

Министерство образования Республики Беларусь
Министерство образования и науки Российской Федерации
Государственное учреждение высшего профессионального образования
«Белорусско-Российский университет»

Н. Н. Казачёнок

ГЕОЭКОЛОГИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ

Могилёв
«Белорусско-Российский университет»
2017

УДК 502.55
ББК 26.0
К 14

Рекомендовано к изданию Советом Белорусско-Российского университета
«21» октября 2016 г., протокол № 3

Рецензенты:

д-р техн. наук, проф., зам. директора по НИР Института военно-технического образования и безопасности Санкт-Петербургского политехнического университета Петра Великого *В. И. Гуменюк*;
канд. биол. наук, доц., зав. кафедрой «Естествознание» Могилёвского государственного университета им. А. А. Кулешова *Г. Н. Тихончук*

Казачёнок, Н. Н.

Геоэкология техногенных радиоактивных изотопов :
монография / Н. Н. Казачёнок. – Могилёв : Белорус.-Рос. ун-т,
2017. – 283 с. : ил.

ISBN 978-985-492-183-9.

В монографии рассматриваются закономерности формирования и развития биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов. Показана динамика распределения долгоживущих радионуклидов в абиотических компонентах экосистем. Проанализированы современные методы моделирования миграции радионуклидов в экосистемах. Предложены методы оценки уровней радиоактивного загрязнения.

Для научных работников и специалистов в области радиоэкологии и радиационной безопасности, преподавателей и студентов учреждений высшего образования.

УДК 502.55
ББК 26.0

ISBN 978-985-492-183-9

© Казачёнок Н. Н., 2017

© ГУ ВПО «Белорусско-Российский университет», 2017

Сокращения

АЭС	– атомная электростанция
В-4	– водоем № 4 Теченского каскада водоемов
В-6	– технологический водоем «оз. Татыш»
В-9	– технологический водоем «оз. Карачай» (в настоящее время засыпан)
В-10	– водоём № 10 Теченского каскада водоемов
В-11	– водоём № 11 Теченского каскада водоемов
В-17	– технологический водоем «Старое болото»
ВУРС	– Восточно-Уральский радиоактивный след
ГХК	– горно-химический комбинат
ЕРН	– естественные радионуклиды
ЖРО	– жидкие радиоактивные отходы
КО	– коэффициент обводненности
КРС	– Карачаевский радиоактивный след
КУ	– коэффициент увлажнения
ЛБК	– левобережный обводной канал Теченского каскада водоёмов
МАГАТЭ	– Международное агентство по атомной энергии
МЭД	– мощность экспозиционной дозы
МЯВ	– мирный ядерный взрыв
НКДАР	– Научный комитет ООН по действию атомной радиации
ОЯТ	– отработавшее ядерное топливо
ПБК	– правобережный обводной канал Теченского каскада водоёмов
ППК	– почвенный поглощающий комплекс
РАО	– радиоактивные отходы
САО	– среднеактивные отходы
ТКВ	– Теченский каскад водоемов
ТРИ	– техногенные радиоактивные изотопы
ТРО	– твердые радиоактивные отходы
УНПЦ РМ	– Уральский научно-практический центр радиационной медицины
ЧАЭС	– Чернобыльская атомная электростанция
ЮУПТРИ	– Южно-Уральская биогеохимическая провинция техногенных радиоактивных изотопов
ЯТЦ	– ядерный топливный цикл

Введение

Создание и испытание ядерного и термоядерного оружия, атомной энергетики привело к ряду негативных последствий. Согласно материалам государственных докладов «О санитарно-эпидемиологической обстановке в Российской Федерации» «на загрязненных вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС территориях проживают около 1,5 млн человек в 4414 населенных пунктах. Они расположены в 14 субъектах Российской Федерации: Республике Мордовия, Белгородской, Брянской, Воронежской, Калужской, Курской, Ленинградской, Липецкой, Орловской, Пензенской, Рязанской, Тамбовской, Тульской, Ульяновской областях. Для жителей около 300 населенных пунктов Брянской области и двух населенных пунктов Калужской области ежегодная доза облучения населения превышает 1 мЗв. Зоны радиоактивного загрязнения в результате прошлых аварий на радиохимическом предприятии по производству оружейного плутония ПО «Маяк» охватывают территории, расположенные в трех субъектах Российской Федерации: Курганской, Свердловской и Челябинской областях».

В ежегодных изданиях «Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в ... году» приведены данные о том, что предприятиями Росатома было выброшено в атмосферу 45 наименований радиоактивных изотопов и их групп, в гидрографическую сеть – 31 наименование. 474 км² загрязненных земель расположены в зоне влияния ныне действующих предприятий Росатома, из них 447 км² – в зоне ПО «Маяк».

На сегодняшний день в мире работают более 400 энергетических ядерных реакторов. Хотя после аварии на АЭС «Фукусима» ряд государственных деятелей выступили за остановку действующих АЭС, атомная энергетика, по-видимому, будет существовать длительное время. Поэтому для прогнозирования развития радиационных ситуаций и планирования защитных и реабилитационных мероприятий необходимо знать закономерности формирования и развития геобиохимических провинций, возникающих в зонах радиоактивного загрязнения.

Геобиохимические провинции радиоактивных изотопов имеют ряд особенностей, которые не позволяют в полной мере применять к ним стандартные методы изучения.

Во-первых, концентрации радиоактивных изотопов в природных объектах настолько малы, что практически не оказывают влияния на существующие физико-химические процессы (исключение может составлять тритий). Вместе с тем эти радиоактивные изотопы по своим химическим свойствам, включению в биологические процессы, миграции и другим свойствам подчиняются тем же законам, что и стабильные изотопы, что

позволяет отнести зоны радиоактивного загрязнения к категории техногенных биогеохимических провинций.

Во-вторых, радиоактивные изотопы (но не продукты их распада) не нарушают протекание биохимических процессов, чем отличаются от неполных биохимических аналогов биогенных элементов.

В-третьих, действие ионизирующего излучения на живой организм при радиоактивном распаде изотопов является стохастическим и в большинстве случаев неспецифичным.

В-четвёртых, большинство радиоактивных изотопов отличаются тем, что их содержание в природных объектах со временем уменьшается не только за счет выноса за пределы экосистемы, но и за счет распада, скорость которого в первую очередь определяет время существования провинции.

В связи с вышеизложенным выявление закономерностей формирования и развития техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов имеет большое практическое значение и представляет теоретический интерес.

Изучением закономерностей развития радиационных ситуаций, сформировавшихся при авариях и при регламентной работе предприятий атомной отрасли, занимались многие исследователи.

Так, В. А. Костюченко в 2005 г. в диссертации «Радиационно-экологические последствия аварий на Южном Урале» представил результаты исследования последствий аварий на ПО «Маяк» в отдаленные сроки после аварий (до 40 лет) [69].

С. В. Мамахин на основе принципов структуродинамики разработал подробные схемы миграции радионуклидов в наземных экосистемах и использовал их для имитационного моделирования [84–88].

И. В. Катрич в 2009 г. в диссертации «Мониторинг трития в природных водах СССР (России)» обобщил опыт исследования пространственно-временных закономерностей распределения трития в атмосферных осадках и речных водах [79].

В. Г. Линник в 2008 г. в диссертации «Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели» описал закономерности ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов в автоморфных и гидроморфных ландшафтах [79].

Особое место занимает работа А. Е. Бахура, который в диссертации «Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды» (2008) выдвинул и защитил следующие положения.

«1 Разработан стандартизованный комплекс универсальных высокочувствительных методов определения широкого круга естественных и техногенных радионуклидов в природных объектах, являющийся основой

решения задач радиоэкологии, геологии, технологии, радиационного мониторинга геологической среды, контроля качества и сертификации минерального сырья, позволяющий повысить точность, достоверность и информативность исследований.

2 Создана научно-методическая основа радиационного контроля природных вод, реализованная в масштабах Российской Федерации и включающая: обоснование приоритетного перечня высокотоксичных радионуклидов и радиационных параметров, оптимизированную схему выполнения контроля, аппаратно-методическое и метрологическое обеспечение.

3 Установлены закономерности миграции техногенных и естественных радионуклидов, формы их нахождения и особенности изотопных соотношений, позволившие создать научно-методические основы идентификации источников загрязнения, определения их потенциальной опасности и прогнозирования изменения радиоэкологической обстановки.

4 Теоретически обоснованы и экспериментально подтверждены закономерности формирования аномальных радиоизотопных ореолов в подземных водах и почвенных горизонтах на урановых объектах различного генезиса, созданы научно-методические основы выявления участков скрытого уранового оруденения и дифференциации радиоактивных аномалий, позволяющие повысить эффективность геологоразведочных работ, минимизировать и прогнозировать радиоэкологические последствия разведки и освоения месторождений» [19].

Тем не менее проблемы моделирования развития радиационных ситуаций на основе выявления закономерностей формирования и развития техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов, образовавшихся при разных режимах и условиях радиоактивного загрязнения территории, остаются актуальными. Требуется дальнейшего изучения влияния на развитие радиационной ситуации режима загрязнения, природно-климатических условий, антропогенного воздействия, в том числе реабилитационных мероприятий, и других факторов. Практически не изучено влияние поведения населения на рассеяние радиоактивных изотопов.

Основной объект представленного исследования – техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов, сформировавшаяся в результате деятельности ПО «Маяк». Также рассматриваются и другие техногенные провинции радиоактивных изотопов (в сравнении).

Предметом исследования выступают общие закономерности и характерные отличия формирования и развития техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов, образовавшихся при разных режимах и условиях радиоактивного загрязнения, перспективы моделирова-

ния и прогнозирования развития радиационной ситуации после радиоактивного загрязнения больших территорий.

Цель исследования – выявить общие закономерности и характерные различия формирования и развития техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов, образовавшихся при разных режимах и условиях радиоактивного загрязнения территории, для совершенствования разработки возможных сценариев и прогнозирования развития радиационных ситуаций, а также оценки риска и планирования защитных и реабилитационных мероприятий.

Теоретические основы биогеохимии были заложены В. И. Вернадским. А. П. Виноградов определил понятие «биогеохимическая провинция». В. В. Ковальский, Х. Уоррен и др. исследовали эндемичные заболевания животных и человека в районах биогеохимических провинций. В. В. Добровольский разработал методику картографирования природных геохимических условий. Труды этих и других ученых послужили теоретической базой настоящей работы.

В качестве методологической основы приняты разработанные А. Е. Бахуром «Научно-методические основы радиэкологической оценки геологической среды» [19]. Используются методы радиохимического выделения радионуклидов из природных объектов с последующим α -, β -, γ -спектрометрическим анализом.

Обработку и подготовку отобранных проб к гамма-спектрометрическому и радиохимическому анализу производили по стандартным общепринятым методикам.

Удельную активность ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K определяли двумя способами: с помощью сцинтилляционного γ -спектрометра с программным обеспечением «Прогресс» (минимальная определяемая активность ^{137}Cs – 10 Бк/кг) и γ -спектрометра МИ 2143-91. В малоактивных пробах ^{137}Cs предварительно выделяли радиохимически сурьмянойодидным методом.

Содержание ^{90}Sr в пробах определяли посредством радиохимического выделения дочернего ^{90}Y с использованием МИОМФК и последующим измерением активности ^{90}Y на малофоновой β -метрической установке типов УМФ-1500 и УМФ-2000 и пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция. Погрешность измерения ^{90}Sr составляет 20 % – при активности < 0,7 Бк/кг и 10 % – при больших активностях. Диапазон величины измерения – $0,02\text{--}1 \cdot 10^5$ Бк/кг.

Определение ^3H в воде проводили методом прямого измерения на жидкостном α -, β -радиометре Quantulus-1220 после предварительной дистилляции из щелочной среды с добавлением перманганата К для очистки от летучих радиоактивных изотопов.

Метод определения $^{234,238}\text{U}$ в воде базируется на концентрировании изотопов урана на гидроксиде Fe, экстракционном отделении от других радионуклидов и железа и электрохимическом осаждении на стальные диски. Измерение α -активности выполняли на α -спектрометрической установке на основе ионизационной импульсной камеры. Минимальная определяемая активность – $5 \cdot 10^{-3}$ Бк/л.

Метод определения ^{239}Pu базируется на концентрировании и очистке изотопов плутония на анионообменной смоле с последующим электрохимическим осаждением на стальные диски. Измерение α -активности выполняли на α -спектрометрической установке на основе ионизационной импульсной камеры. Идентификацию и определение удельной активности изотопов плутония в пробе проводили по энергии и интенсивности излучения, используя предварительно внесенную в пробу индикаторную метку (^{236}Pu или ^{242}Pu) известной активности. Чувствительность метода составляет 0,1 Бк на пробу.

Удельную активность ^{222}Rn в пробах воды определяли с помощью радиометра радона РРА-01М-03 с пробоотборным устройством ПОУ-04.

Измерение рН и уровня минерализации (в пересчете на NaCl) в воде озер и осадков, почвах проводили с помощью рН-метра АНИОН 4100 и комбинированного стеклянного электрода ЭСК-10601/7.

Все применяемые методики измерения имели государственные свидетельства о метрологической аттестации. Методики выполнения измерений были аттестованы в Госстандарте. Применяемые средства измерений проходили государственную поверку в Центре стандартизации и метрологии. В основе используемых методик лежат нормативные документы.

Для выявления закономерностей и создания моделей использованы методы статистики, нечеткой логики, задач оптимизации. Компьютерные программы для реализации представленных моделей написаны в среде программирования Delphi.

В работе использованы материалы базы данных ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России (УНПЦ РМ) и материалы собственных исследований автора.

База данных УНПЦ РМ создана по результатам исследований З. Г. Антроповой, В. А. Батурина, Е. И. Беловой, М. И. Воробьевой, П. В. Голощاپова, И. К. Дибобеса, З. В. Дубровиной, Л. Н. Корчак, В. А. Костюченко, П. М. Малкина, Н. Г. Мешалкиной (Сафроновой), Л. И. Пантелеева, Л. М. Перемысловой, А. П. Поваляева, Р. И. Погодина, Э. А. Поляковой, И. Я. Поповой, А. М. Скрыбина, В. Л. Шведова, Б. И. Шуховцева и многих других сотрудников Челябинского филиала Ленинградского НИИ радиационной гигиены, с 1962 г. – филиала Института биофизики № 4, в 1992 г. преобразованного в УНПЦ РМ.

