радионуклидов рассчитано на объем 0,1 м^3.

Данные, характеризующие содержание радионуклидов в надземной массе некоторых наиболее распространенных видов растений, произрастающих на разных расстояниях от аварийного блока, приведены в табл. 54. Наибольшей концентрирующей способностью обладают мхи. Особенно большие различия обнаружены между концентрациями нуклидов в травянистых растениях и эпифитных мхах, произрастающих на деревьях. Содержание ^{90}Sr, ^{134}Cs и ^{137}Cs в представителях напочвенных мхов в 5—10 раз выше, чем в надземной массе травянистых растений. В последних относительно высокое содержание радионуклидов отмечено для суккулентного растения — очитка едкого, а относительно низкое — для коровяка обыкновенного.

Вовлечение радионуклидов в биологические циклы миграции и поступление их в растения определяется, наряду с общим содержанием и распределением в почве, их доступностью для

Таблица 54

Концентрация радионуклидов в надземной массе разных видов растений, кБк/кг сухой массы (данные 1988 г.)

Расстояние от ЧАЭС, км	Вид растения	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs
6	Булавоносец седоватый (*Corynephorus canescens*)	36,4±3,8	1,8±0,4	6,9±1,5
	Напочвенный мох (*Bryum sp.*)	150±10,5	250±21,0	646±84,0
	Эпифитный мох	213±20,4	1135±140	5020±567
18	Булавоносец седоватый	2,1±0,4	0,8±0,2	2,8±0,9
	Коровяк обыкновенный (*Verbascum thapsus*)	2,0±0,3	0,2±0,1	0,5±0,1
	Кошачья лапка (*Antehnaria dioica*)	1,5±0,2	0,4±0,1	1,3±0,7
	Очиток едкий (*Sedum acre*)	15,0±0,9	1,6±1,2	3,6±1,0
	Мелколепестник канадский (*Erigeron Canadensis*)	2,5±0,3	0,5±0,2	1,5±1,0
	Напочвенный мох	14,2±4,1	5,8±2,1	25,6±8,9

Таблица 55

Содержание физико-химических форм радионуклидов в почвах, %

Расстояние от АЭС, км	Водорастворимая	Обменная	Кислоторастворимая	Фиксированная
		^{90}Sr		
3	0,6±0,3	17,7±2,9	7,7±2,2	74,1±1,7
6	1,0±0,5	64,4±7,0	21,7±2,1	13,0±5,4
18	1,8±0,4	48,4±1,2	11,7±1,0	38,2±2,6
		^{137}Cs		
3	3,1±0,4	6,6±0,9	13,1±1,6	77,2±1,7
6	3,6±1,0	8,6±2,2	13,3±0,1	74,7±1,4
18	1,5±1,2	8,3±3,0	8,5±1,7	81,8±2,6

корневого поступления. Поскольку аварийные выбросы Чернобыльской АЭС характеризуются широким спектром физико-химических свойств, были изучены формы нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах на разных расстояниях от аварийного блока (табл. 55). Видно, что в непосредственной близости от ЧАЭС ^{90}Sr находится преимущественно в фиксированной форме (74 %). Содержание водорастворимых его соединений не превышает десятых до-

лей процента, а обменных и кислоторастворимых составляет соответственно 17,7 и 7,7 %. С увеличением расстояния от места аварии количество обменного и кислоторастворимого радиостронция возрастает, а фиксированного — снижается. В почвах обследованных участков ^{137}Cs находится преимущественно в малоподвижных формах, доля которых составляет, как правило, 85—90 % от валового содержания нуклида.

Сравнивая между собой подвижность изученных радионуклидов, следует отметить, что на расстоянии более 6 км от аварийного реактора ^{90}Sr оказывается подвижнее ^{137}Cs; вблизи от него подвижность ^{90}Sr снижается за счет включения в фиксированную форму и приближается к таковой ^{137}Cs.

Натурные наблюдения дополнены экспериментальными исследованиями с образцами почв и лесных подстилок, собранными в 3-километровой зоне. Поскольку участие радионуклидов в миграционных процессах определяется совокупным действием ряда факторов, к числу которых относится и водный режим почв, изучено влияние последнего на подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе лесная подстилка—раствор и почва—раствор (Михайловская и др., 1992, 1993). Исследования показали, что переход радионуклидов из лесных подстилок в почву возрастает в 5—10 раз с увеличением уровня увлажнения. В почве ^{90}Sr и ^{137}Cs закрепляются прочнее, чем в лесной подстилке, а ^{137}Cs — прочнее, чем ^{90}Sr. Так, в условиях избыточного увлажнения и периодической фильтрации раствора из почвы вымывается около 0,1% ^{137}Cs и 1,4 % ^{90}Sr, а из лесной подстилки 43 и 70 % ^{137}Cs и ^{90}Sr, соответственно. При низком уровне увлажнения радионуклиды, высвобождающиеся из лесных подстилок, полностью поглощаются почвой, а при высоком основное количество ^{90}Sr мигрирует с гравитационной влагой за пределы почвенного фильтра мощностью 20 см. При этом фильтрация гравитационной воды сопровождается постепенным снижением в ней содержания радионуклидов. Расчет показал, что концентрация ^{90}Sr в фильтрате в начале опыта составляла 1,9 Бк/л, а постоянная времени выведения (промежуток времени, в течение которого количество подвижной формы нуклида уменьшается приблизительно в 3 раза) — 35 суток. Для ^{137}Cs эти величины соответственно равны 0,19 Бк/л и 40 суток. Изучение распределения радионуклидов в почвенной влаге подтвердило выявленную нами ранее способность ^{137}Cs удерживаться в менее подвижных ее категориях (Караваева, Молчанова, 1979).

Таким образом, радиоэкологическое обследование типичных форм мезорельефа 30-километровой зоны аварии на ЧАЭС показало, что распределение радионуклидов в основных компонентах почвенно-растительного покрова зависит от физико-химических свойств выпадений и типа биогеоценоза. Процессы вертикальной миграции сопровождаются выносом легко подвижных соединений ^{90}Sr и ^{137}Cs из разлагающихся лесных подстилок в почву.

4.3. МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ В ЗОНЕ ТОЦКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

Летом 1994 г. проведено комплексное радиоэкологическое обследование почвенно-растительного покрова в районе Тоцкого радиоактивного следа (ТРАС) в пределах Оренбургской области. Исследования были сосредоточены на предполагаемой центральной оси следа, начинающегося в районе ядерного взрыва (северо-восточный выступ Тоцкого полигона) вблизи н. п. Маховка в Сорочинском районе (эпицентр взрыва) и проходящего далее в направлении н. п. Пронькино, Кинзелька, Яшкино, Султакай, Рождественка, расположенных соответственно в 4, 25, 35, 105 и 120 км от места взрыва (рис. 20). При отсутствии сведений о четких границах ТРАСа условно выбраны контрольные точки. Ими служили территории в районе н. п. Павлово-Антоновка (Сорочинский р-он), Нижнекристалка (Октябрьский р-он) и Дмитриевка (Александровский р-он). В пределах выбранных участков закладывали почвенные разрезы, из которых отбирали образцы с привязкой к границам генетических горизонтов и учетом площади. Территория ТРАСа захватывает подзону обыкновенных черноземов шириной 60—80 км в пределах северо-западной и центральной частей Оренбургской области. Наряду с черноземами обыкновенными в районе исследований представлены черноземы типичные и южные. К долинам рек приурочены разные типы аллювиальных почв, характерные для степной зоны.

Установлено, что плотность загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами не зависит от местоположения обследованных участков; она оказалась практически одинаковой в зоне ТРАСа и вне его. Поэтому представляло интерес сравнить эти величины с глобальным уровнем. Плотность загрязнения обследованной территории ^{137}Cs варьирует от 4 до 9 кБк/м^2, что в 1,5—3 раза превышает принятые фоновые зна-

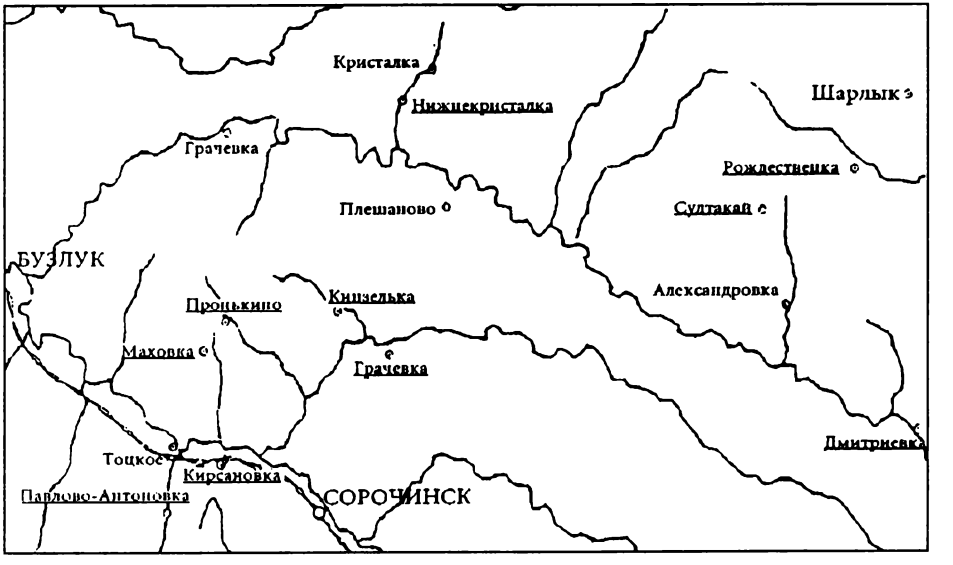


Рис. 20. Карта-схема расположения точек отбора проб в зоне Тоцкого радиоактивного следа

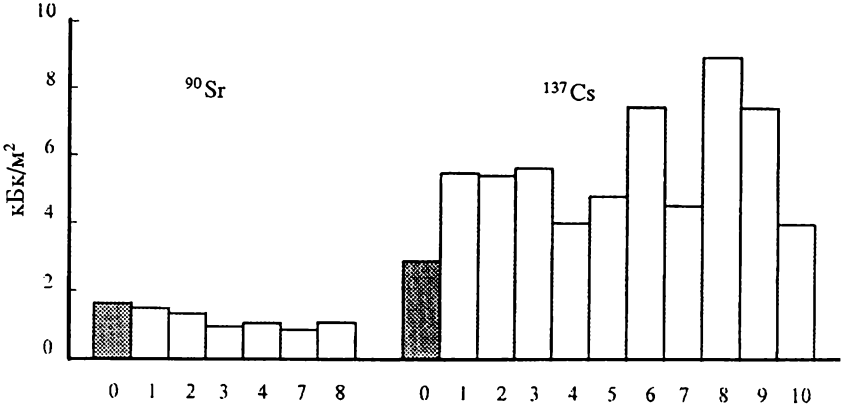


Рис. 21. Плотность загрязнения почвенно-растительного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs в зоне Тоцкого радиоактивного следа.