Автор преклоняется перед самоотверженностью всех, стоявших у истоков радиационной экологии, радиационной гигиены и радиационной безопасности.

Автор с глубокой признательностью и уважением благодарит за плодотворную совместную работу сотрудников отдела внешней среды УНПЦ РМ: Ирину Яковлевну Попову, Владимира Алексеевича Костюченко, Людмилу Михайловну Перемыслову, Галину Васильевну Полянчикову, Галину Борисовну Россинскую, Юлию Павловну Тихову, Алексея Ивановича Копелова, Виктора Сергеевича Мельникова, Александрю Григорьевну Белокобыльскую, Кирилла Геннадьевича Коновалова, Дмитрия Валерьевича Усольцева, Тамару Прокоповну Серебренникову, Любовь Ивановну Подшивалову, а также сотрудников экспериментального отдела УНПЦ РМ под руководством Евгения Александровича Пряхина и Ученого секретаря УНПЦ РМ Светлану Александровну Большакову.

Автор также искренне благодарит за содействие в подготовке и издании монографии Татьяну Рюриковну Иванову за предоставленные великолепные фотографии, использованные при оформлении обложки, заведующего кафедрой «Безопасность жизнедеятельности» Александра Васильевича Щура за научно-методологическое консультирование и сотрудников редакционно-издательского отдела Белорусско-Российского университета.

1 Биогеохимические провинции техногенных радиоактивных изотопов

1.1 Понятие о биогеохимических провинциях радиоактивных изотопов

1.1.1 Современный подход к понятию биогеохимическая провинция.

Для прогнозирования медицинских, социальных, экологических и экономических последствий радиационных аварий, планирования защитных и реабилитационных мероприятий необходимо знать закономерности формирования и развития биогеохимических аномалий, возникающих в зонах радиоактивного загрязнения. Эти исследования становятся еще более актуальными, когда речь идет об аномалиях радиоактивных изотопов, занимающих значительные территории, не ограниченные отдельными ландшафтами, т. е. когда можно говорить о формировании целых биогеохимических провинций.

Для биогеохимического районирования территории основным фактором считается микроэлементный состав почв, являющийся важным показателем нормальной или аномальной жизнедеятельности организмов в биогенной пищевой цепи «порода – почва – живые организмы». Впервые биогеохимическое районирование было предложено А. П. Виноградовым и В. В. Ковальским [145].

А. П. Виноградов и В. В. Ковальский считали закономерную географическую картину климата планеты и распределения типов коры выветривания и почв, грунтовых и речных вод различного химизма, флоры и фауны устойчивым биогеохимическим фоном. Этот планетарный фон может быть подразделен на биогеохимические провинции, благоприятные или неблагоприятные для человека и его хозяйства. А. П. Виноградов и В. В. Ковальский выделяли такие провинции для СССР по избытку или недостатку важнейших биофильных элементов (бора, фтора, меди, селена, кальция). В. А. Ковда в качестве фоновых провинций выделял геохимические провинции содового, сульфатного, сульфатно-хлоридного и хлоридного соленакопления [61].

На нормальном биогеохимическом фоне образуются естественные геохимические аномалии, вызванные локальным влиянием нефтегазовых месторождений, высачиванием глубинных минерализованных вод или залежами руд, меди, цинка, свинца, урана и др. Эти аномалии отличаются

повышенным, по сравнению с фоновым, содержанием соответствующего элемента [61].

Техногенез, т. е. совокупность геохимических процессов, связанных с деятельностью людей, сопровождается извлечением из окружающей среды, концентрацией и перегруппировкой химических элементов. На всех этапах техногенеза часть элементов подвергается вторичному рассеянию и включается в миграционные циклы той или иной природной ландшафтно-геохимической системы. Понятия и методы геохимии ландшафтов, научной дисциплины, основателем которой был выдающийся советский ученый Борис Борисович Полюнов (1877–1952), могут быть использованы для изучения закономерностей рассеяния и концентрации продуктов техногенеза, установления степени устойчивости природных ландшафтно-геохимических систем и разработки рациональных комплексов мероприятий по их защите [33].

Существуют положительные и отрицательные техногенные аномалии, связанные соответственно с повышенным и пониженным содержанием элементов в аномалии относительно фона. Размеры техногенных аномалий колеблются в очень широких пределах.

А. И. Перельман предложил различать:

– глобальные аномалии, охватывающие весь земной шар или большую его часть. Их примером служит повышенное содержание CO_2 в атмосфере в результате сжигания угля и нефти, а также накопление ^{90}Sr после ядерных взрывов;

– региональные техногенные аномалии, распространяющиеся на части материков, отдельные страны, области, зоны, провинции. Они, например, возникают в результате массового применения минеральных удобрений, ядохимикатов;

– локальные техногенные аномалии, связанные с конкретным эпицентром (рудником, заводом и т. д.), их радиус не превышает нескольких десятков километров. К числу локальных аномалий относится, например, повышенное содержание металлов в почвах и водах, вокруг некоторых металлургических комбинатов [119].

В 1974 г. Р. М. Алексахин и Ф. А. Тихомиров [6] указали, что рассмотрение процессов перемещения радионуклидов возможно на различных уровнях интеграции природных систем, где эти процессы осуществляются (как в биосфере в целом, так и в крупных географических районах – биогеохимических провинциях, отдельных ландшафтах и биогеоценозах).

Специфические особенности переноса искусственных радионуклидов, обусловленные биогеохимическими условиями отдельных географических районов, приводят к более интенсивной миграции некоторых радионуклидов в этих районах и к более интенсивному включению в биогеохимические циклы. На таких территориях отмечаются повышенные уровни радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды. Соответственно, формируются повышенные дозовые нагрузки от ионизирующих излучений на эти объекты. По аналогии с биогеохимическими провинциями, обогащенными отдельными химическими элементами, можно выделить биогеохимические провинции, где миграционные процессы радионуклидов протекают более интенсивно, приводя к их концентрированию в почвах, растениях, животных и человеке [6].

В 70-е гг. данные о крупных авариях регионального характера на Южном Урале были засекречены, поэтому в качестве примеров биогеохимических провинций радиоактивных изотопов Р. М. Алексахин и Ф. А. Тихомиров рассматривали регионы с повышенной скоростью миграции этих изотопов в объектах окружающей среды [6].

Одним из регионов, характеризующихся повышенной интенсивностью миграции искусственных радионуклидов, в первую очередь ^{137}Cs , является территория Крайнего Севера (Север СССР, скандинавские страны, Аляска). Основным фактором, определяющим высокую интенсивность миграции во внешней среде и его поступление в организм человека, выступает специфика биологической цепочки миграции «лишайник – олень – человек» («северная цепочка»). Другой биогеохимической провинцией повышенной миграции ^{137}Cs являются районы полесий, занимающие часть территории России, Украины и Беларуси, где ведущая причина, обуславливающая высокую миграционную подвижность ^{137}Cs , заключается в распространении легких по механическому составу (песчаных и супесчаных), бедных органическим веществом гидроморфных и полугидроморфных почв. В этих почвах ^{137}Cs характеризуется высокой мобильностью и доступностью для усвоения растениями [6].

Основной задачей биогеохимического направления в изучении миграции естественных и искусственных радионуклидов во внешней среде Р. М. Алексахин и Ф. А. Тихомиров называли разработку программ комплексных исследований, направленных на сопряженный анализ путей и интенсивности миграции радиоактивных веществ в природных системах различной степени интеграции (биогеоценоз, ландшафт, биогеохимическая провинция, крупный географический регион и биосфера в целом), ее коли-

чественную оценку и построение математических моделей транспорта радиоактивных веществ в объектах биосферы [6].

При исследовании и прогнозировании развития техногенных аномалий важнейшим параметром является миграция химических элементов или их радиоактивных изотопов в экосистемах и за их пределами.

А. И. Перельманом было сформулировано понятие о геохимических барьерах. Геохимический барьер – это зона, в которой на коротком расстоянии происходит резкая смена гидрогеохимических условий миграции химических элементов, что вызывает осаждение этих элементов в твердую фазу [72].

Водная миграция большинства химических элементов сводится к прохождению их через серию гомогенных и гетерогенных барьеров. В этом отношении выделяют два важных положения.

1 Геохимические барьеры возникают не только на границе разных фаз (например, твердой и жидкой), но и в гомогенной среде при изменении:

- Eh-pH-условий подземных вод и смещениях в них карбонатных, сульфидных и прочих равновесий;
- концентраций отдельных компонентов химического состава. В зависимости от геохимических особенностей конкретных геохимических барьеров изменяются концентрации определенных групп химических элементов и, что очень важно, происходит самоочищение подземных вод от этих элементов.

2 Зоны и участки геохимических барьеров могут возникать не только в естественных (или нарушенных) условиях формирования химического состава подземных вод, но и в результате инженерно-технологических мероприятий при эксплуатации месторождений подземных вод, что позволяет управлять их качеством [72].

Основные положения и принципы, необходимые для конструирования в общем виде моделей миграционных потоков химических элементов и соединений в ландшафтах, были сформулированы советским геохимиком Ф. И. Козловским. Он выделил три главных типа потоков. Основной миграционный цикл характеризуется преимущественно вертикальным перемещением вещества и близок более узкому понятию биогеохимического круговорота. Ландшафтно-геохимический поток отображает непрерывное поступательное движение вещества в ландшафтах (например, атмосферного воздуха в элювиальном ландшафте или воды в аквальной ландшафте) и может вызывать физические или химические перестройки в ландшафте, связанные с удалением или привнесением вещества. Когда вещество уда-

ляется или, наоборот, привносится в ландшафт, формируется внеландшафтный геохимический поток. Этот поток будет положительным в случае привнесения вещества в ландшафт и отрицательным при удалении вещества из ландшафта [167].

В. М. Гольдшмидт учитывал форму нахождения элемента на стадии переноса в малом геохимическом круговороте. Он отмечал, что, в общем и целом, геохимическое поведение элементов в ландшафтах непосредственно связано с ионным потенциалом соответствующих ионов. Используя ионный потенциал в качестве критерия классификации, можно разделить элементы на три группы:

- 1) обладающие низким ионным потенциалом и мигрирующие в растворе;
- 2) обладающие средним ионным потенциалом и осаждающиеся в форме гидролизатов;
- 3) обладающие высоким ионным потенциалом [167].

Ф. И. Козловский [167] сформулировал четыре общих принципа миграции вещества в ландшафтах.

1 Принцип макроструктурности геохимических ландшафтов. Этот принцип имеет большое значение как в теоретических, так и в практических ландшафтно-геохимических исследованиях. С теоретической точки зрения он важен потому, что подчеркивает необходимость особо внимательного подхода к установлению размеров территории, в пределах которой предполагается изучать миграционные процессы. Если выбранная территория слишком мала, то данные о миграции элементов в ее пределах могут оказаться нерепрезентативными из-за мозаичности ландшафта; если же она слишком велика, то полученные результаты будут характеризовать не одну, а несколько элементарных ячеек ландшафта.

При фундаментальных описаниях моделей миграционных геохимических потоков рекомендуется сопрягать их с ландшафтными призмами, которые локализуются в центре элементарных ячеек ландшафта, с тем, чтобы снизить до минимума «краевые эффекты» или колебания скорости потока, вызванные перемещениями веществ между почвенными горизонтами в пределах изучаемой элементарной ячейки ландшафта.

2 Геохимическая специфичность процессов миграции.

Физический смысл параметров, входящих в уравнения геохимической миграции, не может полностью отождествляться с физическим смыслом частных механических или физико-химических форм движения, даже если миграция в ландшафте заведомо связана преимущественно с одной из

них. Параметры миграции должны рассматриваться как величины специфической геохимической природы.

3 Принцип устойчивости геохимических параметров макропроцессов миграции.

Этот принцип отражает взаимоотношения между динамическими процессами, непрерывно происходящими в ландшафте за отдельные этапы экологического времени, и более медленными процессами в течение педологического и геологического времени. Принцип устойчивости геохимических параметров макропроцессов миграции предполагает, что генетически однотипные ландшафты со сходной историей развития имеют сходные миграционные макроструктуры.

4 Принцип геохимической специфичности мигрантов.

Как отмечает Ф. И. Козловский, один из путей детального изучения моделей поведения какого-либо элемента в определенном ландшафте (или экосистеме) – это использование радиоактивных изотопов [167].

По определению А. И. Перельмана, геохимический ландшафт представляет собой парагенетическую ассоциацию элементарных ландшафтов (элювиальных, супераквальных и аквальных), которые сопряжены в пределах той или иной территории. Как известно, в основу геохимической классификации положена миграция элементов в элювиальном ландшафте, который в значительной степени определяет особенности всего геохимического ландшафта.

М. А. Глазовская выделяет следующие четыре подтипа элювиальных ландшафтов:

- 1) собственно элювиальные ландшафты (водораздельные поверхности);
- 2) трансэлювиальные ландшафты, приуроченные к верхним частям склонов;
- 3) трансэлювиально-аккумулятивные ландшафты подножий склонов долин;
- 4) элювиально-аккумулятивные ландшафты, расположенные в пределах днищ долин, где формируется мощный слой наносов [167].

Также она подразделяет супераквальные и аквальные ландшафты на две группы: ландшафты проточных вод и ландшафты стоячих вод. Супераквальные ландшафты, в свою очередь, подразделяет на:

– ландшафты, формирующиеся в условиях преимущественно восстановительной среды;

- ландшафты, развивающиеся в условиях преимущественно окислительной среды;
- ландшафты со сменой окислительно-восстановительных условий по сезонам [167].

1.1.2 Особенности техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов на Южном Урале.