0 — глобальный уровень; населенные пункты: 1 — Маховка; 2 — Пронькино; 3 — Кинзелька; 4 — Грачевка; 5 — Султакай; 6 — Рождественка; 7 — Кирсановка; 8 — Павлово-Антоновка; 9 — Кристалка — Нижнекристалка; 10 — Дмитриевка

чения (рис. 21). На загрязнение почвенно-растительного покрова наряду с Тоцким ядерным взрывом повлияли ядерно-энергетические объекты и промышленные предприятия сопряженных территорий Урала, Поволжья и Казахстана, а также Чернобыльская авария. Плотность загрязнения ^{90}Sr почвенно-растительного покрова вблизи всех охваченных обследованием населенных пунктов не отличается от глобального уровня.

В табл. 56 приведены наиболее типичные примеры вертикального распределения содержания ^{137}Cs в почвах. В черноземе наибольшая концентрация радионуклида (25—80 Бк/кг) фиксируется в верхнем (0—5 см) слое почвы; затем она снижается в несколько раз (до единиц Бк), а на глубине 30—40 см, как правило, практически не определяется. В разновидностях аллювиальных почв даже в дернине и верхних слоях концентрация ^{137}Cs не превышает 50 Бк/кг, с глубиной постепенно снижается и достигает на глубине 20—30 см минимальных значений. Соответственно изменению концентрации ^{137}Cs по глубине почвенного профиля изменяется его содержание в расчете на единицу площади. В результате в черноземе до 65 % ^{137}Cs сосредоточено в поверхностном (0—10 см) слое, в то время как в гидроморфных аллювиальных почвах отмечено более равномерное вертикальное распределение этого радионуклида.

Таблица 56

Содержание ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове в зоне Тоцкого радиоактивного следа

Место отбора проб	Почва	Глубина, см	Концентрация, Бк/кг	Плотность загрязнения, кБк/м^2	% от содержания в профиле
Маховка	Чернозем обыкновенный	Разнотравье	12,6±5,4	< 0,01	< 0,1
		Дернина	82,0±30,0	1,0±0,2	18,2
		0—5	62,5±50,0	2,1±0,5	38,2
		5—10	7,7±3,4	0,4±0,1	7,3
		10—20	6,0±1,3	0,4±0,1	7,3
		20—30	12,4±11,0	1,6±1,0	29,1
Султакай	Чернозем типичный	Разнотравье	20,4±2,4	< 0,01	< 0,1
		0—2	75,2±15,0	1,3±1,1	30,0
		2—5	24,7±2,5	1,1±0,5	24,4
		5—10	10,1±6,3	0,5±0,3	11,1
		10—15	7,0±2,5	0,3±0,1	6,6
		15—20	12,0±6,7	0,6±0,3	13,2
		20—30	9,0±1,8	0,7±0,5	14,7
Грачевка	Аллювиально-слоистая	Разнотравье	23,7±14,2	< 0,01	< 0,1
		0—5	12,9±0,3	0,3±0,01	20,0
		5—10	10,6±0,5	0,7±0,1	17,5
		10—15	8,1±0,9	0,6±0,4	15,0
		15—20	10,9±1,8	0,6±0,4	15,0
		20—30	8,5±0,9	1,3±0,3	32,5
Дмитриевка	Аллювиальная, дерновая, слоистая	Разнотравье	15,4±22,8	< 0,01	< 0,1
		Дернина	47,5	0,8	19,5
		0—5	18,3±15,0	1,2±0,9	29,3
		5—10	13,8±6,1	1,0±0,5	24.4
		10—15	9,6±3,7	0,7±0,4	17,1
		15—20	5,5±0,1	0,4±0,1	9,8
		20—30	н. о.	н. о.	

Концентрация ^{137}Cs в растениях всех обследованных участков изменяется в широких пределах от единиц до нескольких сотен Бк/кг сухой массы. Эти колебания в большей степени связаны с условиями произрастания и видовыми особенностями растений. Несмотря на достаточно высокую концентрацию ^{137}Cs в растениях, они, обладая незначительной массой в расчете на единицу площади, не вносят существенного вклада в загрязнение почвенно-растительного покрова.

Для изучения процессов миграции радионуклидов в природной обстановке использован ландшафтный подход. С этой целью в районе н. п. Кинзелька заложен геохимический профиль, начинающийся на водоразделе, охватывающий середину склона и выходящий к его подножью. Анализ полученных данных не выявил существенных различий в характере распределения ^{137}Cs в почвах геохимического сопряжения. Содержание радионуклида на элювиальных и аккумулятивных участках геохимического сопряжения также изменялось незначительно и в среднем составляло 5 кБк/м^2. Короткий временной период наблюдений и недостаточный объем полученных данных не позволяют сделать определенные выводы о направленности ландшафтной миграции ^{137}Cs. Не удалось также установить какой-либо зависимости содержания ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове от расстояния от эпицентра ядерного взрыва.

Почвы обследованного района отличаются весьма низким содержанием ^{90}Sr. Независимо от точки отбора проб концентрация этого радионуклида в почвенном профиле не превышает 10 Бк/кг. Основное его количество (до 70 %) содержится в целинных черноземах в слое 0—10 см. В перепаханном черноземе и аллювиальных пойменных почвах радиостронций распределяется по почвенному профилю более равномерно. В первом случае глубина миграции составляет 20 см, а во втором — 30 см.

В некоторых из отобранных образцов почв в зоне воздействия Тоцкого радиоактивного следа определяли содержание тяжелых естественных радионуклидов ^{232}Th, ^{238}U. Установлено, что концентрация ^{232}Th в почвах изменяется от $2{,}5\times10^{-4}$ % до $6{,}2\times10^{-4}$ %, а ^{238}U — от $1{,}0\times10^{-4}$ % до $2{,}4\times10^{-4}$ % и не отличается от кларковых уровней (Титаева, Таскаев, 1983).

При γ-спектрометрическом анализе образцов растений обнаружено присутствие ^{7}Be с периодом полураспада 53 суток; наряду с ^{3}H, ^{14}C и ^{22}Na он является радионуклидом космогенного происхождения. 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), запасы ^{7}Be в биосфере составляют 30×10^{14} Бк. Если принять биомассу суши равной 1×10^{16} кг (Ковда, 1973), то концент-

рация ^{7}Be в ней оказывается равной 0,3 Бк/кг. В образцах растений из зоны Тоцкого радиоактивного следа нами зафиксированы высокие (100—600 Бк/кг) количества ^{7}Be, что дает основание предполагать его техногенное происхождение. Отсутствие этого нуклида в образцах почв, на которых произрастают загрязненные растения, указывает на "свежий" характер выпадений, приуроченных по крайней мере к весенне-летнему вегетационному сезону. В это время 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.

Особый интерес представляют данные, характеризующие миграцию и распределение плутония (Pu) в почвенно-растительном покрове обследованной территории. Содержание Pu в пробах определяли радиохимическим методом (Павлоцкая и др., 1984). Радиоактивность изотопов Pu, осажденных на цериевом носителе и выделенных на ядерных фильтрах, измеряли с помощью сцинтилляционного радиометра типа САС-Р-2 при ошибке счета, не превышающей 25 %. Полученные значения концентрации Pu в почвенных образцах и содержание его в пересчете на единицу площади приведены в табл. 57.

Видно, что концентрация изотопов Pu в поверхностном (до 5 см) слое почв варьирует в пределах 4,1—82,6 Бк/кг, а соответствующие значения плотности загрязнения этого слоя изменяются от 42 до 5284 Бк/м^2. Для сравнения отметим, что концентрация этого элемента в поверхностном (0—2 см) 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). Сопоставление этих величин показывает, что уровни содержания Pu в почвах Оренбургской области в 2—20 раз превышают таковые в "неблагополучной" Брянской области. По имеющимся литературным данным, содержание Pu глобальных выпадений составляет 40—300 Бк/м^2 (Орлов и др., 1994; "Материалы...", 2000). Превышение максимального значения глобального уровня позволяет предполагать наличие других источников поступления Pu в окружающую сре-

Таблица 57

Содержание Pu в почвенно-растительном покрове в зоне Тоцкого радиоактивного следа

Место отбора проб	Почва	Глубина, см	Концентрация, Бк/кг	Плотность загрязнения, Бк/м²	% от содержания в профиле
Маховка	Чернозем обыкновенный	0—2	5,3	90	16,8
		2—7	11,4	384	71,6
		7—12	1,2	62	11,6
Сумма				536	
Пронькино	То же	0—2	7,6	77	4,8
		2—7	10,1	789	49,2
		7—12	8,0	738	46,0
Сумма				1604	
Кинзелька	То же	0—2	4,1	42	4,9
		2—7	9,2	442	51,9
		7—12	8,0	370	43,2
Сумма				854	
Кирсановка	Аллювиальная дерновая	0—2	37,2	424	26,5
		2—7	4,0	221	13,8
		7—12	12,6	955	59,7
Сумма				1600	
Грачевка	Аллювиальная слоистая	0—5	82,6	5284	96,0
		5—10	3,7	216	4,0
Сумма				5500	
Султакай	Чернозем выщелоченный	0—5	4,5	194	50,0
		5—10	4,2	194	50,0
Сумма				388	
Рождественка	Аллювиальная луговая	0—5	4,2	208	67,7
		5—10	2,0	99	32,3
Сумма				307	
Контрольные участки					
Павлово-Антоновка	Аллювиальная слоистая	0—2	21,4	369	51,7
		2—7	5,2	133	18,6
		7—12	2,6	211	29,7
Сумма				713	
Кристалка	Чернозем обыкновенный	0—5	4,1	201	8,6
		5—10	34,8	2143	91,4
Сумма				2344	

ду. На обследованной территории выделяются участки с поверхностным загрязнением, превышающим уровень глобальных выпадений: пойменные почвы р. Самары в окрестностях н. п. Кирсановка, аллювиальные почвы в районе н. п. Грачевка, почвы участка, отнесенного к контрольному в районе н. п. Павлово-Антоновка. Мозаичность поверхностного загрязнения почв отчасти обусловлена миграцией Pu и заглублением, которое в значительной степени определяется физико-химическими особенностями почвенных разностей и временем. Анализ распределения Pu по глубине почв выявляет в ряде случаев довольно высокие концентрации на глубине 2—7 и даже 7—12 см. Это обстоятельство, а также различия в удельном весе почвенных горизонтов приводят к тому, что максимум содержания Pu в почвенном профиле также смещается с поверхности в глубжележащие слои. В результате содержание его в поверхностном (0—2 см) слое не превышает 50 % от общего содержания в почвенном профиле, а на глубине 2—12 см в некоторых случаях достигает 72—96 %.

В соответствии с вариабельностью содержания Pu в почвенных слоях отмечается и заметная неоднородность его суммарного запаса в обследуемой почве, который составляет 390—5500 Бк/м^2 и характеризуется отсутствием выраженного градиента от эпицентра взрыва к периферии. При этом выделяются отдельные участки, характеризующиеся наиболее высоким содержанием этого элемента. К ним относятся: окрестности н. п. Грачевка; участок около н. п. Кристалка, принятый нами в качестве контрольного; территории, примыкающие к н. п. Пронькино и Кирсановка. В этих пунктах суммарное содержание Pu в почвенном слое 10—12 см составляет 1600—5500 Бк/м^2. Подобные уровни загрязнения почвенного покрова Pu встречаются в пределах ближней зоны влияния ЧАЭС (Павлоцкая и др., 1994).

Таким образом, Тоцкий ядерный взрыв играет незначительную роль в загрязнении обследованной территории Оренбургской области ^{90}Sr и ^{137}Cs. В то же время возможно его влияние на загрязнение почвенно-растительного покрова Pu, содержание которого в 1,5—5 раз превышает уровень глобальных выпадений. В растительном покрове некоторых участков отмечено присутствие ^{7}Be техногенного происхождения.

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. Одна из них — непрерывное поступление в биосферу Земли естественных и искусственных радионуклидов. В результате высвобождения радионуклидов в процессе развития атомной промышленности, энергетики, испытаний ядерного оружия, аварийных ситуаций на атомно-энергетических объектах, происходит непрерывное повышение фона ионизирующей радиации биосферы, воздействующего на живые организмы. Первые работы Н. В. Тимофеева-Ресовского и его сотрудников стали отправной точкой для накопления информации о поведении радионуклидов и о действии ионизирующей радиации на наземные и водные экосистемы. Впоследствии радиоэкология, основная задача которой — обеспечение радиационной безопасности биосферы, включая самого человека, становится важнейшим звеном в ряду научных направлений, способствующих прогрессу атомной науки и техники. При этом общепланетарная роль почвенно-растительного покрова по обеспечению условий проявления жизни на земле, его высокая управляемость (обработка почв, удобрения, мелиорация) и ранимость придают особое значение самостоятельной области экологии — радиоэкологии почвенно-растительного покрова.

Актуальная задача данного направления — изучение процессов миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове как главном компоненте наземных экосистем. В соответствии с этим настоящая работа обобщает результаты многолетних экспериментальных, стационарных и сравнительно-географических радиоэкологических исследований. В основу проведенных исследований положен экспериментальный и системный подход в анализе природных экосистем. Сочетанное использование

этих методов позволило выявить основные механизмы, управляющие поведением радионуклидов в системах различной сложности, оценить вклад глобальных радиоактивных выпадений в загрязнение почвенно-растительного покрова различных климатических зон страны и особенности геохимической их миграции в ландшафтах. Особое внимание уделено анализу радиоэкологической ситуации на территориях, находящихся под воздействием штатно-работающих атомно-энергетических предприятий и аварийных выбросов и сбросов.

Многочисленные экспериментальные исследования позволили классифицировать основные дозообразующие радионуклиды по типу их поведения в простой системе почва—раствор. Так, ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce представляют группу многоформных радионуклидов, подвижность которых, в первую очередь, определяется изменением щелочно-кислотных условий среды. ^{90}Sr относится к элементам, характеризующимся обменным типом поведения в системе почва—раствор, а для ^{137}Cs характерна необменная сорбция в кристаллических структурах глинистых минералов. Радионуклид ^{60}Co также принадлежит к группе необменных элементов, но в его фиксации принимает участие как минеральная, так и органическая компонента почвы.

О прочности фиксации радионуклидов в почве судят по их переходу из твердой фазы в жидкую под влиянием различных факторов. Наличие в жидкой фазе почвы посторонних катионов определяет полноту перехода в раствор ^{90}Sr и отчасти ^{60}Co. При этом вытесняющая способность катионов хорошо соответствует таковой при ионообменных реакциях. В отношении многоформных легкогидролизующихся элементов выделены определенные катионы — “специфические вытеснители”. Переход ^{137}Cs из почвы в раствор определяется присутствием в жидкой фазе ионов K. Как правило, в почвах, характеризующихся высоким содержанием гумуса, обменных оснований, илистых частиц, радионуклиды фиксируются прочнее. В меньшей степени эти процессы определяются температурыми условиями среды. Лишь для ^{59}Fe и ^{137}Cs отмечено увеличение подвижности в системе почва—раствор при изменении температуры десорбирующего раствора от 2 до 50 °C, т. е. вытеснение этих элементов из специфических соединений почв является эндотермическим процессом и требует затрат дополнительной энергии. Параметры перехода радионуклидов из почвы в раствор определяются степенью почвенного увлажнения. При сравнительно низкой влажности почвы содер-

жание ^{90}Sr в растворе на один-два порядка величин больше, чем ^{137}Cs и ^{144}Ce. В переувлажненных почвах подвижность всех трех радионуклидов выравнивается.

Исследования поведения тяжелых естественных радионуклидов ^{238}U, ^{232}Th и ^{226}Ra показали, что они хорошо поглощаются почвами и прочно удерживаются в них. Количество ^{238}U и ^{232}Th, закрепленное по типу реакций ионного обмена, невелико: для U оно составляет 4—12 % от валового содержания, а для Th — не более 2 %.

Опыты, проведенные в динамических условиях с почвенными колонками, подтвердили повышенную миграционную способность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{238}U и ^{232}Th при разных режимах почвенного увлажнения. При этом в условиях избыточного увлажнения основное количество водорастворимого ^{90}Sr и ^{238}U удерживается в гравитационной влаге. С уменьшением ее объема наблюдается относительное обогащение этими элементами почвенного раствора. Для ^{137}Cs характерно присутствие в малоподвижной капиллярно-сорбционной форме почвенной влаги. Различия в вертикальной миграции между ^{90}Sr и ^{137}Cs сохраняются в экспериментах с внесением на поверхность почвы измельченного опада хвои сосны, листьев осины и березы. Разница в подвижности этих элементов прослеживается также на участках естественных лесных биогеоценозов.

Данные вегетационных опытов достаточно хорошо согласуются с основными результатами, полученными при изучении подвижности радионуклидов в системе почва—раствор. Так, большей подвижности в этой системе ^{90}Sr, обусловленной поглощением его в почве по типу реакции ионного обмена, соответствует более высокое поступление нуклида из почвы в растения. В целом коэффициенты накопления и общий вынос радионуклидов растениями из почв повышаются по мере снижения содержания органического вещества и илисто-коллоидной фракции. Повышение общего выноса радионуклидов прослеживается и при увеличении степени почвенного увлажнения в пределах от влажности завядания до полной влагоемкости. Однако оно обусловлено лишь возрастанием биомассы растений на более влажной почве, а не изменением концентрации радионуклидов в растениях, которая остается практически одинаковой при всех изучавшихся режимах увлажнения. Поступление радионуклидов и их неизотопных носителей в растения определяется биологическими свойствами последних; значительная роль в этих процессах

принадлежит барьерно-регулирующей функции корневых систем, контролирующих поток ионов в растения.

Установлено значительное увеличение поступления в растения ^{59}Fe, ^{60}Co и ^{91}Y из почвы в форме внутрикомплексных соединений. В этом случае также имеет место соответствие результатов лабораторных и вегетационных опытов. Органические вещества, искусственные и естественные комплексоны увеличивают подвижность этих элементов в системе почва—растение. Накопление ^{59}Fe в надземной массе растений возрастало и при повышении температуры поливной воды от 2 до 50 °С. В то же время хранение почв в условиях повышенных (50 °С) температур привело к снижению поступления в растения ^{137}Cs.

В опытах с шахтными водами, содержащими повышенные количества тяжелых естественных радионуклидов, показано, что накопление их в растениях существенно зависит от способа полива. При поливе дождеванием в надземных частях растений удерживается больше радионуклидов, чем при поливе напуском. Основное их количество задерживается в почве, и лишь следовые поступают в лизиметрические воды.

В целом анализ закономерностей поведения радионуклидов в модельных системах почва—раствор и почва—растение в широком диапазоне физико-химических и экологических факторов облегчает стратегию поиска путей изменения темпов миграции радионуклидов и разработку способов снижения их поступления в растения. К их числу можно отнести внесение в почву минеральных и органических удобрений, эффекты старения, способы механической мелиорации и подбор соответствующих культур для выращивания на загрязненных территориях.