Понятие «биогеохимическая провинция» по отношению к техногенным радиоактивным изотопам впервые было применено Р. М. Алексахиним и Ф. А. Тихомировым, которые в 1976 г. высказали мнение о том, что «по аналогии с биогеохимическими провинциями, обогащенными отдельными химическими элементами, можно выделить биогеохимические провинции, где миграционные процессы радионуклидов протекают более интенсивно, приводя к их концентрированию в почвах, растениях, животных и человеке» [6]. Таким образом, они связывали появление биогеохимических провинций радиоактивных изотопов не с источниками техногенного загрязнения, а с особыми условиями миграции радионуклидов. До конца 1980-х гг. в открытой печати не публиковали данных о радиоактивном загрязнении больших территорий в результате деятельности промышленных реакторов, радиохимических предприятий, испытаний ядерного оружия и «мирных взрывов». Хотя с конца 1950-х гг. выходили статьи и монографии о возможных последствиях такого загрязнения и мерах защиты компонентов природных систем и агроценозов от радиоактивного загрязнения. Так, в 1958 г. была издана книга А. Н. Мареев «Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами» [89], в которой был обобщен опыт исследования радиоактивного загрязнения системы р. Течи. Никакой информации о территории, на которой проводились исследования, и о причинах загрязнения именно Течи в книге нет. Тем не менее выявленные А. Н. Мареем и его сотрудниками закономерности поведения радионуклидов в водной экосистеме были исследованием, имеющим огромное научное и практическое значение. Именно на основе этих исследований были разработаны и проведены мероприятия по защите населения, проживающего на берегах р. Течи, а также в прибрежной зоне рек и озер, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС.

В 1957 г. практически одновременно, 29 сентября в Челябинской области и 10 октября в Уиндскейле на северо-западе Англии, произошли две крупные аварии с выбросом в атмосферу порядка 2 МКи и 20 кКи радиоактивного аэрозоля соответственно. После этих аварий в ряде журна-

лов стали появляться отдельные статьи и было опубликовано несколько книг и сборников трудов о закономерностях поведения радионуклидов в агроэкосистемах, наземных и пресноводных биогеоценозах. В большинстве работ авторы говорили либо о радионуклидах глобальных выпадений, либо о «модельных системах». Только после аварии на Чернобыльской АЭС в открытой печати появились материалы о последствиях загрязнения конкретных территорий, что позволило рассматривать эти территории как ареалы техногенных биогеохимических аномалий или биогеохимические провинции.

Становление радиационной географии, по мнению В. И. Булатова, идет в русле идей Н. В. Тимофеева-Ресовского, рассматривавшего изучение радиоизотопов в природных средах как ключевое направление современного естествознания.

По мнению В. И. Булатова, в задачи географии и геоэкологии на современном этапе входит следующее.

1 Экологическая идентификация и ранжирование разномасштабных объектов ядерно-топливного цикла.

2 Сравнительная оценка степени воздействия и потенциального риска при функционировании ядерно опасных объектов.

3 Геоэкологическое отражение вопроса накопления в отдельных регионах радиоактивных отходов.

4 Осмысление и оценка новых данных по естественной радиоактивности в среде обитания.

5 Критический анализ ситуации в сфере «атомного природопользования».

6 Изучение радиоактивности как индикаторного процесса глобального экокризиса [23].

Геобиохимические провинции радиоактивных изотопов имеют ряд особенностей, которые не позволяют в полной мере применять к ним стандартные методы изучения.

Во-первых, концентрации радиоактивных изотопов в природных объектах настолько малы, что практически не оказывают влияния на существующие физико-химические процессы. Вместе с тем эти радиоактивные изотопы по своим химическим свойствам, включению в биологические процессы, миграции и др. подчиняются тем же законам, что и стабильные изотопы. Во-вторых, из-за крайне низких концентраций радиоактивные изотопы (но не продукты их распада!) не нарушают протекание биохимических процессов, чем отличаются от неполных биохимических аналогов

биогенных элементов. В-третьих, действие ионизирующего излучения на живой организм при радиоактивном распаде изотопов является стохастическим и в большинстве случаев неспецифичным. В-четвертых, не существует биогеохимических провинций, дефицитных по радиоактивным изотопам. Наконец, большинство радиоактивных изотопов отличается тем, что их содержание в природных объектах со временем уменьшается не только за счет выноса за пределы экосистемы, но и за счет распада, скорость которого в первую очередь определяет время существования провинции.

Серьезной проблемой является выбор критериев для количественной оценки состояния техногенной радиоактивной биогеохимической аномалии. Для характеристики конкретной геохимической системы обычно используют кларк концентрации (или кларк рассеяния) элемента. Однако техногенные радиоактивные изотопы (ТРИ) образовались в ядерных реакторах или при ядерных взрывах и до середины XX в. в литосфере не встречались. После начала применения и испытаний ядерного оружия и «мирных» взрывов их содержание в географических оболочках постоянно изменяется, в том числе вследствие распада. Поэтому для ТРИ кларк земной коры определить невозможно. Кроме того, остается неясным, каким образом измерять содержание ТРИ в элементах ландшафта и компонентах экосистем. Концентрация ТРИ в объектах ничтожно мала и не может быть определена химическим путем. В радиоэкологических исследованиях используют такой критерий, как удельная (или объемная) активность характерного для данного изотопа вида излучения. Однако активность изотопа не всегда определяется прямым методом. Некоторые β -излучающие изотопы определяют по γ -излучению дочерних радионуклидов, что требует достижения равновесного состояния и вносит дополнительную погрешность в результат анализа. Кроме того, удельная активность радионуклида сама по себе не может быть использована для оценки его действия на компоненты экосистемы, т. к. энергия излучения у разных изотопов может различаться на несколько порядков.

Г. Г. Поликарповым с конца 1970-х гг. разрабатывалась классификация зон биологического действия хронического облучения, развившаяся в концептуальную модель действия хронического облучения на все уровни организации живой природы [122], в которой в качестве критерия отнесения объекта к той или иной зоне биологического действия использована мощность дозы. Мощность экспозиционной дозы действительно могла бы стать универсальным критерием оценки для провинций по γ -излучающим

изотопам, однако в подавляющем большинстве случаев возникновения техногенных аномалий происходит комплексное загрязнение радионуклидами с разным типом распада, разной миграционной способностью, поражающими различные критические системы.

Таким образом, вопрос определения критериев интегральной оценки техногенной геобиохимической провинции радиоактивных изотопов остается открытым.

Не определены также критерии отнесения территории биогеохимической аномалии к категории биогеохимических провинций. В современной литературе биогеохимической провинцией обычно называют «область на поверхности Земли», «территорию», «ареал» или «область», на которых имеет место повышенное или пониженное содержание химических элементов в почве, воде и живых организмах, а также «могут наблюдаться» эндемические болезни. Таким образом, можно считать биогеохимической провинцией как след, образовавшийся после подземного взрыва «Кратон-3», так и большую часть Европейского континента, подвергшуюся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

Целесообразно предложить следующие критерии для отнесения исследуемой территории к категории техногенных биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов.

1 Факт радиоактивного загрязнения территории в результате аварии, взрыва, технологических выбросов и т. п.

2 Статистически значимое превышение удельной или объемной активности техногенных радиоактивных изотопов в компонентах экосистем по сравнению с уровнем глобальных выпадений (биогеохимическая аномалия).

3 Масштабы биогеохимической аномалии техногенных радиоактивных изотопов соответствуют масштабам физико-географической провинции (границы биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов и физико-географической провинции могут не совпадать).

Современное состояние территории в зоне влияния радиохимического предприятия ПО «Маяк», исследованное в процессе подготовки данной работы, имеет признаки биогеохимической провинции.

Значения (мощности экспозиционной дозы) МЭД колеблются в пределах 6,0–31,3 мкР/ч. Наиболее высокие значения отмечены к югу от г. Кыштыма. На оси ВУРСа между н. п. Метлино и Новая Теча МЭД достигает 45,0 мкР/ч, далее по оси высоких значений не отмечено [52].

Количество ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H , выпавших с зимними осадками, различалось в разные годы наблюдения. В точках, расположенных в пределах 10 км от промплощадки ПО «Маяк», выпадения ^{137}Cs колебались от 2,7 до 14,9 Бк/м², ^{90}Sr – от 3,4 до 37,6 Бк/м², активность ^3H в талой воде – 8,6–87,1 Бк/л. На расстоянии свыше 10 км: активность ^{137}Cs – 0,67–6,1 Бк/м², ^{90}Sr – 0,96–14,2 Бк/м², ^3H – 4,4–18,9 Бк/л [54].

Практически во всех точках отбора плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в слое 0–20 см значительно превышает глобальный уровень. Наиболее высокая плотность загрязнения ^{137}Cs отмечена к югу и юго-востоку от ПО «Маяк» (в ареале н. п. Новогорный – 70–117 кБк/м², Татыш – 48–51 кБк/м², Худайбердинск – 51 кБк/м²) и в ареалах населенных пунктов, примыкающих к оси ВУРСа (Большой Куяш – 55–69 кБк/м², Караболка – 44–50 кБк/м², Красный Партизан – 32 кБк/м², Аллаки – до 31 кБк/м², Мусакаева – 30 кБк/м²). На месте отселенной д. Алабуга плотность загрязнения ^{137}Cs составила 98–116 кБк/м². Вне этих направлений высокие уровни загрязнения отмечены у н. п. Сулейманово – 79 кБк/м² и Карагайкуль – 25 кБк/м² [52].

По оси ВУРСа на месте отселенной д. Алабуга удельная активность ^{90}Sr в слое почвы 0–5 см достигала 17,9 кБк/кг. Суммарно по слою 0–20 см плотность загрязнения ^{90}Sr в этой точке составила 2400 кБк/м². В других точках отбора в данном районе плотность загрязнения колебалась от 94 до 913 кБк/м². Высокие уровни загрязнения ^{90}Sr сохраняются в ареалах н. п. Караболка, Мусакаева, Булзи, Аллаки, Красный Партизан, Береговой. Здесь отмечены участки с плотностью загрязнения 83–162 кБк/м² (2–4 Ки/км²) [52].

Загрязнение почвы изотопами Рu относительно невелико. Наибольшую активность $^{239,240}\text{Pu}$ отмечали в верхнем слое почвы в ареалах населенных пунктов, ближайших к ПО «Маяк»: Татыш (до 25,5 Бк/кг) и Новогорный (до 15,9 Бк/кг). Активность ^{238}Pu была на уровне предела детектирования [52].

Активность ^{137}Cs в грибах составляла от 0,55 до 39,0 Бк/кг. Активность ^{90}Sr – от 0,14 до 9,8 Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs в пробах ягод (земляника зеленая, земляника лесная, клюква) была от 0,34 до 5,2 Бк/кг, в среднем – 1,58 Бк/кг. Активность ^{90}Sr вне зоны ВУРСа также была невысокой – от 1,5 до 12 Бк/кг, в среднем – 5,5 Бк/кг. Однако в ягодах земляники лесной у отселенной д. Алабуга активность ^{90}Sr в 2008 г. составила 813 Бк/кг, костяники – 243 Бк/кг, в смеси ягод земляники лесной и зеленой у отселенной д. Русская Караболка – 213 Бк/кг [52].

Пробы травы на большей части исследуемой территории, даже на периферии ВУРСа, содержали относительно небольшое количество радионуклидов. Активность ^{90}Sr в сухой надземной биомассе разнотравья колебалась от 6,9 до 89,8 Бк/кг, ^{137}Cs – от 1,9 до 8,2 Бк/кг. На оси ВУРСа отмечали очень высокие уровни загрязнения травы ^{90}Sr в районе отселенной д. Алабуга – 2630 Бк/кг сухой массы. По трансекте длиной 10 км, проложенной перпендикулярно оси ВУРСа на расстоянии ≈ 35 км от источника загрязнения, в конце вегетационного периода (сентябрь) активность ^{90}Sr в пробах травы колебалась от 24 до 1400 Бк/кг сухой массы [52].

Уровни загрязнения огородной почвы в целом соответствуют загрязнению почвы природных экосистем в ареалах населенных пунктов. Активность изотопов плутония в огородных почвах определяли в семи пробах. Наиболее загрязнена проба из н. п. Новогорный, активность ^{238}Pu составила 7,2 Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – 2,1 Бк/кг. В остальных пробах активность ^{238}Pu была 0,15–1,1 Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,48–2,1 Бк/кг. Средняя активность ^{137}Cs в 90 % из 83 проб почвы составила 58 Бк/кг, максимальная из всех отобранных – 193 Бк/кг (в н. п. Кызылбуляк). Средняя активность ^{90}Sr – 44,4 Бк/кг, максимальная – 820 Бк/кг (в н. п. Караболка). Средняя активность ^{137}Cs в 90 % из 95 проб картофеля составила 0,44 Бк/кг, максимальная – 2,43 Бк/кг. Средняя активность ^{90}Sr в 90 % проб – 0,34 Бк/кг, максимальная – 4,12 Бк/кг. Активность ^{137}Cs в 90 % проб моркови – 0,59 Бк/кг, свеклы – 0,35 Бк/кг. Максимальная – 3,9 Бк/кг моркови и 1,57 Бк/кг свеклы. Для ^{90}Sr соответственно средние – 1,41 и 1,31 Бк/кг, максимальные – 3,98 Бк/кг (Тюбук) и 19,6 Бк/кг (Караболка). В трех пробах яблок активность ^{137}Cs была от 0,10 до 0,28 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,15–0,38 Бк/кг, в капусте – соответственно 0,25 и 0,36 Бк/кг, в редьке черной – 0,82 и 1,0 Бк/кг [52].

На исследуемой территории средние значения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке несколько выше, чем вне зоны влияния ПО «Маяк», но, за исключением одной пробы с активностью ^{90}Sr 24,8 Бк/кг, значительно ниже, чем предельно допустимые уровни. Средняя активность ^{137}Cs в 90 % проб молока – 0,49 Бк/кг, максимальная – 4,52 Бк/кг. Средняя активность ^{90}Sr – также 0,49 Бк/кг. Максимальная – 24,8 Бк/кг (н. п. Караболка) [52].

Удельная активность ^{137}Cs в сене в среднем в 90 % из 50 проб – 8,9 Бк/кг, максимальная – 70,4 Бк/кг (н. п. Большое Таскино). Активность ^{90}Sr в 90 % проб – 23 Бк/кг. Значения, превышающие контрольные, составили: в н. п. Аллаки – 112; 656 и 1132 Бк/кг; в н. п. Караболка – 1709 и 2524 Бк/кг [52].