Основные результаты серии мелкоделяночных опытов позволили оценить роль надземной биомассы и корневой системы растений в процессах перераспределения радионуклидов по компонентам природных экосистем. В естественных условиях наиболее подвижными оказались многоформные элементы ^{59}Fe и ^{144}Ce, коллоидные формы которых плохо сорбируются почвой. Радиостронций в почвах естественных биогеоценозов оказался менее подвижным, чем по данным лабораторных и вегетационных опытов. Это может быть связано как с эффектом “старения”, так и с выравниванием скорости миграции радионуклидов под влиянием сезонных изменений увлажнения почв. В условиях тундрового ландшафта при постоянном избыточном увлажнении почвенно-растительного покрова заметную роль в миграции

радионуклидов, особенно ^{90}Sr, играет конвективный перенос со свободной гравитационной водой.

Исследования подвижности долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове геохимических сопряжений, проведенные в период интенсивных глобальных выпадений, выявили большую миграционную способность ^{90}Sr как в профилях различных типов почв, так и в ландшафте в целом, что приводит к обогащению этим радионуклидом аккумулятивных участков. В этот период максимальная концентрация нуклидов отмечается в растительном покрове. Спустя два десятилетия после введения моратория на испытания ядерного оружия, ^{90}Sr более или менее равномерно распределился в растительном покрове, лесной подстилке и верхнем слое (0—10 см) почвы, а для ^{137}Cs отчетливо проявилась приуроченность его к верхней, наиболее гумусированной части аккумулятивного почвенного горизонта. На сфагново-торфяных участках геохимических сопряжений существенная роль в аккумуляции радионуклидов принадлежит моховой растительности, характеризующейся повышенной накопительной способностью по сравнению с представителями высших растений. Сравнение величин запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах различных климатических зон показывает, что лишь на территории Якутии запас соответствует глобальному уровню; регионы Среднего и Южного Урала характеризуются, как правило, более высоким содержанием в почвенно-растительном покрове ^{137}Cs. Благополучная в целом радиационная обстановка на территории Якутии осложняется наличием локальных участков, характеризующихся повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов. Такие техногенно-загрязненные площадки сформировались в пределах Алданского нагорья в процессе поиска и разработки урансодержащих рудных месторождений. Радиоэкологическое обследование подобных участков выявило особый техногенно-аккумулятивный тип распределения нуклидов в почвах, характеризующийся максимальным содержанием загрязнителей в верхних горизонтах. Повышенная концентрация ^{238}U и ^{226}Ra отмечена в древесных и травянистых растениях, произрастающих в зоне загрязнения. В то же время коэффициенты биологического поглощения на техногенно-загрязненных участках оказываются ниже, чем вне их. Это связано с преобладанием в зонах загрязнения прочносвязанных форм радионуклидов, обладающих меньшей доступностью растениям.

Многолетние газоаэрозольные выбросы Белоярской АЭС на Среднем Урале не повлияли ощутимо на загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs примыкающих к ней наземных экосистем. Запас ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове 30-километровой зоны составляет 1—2 кБк/м^2, а ^{137}Cs — около 4 кБк/м^2 и приближается к значениям, характерным для Среднего Урала. То же подтвердили и специальные исследования содержания долгоживущих радионуклидов в доминирующих видах травянистых растений, съедобных грибах, а также во мхах и лишайниках, произрастающих в окрестностях АЭС. В зоне Белоярской АЭС радиоактивное загрязнение окружающей среды связано с жидкими промышленными сбросами, поступающими в Ольховскую болотно-речную экосистему. Основными ее загрязнителями являются ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs. Концентрация этих радионуклидов в воде обследованной экосистемы изменялась со временем и в среднем не превышала 2,5; 0,7 и 15,6 Бк/л для ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно. По содержанию в донных отложениях радионуклиды располагаются в убывающем ряду ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{90}Sr. Концентрация ^{137}Cs в них достигает 112, ^{60}Co — 60, а ^{90}Sr не превышает нескольких единиц кБк/кг сухой массы. В соответствии с этим основным загрязнителем приболотных почв и произрастающих на них растений также является ^{137}Cs. На участках, граничащих с болотом, его запас в слое 10 см (64 кБк/м^2) на порядок величин превышает уровень контрольных значений. Прибрежные заболоченные почвы служат своеобразным природным экраном, препятствующим увеличению ореола рассеяния радионуклидов. Уже на расстоянии 300—500 м от болота их содержание в почвенно-растительном покрове достигает контрольного уровня.

Беспрецедентный сброс высокорадиоактивных отходов ПО "МАЯК" в р. Течу в 1949—1952 гг. привел к загрязнению как самой реки, так и пойменных ее участков долгоживущими радионуклидами, в особенности ^{90}Sr и ^{137}Cs. Повышенное по сравнению с контролем содержание радионуклидов отмечено и в почвах поймы р. Исети, вниз по течению от места впадения в нее р. Течи. Запас радионуклидов в пойменных участках ландшафта снижается на один-три порядка величин по мере удаления от источника загрязнения и хорошо описывается с помощью степенной функции. Судя по величинам отношения $^{90}Sr/^{137}Cs$, в верхнем и среднем течении реки в пойменных почвах преобладает ^{137}Cs, а далее основным загрязнителем становится ^{90}Sr, что свидетельствует о его большей миграционной способности. Вы-

сокое содержание подвижных физико-химических форм ^{90}Sr в пойменных почвах и способность этого радионуклида перемещаться с поверхностным и внутрипочвенным жидким стоком обусловливают его большее влияние (примерно на два порядка величин) на вторичное загрязнение реки по сравнению с ^{137}Cs. На основании имеющихся данных рассчитаны запасы радионуклидов в почвах обследованных пойменных участков рек Течи и Исети. Они составили 75×10^{12} Бк ^{90}Sr и 198×10^{12} Бк ^{137}Cs.

Радиоэкологическое обследование почвенно-растительного покрова в зоне ВУРСа, проведенное в 1990—1995 гг., выявило сложную картину пространственного распределения радионуклидов. Так, содержание ^{90}Sr в почвах в пределах центральной оси следа снижается по экспоненте с увеличением расстояния от источника загрязнения, а ^{137}Cs в большинстве исследованных почв удерживается на уровне 9—15 кБк/м^2, в среднем в 2 раза превышающем контрольные значения. В это превышение вносят вклад загрязненные донные отложения береговой зоны оз. Карачай. Радионуклиды, поступившие в почвенный покров около 50 лет тому назад, в основном удерживаются в верхнем (0—15 см) слое. В настоящее время в почвенно-растительном покрове импактной зоны ^{90}Sr содержится около $0{,}2\times10^{15}$ Бк, ^{137}Cs — 70×10^{12} Бк и Pu — 10^{12}Бк.

Исследования, проведенные в геохимически сопряженных участках ландшафта 30-километровой зоны аварии на Чернобыльской АЭС, показали, что по содержанию в почвенно-растительном покрове изучавшиеся радионуклиды располагаются в ряду $^{137}Cs > {}^{134}Cs = {}^{90}Sr$. В пределах геохимических профилей наиболее "загрязненными" оказались растения и почвы лесных насаждений водораздельных участков, а также почвы речных долин, отличающиеся хорошей задернованностью и гидроморфными условиями почвообразования. Минимальное загрязнение отмечено для слабогумусированных песков остепненных прирусловых валов. На первых этапах миграционных процессов не обнаружено интенсивного перераспределения радионуклидов как в ландшафте, так и по глубине почвенного профиля. Лишь в наиболее динамичных участках прирусловой поймы и переувлажненных мохово-торфянистых западинах отмечается заглубление максимумов содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs на 10—15 см от поверхности. Глобальный характер этой катастрофы обусловил абсолютную открытость радиоэкологических исследований, масштабность международного научного сотрудничества, а так-

же доступность ранее секретных данных о предшествующих ядерных авариях и инцидентах. К их числу относятся события, имевшие место в 1954 г. на территории Тоцкого полигона в пределах Оренбургской области. Исследования, проведенные спустя 40 лет после атмосферного ядерного взрыва, не выявили его заметного влияния на загрязнение территории ^{90}Sr и ^{137}Cs. В то же время содержание изотопов Pu в предполагаемых границах Тоцкого радиоактивного следа в 1,5—5,0 раз превышает уровни глобальных выпадений.

Таким образом, нарастающая напряженность радиационного фактора и увеличивающееся со временем радионуклидное загрязнение основного компонента биосферы — почвенно-растительного покрова — требуют разработки системы контрмер по его охране и реабилитации. Для этого, наряду с выяснением основных механизмов, управляющих подвижностью радионуклидов, необходимо проводить инвентаризацию и количественную оценку воздействия различных источников на загрязнение почв. Решению подобных задач и служит накопленный за многолетний период исследований фактологический материал, изложенный в настоящей работе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 132 с.

Алексахин Р. М., Нарышкин М. А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 141 с.

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

Ааркрог А., Дальгаардт Г., Караваева Е. Н. и др. О содержании долгоживущих радионуклидов в почвах и древесных растениях зоны ядерной аварии на Южном Урале // Экология, 1992. № 4. С. 50—55.

Архипов Н. П., Тюменцева Л. М., Февралева Л. Т. и др. Поведение естественных радиоактивных нуклидов техногенного происхождения в почвах // Экология, 1982. № 1. С. 31—38.

Багдалов Н. Б., Мулинов М. М., Мулинов Т. М. Гамма-спектр естественной радиации растений // Тр. Самарканд. ун-та, 1972. Вып. 223. С. 174—178.

Баранов В. И. Об усвоении радиоактивных элементов растениями // ДАН СССР, 1939. Т. 24, № 9. С. 945—949.

Березина И. Г., Чечеткин В. А., Хомулева М. В. и др. Радиоактивное загрязнение биологических объектов и природных сред в районе пос. Муслюмово (Челябинская обл.) // Радиационная биология. Радиоэкология, 1993. Т. 33, вып. 2(5). С. 748—759.

Бочкарев В. М., Антропова З. Г., Белова Е. И. Миграция стронция-90 и церия-144 в почвах различного механического состава // Почвоведение, 1964. № 9. С. 56—59.

Бурец Л. А., Граковский В. Г. Вынос стронция-90 и цезия-137 из различных почв ежой сборной в модельном опыте // Бюл. Почв. ин-та ВАСХНИЛ, 1979. № 21. С. 32—43.

Буроземообразование и псевдооподзоливание в почвах Русской равнины / Отв. ред. С. В. Зонн. М.: Наука, 1974. 275 с.

Вернадский В. И. Биосфера. Л.: Науч. хим.-техн. изд-во, 1926. 146 с.

Вернадский В. И. О концентрации радия живыми организмами // ДАН СССР. Сер. А, 1929. Т. 2. С. 33—37.

Вернадский В. И. О концентрации радия растительными организмами // ДАН СССР. Сер. А, 1930. Т. 20. С. 539—542.

Виноградов А. П. Основные закономерности распределения микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных. М., 1952. С. 7—20.

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.

Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС / Ю. Д. Абатуров, А. В. Абатуров, А. В. Быков и др. М.: Наука, 1996. 240 с.

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

Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986—1996 гг.). В 2 т. Сыктывкар, 1996. Т. 1. 204 с.; т. 2. 114 с.

Воккен Г. Г. Ветеринарная радиобиология. Л.: Колос, 1973. 240 с.

Горнак А. И. Влияние предварительной обработки на обменную емкость глауконита // Ионообмен и сорбция из растворов. Минск, 1963. С. 149.

Гиль Т. В. Влияние pH среды на поглощение радия типичной сильноподзолистой почвой (в экспериментальных условиях) // Миграция и биологическое действие естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Сыктывкар, 1980. С. 51—57.

Горбунов Н. И. Минералогия и физическая химия почв. М.: Наука, 1978. 291 с.

Горяченкова Т. А. Формы нахождения и миграция плутония в почвах: Автореф. дис. ... канд. хим. наук. М.: Ин-т геохимии и аналитической химии им. В. И. Вернадского РАН, 1995.

Горяченкова Т. А., Павлоцкая Ф. И., Емельянов В. В. Формы нахождения плутония в почвах, загрязненных при аварии на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. СПб., 1993. Т. 1. С. 186—191.

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, № 3. С. 229—233.

Готлиб В. И., Зырянов А. П., Колтик И. И., Фатькин А. Г. Радиационная обстановка в окружающей среде около Белоярской АЭС им. И. В. Курчатова // Радиационная безопасность и защита АЭС / Под. ред. Ю. А. Егорова. М., 1982. Вып. 7. С. 182—185.

Груздев Б. И. Метод сопряженного анализа некоторых компонентов биогеоценоза при изучении миграции радиоактивных элементов // Методы радиоэкологических исследований / Под. ред. И. Н. Верховской. М., 1971. С. 54—58.

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.

Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Поступление в растения продуктов деления и накопление их в урожае при внесении в почву извести, перегноя и калийных удобрений // Изв. ТСХА, 1957. № 2. С. 121—140.

Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Влияние длительного применения удобрений на накопление радиоактивных продуктов деления в урожае овса // Изв. ТСХА, 1959. № 3. С. 37—56.

Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Радиоактивные продукты деления в почве и растениях. М.: Госатомиздат, 1962. 276 с.

Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Сельскохозяйственная радиобиология. М.: Колос, 1973. 271 с.

Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Левина Э. М. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 и цезия-137 в растения // Агрохимия, 1976. № 2. С. 102—107.

Дегтева М. С., Кожеуров В. П., Воробьева М. И. Реконструкция дозы населения, облучавшегося вследствие сбросов радиоактивных отходов в р. Течу // Атомная энергия, 1992. Т. 72, вып. 4. С. 386—390.

Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / Под ред. М. С. Гилярова и Р. М. Алексахина. М.: Наука, 1988. 240 с.

Добровольский Г. В. Важнейшие проблемы охраны и рационального использования почв // Проблемы взаимодействия общества и природы. М., 1981. С. 44—50.

Долгов С. И. Исследование подвижности почвенной влаги и ее доступности для растений. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1948. 208 с.

Дричко В. Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов // Итоги науки и техники. Радиационная биология / Под ред. Р. М. Алексахина. М., 1983. Т. 4. С. 66—98.

Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности производственного объединения "Маяк" Минатомэнергопрома СССР, организованной распоряжением Президиума АН СССР № 1140—501 от 12. 06. 90 // Радиобиология, 1991. Т. 31, № 3. С. 436—452.

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.

Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия, 1986. Т. 61, вып. 5. С. 301—320.

Искра А. А., Бахуров В. Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981. 123 с.

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

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

Караваева Е. Н., Молчанова И. В. Роль некоторых категорий почвенной влаги в вертикальном перемещении ^{90}Sr и ^{137}Cs // Экология, 1979. № 1. С. 48—52.

Караваева Е. Н., Шехурина Н. И. Влияние нормы полива и способа внесения ^{226}Ra в почву на поведение радионуклида в системе почва—растение // Радиоэкологические исследования компонентов модельных и природных экосистем. Свердловск, 1988. С. 22—27.

Караваева Е. Н., Куликов Н. В., Молчанова И. В. Радиоэкологические исследования природных экосистем в зоне сбросов жидких отходов Белоярской АЭС на Урале // Экология регионов атомных станций. М., 1994. С. 105—143.

Караваева Е. Н., Молчанова И. В. Радиоэкологический мониторинг в зоне влияния жидких сбросов Белоярской АЭС // Дефектоскопия, 1995. № 4. С. 62—67.

Караваева Е. Н., Молчанова И. В. Накопление радионуклидов лекарственными растениями в зоне влияния Белоярской АЭС // Экология, 1998. № 5. С. 404—406.

Кауричев И. С., Ноздрунова Е. М. Общие черты генезиса почв временного избыточного увлажнения // Новое в теории оподзоливания и осолодения почв / Отв. ред. А. А. Роде. М., 1964. С. 45—61.

Кварацхелиа Н. Т., Арнаутов Г. Н. Влияние некоторых свойств почв на вынос радиостронция ячменем // Сообщ. АН ГССР, 1964. № 3, вып. 36. С. 641—646.

Клечковский В. М., Гулякин И. В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония // Почвоведение, 1958. № 3. С. 1—16.

Клечковский В. М., Соколова Л. Н., Целищева Г. Н. Сорбция микроколичеств стронция и цезия почвами // Труды Второй международной конференции по мирному использованию атомной энергии. Женева; 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.

Ковалевский А. Л. О поглощении радия различными видами растений // Изв. СО АН СССР. Сер. биол.-мед. наук, 1965. № 4, вып. 1. С. 53—61.

Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений. Новосибирск: Наука, 1991. 294 с.

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

Козубов Г. М., Таскаев А. И. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. СПб.: Наука, 1994. 254 с.

Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами. III. Селективность почв и глин по отношению к ^{90}Sr в различных условиях // Радиохимия, 1962. Т. 4, вып. 3. С. 328—334.

Корнберг Х., Девис Д. Пищевые цепи в пресных водах // Радиоактивность и пища человека. М.: Атомиздат, 1971. С. 272—297.

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., Корнеева Н. В., Попова Т. П. Накопление стронция-90 в кормовых культурах при размещении радионуклида в пахотном и подпахотном слоях почвы // Докл. ВАСХНИЛ, 1976. № 2. С. 26—27.

Корнеев Н. А., Сироткин А. Н. Итоги и проблемы радиоэкологического мониторинга в кормопроизводстве и животноводчестве (обзор) // Сельскохоз. биол., 1986. № 7. С. 51—59.

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

Криволуцкий Д. А. Радиоэкология сообществ наземных животных. М.: Энергоатомиздат, 1983. 76 с.

Криволуцкий Д. А., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.

Куликов Н. В. Действие Na ЭДТУ на поведение радиокобальта в системе почва—растение // ДАН СССР, 1960. Т. 133, № 3. С. 698—701.

Куликов Н. В. Влияние некоторых комплексонов на сорбцию радиоизотопов почвой // Поведение радиоизотопов в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов. Свердловск, 1968. С. 21—26.

Куликов Н. В. Радиоэкология пресноводных растений и животных // Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология / Под общ. ред. А. М. Кузина. М., 1971. С. 367—384.

Куликов Н. В. Биоиндикация радиоактивного загрязнения внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды. М., 1978. С. 152—158.

Куликов Н. В. Экология и атомная энергетика // Экология, 1981. № 4. С. 5—11.

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

Куликов Н. В., Пискунов Л. И. О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почве // Агрохимия, 1970. № 7. С. 115—122.

Куликов Н. В., Пискунов Л. И. Метод количественной оценки влияния растений на вертикальную миграцию некоторых радионуклидов в почве // Методы радиоэкологических исследований / Под ред. И. Н. Верховской. М., 1971. С. 58—66.

Куликов Н. В., Тихомиров Ф. А. Некоторые теоретические и прикладные аспекты радиоэкологии // Экология, 1978. № 3. С. 5—10.

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.

Кунашева К. Г. О распределении радия и урана в растении, выращенном в среде с различной концентрацией этих элементов // Тр. Биогеохим. лабор. АН СССР. М., 1939. Т. 5. С. 197—200.

Лихеноиндикация состояния окружающей среды / Отв. ред. Т. Пийн. Таллин, 1978. 197 с.

Любимова С. А. Некоторые закономерности миграции стронция-90 и цезия-137 в пресноводных озерах: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск: ИЭРиЖ УФАН СССР, 1971.

Малюга Д. П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М.: Наука, 1965. 260 с.

Манская С. М., Дроздова Т. В. Геохимия органического вещества. М.: Наука, 1964. 315 с.

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

Маслова К. И., Материй Л. Д., Ермакова О. В., Таскаев А. И. Атлас патоморфологических изменений у полевок-экономок из очагов локального радиоактивного загрязнения. СПб.: Наука, 1994. 192 с.

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

Матишов Г. Г., Матишов Д. Г., Щипа Е., Риссанен К. Радионуклиды в экосистеме региона Баренцева и Карского морей. Апатиты: Изд. Кольского НЦ, 1994. 238 с.

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.

Михайловская Л. Н. Миграция и трансформация физико-химических форм стронция-90 и цезия-137 в почвах: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Екатеринбург: ИЭРиЖ УрО РАН, 1998.

Михайловская Л. Н., Караваева Е. Н., Молчанова И. В. Влияние режима увлажнения на подвижность радионуклидов в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС // Экология, 1992. № 2. С. 76—79.