Удельная активность ^{137}Cs в воде 24 озер на исследуемой территории колебалась от 0,007 до 0,063 Бк/л (максимальная активность – в оз. Хагальгим), ^{90}Sr – от 0,014 до 0,69 Бк/л (максимальная активность – в оз. Хагальгим), ^3H – от 9,6 до 53,4 Бк/л (максимальная активность – в оз. Улагач) [54]. Вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении от Асанова моста до н. п. Муслумово. Удельная активность ^{90}Sr в воде на этом участке колебалась от 1,6 до 60,0 Бк/л и в среднем составляла $(17,1 \pm 2,2)$ Бк/л. Активность ^{137}Cs колебалась от 0,06 до 4,9 Бк/л, в среднем – $(0,9 \pm 0,3)$ Бк/л, активность ^3H – от 11,2 до 473 Бк/л, в среднем (240 ± 33) Бк/л, активность $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0,096 Бк/л, в среднем – $(0,019 \pm 0,02)$ Бк/л. В пойме р. Течи в наибольшей степени загрязнена почва Асановских болот. Активность ^{137}Cs здесь в настоящее время варьирует от $1,6 \cdot 10^2$ до $1,6 \cdot 10^6$ Бк/кг, ^{90}Sr – от $1,5 \cdot 10^2$ до $5,5 \cdot 10^4$ Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – от 286 до 2388 Бк/кг. В наземной массе травянистой растительности, отобранной в пойме реки, удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs сильно колебалась в зависимости от места отбора. В наибольшей степени была загрязнена трава в верховьях на расстоянии 3–5 м от берега: активность ^{137}Cs в пробе – 4673 Бк/кг сухого веса, ^{90}Sr – 1380 Бк/кг. На расстоянии 150 м от берега – 1649 Бк/кг ^{137}Cs и 40 Бк/кг ^{90}Sr . Ниже по течению загрязнение травы ^{137}Cs уменьшается быстрее, чем загрязнение ^{90}Sr . В среднем течении активность ^{137}Cs в пробе травы составила 98 Бк/кг, ^{90}Sr – 671 Бк/кг. В нижнем течении в пяти пробах травы, отобранных на пастбище, на расстоянии 10–50 м от уреза воды активность ^{137}Cs составила $(11,3 \pm 8,7)$ Бк/кг, активность ^{90}Sr – (132 ± 45) Бк/кг [53].

По результатам исследования [52–54] можно заключить, что уровни радиоактивного загрязнения наземных и водных экосистем, а также населенных пунктов на расстоянии 30–40 км по всем направлениям от ПО «Маяк» значительно превышают уровни, обусловленные глобальными выпадениями. На территории ВУРСа сохраняются высокие уровни загрязнения ^{90}Sr , в системе технологических водоемов и верхнем течении р. Течи компоненты экосистем по уровню загрязнения относятся к радиоактивным отходам.

Таким образом, учитывая масштаб и характер загрязнения на территории, окружающей радиохимическое предприятие ПО «Маяк», включая Восточно-Уральский радиоактивный след и систему р. Течи, можно утверждать, что на данной территории сформировалась мощная техногенная биогеохимическая аномалия радиоактивных изотопов. Её особенность – комплексный режим загрязнения окружающей среды: технологические

выбросы реакторов и радиохимического производства, взрыв емкости с радиоактивными отходами (образование Восточно-Уральского радиоактивного следа – ВУРСа), ветровой разнос прибрежных илов оз. Карачай, сбросы жидких отходов в систему р. Течи. Площадь территории, загрязненной ^{137}Cs только в результате радиационных аварий (ВУРС, КРС, р. Теча), составляет 7297 км^2 , ^{90}Sr – 4645 км^2 [14]. В её составе ландшафты лесостепной и лесной зон, болота и пойменные земли, озера, населенные пункты, земли сельскохозяйственного назначения. Радиоизотопный состав отдельных зон значительно различается. Вследствие этого территория, на которой расположена данная аномалия, может быть отнесена к разряду техногенных биогеохимических провинций. Эта провинция является, по видимому, самой старой и второй по масштабам после Чернобыльской.

Южно-Уральская провинция радиоактивных изотопов может быть использована для моделирования самых разных радиационных ситуаций.

1.2 Причины и источники формирования биогеохимических провинций радиоактивных изотопов

1.2.1 Естественные радиоактивные изотопы.

Считают, что на уровне поверхности Земли космогенные радионуклиды не вносят существенного вклада в дозу внешнего γ -облучения. Из нуклидов земного происхождения основной вклад во внешнее облучение вносят ^{40}K и радионуклиды семейств ^{238}U и ^{232}Th [101]. Основная доля α -, β - и γ -излучения горных пород связана с радиоактивным распадом элементов семейства урана (^{238}U), актиноурана (^{235}U), тория (^{232}Th), радиоактивного изотопа ^{40}K . При радиоактивном равновесии ^{238}U и ^{232}Th со своими дочерними продуктами на высоте 1 м от поверхности земли формируется поглощенная доза мощностью $0,43 \cdot 10^{-10}$ Гр/ч на 1 Бк/кг ^{40}K , $4,27 \cdot 10^{-10}$ Гр/ч на 1 Бк/кг ^{238}U и $6,62 \cdot 10^{-10}$ Гр/ч на 1 Бк/кг ^{232}Th [101]. Радиоактивный газ радон (^{222}Rn) и его короткоживущие продукты распада наиболее существенно влияют на радиоактивность среды. Анализ данных по фоновой радиоактивности показывает, что независимо от возраста горных пород наблюдается определенная их последовательность по возрастанию радиоактивности: каменные соли, ангидриты, известняки, песчаники, алевролиты, аргиллиты (глины), калийные соли, что согласуется с содержанием радиоактивных элементов в подобных породах в земной коре в целом. Повышенное γ -излучение калийных солей вызвано радиоактивным изотопом ^{40}K , радиоактивность остальных пород зависит, прежде всего,

от содержания урана, тория и изотопов их радиоактивных семейств [156]. Количество естественных продуктов деления в земной коре довольно велико, но их средняя активность в почве чрезвычайно мала, и обусловленные ими дозы незначительны. Основной вклад в дозу излучения над поверхностью земли вносят нуклиды, содержащиеся в верхнем 30-сантиметровом слое почвы. ^{40}K широко распространен в природе. Удельная активность естественного ^{40}K – 29,6 Бк/г К. В почвах содержится 0,1–3,1 % К [101]. Запас ^{40}K в почвах зависит от их гранулометрического состава. На глинах и суглинках в 20-сантиметровом слое почвы запас равен 4,2–4,8 Ки/км² (155–178 кБк/м²), на супесях и песках – 0,6–2,0 Ки/км² (22,2–74 кБк/м²), а на торфяно-болотных почвах – даже менее 0,5 Ки/км² (19 кБк/м²) [125]. Средняя активность ^{40}K в серых лесных почвах составляет 370 Бк/кг, в дерново-подзолистых – 300 Бк/кг; активность ^{238}U в серых лесных – 18 Бк/кг, дерново-подзолистых – 15 Бк/кг; активность ^{232}Th – соответственно 27 и 22 Бк/кг [101].

В рационе взрослого человека содержание К – 1,43–6,54 г/сут (в среднем – 3,3). В красном костном мозге концентрация К составляет 4,4 г/кг, активность ^{40}K – 130 Бк/кг, за счет чего создается мощность поглощенной дозы 270 мкГр/год. В других органах активность ^{40}K составляет 100–180 Бк/кг [101]. Вклад ^{40}K во внутреннее облучение жителей принят одинаковым для всех субъектов Российской Федерации (0,17 мЗв/год) [112].

U, Th и Ra поступают в организм человека с водой, пищей и пылевыми частицами, поднятыми с поверхности почвы. Годовое поступление – 5–15 Бк/год, U накапливается в основном в мышцах, Th и Ra – в скелете [101]. Природный торий практически состоит из одного долгоживущего изотопа ^{232}Th с периодом полураспада $1,39 \cdot 10^{10}$ лет (содержание ^{238}Th , находящегося с ним в равновесии, ничтожно – $1,37 \cdot 10^{-8}$ %). В природных соединениях Th исключительно четырехвалентен. Большинство его соединений нерастворимо. В поверхностных условиях мигрирует только путем механического переноса минералов [99]. В наземных растениях районов с нормальным радиационным фоном содержание ^{238}U изменяется в пределах 0,06–1,23 Бк/кг, а в районах с урановой аномалией может быть значительно выше. Средние содержания ^{238}U в голосеменных растениях составляют < 4,3 Бк/кг, в покрытосеменных – 0,47 Бк/кг, а в золе растений – 6 Бк/кг. Содержание ^{40}K в этих растениях – соответственно 195, 435 и 130 Бк/кг. Содержания ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K в грибах – соответственно 3, 24 и 690 Бк/кг. Некоторые растительные организмы являются сильными аккумуляторами ^{238}U (имеют очень высокие коэффициенты биологического

концентрирования – КБК): мхи, лишайники, эвкалипт, черная ель и др. Обычно в растениях всегда нарушено радиоактивное равновесие в ряду $^{238}\text{U} - ^{226}\text{Ra}$ (содержание ^{226}Ra превышает содержание ^{238}U на несколько порядков величины). Эманации (радон и торон) практически не задерживаются в растениях – коэффициенты их эманирования из растений близки к 100 %. В надземных и подземных частях растений идентифицированы все радионуклиды, содержащиеся в почве. Суммарная активность ЕРН в растениях варьирует от 0,185 до 74 Бк/кг (зола) – для районов с нормальным радиационным фоном и до 5735 Бк/кг (зола) – для районов с повышенным содержанием ЕРН в почве. Четкой зависимости содержаний ЕРН от вида растений не замечено, а содержание ЕРН в растениях одного вида может изменяться более чем в 2 раза (вероятно, из-за неравномерности содержаний ЕРН по площади исследуемого участка). Замечено повышенное содержание радионуклидов радия $^{224}, ^{226}\text{Ra}$ в растениях, объяснимое их повышенной миграционной способностью и повышенным содержанием в почве. Среди ЕРН наименьшие содержания отмечены для ^{232}Th [41].

На Среднем и Южном Урале естественный радиоактивный фон отличается высокой мозаичностью, обусловленной включением в геологические комплексы пород природных радионуклидов: ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{222}Ra . Радиационная нагрузка от этих радионуклидов особенно высока в районах Южного Урала, прежде всего, в пределах гранитных интрузий, где выявлено Санарское месторождение урана (Челябинская область) [137].

Для почв, донных отложений, горных пород нормативные ограничения для большинства радионуклидов отсутствуют. По мнению А. Е. Бахура [19], возможны лишь условные оценки уровня радиоактивности по мощности эквивалентной дозы γ -излучения (МД γ , мкЗв/ч) или по эффективной удельной активности $A_{\text{эфф}}$, учитывающей совместное присутствие ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K при условии радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th . Корректное использование $A_{\text{эфф}}$ допустимо лишь на участках технологически неизменной окружающей среды [19].

Для сравнительной оценки внутреннего облучения природными и техногенными изотопами используют дозовые коэффициенты (таблица 1).

Таблица 1 – Значения дозовых коэффициентов исследованных радионуклидов при поступлении с водой и пищей [144]

Радионуклид	Дозовый коэффициент, Зв/Бк
^{40}K (дополнительно к природному)	$4,2 \cdot 10^{-8}$

^{90}Sr	$8,0 \cdot 10^{-8}$
^{137}Cs	$1,3 \cdot 10^{-8}$
^{226}Ra	$1,5 \cdot 10^{-6}$
^{232}Th	$4,5 \cdot 10^{-7}$

Удельная эффективная активность естественных радионуклидов $A_{\text{эфф}}$ – суммарная удельная активность ЕРН в материале – определяется с учетом их биологического воздействия на организм человека по формуле

$$A_{\text{эфф}} = A_{\text{Ra}} + 1,31A_{\text{Th}} + 0,085A_{\text{K}},$$

где A_{Ra} , A_{Th} , A_{K} – удельные активности радия, тория, калия, Бк/кг [37].

Ожидаемые дозы облучаемости населения в районе угольной электростанции на единицу вдыхаемой активности от природных радионуклидов, выбрасываемых в атмосферу угольными электростанциями, формируются либо в легких, например ^{235}U и ^{234}U (5,5 и 6,6 мкГр), и создают почти половину эффективной эквивалентной дозы, равной 13 и 15 мкЗв на 1 Бк вдыхаемой активности, либо на костных поверхностях от ^{230}Th (45 мкГр на 1 Бк), ^{232}Th (240 мкГр на 1 Бк) или ^{228}Th (20 мкГр на 1 Бк). При этом доза, обусловленная торием на костных поверхностях, составляет до 90 % эффективной эквивалентной дозы в организме. Годовая коллективная эффективная эквивалентная доза для населения планеты за счет угольных электростанций – около 2000 чел.-Зв. Из-за сжигания угля в домашних условиях для приготовления пищи и обогрева жилищ во всем мире в 1979 г. ожидаемая коллективная эффективная эквивалентная доза облучения населения Земли возросла на 100000 чел.-Зв. Использование фосфатных удобрений в сельском хозяйстве дает около 6000 чел.-Зв, фосфогипса в строительстве – около 300000 чел.-Зв (на 1977 г.) [60].

1.2.2 Производство и испытания ядерного оружия.

Для разработки ядерного оружия в США были созданы:

- лагерь «X» (Вудс Холл, штат Теннесси) – строительство завода по производству ^{235}U ;
- лагерь «W» (Хэнфорд, штат Вашингтон) – производство плутония;
- лагерь «Y» (Лос-Аламос, штат Нью-Мексико) – исследовательские и экспериментальные работы по созданию бомбы [7].