Михайловская Л. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Формы нахождения и миграция радионуклидов в почвах аварийной зоны Чернобыльской АЭС // Агрохимия, 1993. № 1. С. 98—101.

Михайловская Л. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Позолотина В. Н. Поведение тяжелых естественных радионуклидов в техногенных ландшафтах Южной Якутии // Экология, 1996. № 3. С. 203—205.

Михайловская Л. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Физико-химические формы радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в лесных подстилках // Экология, 1999. № 5. С. 348—351.

Моисеев А. А., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А. О влиянии влажности почвы на поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения // Агрохимия, 1974. № 7. С. 124—127.

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

Моисеев А. А., Тихомиров Ф. А., Рерих Л. А. Динамика накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами в полевом опыте // Агрохимия, 1986. № 8. С. 92—95.

Молчанова И. В. Радиоэкологические аспекты почвенно-растительного покрова: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Обнинск: Всесоюз. науч.-исслед. ин-т сельхоз. радиологии. 1991.

Молчанова И. В., Куликов Н. В. Распределение стронция-90 и цезия-137 в почвенно-растительном покрове тундры // ДАН СССР, 1970. Т. 195, № 4. С. 959—961.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Распределение радиоизотопов в системе почва—почвенный раствор—растение в зависимости от влажности почвы // Экология, 1971. № 1. С. 107—109.

Молчанова И. В., Куликов Н. В. Радиоактивные изотопы в системе почва—растение. М.: Атомиздат, 1972. 84. с.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 в растения // Экология, 1972. № 3. С. 78—80.

Молчанова И. В., Михайловская Л. Н. О прочности закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах // Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове. Свердловск, 1979. С. 22—28.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Некоторые итоги радиоэкологического изучения природных экосистем в зоне Белоярской АЭС // Экология, 1985. № 5. С. 30—34.

Молчанова И. В., Титлянова А. А. К вопросу о поведении микроколичеств иттрия и церия в почве // Радиохимия, 1965. Т. 7. Вып. 6. С. 687—692.

Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Позолотина В. Н. и др. Радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа // Дефектоскопия, 1998. № 4. С. 87—91.

Недбаевская Н. А., Санжарова Н. И., Блинова Л. Д. и др. Динамика содержания радионуклидов в выпадениях, пастбищной растительности и молоке в Ленинградской области после аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1990. Т. 14, вып. 3. С. 100—110.

Никипелов Б. В., Романов Г. Н., Булдаков Л. А. и др. Об аварии 29 сентября 1957 г. // Информ. бюл. Межвед. совета по информации и связям с общественностью в области атом. энергии. М., 1990. С. 39—48.

Никифорова Е. М. Торий и радий в степных ландшафтах Южного Забайкалья // Вестн. МГУ. Сер. 5, 1969. № 2. С. 48—56.

Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях // Экология, 1977. № 3. С. 93—96.

Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. О накоплении стронция-90 и цезия-137 некоторыми видами низших растений в окрестностях Белоярской атомной электростанции на Урале // Экология, 1981. № 6. С. 94—97.

Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. О накоплении радионуклидов симбионтами лишайников // Экология, 1983. № 1. С. 78—80.

Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. Цезий-137 в растениях окрестностей Белоярской атомной электростанции им. И. В. Курчатова // Экология, 1984. № 5. С. 81—83.

Нифонтова М. Г., Куликов Н. В. Динамика распределения радионуклидов стронция и цезия в компонентах наземных экосистем в зоне Белоярской АЭС на Урале // Экология, 1990. № 3. С. 77—80.

Нифонтова М. Г., Куликов Н. В., Таршис Г. И., Дьяченко А. П. Радиоэкологическое изучение природных экосистем в зоне атомных электростанций // Экология, 1988. № 3. С. 40—45.

Нормы радиационной безопасности (НРБ-96): Гигиенические нормативы. М.: Информ.-издат. цетр Госкомэпиднадзора России, 1996. 127 с.

О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае / Под ред. В. М. Клечковского. М.: Изд-во АН СССР, 1956. 215 с.

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.

Отдаленные эколого-генетические последствия радиационных инцидентов: Тоцкий радиоактивный взрыв (Оренбургская область, 1954 г.) / А. Г. Васильев, В. М. Боев, Э. А. Гилева и др. Екатеринбург: Изд-во "Екатеринбург", 2000.

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. М.: Ин-т геохим. и аналит. хим. им. В. И. Вернадского РАН, 1981.

Павлоцкая Ф. И., Зацепина А. Н., Тюрюканова Э. Б., Баранов В. И. О подвижности и формах нахождения ^{90}Sr, стабильного стронция и кальция в дерново-подзолистой и черноземной почвах // Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М., 1966. С. 20—36.

Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А., Федорова З. М. и др. Методика определения плутония в почвах // Радиохимия, 1984. Т. 26, вып. 4. С. 554—567.

Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А. Распределение плутония по компонентам природных органических веществ и их роль в его миграции в почвах // Радиохимия, 1987. Т. 29, № 1. С. 99—106.

Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А., Емельянов В. В. и др. О формах нахождения плутония в горячих частицах // Геохимия, 1993. № 7. С. 972—978.

Павлоцкая Ф. И., Казинская И. Е., Горяченкова Т. А. и др. Содержание плутония в почвах некоторых районов нечерноземной зоны в связи с аварией на Чернобыльской АЭС // Почвоведение, 1994. № 1. С. 35—39.

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

Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М.: Географгиз, 1961. 496 с.

Погодин Р. И., Полякова Э. А. О механизме взаимодействия радиоактивных изотопов стронция-90 и цезия-137 с почвой // Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов. Свердловск, 1978. С. 60—63.

Погодин Р. И. Физико-химические процессы, обусловливающие миграцию и биологическую доступность изотопов цезия-137 и стронция-90 в почвенных системах // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующего излучения. Сыктывкар, 1973. С. 20.

Позолотина В. Н., Собакин П. И., Молчанова И. В. и др. Миграция и биологическое действие на растения тяжелых естественных радионуклидов // Экология, 2000. № 1. С. 17—23.

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

Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Морская динамическая радиохемоэкология. М.: Энергоатомиздат, 1986. 176 с.

Полынов Б. Б. Избранные труды / Отв. ред. И. В. Тюрин, А. П. Сауков. М.: Изд-во АН СССР, 1956. 751 с.

Пономарева В. В. О реакциях взаимодействия группы креновой и апокреновой кислот с гидроокислами оснований // Почвоведение, 1949. № 11. С. 638—651.

Пономарева В. В. Теория подзолообразовательного процесса. М.: Наука, 1964. 390 с.

Постановление Министерства здравоохранения РФ № 9 от 11. 07. 95 о продлении ВДУ-93.

Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа / В. П. Фирсова, И. В. Молчанова, П. В. Мещеряков и др. Екатеринбург, 1996. 140 с.

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

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

Прохоров В. М., Фрид А. С. Адсорбция стронция-90 влажными почвами // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Л., 1969. С. 32—34.

Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. Г. М. Козубова и А. И. Таскаева. Сыктывкар: Коми НЦ УрО АН СССР, 1990. 136 с.

Радиоактивное загрязнение районов АЭС / И. И. Крышев, Р. М. Алексахин, И. Н. Рябов и др. М.: Ядерн. о-во СССР, 1990. 150 с.

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

Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под ред. И. И. Крышева. М.: ИАЭ, 1991. 199 с.

Радиоэкология орошаемого земледелия / Р. М. Алексахин, О. И. Буфатин, В. Г. Маликов и др.; Под ред. Р. М. Алексахина. М.: Энергоатомиздат, 1985. 223 с.

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

Роде А. А. Основы учения о почвенной влаге. Т. 1. Л.: Гидрометеоиздат, 1965. 663 с.

Розанов Б. Г. Геомембрана: мембранная функция почвы в планетарной геосистеме Земли // Почвоведение, 1988. № 7. С. 54—58.

Росянов С. П., Виноградова В. К., Гедеонов Л. И. О миграции стронция-90 по профилю почв // Почвоведение, 1971. № 6. С. 29—34.

Санжарова Н. И., Алексахин Р. М. Поступление ^{22}Na, ^{32}P, ^{65}Zn, ^{90}Sr, ^{95}Zr и ^{106}Ru в сельскохозяйственные растения // Почвоведение, 1982. № 9. С. 59—65.

Сатклифф Д. Ф. Поглощение минеральных солей растениями. М.: Мир, 1964. 221 с.

Сафонова Н. Г., Питкянен Г. Б. Миграция долгоживущих радионуклидов в грунтах непроточных водоемов // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующих излучений. Сыктывкар, 1973. С. 162—163.

Сельскохозяйственная радиоэкология / Р. М. Алексахин, А. В. Васильев, В. Г. Дикарев и др. М.: Экология, 1991. 400 с.

Силантьев А. В., Шкуратова И. Г., Бобовникова Ц. Н. Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 1989. Т. 66, № 3. С. 194—197.

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

Собакин П. И., Молчанова И. В. Радиоэкологические исследования техногенно-нарушенных участков ландшафта в зоне уранового месторождения Республики Саха (Якутия) // Дефектоскопия, 1994. № 9. С. 70—74.

Собакин П. И., Молчанова И. В. Подвижность естественных радионуклидов и их поступление в растения в условиях техногенного ландшафта // Экология, 1996. № 1. С. 30—32.

Спэроу А. Х., Вудвелл Д. М. Чувствительность растений к хроническому γ-облучению // Вопросы радиоэкологии / Под ред. В. И. Баранова. М., 1962. С. 57—85.

Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии // 30 лет Великой Октябрьской социалистической революции. Юбилейный сборник. М., 1947. С. 283—304.

Сыромятников Н. П. Миграция изотопов урана, радия и тория и интерпретация радиоактивных аномалий. Алма-Ата: Изд-во АН Каз. ССР. 79 с.

Сытник К. М., Книга Н. М., Мусатенко А. И. Физиология корня. Киев: Наук. думка, 1972. 356 с.

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

Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. Докл. ... докт. биол. наук. Свердловск: Ин-т биол. УФАН СССР, 1962. 53 с.