Ядерный центр в Хэнфорде (США) начал производство плутония в 1943 г. Там были введены в строй девять ядерных реакторов, три завода по производству топлива для этих реакторов, несколько радиохимических заводов по переработке облученных блоков, выделению плутония и захоронению отходов, а также завод по производству металлического плутония. Первый реактор начал работать в 1944 г. Для охлаждения первых восьми прямоточных реакторов использовалась вода из р. Колумбии, которая после выдержки в специальном бассейне сбрасывалась обратно в реку. В жидких сбросах реакторов преобладал ^{24}Na , суммарная активность поступления которого в р. Колумбию за 1944–1987 гг. составила 481 ПБк [127].

С 1945 г. было проведено большое количество ядерных взрывов, в частности:

- 16 июля 1945 г. – первое испытание атомной бомбы в США;
- августа 1945 г. – первое военное применение атомной бомбы Соединенными Штатами Америки. Сброс авиабомбы на японский город Хиросиму;
- 3 октября 1952 г. – начало ядерных испытаний в Великобритании;
- 31 октября 1952 г. – Соединенные Штаты испытали мощное двухстадийное термоядерное устройство с жидким дейтерием [7].

К 1954 г. ядерный арсенал США включал в себя около 1200 ядерных зарядов, в то время как количество ядерных боеприпасов СССР было в 10 раз меньшим. США провели 45 ядерных испытаний, включая две ядерные бомбардировки японских городов Хиросимы и Нагасаки. Были изучены результаты атомной бомбардировки авиацией США японских городов Хиросимы и Нагасаки в 1945 г. Характер и масштабы поражающего действия этого грозного оружия были достаточно известны. Это позволило разработать первые инструкции по вопросам ведения боевых действий в условиях применения атомного оружия и способам защиты войск от поражающего действия атомных взрывов [7].

В Великобритании производство радиоактивных материалов также сопровождалось массивным загрязнением окружающей среды. Сброс РАО с завода в Уиндскейле (ныне – Селлафилд) начался в 1952 г. В 1952 г. он составил $3,7 \cdot 10^{14}$ Бк, а в 1953 г. – $7,4 \cdot 10^{13}$ Бк в месяц. После пуска в 1964 г. установки по переработке ОЯТ реакторов типа «Магнокс» сброс стал увеличиваться и достиг максимума в 1975 г. За все годы эксплуатации радиохимического завода «Селлафилд» в окружающую морскую среду

было сброшено более 41 ПБк ^{137}Cs , примерно по 18,5 ПБк ^{241}Pu и ^3H , а также немалое количество других долгоживущих радионуклидов. Общая активность β -излучающих нуклидов, сброшенных радиохимическим комплексом в Селлафилде в Ирландское море в 1952–1992 гг., составила 130 ПБк (исключая тритий). При этом 86 % активности поступило в морскую среду в 1964–1984 гг. [127].

В СССР основные этапы создания ядерного оружия были связаны с предприятиями, которые при формировании обозначались как комбинаты № 815, 816 и 817. Первым начал работу комбинат № 817, в настоящее время известный как ПО «Маяк». Хронология развития радиохимического производства приводится, в частности, И. А. Андрюшиным с соавторами [7].

15 июня 1948 г. – промышленный реактор – объект «А» комбината № 817 – выведен на проектную мощность.

22 декабря 1948 г. – пуск радиохимического завода «Б» комбината № 817.

29 августа 1949 г. – испытание первой атомной бомбы РДС-1.

1951 г. – пуск на комбинате № 817 опытного реактора для наработки трития.

18 октября 1951 г. – проведено первое ядерное испытание со сбросом ядерной бомбы РДС-3 с самолета.

12 августа 1953 г. – испытание первой советской одностадийной термоядерной бомбы РДС-бс.

14 сентября 1954 г. – проведение войсковых учений с реальным взрывом ядерной бомбы на Тоцком полигоне в Оренбургской области (руководитель учений – Г. К. Жуков).

22 ноября 1955 г. – первое испытание мощного двухстадийного термоядерного заряда РДС-37 в СССР.

29 сентября 1957 г. – радиозэкологическая авария на комбинате № 817 (в настоящее время – ПО «Маяк»).

11 октября 1961 г. – на Семипалатинском испытательном полигоне осуществлен первый в СССР подземный ядерный взрыв.

27 октября 1961 г. – с ракетного испытательного полигона «Капустин Яр» в ракетном пуске осуществлен первый космический ядерный взрыв СССР.

30 октября 1961 г. – на Северном испытательном полигоне (Новая Земля) на высоте 4000 м взорван самый мощный в мире термоядерный заряд с энерговыделением 50 Мт [7].

26 марта 1949 г. Совет Министров СССР (Постановление № 1252-443) принял решение о создании в Сибири вблизи г. Томска нового производства – комбината № 816. В настоящее время ОАО «Сибирский химический комбинат» (СХК, комбинат № 816, Томск-7) – одно из крупнейших предприятий атомной промышленности России с многопрофильными производствами ядерного топливного цикла, крупнейшее в мировом масштабе предприятие по производству плутония, урана, трансурановых элементов. Промплощадка СХК расположена вблизи г. Северска (г. Томск-7) на территории Томского района Томской области, примерно в 15 км северо-западнее г. Томска, вниз по течению р. Томь, притока Оби. Производственная деятельность СХК сопровождалась образованием большого количества жидких, твердых и газообразных РАО. Общее количество РАО, находящихся в поверхностных и подземных (геологических) хранилищах, оценивается в $4,2 \cdot 10^{19}$ Бк. Большая часть из них захоронена в поглощающие геологические горизонты. Часть жидких нетехнологических отходов подвергается переработке на очистных сооружениях до норм, не превышающих допустимых значений. Очищенная сточная вода отводится в промышленно-ливневую канализацию и далее через водохранилище № 1 в составе сточных вод комбината сбрасывается в р. Томь [127].

6 апреля 1993 г. в 12 ч 58 мин по местному времени на Сибирском химическом комбинате произошло взрывное разрушение одного из аппаратов первого цикла по экстракции урана и плутония. Из анализа баланса урана и плутония можно сделать вывод о том, что их основная часть осталась внутри здания вблизи разрушенного аппарата. В атмосферу было выброшено около 0,6 % ^{239}Pu и около 25 % других радионуклидов, содержащихся в аппарате. Площадь загрязненной территории, куда входят территория открытых хранилищ ЖРО и территория, непосредственно прилегающая к ним, составляет 7,2 км². Ее влияние не выходит за пределы площадок, которые ограждены и охраняются; доступ населения на эту территорию исключен, а персонала – ограничен. По данным многолетнего контроля, содержание радионуклидов в почве зоны наблюдения СХК близко к значениям глобального радиационного фона в стране [127].

26 февраля 1950 г. было принято решение о строительстве в Красноярском крае комбината № 815. Красноярский горно-химический комбинат (ГХК, ранее – комбинат № 815, Красноярск-26) является крупнейшим в мире подземным комплексом по производству плутония. Длительная работа реакторов АД и АДЭ-1 в проточном режиме со сбросом охлаждающей воды в реку привела к радиоактивному загрязнению отдельных участков

поймы Енисея радиоактивными элементами. В первый год имели место случаи существенных выбросов радиоактивных газов и аэрозолей в производственные помещения. Работа производств предприятия сопровождалась образованием значительных количеств жидких и твердых РАО, жидких радиоактивных сбросов и газообразных выбросов. Ежегодное поступление ЖРО от радиохимической переработки составляло свыше 45000 м³. Отходы после предварительной обработки отправлялись на захоронение в глубокое хранилище жидких РАО («полигон Северный»). Исследования и контрольные наблюдения в течение 35-летнего периода глубинного захоронения ЖРО позволили получить обширный материал, свидетельствующий о безопасности эксплуатации «полигона». Наличие радионуклидов в открытых водоемах в основном связано со сбросом до 1992 г. воды проточных реакторов в р. Енисей. Долгоживущие радионуклиды, поступающие в растворенном виде в воду реки с водами охлаждения проточных реакторов, разбавлялись и переносились с водами Енисея, а в нерастворенном виде накапливались и перемещались с донными отложениями, которые во время паводков выносились на прибрежные части крупных островов и вдоль береговой кромки реки в затопливаемых зонах и создавали очаги с повышенным γ -фоном. Комплекс исследований по оценке изменения радиоэкологической обстановки на р. Енисей в зоне влияния комбината, выполненный после остановки промышленных проточных ядерных реакторов АД и АДЭ-1, свидетельствует о том, что суммарный сброс радионуклидов в реку снизился к 2008 г. более чем в 15 раз. Ведомственный мониторинг радиоактивного загрязнения в санитарно-защитной зоне и в зоне наблюдения комбината и данные наблюдений Росгидромета по концентрациям суммарной β -активности в приземной атмосфере в различных пунктах показывают, что динамика изменения концентраций техногенных радионуклидов характеризуется стабильным уровнем. Среднегодовая концентрация суммарной β -активности в приземной атмосфере обусловлена в основном естественными радионуклидами. Среднегодовые концентрации техногенных радионуклидов составляют тысячные доли беккереля на кубический метр. Результаты измерений радиоактивности выпадений суммы β -активных радионуклидов показали, что среднегодовые суточные концентрации радионуклидов в атмосферных выпадениях составляют 0,5–1 Бк/м² в сутки при максимальных суточных концентрациях 3,2 Бк/м² в июле (что обусловлено присутствием естественных радионуклидов). Из техногенных радионуклидов в выпадениях обнаруживается только ¹³⁷Cs, его выпадения в пунктах зоны наблюдения в 3–5,5 раза выше, чем в фоновых

(70 км от ГХК). Поступление ^{137}Cs на поверхность почвы в ближайших населенных пунктах в 2007 г. составило $5,5 \text{ Бк/м}^2$ в год, что соответствует средневзвешенной по азиатской территории России величине годовых выпадений ^{137}Cs [127].

В 1960-е гг. в СССР были также построены:

- Восточный горно-обогатительный комбинат в Кировоградском рудном районе на Украине;
- Лермонтовское рудоуправление в Ергининском районе, рядом с г. Пятигорском;
- Прикаспийский ГХК в Мангышлакском рудном районе Казахстана;
- Навоийский ГХК в Кызыл-Кумском горном районе Узбекистана;
- Целинный ГХК в Северо-Казахстанском рудном районе;
- Южполиметалл в Южно-Казахстанском рудном районе Киргизии;
- Малышевское рудоуправление в Зауральском районе;
- Приаргунский ГХК в Стрельцовском рудном районе Забайкалья.

Площадь радиационно загрязненных земель на территории бывших урановых производств составляет около 80 км^2 , из них на территории России – 16 км^2 , ориентировочная площадь воздействия за счет выноса радионуклидов в окружающую среду – более 200 км^2 [127].

К 1 января 1997 г. было проведено:

- США – 1032 ядерных испытания, из них – 27 в мирных целях (Невадский полигон – 904, остальная территория США – 17, Полинезия – 102, Тихий океан – 4, Атлантический океан – 3, Хиросима и Нагасаки – 2);
- СССР (Россия) – 715 ядерных испытаний, из них 117 взрывов – в мирных целях вне полигонов (Семипалатинский полигон – 456, Северный полигон на Новой Земле – 130, остальная территория СССР – 129);
- Великобританией – 45 ядерных испытаний (Австралия – 12, Полинезия – 9, Невадский полигон – 24);
- Францией – 210 ядерных испытаний (Алжир – 17, Полинезия – 193);
- Китаем – 47 ядерных испытаний (Лобнор).

Всего было взорвано 2398 ядерных устройств. Атмосферных испытаний в мире проведено 495, подземных – 1394.

Кроме того, были проведены три ядерных испытания Индией (1974 и 1998 гг.), два – Пакистаном (1998) [25].

На территории бывшего СССР мирные ядерные взрывы были произведены в Республике Коми (4 взрыва), Архангельской области (19), Мурманской области (2), Республике Калмыкия (1), Башкортостане (7), Оренбургской области (5), Ставропольском крае (1), Ивановской области (1), Пермской области (8), Кемеровской области (1), Тюменской области (8), Краснодарском крае (9), Иркутской области (2), Читинской области (1), Республике Саха (12), Казахстане (37), Узбекистане (2), Туркмении (1) и Украине (2). В результате испытательных ядерных взрывов, проведенных до 1976 г., ожидаемая коллективная доза для большинства мягких тканей тела человека, по данным НКДАР ООН, составляет от 4 до 8 млн чел.-Зв (без учета ^{14}C). Вклад ^{14}C в ожидаемую коллективную дозу может достичь 26 млн чел.-Зв [60].

Не все МЯВ были осуществлены в штатном режиме – в двух случаях (взрывы «Глобус-1» и «Кратон-3») сообщалось о развитии аварийной ситуации, сопровождавшейся поступлением техногенных радионуклидов на земную поверхность и радиоактивным загрязнением местности. Кроме того, еще на двух площадках (взрывы «Тайга» и «Кристалл») радиоактивное загрязнение местности произошло в соответствии с проектами, предполагавшими приповерхностное перемещение больших масс грунта с образованием радиоактивно загрязненных навалов и воронок [138].

В результате ядерного взрыва образуется более двухсот различных радиоактивных продуктов деления с атомными номерами от 30 до 63 с разными периодами полураспада, а также изотопы плутония и трансплутониевых элементов. Часть этих радиоактивных продуктов сразу после взрыва выпадала недалеко от места испытания. Другая часть задерживалась в нижних слоях атмосферы, подхватывалась ветром и переносилась на большие расстояния, находясь в воздухе в среднем около месяца и постепенно выпадая на землю. Большая часть продуктов деления попадала в атмосферу на высоте 10–50 км, где она находилась месяцы, медленно опускалась и рассеиваясь по всей земле. Оцененная общая доза в 30000000 чел.-Зв за счет всех ядерных испытаний в атмосфере соответствует примерно дополнительным четырем годам облучения населения земного шара от природного радиационного фона. Определяющий вклад в ожидаемую коллективную эквивалентную эффективную дозу вносят: углерод-14 (период полураспада – 5760 лет), цезий-137 (период полураспада – 30,2 года), цирконий-95 (период полураспада – 64,1 сут) и стронций-90 (период полураспада – 28,6 года). В 1963 г. коллективная среднегодовая доза, связанная с ядерными испытаниями, составила около 7 % дозы облучения от

естественных источников; в 1966 г. она уменьшилась до 2 %, а в начале 80-х гг. – до 1 % [60].