Тимофеев-Ресовский Н. В., Тюрюканов А. Н. Об элементарных биохорологических подразделениях биосферы // Бюл. МОИП. Отд. биологии, 1966. Вып. 1. С. 123—132.

Тимофеев-Ресовский Н. В., Титлянова А. А., Махонина Г. И. и др. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва—раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. М., 1966. С. 46—80.

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

Титаева Н. А., Таскаев А. И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л.: Наука, 1983. 232 с.

Титлянова А. А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск: Ин-т биологии УФАН СССР, 1963.

Титлянова А. А., Тюрюканов А. Н., Махонина Г. И. О десорбирующем действии природных экстрактов // ДАН СССР, 1959. Т. 126, № 6. С. 1346—1349.

Тихомиров Ф. А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 174 с.

Тихомиров Ф. А., Моисеев И. Т., Алексахин Р. М. Основные закономерности поведения ^{137}Cs в почвах и его перехода в сельскохозяйственные растения // Изв. АН СССР. Сер. биол., 1981. № 1. С. 89—96.

Трапезников А. В., Позолотина В. Н., Чеботина М. Я. и др. Радиоактивное загрязнение р. Течи на Урале // Экология, 1993. № 5. С. 72—77.

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. Вып. 2. Заречный, 1999. С. 20—66.

Трансурановые элементы в окружающей среде / Пер с англ.; под ред. У. С. Хэнсона. М.: Энергоатомиздат, 1985. 342 с.

Трубецкова О. М. Влияние концентрации наружного раствора на поступление минеральных веществ в растение // Изв. Биол. НИИ при Перм. гос. ун-те, 1972. Т. 5. С. 25—31.

Тюрюканова Э. Б. К методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов. М., 1968. 25 с.

Тюрюканова Э. Б. Радиогеохимия полесий Русской равнины (на примере Мещерской низменности). М.: Наука, 1974. 156 с.

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

Тюрюканова Э. Б. О биологических циклах радионуклидов // Современные задачи и проблемы биогеохимии. М., 1979. (Тр. Биогеохимической лаборатории. Т. XVII). С. 143—150.

Тюрюканова Э. Б., Павлоцкая Ф. И., Баранов В. И. Особенности распределения ^{90}Sr в различных типах почв европейской части СССР в 1961 г. // Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М., 1966. С. 36—45.

Тюрюканова Э. Б., Беляева Л. И., Левкина Н. И., Емельянов В. В. Ландшафтно-геохимические аспекты поведения стронция-90 в лесных и пойменных биогеоценозах полесий. М., 1973. 40 с.

Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биоценозы / Под ред. Р. М. Алексахина. М.: Наука, 1990. 366 с.

Харчук А. И., Абатуров Ю. Д. Влияние влажности почвы на величину накопления радионуклидов серы, стронция и цезия горохом // IV Всесоюзный съезд почвоведов: [Тез. докл.]. Алма-Ата, 1970. Кн. 2, ч. 2. С. 88—89.

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. № 57, т. 2. С. 114—117.

Цыганов А. С. Радиоактивное загрязнение Якутии в результате ядерных испытаний в атмосфере, проведения мирных ядерных взрывов и деятельности горноперерабатывающих предприятий / Сб. докл. I Республиканской научно-практической конф. Якутск, 1993. С. 160—161.

Чеботина М. Я. Влияние водно-растворимого вещества лесной подстилки на поглощение радиоактивных изотопов в почве // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975. С. 21—25.

Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Влияние водно-растворимых продуктов разложения травянистых растений на поглощение радиоизотопов в почве // Экология, 1973. № 1. С. 102—103.

Чеботина М. Я., Титлянова А. А. К вопросу о поведении кобальта в почве // Труды Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск, 1965. Т. 7, вып. 45. С. 85—89.

Чеботина М. Я., Реч Т. А., Куликов Н. В. Тритий в воде и снежном покрове в зоне Белоярской атомной электростанциии // Экология, 1984. № 3. С. 74—76.

Чеботина М. Я., Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища. Свердловск: УрО АН СССР, 1992. 80 с.

Шагалова Э. Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белорусии // Почвоведение, 1982. № 11. С. 26—33.

Швыдко Н. С., Иванова Н. П., Салазкина Н. В. и др. Значимость "почвенной фракции" Pu в формировании доз облучения населения Брянской области // Радиационная биология. Радиоэкология, 1955. Т. 35, вып. 1. С. 96—102.

Шершунова В. И., Попова О. М., Кочан И. Г. Особенности выноса растениями из почвы U-238 и Ra-226 в зависимости от содержания радионуклидов в почве // Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении. Сыктывкар, 1984. № 67. С. 37—42.

Шехурина Н. И., Караваева Е. Н. Накопление ^{226}Ra растениями в зависимости от влажности почвы // Радиоэкологические исследования компонентов модельных и природных экосистем. Свердловск, 1988. С. 22—28.

Ширшова Р. А. Почвенные условия поступления цезия-137 в растения и влияние соединений калия и кальция на накопление его в урожае // Труды Дарвин. гос. заповедника, 1973. Вып. 13. С. 103—109.

Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. В. Е. Соколова и Д. А. Криволуцкого. М.: Наука, 1993. 336 с.

Юдинцева Е. В., Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.

Юдинцева Е. В., Гулякин И. В., Панов В. З. Накопление в растениях стронция-90 из различных почв // Агрохимия, 1969. № 1. С. 75—84.

Юшков П. И. Некоторые вопросы лесной радиоэкологии // Радиационный мутагенез и его роль в эволюции и селекции. М., 1987. С. 142—151.

Ali S. L. The radioactive contamination of medicinal plants after Chernobyl accident // Abstr. Int. Symp., Ecological aspects of medicine. Moscow, 11—16 june, 1990. M., 1990. 44 p.

Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel M. et al. Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals // J. Environ. Radioactiv., 1992. V. 15. P. 69—80.

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 Science of the Total Environment, 1997. V. 201. P. 137—154.

Aarkrog A., Trapeznikov A., Molchanova I. et al. Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers // J. Environ. Radioactiv., 2000. V. 49. P. 243—257.

Auerbach S. J. Contributions of radioecology to AEC mission programs // Radionuclides in Ecosystems: Proc. Third National Symp. on Radioecology. U. S. Oak Ridge, Tennessee, 1971. P. 3—8.

Browman M. G., Splanding B. P. Reduction of radiostrontium mobility in acid soils by carbonate treatment // J. Environ. Qual., 1984. V. 13, N 1. P. 17—23.

Bunzl K., Schimmack W., Kreutzer K., Schierl R. Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs, ^{137}Cs and ^{106}Ru in spruce stand // Sci. Total Environ., 1989. V. 78. P. 77—87.

Cardenale A., Fritelli L., Gera F. et al. Studies of the natural background radiation in Italy // Health Phys., 1971. V. 20, N 3. P. 285—296.

Cate S., Ruttenber A. J., Conklin A. W. Feasibility of epidemiological study of thyroid neoplasia in persons exposed to radionuclides from Hanford nuclear facility between 1944 and 1956 // Health Physics, 1990. V. 59. P. 169—178.

Clarke R. H. Reactor accidents in perspective // Brit. J. Radiobiol., 1987. V. 60, N 720. P. 1182—1188.

Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym,Windscale, Chernobyl // Proc. of Seminar. Luxemburg, 1991. V. 1. 420 p.

Eisenbud M. Environmental radioactivity. N. Y.: Acad. Press, 1987. 475 p.

Emmert F. H. Water utilization and calcium-strontium uptake in Phaseolus vulgaris // Plant. Physiol., 1964. V. 17, N 3. P. 746—750.

Essington E. H., Nishita H. Effect of chelates on the movement of fission products through soil columns // Plant and Soil, 1966. V. 24, N 2. P. 1—23.

Essington E. H., Nishita H., Wallace A. Influence of chelates on availability of fission products to plants grown in contaminated soil // Soil Sci., 1962. V. 94, N 2. P. 96—105.

Essington E. H., Nishita H., Wallace A. Effect of chelating agents on the uptake of Y-91, Ru-106, Ce-144 and Pm-147 by beans grown in calcareous soil // Soil Sci., 1963. V. 95, N 5. P. 331—337.

Forstel H., Steffens W. Influence of ageing effects on the soil-plant radionuclide transfer after application of carrier-free Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 to the soil // Radiat.-Risk-Protect. 6-th Int. Congr. Berlin (West). 7—12 May, 1984. Köln, 1984. V. 1. P. 189—192.

Garvilas M. Fast estimate of the I-131 and Cs-137 source terms for the Chernobyl reactor accident // Health. Phys., 1987. V. 52, N 1. P. 6—7.

Giani L., Gerhardt H., Gusy W., Helmers H. Verhalten einiger radioaktiver Nuklide (freigesetzt durch den Reaktorunfall in Tschernobyl) in typischen Boden Nordentschlands // Zs. Pflanzenernahr. und Bodenk., 1987. V. 159, N 2. P. 103—107.

Gracham E. R., Killion D. D. Soil colloids as a factors in the uptake of cobalt, cesium, strontium by plants // Soil Sci. Soc. America Proc.,1962. V. 26, N 6. P. 545—547.

Heine K., Wiechen A. Erste Ergebnisse der γ-spektrometrischen Überwachung der Radioaktivität des Bewuchses mit Ge (Li)-spektrometern in der Umgebung von Kernkkraftwerken // Kiel. Milchwirt. Forschungsber., 1977. V. 29, N 3. P. 245—251.

Himes F. L., Shufeldt R. Influence of some organic compounds on the movement of ^{90}Sr in soils // Symp. Int. Radioecol. Cadarache, 1969. V. 1. P. 493—506.

Izrael Yu. A., Tsaturov Yu. S., Petrov V. N. et al. Reconstruction of the real pattern of terrain radioactive contamination from accidents and nuclear tests based on present-day and other data // Proc. of Int. Symp., Remediation and Restoration of Radioactive-contaminated Sites in Europe. Commission on the European Communities, Doc. XI-5027/94. Antwerpen, 11—15 Oct., 1993. P. 325—350.

King H. G., Bloomfield C. The effects of drying of tree leaves on the ability of their, aqueous extracts to dissolve ferric oxide // J. Soil Sci., 1968. V. 19, N 1. P. 67—76.