1.2.3 Глобальные выпадения техногенных радионуклидов.

Данные о фоновых глобальных выпадениях, приводимые разными исследователями, во многом противоречивы. Считают, что максимум выпадений в северном полушарии приходится на 1963 г., т. е. на время после проведения наиболее мощных испытаний ядерного оружия. После подписания московского договора (1963) и запрещения ядерных испытаний инжектирование радиоактивных веществ в атмосферу практически прекратилось. Взрывы, осуществляемые Китаем и Францией до 1980 г., не дали в стратосферный резервуар вклада долгоживущих радионуклидов, сопоставимого с уже существующим.

В 1960–70-е гг. в северном полушарии (СССР) плотность глобальных выпадений ^{137}Cs была от 63 (1970) до 11 Бк/м² (1979) в год. Такая высокая фоновая плотность выпадений была связана со стратосферными выпадениями изотопов, обусловленными ядерными испытаниями в атмосфере северного полушария и широтным расположением страны [75].

С начала 1980-х гг. плотность выпадений ^{137}Cs снизилась до уровней менее 10 Бк/м² в год, исключение составил 1986 г., когда произошла авария на Чернобыльской АЭС с выносом большого количества техногенных изотопов в окружающую среду [75].

По данным Росгидромета, начиная с середины 90-х гг. XX в. фоновая плотность ^{137}Cs по РФ наблюдается на уровне менее 1 Бк/м² в год, по территории Уральского региона – на уровне 1,2 Бк·м⁻² в год [134].

Дополнительное загрязнение территории за счет глобальных выпадений в настоящее время считают незначительным. Интенсивность атмосферных выпадений ^{137}Cs в среднем по стране за 2007 г., по сравнению с 2006 г., снизилась примерно на 10 % и составляла 0,18 Бк/м² (в 2006 г. – 0,2 Бк/м²). Выпадения ^{90}Sr из атмосферы за пределами загрязненных зон были ниже предела обнаружения, как и в предыдущем году [75].

Интенсивность атмосферных выпадений ^{137}Cs в среднем по стране за 2008 г., по сравнению с 2007 г., практически не изменилась и составила 0,16 Бк/м² (в 2007 г. – 0,18 Бк/м²). Выпадения ^{90}Sr из атмосферы за пределами загрязненных зон были ниже предела обнаружения, как и в предыдущем году [74].

Ряд исследователей (В. Н. Михайлов и др.) считают [178], что средняя плотность глобального выпадения активности за счет атмосферных ядерных взрывов СССР составляет для северного полушария:

- для активности ^{90}Sr – $8,4 \cdot 10^{-3}$ Ки/км² (0,31 кБк/м²);
- для активности ^{137}Cs – $1,28 \cdot 10^{-2}$ Ки/км² (0,47 кБк/м²).

При равномерном распределении этой активности в верхнем слое грунта с массовой толщиной, например, $m = 10$ г/см² глобальная удельная концентрация рассматриваемых радионуклидов в нем составит:

- для ^{90}Sr – 3,1 Бк/кг;
- для ^{137}Cs – 4,7 Бк/кг [178].

По мнению А. А. Моисеева и В. И. Иванова, в 1980 г. в широтном поясе 50–60° с. ш. временной интеграл плотности атмосферных выпадений ^{90}Sr составлял 2,89 кБк/м². Среднее отношение концентраций $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в выпадениях равно 1,6 [101].

По данным UNSCEAR (1993), в поясе между 50 и 60° с. ш. интегральная плотность загрязнения ^{90}Sr составляла 1,5 кБк/м², ^{137}Cs – 2,4 кБк/м² [121].

На территории Ханты-Мансийского автономного округа, по данным радиационного мониторинга, в 2007 г. среднее значение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs составило 0,65 кБк/м². Администрация округа использует в качестве фоновых показателей для равнинных территорий России, обусловленных глобальными выпадениями продуктов ядерных взрывов, величину 3,7 кБк/м² [115].

По состоянию на 2007 г. средний уровень загрязнения ^{137}Cs от глобальных выпадений для территории Иркутской области оценивался примерно в 1,3–1,5 кБк/м² (35–40 мКи/км²) [136].

В «Атласе геоэкологических карт по зоне наблюдения ПО «Маяк» (2007) указано, что фоновые глобальные выпадения ^{137}Cs обусловили уровень загрязнения территории 2,2 кБк/м², ^{90}Sr – 1,3 кБк/м², ^{239}Pu – 0,11 кБк/м² [15].

На рисунке 1 приведена карта загрязнения территории России и Беларуси ^{137}Cs накануне аварии на Чернобыльской АЭС, на которой хорошо видна зональность глобальных выпадений ^{137}Cs .



Рисунок 1 – Плотность загрязнения ¹³⁷Cs в результате глобальных выпадений [16]

Широтная зональность в загрязнении местности отражает зональность глобальной циркуляции в высоких слоях атмосферы. Максимальные уровни находятся в широтном поясе 50–60° с. ш. К югу и северу от этого пояса уровни постепенно снижаются. Одно из наиболее выраженных отклонений от широтной зональности – это повышение уровней глобального загрязнения по мере приближения к горным системам. Между уровнями глобального загрязнения и количеством атмосферных осадков отмечается тесная связь. Она прослеживается и для широтной зональности в целом, и для региональных отклонений от неё. Например, наблюдается повышенное загрязнение горных территорий с большим количеством осадков, особенно в поясе высот 1000–2500 м над уровнем моря (склоны Восточных Карпат, Главного Кавказского хребта, горы Южной и Восточной Сибири). При проведении наземных ядерных взрывов формировались локальные радиоактивные следы. Наземные ядерные взрывы в СССР проводились в основном на территории ядерных испытательных полигонов. Они не давали вклад в глобальное загрязнение [16].

Значительных уровней достигло загрязнение территории США. Так, в штате Небраска удельная активность ¹³⁷Cs в почве достигает 216 Бк/кг, что соответствует плотности загрязнения 13,1 кБк/м² (0,35 Ки/км²) [184].

1.2.4 Технологические источники радиоактивного загрязнения.

Примерно половина всей урановой руды добывается открытым способом. И рудники, и обогатительные фабрики служат источником загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами. Если рассматривать лишь непродолжительные периоды времени, то можно считать, что почти все загрязнение связано с местами добычи урановой руды. Обогачительные же фабрики создают проблему долговременного загрязнения: в процессе переработки руды образуется огромное количество отходов «хвостов». Вблизи действующих обогатительных фабрик (в основном в Северной Америке) уже скопилось 120 млн т отходов, и прогнозируется рост до 500 млн т. Эти отходы будут оставаться радиоактивными в течение миллионов лет, когда фабрика давно перестанет существовать [60].

На ТОО «Степногорский горно-химический комбинат» в Северном Казахстане в процессе гидрометаллургической переработки урановых руд из исходного сырья извлекали полезные компоненты в количестве 0,2 % от общей массы. Отходы транспортировали на хвостохранилища, где производилось их складирование. Удельная радиоактивность твёрдой фазы отходов составляет 200 МБк/м³, а суммарная активность, сосредоточенная в твёрдой фазе хвостохранилища, достигает 150 ККи. γ -излучение отходов на открытой поверхности хвостохранилища – 2,5–6,0 мкЗв/ч, что в 20–30 раз превышает уровень естественного фона. Анализы проведённой на хвостохранилище гамма-съёмки показали, что мощность дозы над поверхностью хвостовых отложений изменялась от 350 до 700 мкР/ч. В южной части карты № 1 имеется участок площадью около 3 га, где МЭД возрастает до 2280 мкР/ч [149].

Урановый концентрат, поступающий с обогатительной фабрики, подвергается дальнейшей переработке и очистке и на специальных заводах превращается в ядерное топливо. В результате такой переработки образуются газообразные и жидкие радиоактивные отходы, однако дозы облучения от них намного меньше, чем на других стадиях ядерного топливного цикла. По данным НКДАР, весь ядерный топливный цикл даёт ожидаемую коллективную эффективную эквивалентную дозу облучения за счёт короткоживущих изотопов около 5,5 чел.-Зв на каждый гигаواتт в год вырабатываемой на АЭС электроэнергии. Из них процесс добычи руды даёт вклад 0,5 чел.-Зв, её обогащение – 0,04 чел.-Зв, производство ядерного топлива – 0,002 чел.-Зв, эксплуатация ядерных реакторов – около 4 чел.-Зв

(наибольший вклад) и, наконец, процессы, связанные с регенерацией топлива, – 0,05 чел.-Зв [60].

Эксплуатационные отходы ЯТЦ появляются в результате работы реактора и действий по его техническому обслуживанию. В реакторах атомных электростанций (АЭС), где ядерное топливо подвергается расщеплению, большинство продуктов деления урана остается в топливных сборках. Однако из-за дефектов оболочек топливных элементов некоторые продукты деления попадают в систему охлаждения реактора и далее распространяются по различным частям первичного контура и другим частям реактора. В системе охлаждения реактора может также происходить нейтронная активация нерадиоактивных загрязнителей и продуктов коррозии, присутствующих в воде охлаждающего контура реактора. Радиоактивные загрязнения появляются в различных жидких потоках АЭС, таких как воды от протечек циркуляционного контура и отдельного оборудования, промывки сорбентов систем очистки теплоносителя, дезактивационные растворы, воды от дезактивации помещений и душевые, сбросы радиохимической лаборатории и т. д. Твердые радиоактивные отходы (ТРО) АЭС образуются в результате радиоактивного загрязнения поверхностей жидкими или аэрозольными загрязнителями, а также по причине нейтронной активации конструкционных материалов реактора. Отходы, возникающие при обслуживании реактора, представлены главным образом твердыми отходами, включающими отработанное или поврежденное и загрязненное оборудование, защитную одежду операторов, обтирочные материалы, картон, различные емкости, инструменты и т. п. В процессе нормальной эксплуатации реактора образуются и небольшие количества газообразных отходов: радиоактивных инертных газов (тритий, I, Ar, Xe) и аэрозолей. Это связано с состоянием оболочек твэлов, коррозией конструкционных материалов реактора, проведением дезактивации или ремонта технологического оборудования и пр. [42].

Состав и количество отходов зависят от типа реактора и условий его эксплуатации. При эксплуатации типичного легководного реактора АЭС мощностью 1000 МВт образуется от 200 до 300 м³ твердых низко- и среднеактивных отходов в год. В некоторых странах, например в США, Швеции, Финляндии, для производства электроэнергии используется открытый ядерный топливный цикл, в котором топливо после выработки своего ресурса рассматривается как радиоактивные отходы, подлежащие хранению и последующему захоронению. Типичной АЭС мощностью 1 ГВт ежегодно производится 30 т ОЯТ. Отработавшее топливо содержит

около 95 % U-238, около 3 % продуктов деления и трансурановых изотопов и примерно по 1 % Pu и U-235. ОЯТ представляет собой достаточно стабильное твердое вещество, что делает возможным захоронение топливных стержней в специальных герметизируемых контейнерах, выполненных из коррозионно-стойких материалов, в частности меди или олова. В других странах, например в России, Франции, Великобритании, использующих замкнутый ЯТЦ, ОЯТ подвергается переработке с целью извлечения делящихся материалов (U и Pu) и их применения в производстве смешанного оксидного топлива (так называемого мокс-топлива). При переработке ОЯТ образуются жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) широкого диапазона активности. Высокоактивные отходы, представляющие собой остаточный раствор процесса экстракции, составляют не более 1 % всех ЖРО, но в них сосредоточена основная доля продуктов деления (99 %). Низко- и среднеактивные отходы – это растворы от отмывки экстрагентов, пульпы и регенераторы органических и неорганических сорбентов, конденсаты от упаривания высокоактивных отходов, растворы дезактивации. Переработка ОЯТ приводит также к образованию твердых (низко- и среднеактивных) и газообразных отходов, содержащих изотопы I, Kr, Xe. Отходы, появляющиеся в результате вывода из эксплуатации типичной АЭС, составляют 10000–15000 т. В большинстве своем это бетон и другие строительные материалы с малым количеством радиоактивности. Примерно десятая часть отходов от вывода АЭС из эксплуатации содержит некоторую радиоактивность, вплоть до среднего уровня [42].

При исследовании нефтяных месторождений в течение длительного времени применялись растворы меченые ^3H . В 1956 г. на Октябрьском месторождении Чечено-Ингушской АССР впервые был использован тритий. В начале 70-х гг. установлена возможность применения йода-131 для кратковременных индикаторных исследований. Вплоть до середины 80-х гг. в период проведения трассерных исследований в основном использовался радиоактивный изотоп водорода – тритий как наиболее пригодный по технологическим и экономическим соображениям [170]. Например, при исследовании Ромашкинского месторождения (Татарстан) только в нагнетательную скважину б6а было закачено 30 м^3 раствора с суммарной активностью 60 Ки [108].

Источником радиоактивных изотопов являются и технологические ядерные взрывы. Выделяют основные этапы развития мирных ядерных технологий в СССР.

27 июня 1954 г. – пуск в г. Обнинске первой в мире атомной электростанции.

15 января 1965 г. – в Казахстане с помощью подземного ядерного взрыва на выброс создано искусственное оз. Чаган. Общая емкость водохранилища составила 20 млн м³.

30 марта 1965 г. – в целях интенсификации добычи нефти на Грачевском нефтяном месторождении в Башкирии осуществлен первый групповой подземный ядерный взрыв. В две скважины было заложено и одновременно подорвано по одному ядерному устройству.

22 апреля 1966 г. – первый советский подземный ядерный взрыв по созданию полостей в каменной соли на площадке Азгир.

30 сентября 1966 г. – впервые в мире с помощью подземного ядерного взрыва ликвидирована авария на газовом месторождении Урта-Булак.

2 июля 1971 г. – в Коми АССР на глубине 542 м впервые произведен ядерный взрыв по программе сейсмозондирования.

4 сентября 1972 г. – в Мурманской области впервые произведен ядерный взрыв с целью отработки технологии дробления руды [7].

1.2.5 Аварии на предприятиях ядерного цикла.