Kubota J., Lemon E. R., Allaway W. N. The effect of soil moisture content upon the uptake of molibdenum, copper and cobalt by alsike clover // Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 1963. V. 27, N 6. P. 679—683.

Liden K., Gustafsson M. Relationship and seasonal variation of ^{137}Cs in lichen, reindeer and man in northen Sweden 1961—1965 // Radioecological Concentration Processes: Proc. Int. Symp. Stockholm, 1966. Oxford, 1967. P. 193—208.

Mattson L. J. S., Liden K. ^{137}Cs in carpets of the forest moss Pleurozium schreberi, 1961—73. Oikos, 1975. V. 26, N 3. P. 323—327.

Moreira-Nordemann L. M. Distribution of uranium in soil profiles of Bahia state Brazil // Soil Sci., 1979. V. 127, N 5. P. 275—280.

Nightinlage H. I., Smith R. L. Evidence for the presence of calcium-organic complexes in sodic soil // Soil Sci., 1967. V. 103, N 4. P. 261—264.

Nikipelov B. V. Experience in managing the radiological and radioecological consequences of the accidental release of radioactivity which occurred in the Southern Urals in 1957. IAEA SM 316/55. Vienna, 1989.

Nikipelov B. V., Nikiforof A. S., Kedrovsky O. L. et al. Practical rehabilitation of territories contaminated as result of implementation of nuclear material production defence programmes. Report. Oak Ridge National Laboratory, USA, 1990.

Nishita H. Extractability of ^{239}Pu and ^{242}Cm from a contaminated soil as a function of pH and certain soil components. CH_3COOH-NH_4 system in environmental: chemistry and cycling process // DOE Symposium Series, N 45, Augusta, Ga., Apr. 28— May 1, 1976, CONF-760429, NTIS, 1978. P. 403—416.

Nishita H., Kovalevsky B. W., Steen A. J., Larson K. H. Fixation and extractability of fission products contaminating various soils and clays // Soil Sci., 1956. V. 81, N 4. P. 314—326.

Nishita H., Romney E. M., Alexander G. V., Larson K. H. Influence of K and Cs on release of Cs-137 from three soils // Soil Sci., 1960. V. 89, N 3. P. 167—176.

Nishita H., Taylor P., Alexander G. V., Larson K. H. Influence of stable Ca and K on the reactions of Cs-137 and K-42 in soils and clay minerals // Soil Sci., 1962. V. 94, N 3. P. 187—198.

Nishita H., Essington E. H. Effect of chelating agents on the movement of fission products in soils // Soil Sci., 1967. V. 103, N 5. P. 168—176.

Nishita H., Hawthorne H. A. Effect of moisture tension on the concentration of tracer Sr-85 in expressed soil solution // Soil Sci., 1967. V. 103, N 3. P. 339—346.

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

Papastefanou C., Manolopoulou M., Charalambous S. Cesium-137 in soils from Chernobyl fallout // Health Phys., 1988. V. 55, N 6. P. 985—987.

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.

Prout W. E. Adsorption of radioactive wastes by Savannah River plant soil // Soil Sci., 1958. V. 86. P. 13—17.

Rhodes D. W. Adsorption of Plutonium by soil // Soil Sci., 1957. V. 84. P. 465—469.

Rogers D. R. Mound Laboratory Environmental Plutonium Study, 1974 // USAEC Report MLM-2249, Mound Laboratory, NTIS, 1975. P. 1—141.

Romanov G. N., Nikipelov B. V., Drozhko E . K. The Kyshtym accident; causes, scale and radiation characteristics // Proc. of Seminar Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym,Windscale, Chernobyl. Commission of the European Communities, EUR 13574. Luxemburg, 1—5 Oct., 1990. P. 25—40.

Roy J. C., Cote J. E., Mahfond A. et al. On the transport of Chernobyl radioactivity to eastern Canada // J. Environ. Radioact., 1988. V. 6, N 2. P. 121—130.

Schnitzer M. Reactions between organic matter and inorganic soil constituents // 9-th Int. Congr. Soil Sci. Trans. Continental. Adelaide, 1968. Sydney, 1968. V. 1. P. 635—644.

Schulz R. K., Overstreet R., Barshad I. On the soil chemistry of Caesium-137 // Soil Sci., 1960. V. 89, N 1. P. 16—27.

Stewart J. D., Hungate F. P. Effect of soil moisture on uptake and translocation of cesium-137, potassium, calcium-45 and strontium-85 // Radioecological Concentration Processes: Proc. Int. Symp. Stockholm, 1966. Oxford, 1967. P. 399—407.

Svensson G. K. The increasing ^{137}Cs level in forest moss in relation to the total ^{137}Cs fallout from 1961 through 1965 // Radioecological Concentration Processes: Proc. Int. Symp. Stocholm, 1966. Oxford, 1967. P. 539—546.

Svensson G. K., Liden K. The quantitative accumulation of $^{95}Zr + ^{95}Nb$ and $^{140}Ba + ^{140}La$ in carpets of forest moss // Health. Phys., 1965. V. 11, N 10. P. 1033—1035.

Thornthwaite C. W., Mather J. R., Nakamura J. K. Movement of radiostrontium in soils // Science, 1960. V. 131, N 3406. P. 1015—1019.

Tobber L., Bajos, Wyttenbach. Deposition of $^{134,137}Cs$ from Chernobyl fallout on Norway spruce and forest soil and its incorporation into spruce twigs // J. Environ. Radiact., 1988. V 6, N 3. P. 225—245.

Trapeznikov A., Aarkrog A., Kulikov N. et al. Radioactive contamination of the Ob'river system from the nuclear enterprise "Mayak" in the Urals // Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic. Osteras, 1993 a. 134 p.

Trapeznikov A., Pozolotina V., Chebotina M. et al. Radioactive contamination of the Techa river in the Urals // Health Phys., 1993 b. P. 481—488.

Tsaturov Yu. S., Anisimova L. I. Radionuclide contaminated territories of Russia: identification, restoring and rehabilitation aspects // Remediation and Restoration of Radioactive-contaminated Sites in Europe. Commission on the European Communities: Proc. of Int. Symp. Doc. XI-5027/94. Antwerpen, 11—15 Oct., 1993. P. 309—324.

UNSCEAR. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. N. Y.: United Nations, 1988. 428 p.

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

Whitehead N. E., Brooks R. R., Coote C. R. Gamma-radiation of some plants and soil from an uraniferous area in New Zealand // Science, 1971. V. 14, N 1. P. 67—76.

Wijk Van H. F., Braams R. Incorporation of caesium-137 from nuclear debris into the biosphere // Nature, 1960. V. 188, N 4754. P. 951—952.

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ 3

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В МОДЕЛЬНЫХ И ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ 13

1.1. Поглощение и прочность фиксации радионуклидов в почвах 13
1.2. Вертикальная миграция радионуклидов в почве 23
1.3. Поступление радионуклидов из почвы в растения 30
1.4. Экспериментальное исследование распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов 44

2. РАДИОНУКЛИДЫ ГЛОБАЛЬНЫХ ВЫПАДЕНИЙ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ПРИРОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ 50

2.1. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове геохимически сопряженных участков ландшафта на Северном Урале в период интенсивных глобальных выпадений 50
2.2. Поведение радионуклидов в почвенно-растительном покрове природных биогеоценозов в период стабилизации глобальных выпадений 54
2.2.1. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в геохимически сопряженных участках ландшафта на Южном и Среднем Урале 54
2.2.2. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенно-растительном покрове некоторых районов республики Саха (Якутия) 59

3. РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ИМПАКТНЫХ ЗОН ПРЕДПРИЯТИЙ ЯДЕРНО-ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА 64

3.1. Поведение тяжелых естественных радионуклидов в техногенных ландшафтах уранового месторождения (Южная Якутия) 64
3.2. Поведение радионуклидов в почвенно-растительном покрове природных экосистем в зоне влияния Белоярской АЭС ... 70
3.2.1. Вклад аэрозольных выбросов в загрязнение почвенно-растительного покрова в 30-километровой зоне влияния БАЭС 71
3.2.2. Особенности поведения радионуклидов в природных экосистемах в зоне жидких сбросов Белоярской АЭС 73

3.2.3. Особенности накопления радионуклидов лекарственными растениями в зоне влияния Белоярской АЭС 88
3.3. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных ландшафтах р. Течи, загрязненной жидкими сбросами ПО "Маяк" 91

4. РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ИМПАКТНЫХ ЗОН ЯДЕРНЫХ ИНЦИДЕНТОВ 101

4.1. Поведение радионуклидов в почвенно-растительном покрове на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа 101
4.1.1. Современные уровни содержания и пространственное распределение радионуклидов в почвах ВУРСа 102
4.1.2. Роль рекультивационных работ в перераспределении радионуклидов в почвах ВУРСа 107
4.1.3. Количественная оценка вклада двух ядерных инцидентов в радиоактивное загрязнение Уральского региона 110
4.1.4. Особенности миграции радионуклидов в почвах пойменно-аккумулятивных ландшафтов на территории ВУРСа 115
4.2. Поведение радионуклидов в почвенно-растительном покрове 30-километровой зоны воздействия аварии на Чернобыльской АЭС 118
4.3. Миграция и распределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове в зоне Тоцкого радиоактивного следа 129

ЗАКЛЮЧЕНИЕ 137

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ 145

Научное издание

Молчанова Инна Владимировна
Караваева Елена Николаевна

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

Рекомендовано к изданию
Ученым советом ИЭРиЖ и НИСО УрО РАН

Редактор *Г. Н. Старкова*
Технический редактор *Е. М. Бородулина*
Корректор *А. А. Застырец*
Компьютерная верстка *Г. П. Чащиной*

ЛР № 020764 от 24.04.98

НИСО УрО РАН № 34(01)—27. Сдано в набор 02.07.01. Подписано в печать 4.10.01. Формат 60×84 1/16. Бумага типографская. Печать офсетная. Гарнитура Таймс. Усл. печ. л. 10,25. Уч.-изд. л. 11. Тираж 150. Заказ 138.

620219. Екатеринбург, ГСП-169, ул. С. Ковалевской, 18.
Типография УрО РАН.