Согласно ежегодным отчетам МАГАТЭ в мире на предприятиях ядерного цикла происходит порядка 200 инцидентов. Большая часть их не связана с выбросами радиоактивных материалов в окружающую среду.

В течение сорока лет на радиохимических заводах из-за неконтролируемых физико-химических процессов и цепных реакций произошло более двадцати серьезных аварий [109].

К тяжелым последствиям, связанным с радиоактивным загрязнением окружающей среды, приводят аварии на АЭС, сопровождающиеся расплавлением активной зоны реактора. К этому типу можно отнести аварию в 1957 г. на английском исследовательском реакторе в Виндскейле, в результате которой в атмосферу было выброшено более $7,4 \cdot 10^{10}$ Бк радиоактивности, а также аварию в 1979 г. в США на водо-водяном реакторе ТМІ-2 (Тримайл-Айленд). Авария на реакторе ТМІ-2 сопровождалась выходом в атмосферу большого количества радиоактивных газов и сбросом в р. Саскуганну 185 м³ загрязненных радионуклидами вод. 6 апреля 1993 г. на Сибирском химическом комбинате в результате взрыва аппарата цикла экстракции АД-6102/2 образовался радиоактивный след на местности, который протянулся на 30 км от источника выброса. Ширина следа – 3–8 км. Общая площадь следа, ограниченная линией изодоз

20 мкР/ч с учетом фона (8 мкР/ч), приведенных к высоте 1 м над загрязненной поверхностью, составила около 150 км². В зону загрязнения попал ряд деревень с населением более 300 человек.

Самая серьезная радиационная катастрофа произошла на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. Тепловой взрыв на ее четвертом блоке привел к разрушению реактора РБМК-1000 и вызвал выброс диспергированного ядерного топлива в окружающую среду. Практически до конца мая наблюдался выход газообразных и аэрозольных продуктов деления из разрушенного реактора. В результате аварии на Чернобыльской АЭС загрязнению подверглись Киевское водохранилище, бассейны Днестра и Припяти, речная сеть на территории Белоруссии, а также Тульской и Калужской областей России. Основным источником поступления радионуклидов в реки и водоемы на первом этапе их загрязнения послужили аэрозольные выпадения радиоактивных веществ на поверхность водных объектов [109].

Авария на ЧАЭС сопровождалась тепловым взрывом активной зоны 4-го блока, в результате чего в атмосферу попал практически весь набор радионуклидов, которые накопились в реакторе к моменту взрыва.

После распада радионуклидов с периодами полураспада секунды, минуты и часы значимым стал вполне определенный набор изотопов. По нарастанию периодов полураспада он выглядит следующим образом: ¹³³I (20,8 ч), ²³⁹Np (2,35 дня), ⁹⁹Mo (2,75 дня), ¹³²Te (3,26 дня) с ¹³²I, ¹³¹I (8,04 дня), ¹⁴⁰Ba (12,8 дня) с ¹⁴⁰La, ¹³⁶Cs (12,98 дня), ¹⁴¹Ce (32,5 дня), ¹⁰³Ru (39,4 дня), ⁸⁹Sr (50,6 дня), ⁹¹Y (58,5 дня), ⁹⁵Zr (64 дня) с ⁹⁵Nb (35 дней), ¹⁴⁴Ce (284 дня), ¹⁰⁶Ru (367 дней), ¹³⁴Cs (2,06 года), ¹²⁵Sb (2,7 года), ⁹⁰Sr (28,5 года), ¹³⁷Cs (30,1 года) и трансурановые радионуклиды – ²³⁸Pu (86,4 года), ²⁴¹Am (433 года), ²⁴⁰Pu (6553 года), ²³⁹Pu (24110 лет). Из приведённого перечня радионуклидов следует, что из всего их набора через 2–3 года значимыми остались лишь последние шесть, а с учетом плохой летучести стронция, его соединений и трансурановых радионуклидов далее 60 км от аварийного реактора основными остаются изотопы цезия [16].

На рисунке 2 приведена карта загрязнения ¹³⁷Cs европейской территории после аварии на ЧАЭС. Как показано на карте, уровень загрязнения Европы отличается большой неоднородностью, природно-климатические условия отдельных регионов исключительно разнообразны, что в значительной степени затрудняет сравнительный анализ развития радиационной ситуации.

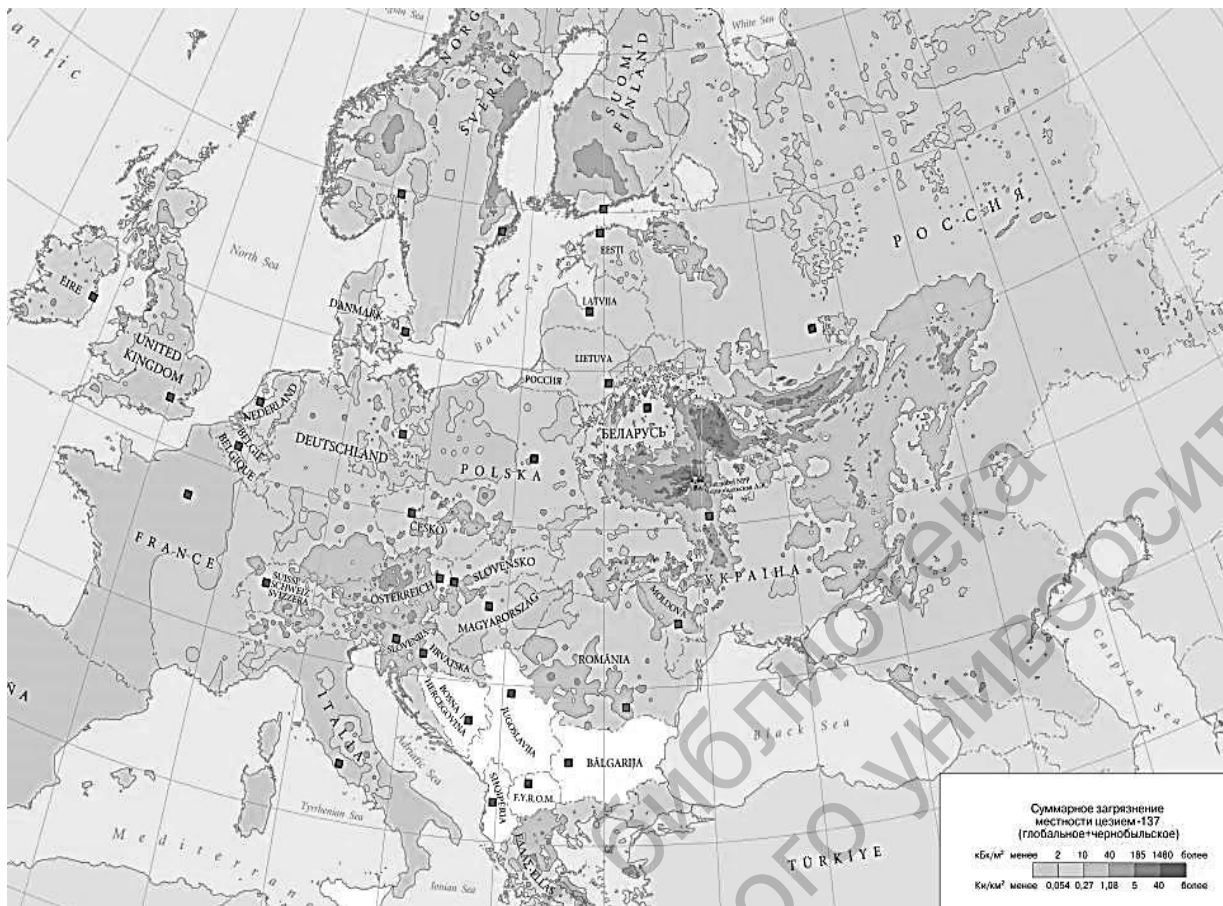


Рисунок 2 – Суммарное загрязнение ^{137}Cs европейской территории после аварии на ЧАЭС [16]

При загрязнении такой обширной территории, соответствующей нескольким физико-географическим странам, необходимо разрабатывать критерии выделения таксонов (биогеохимических стран, областей, провинций), для которых можно будет выработать единую методологию оценки радиационной ситуации и ее прогнозирования.

2 Формирование биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов на Южном Урале

2.1 Технологические выбросы в атмосферу

Территория Южно-Уральской биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов (ЮУПТРИ), подвергаясь радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк», в административном отношении включает в себя полностью или частично Аргаяшский,

Каслинский, Красноармейский, Кунашакский, Сосновский районы и города Кыштым, Касли, Верхний Уфалей, Озерск и Снежинск в Челябинской области; Каменский, Богдановичский, Камышловский, Пышминский, Талицкий и Тугулымский районы и города Каменск-Уральский, Богданович и Камышлов в Свердловской области; Далматовский, Каргапольский, Катайский, Шадринский и Шатровский районы, города Катайск, Далматово и Шадринск в Курганской области. Наиболее загрязненная часть находится в северной части Челябинской области на границе Зауральской равнины и хребтовой полосы Урала.

Формирование биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов на Южном Урале связано главным образом с деятельностью радиохимического комбината по производству оружейного плутония. Источниками радиоактивного загрязнения Челябинской области и сопредельных территорий можно также считать Всероссийский НИИ технической физики (г. Снежинск), Приборостроительный завод (г. Трехгорный), Уральский электрохимический комбинат (г. Новоуральск, Свердловская область), Белоярскую АЭС, однако роль этих предприятий в радиоактивном загрязнении Урала значительно меньше.

Радиохимический комбинат № 817 (в настоящее время – ПО «Маяк», г. Озерск) был создан по решению СНК СССР от 1 декабря 1945 г. В состав комбината вошли объект «А» – промышленный реактор, завод «Б» – радиохимический завод, завод «В» – металлургический завод по производству плутония (директоры комбината № 817 – П. Т. Быстров, Е. П. Славский и Б. Г. Мурзуков; научный руководитель – И. В. Курчатов; главный конструктор – Н. А. Доллежал) [7]. 19 июня 1948 г. промышленный реактор – объект «А» комбината № 817 – был выведен на проектную мощность. 22 декабря 1948 г. – начало работы радиохимического завода «Б» комбината № 817 [97].

В условиях острого дефицита ресурсов и времени принимались упрощенные схемы обращения с радиоактивными отходами (РАО). Значительными в 1950–1960-х гг. были газоаэрозольные выбросы радиоактивных веществ через высокие (до 150 м) трубы в атмосферу; эффективная система газоочистных установок была создана впоследствии [155].

В тот промежуток времени, когда выбросы в атмосферу оказывали наибольшее влияние на загрязнение объектов окружающей среды, на предприятии действовало около двадцати организованных высоких источников выбросов. Через них в атмосферу поступали радионуклиды активационного происхождения (^{14}C , ^{41}Ar , ^{51}Cr , ^{54}Mn и т. п.), продукты деления

(инертные радиоактивные газы, ^{90}Sr , ^{89}Sr , $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, $^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$, ^{131}I , ^{137}Cs , $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ и др.), а также α -излучающие нуклиды (^{239}Pu , ^{241}Am и т. п.) (таблица 2).

Таблица 2 – Технологические выбросы в атмосферу ПО «Маяк» [127]

Параметр контроля	Год организации контроля	Выбросы за период контроля	Оценка выбросов за весь период работы
Инертные радиоактивные газы	1958	$6,7 \cdot 10^9$	$1,1 \cdot 10^{10}$
Долгоживущие α -излучающие	1963	700	$2,0 \cdot 10^3$
Долгоживущие β -излучающие	1959	$9,3 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^5$
В том числе ^{137}Cs	1969	200	$1,3 \cdot 10^3$
В том числе ^{90}Sr	1969	230	$1,7 \cdot 10^3$

Основным источником выбросов наиболее радиационно опасных нуклидов был источник, который обслуживал радиохимическое производство. При этом наибольшую радиационную опасность представляли выбросы ^{131}I . На долю ^{131}I , поступавшего в атмосферу при переработке облученного ядерного топлива, приходилось около 75 % накопленной эффективной эквивалентной дозы. Подъем мощности выбросов в период до конца 1961 г. был связан с увеличением производительности завода и переводом основного объема переработки облученного топлива с завода «Б» на завод «ДБ». В период с середины 1970 г. по 1972 г. наблюдалось снижение мощности выбросов, обусловленное совершенствованием газоочистного оборудования и технологии производства [124].

Аэрозольные выбросы радионуклидов из труб заводов ПО «Маяк» в 1950–1960-х гг. привели к загрязнению почвы в районе предприятия до уровней порядка 10^{13} Бк/км² по ^{90}Sr и ^{137}Cs и 10^{10} Бк/км² по изотопам плутония. Одновременно радиоактивному загрязнению подверглись все компоненты наземных и водных экосистем, расположенные в зоне влияния ПО «Маяк» [155].

Согласно «Атласу геоэкологических карт по зоне наблюдения ПО «Маяк» плотность загрязнения почвы плутонием в зоне наблюдения ПО «Маяк» на сегодняшний день на 10^3 ниже, чем загрязнение ^{137}Cs . Вне зоны наблюдения плотность загрязнения $< 0,005$ Ки/км² ($0,185$ кБк/м²) [15]. Удельная активность ^{239}Pu в почве в таком случае составит $< 1,5$ Бк/кг.

В настоящее время величина среднего глобального выпадения активности Pu в северном полушарии за счет взрывов СССР оценивается в $0,48 \cdot 10^{-3}$ Ки/км². Среднее содержание активности Pu в верхнем слое

грунта (при ее равномерном распределении в слое массовой толщины $m = 10 \text{ г} \cdot \text{см}^{-2}$) оценивается при этом в $0,18 \text{ Бк/кг}$ [178].

По данным мониторинга Челябинского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, вплоть до середины 1990-х гг. в населенных пунктах, расположенных в радиусе 30 км от промышленной площадки ПО «Маяк» (Аллаки, Тюбук, Большой Куяш, Малый Куяш, Метлино, Ибрагимово, Худайбердинский, Кыштым, Касли, Татарская Караболка), плотность выпадений ^{137}Cs составляла от десятков до сотен беккерелей на квадратный метр. В настоящее время плотность выпадений изотопа ^{137}Cs в большинстве населенных пунктов – менее 10 Бк/м^2 в год. Только в поселках Худайбердинский и Калиновский величина выпадений ^{137}Cs близка к 10 Бк/м^2 в год, а в п. Новогорный составляет $20\text{--}30 \text{ Бк/м}^2$ в год. Необходимо отметить наличие в п. Новогорный угольной ТЭЦ, оказывающей негативное влияние на окружающую среду за счет выбросов в атмосферу продуктов горения каменного угля, содержащего все природные радионуклиды. Выбросы ТЭЦ в 1990-е гг. были эквивалентны выбросам ПО «Маяк». Как и по ^{137}Cs , по ^{90}Sr прослеживается следующая временная и пространственная динамика:

- в 1991-1995 гг. плотность выпадений изотопа ^{90}Sr наблюдалась на уровне десятков беккерелей на квадратный метр в год практически во всех контрольных пунктах Центра гидрометеорологии;

- с 1996–1998 гг. плотность выпадений ^{90}Sr в контрольных пунктах Тюбук, Татарская Караболка, Касли, Кыштым, Малый Куяш, Усть-Караболка уменьшилась до пределов 10 Бк/м^2 в год и ниже;

- в н. п. Новогорный и Худайбердинский плотность выпадений ^{90}Sr в 1991–1993 гг. наблюдалась на уровне сотен беккерелей на квадратный метр в год. К 1994 г. она уменьшилась на порядок, приблизившись к $40\text{--}50 \text{ Бк/м}^2$ в год. В 2000-е гг. показатель плотности выпадений изотопа ^{90}Sr на подстилающую поверхность постепенно снижается, фиксируясь в последние годы в н. п. Новогорный и Худайбердинский на уровне 12 Бк/м^2 в год. Максимальные концентрации трития в воде озер, по данным Центра гидрометеорологии, наблюдали в оз. Улагач у п. Новогорный (находится в 4 км от промышленной зоны ПО «Маяк»), средняя за период наблюдения концентрация изотопа составила в поселке 100 Бк/л . В населенных пунктах, расположенных на расстоянии до 30 км, но в разных направлениях от объекта (Касли, Аргаяш), концентрации изотопа фиксировались в пределах $20\text{--}25 \text{ Бк/л}$. И, наконец, в населенных пунктах, находящихся на расстоянии $60\text{--}70 \text{ км}$ от объекта и в разных направлениях (Челябинск, Верхний Уфалей, Бродокалмак), концентрации

изотопа приближаются к фоновым (4,6–6,7 Бк/л в среднем за период ведения наблюдений). Направление расположения контрольного пункта мало влияет на концентрации радионуклида [134, 135].

Среднемесячная плотность выпадений техногенного ^{137}Cs по зоне наблюдения в 2007 г. составила $0,5 \text{ Бк/м}^2$, что на уровне аналогичного показателя за 2006 г. ($0,5 \text{ Бк/м}^2$), но в 7 раз выше фонового уровня по Уральскому региону ($0,07 \text{ Бк/м}^2$). Более высокая плотность выпадений ^{137}Cs наблюдалась в контрольных пунктах, расположенных в ближней зоне ПО «Маяк»: в п. Новогорный (4 км от предприятия) – $15,3 \text{ Бк/м}^2$ за год, в п. Метлино (18 км от предприятия) – $10,7 \text{ Бк/м}^2$, в п. Худайбердинский (20 км от предприятия) – $9,5 \text{ Бк/м}^2$ за год, отд. Калиновский (22 км от предприятия) – $9,0 \text{ Бк/м}^2$ за год.

Плотность выпадений ^{137}Cs в приземный слой атмосферы осталась на уровне 2006 г. и составила $0,5 \text{ Бк/м}^2$ в месяц. Максимальную за месяц плотность выпадений ^{137}Cs фиксировали в августе – $2,9 \text{ Бк/м}^2$, что в 5,8 раза выше среднестатистической за год плотности выпадений радионуклида по территории наблюдения. Для сравнения, в 2006 г. аналогичный показатель в п. Новогорный составил $6,9 \text{ Бк/м}^2$, что в 2,4 раза выше.

Среднесуточная плотность выпадений β -активных элементов по Челябинской области составила $0,7 \text{ Бк/м}^2$, что несколько ниже, чем в 2006 г. [135].

До настоящего времени подробно изучалась радиационная ситуация на территории Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, а также зона загрязнения по р. Тече. Результаты загрязнения территории из-за промышленных выбросов ПО «Маяк» известны в гораздо меньшей степени. В 1975–1976 гг. сотрудниками УНПЦ РМ были проведены исследования зоны вокруг ПО «Маяк» с целью гигиенического обоснования размеров и режима контролируемых зон вокруг предприятий атомной промышленности, ядерных энергетических установок и на локально-загрязненных радиоактивными веществами территориях [30]. В 2001 г. ФГБУ «Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Челябинский» совместно с УНПЦ РМ обследовал территории Аргаяшского района [20].

2.2 Сброс жидких радиоактивных отходов в систему р. Течи

Концентрация радиоактивных веществ, поступающих в воздушную среду в результате выбросов, не превышала установленных допустимых значений, поскольку обеспечивалось существенное разбавление примеси

за счет высоты трубы, из которой производились выбросы. Образование же жидких РАО значительно превышало запланированное. Сбросы ЖРО в открытую гидрографическую сеть и локальные водоемы изначально предусматривались в проектах реакторных заводов (оз. Кызылташ, р. Теча), радиохимических заводов (оз. Кызылташ, водоемы В-9 (Карачай), В-17 (Старое Болото), р. Теча) и химико-металлургического производства (оз. Татыш – водоем В-6) [127]. Предполагалось, что непосредственно в р. Течу будут удаляться только низкоактивные, очищенные ЖРО, в частности, большие объемы щелочных декантатов и конденсатов при допустимом уровне сброса не более 0,1 ТБк/сут. Однако после пуска завода «Б» в р. Течу стали сбрасывать не только низкоактивные, но и среднеактивные ЖРО, аварийные технологические и другие растворы. Неполадки и аварии, неплановые ремонты, промывка и дезактивация оборудования, протечки вследствие коррозии, отладка технологической схемы вызвали образование больших объемов ЖРО, к обработке и хранению которых завод «Б» оказался неготовым. При этом и очистка низкоактивных ЖРО перед сбросом их в р. Течу была практически неосуществимой. В итоге неполадки и аварии на начальном этапе деятельности комбината обусловили основную долю сбросов ЖРО в р. Течу. Для этого периода допустимый сброс ЖРО в реку был установлен на уровне 3,7 ТБк/сут по сумме всех продуктов деления. По заключению комиссии под руководством А. П. Александрова значительная доля сбросов большой активности в оз. Кызылташ и р. Течу в 1949–1951 гг. явилась результатом неисправностей и аварий. Начиная с 28 октября 1951 г. все основные технологические ЖРО были подключены к промканализационной линии, идущей на оз. Карачай, а в р. Течу продолжали сбрасывать лишь нетехнологические низкоактивные отходы. Затем последовало сооружение плотин Теченского каскада водоемов, начало эксплуатации промводоема В-17 (Старое Болото). Сбросы ЖРО в открытую гидрографическую сеть прекращены в 1956 г. [127].

Выделяют несколько периодов в деятельности предприятия, различающихся системами сброса ЖРО в открытую гидрологическую систему. На начальном этапе, в период с 1949 г. по август 1951 г., сброс средне- и низкоактивных отходов производился в водные объекты, существовавшие до начала строительства комбината. Сток воды р. Течи из оз. Иртяш был зарегулирован плотиной П-1, а из оз. Кызылташ – плотиной П-2. В 6 км ниже по течению от плотины П-2, в районе с. Метлино, располагался Метлинский пруд (В-4), образованный насыпкой земляной плотины П-4. Плотины П-1, П-2 и П-4 были оборудованы регулируемыми водосбросами.

В 1950-х гг. русло р. Течи было зарегулировано шестью земляными плотинами, которые периодически разрушались в период весенних паводков. Объем стока ЖРО радиохимического производства изменялся от 4000–5000 м³/сут в 1949–1950 гг., 8500 м³/сут в сентябре–октябре 1951 г. до 18000 м³/сут в 1954–1956 гг. Суммарный объем нетехнологических, малоактивных сточных вод, поступающих в коллектор промканализации с завода «А» и объекта водоподготовки, составлял в среднем 25–30 тыс. м³/сут (1953–1954). Таким образом, суммарный техногенный сброс воды через промканализацию – 10–15 млн м³/год [127].

В составе сбросов в р. Течу были представлены все основные продукты распада урана, в том числе долгоживущие ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs (таблица 3).

Для разбавления сбросной активности через плотину П-2 из оз. Кызылташ в р. Течу сбрасывалась относительно чистая озерная вода. С марта 1949 г. (начало сброса ЖРО в р. Течу) включительно по июнь 1950 г. среднемесячное поступление воды через плотину П-2 не превышало 1,5 · 10⁶ м³. С июля 1950 г. по май 1951 г. среднемесячный сброс воды через плотину П-2 составлял (2,4–3,3) · 10⁶ м³. Начиная с июня и до конца октября 1951 г. расход воды через плотину П-2 был увеличен до (1,5–2,5) · 10⁷ м³/мес. В ряде случаев это трактовалось как промывка водоема В-4. При собственной емкости водоема 2,5 млн м³ вода в нем ежемесячно обновлялась 5–8 раз. Эти процедуры промывки водоема, с одной стороны, очищали его от накопившейся активности, а с другой – приводили к увеличению ее поступления в р. Течу и Асановские болота. На этот период деятельности ПО «Маяк» пришлась основная доля сбросов ЖРО в р. Течу, обусловленная главным образом работой радиохимического завода [127].

Таблица 3 – Радионуклидный состав и активность суммарного сброса в р. Течу с 1949 г. по 1953 г. [43]

Радионуклид	Процент	Величина сброса, ПБк
⁸⁹ Sr + ¹⁴⁰ Ba	8,8	8,9
⁹⁰ Sr	11,6	11,8
¹³⁷ Cs	12,2	12,9
РЗЭ	26,8	27,3
⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb	13,6	1,4
¹⁰³ Ru + ¹⁰⁶ Ru	25,9	26,3
Прочие	1,1	–

Итого	88,7
-------	------

Интенсивность сброса регламентных ЖРО в р. Течу в 1949–1951 гг. по суммарной активности β -излучателей составляла 2,6 ТБк/сут в период с января по ноябрь 1949 г., 32 ТБк/сут – с декабря 1949 г. по февраль 1950 г. и возросла до 160 ТБк/сут в период с марта 1950 г. по ноябрь 1951 г. Всего, по оценкам 1950-х гг., в течение 1949–1951 гг. в р. Течу регламентных ЖРО было сброшено около 110 ПБк по суммарной активности β -излучателей. Доля активности α -излучающих радионуклидов в суммарном сбросе не превышала 0,0005 %. В сбросной воде от 40 до 70 % активности оказывалось в виде сорбированной на взвеси и 30–60 % – в растворенном состоянии. В растворе находились почти весь цезий и 75 % стронция, а в осадке оставались почти все количество редкоземельных элементов и большая часть циркония и ниобия. Для снижения сбросов ЖРО в р. Течу сброс больших объемов низкоактивных неочищенных ЖРО был переключен в заболоченную низину вблизи завода «Б» (Старое Болото, или водоем В-17) [127].

В августе 1951 г. между плотинами П-2 и П-4 на месте ранее существовавшего Кокшарова пруда был создан водоем В-3 емкостью 400000 м³ [97]. Превращение водоемов В-3 и В-4 в бассейны выдержки ЖРО и снижение активности радионуклидов были основаны на природной очистке вод от активности при их отстое вследствие осаждения взвесей, несущих активность плохо растворимых и сорбирующихся радионуклидов (до 40 % общей активности ЖРО), и радиоактивного распада радионуклидов. Время выдержки протекающей загрязненной воды в накопителях до окончательного сброса ее в р. Течу достигало, по данным разных исследований, 36 сут [127]. Ряд мер, реализованных позже и направленных на промывку р. Течи, наоборот, способствовал ее радиоактивному загрязнению. С целью бурения геологических скважин на дне водоема В-3 6 октября 1951 г. из него в течение 14 ч было спущено 75–80 % воды (300 тыс. м³) в Метлинский пруд (В-4), а затем в р. Течу. Расход воды через плотину П-4 при этом мог достигать 6 м³/с. Для улучшения радиационной обстановки в районе прудов-отстойников в октябре 1951 г. был осуществлен один из самых значительных сбросов воды в ходе «промывки» технологических водоемов В-3 и В-4. С 13 по 17 октября через створ плотины П-4 в р. Течу была спущена вода из указанных водоемов. С 17 по 22 октября при открытых плотинах П-3 и П-4 дополнительно были открыты шандоры плотины П-2 для

«промывки» водоемов-отстойников водой из оз. Кызылташ. Вода через створ плотины П-2 сбрасывалась с расходом около $30 \text{ м}^3/\text{с}$ 6 сут, общий объем ее составил около 15 млн м^3 . Вместе с водой в речную систему попало большое количество взмученных донных отложений, загрязненных радионуклидами. Большая их доля осела за пределами прудов в Асановских болотах [97, 127].

Перенос сброса САО в оз. Карачай (28 октября 1951 г.) позволил снизить удельную активность воды в водоемах-отстойниках В-3, В-4 и р. Тече примерно в 20 раз, но не решил радиозэкологических проблем загрязнения реки полностью. Низкоактивные отходы продолжали поступать в Теченский каскад водоемов [127].

Сбросы загрязненной воды проводили также в 1954 и 1955 гг. (сбросы из оз. Кызылташ в р. Течу), в 1958 г. (сброс 7900000 м^3 из оз. Бердяниш с последующей промывкой оз. Бердяниш водой оз. Иртыш, а также сильная фильтрация через тело плотины водоема В-10) [97].

На рисунке 3 показана схема р. Течи с населенными пунктами, в том числе отселенными. На рисунке 4 изображена схема формирования защитных гидротехнических сооружений на р. Тече – Теченского каскада водоемов.



Рисунок 3 – Расположение населенных пунктов на р. Тече [14]

Размещение радиоактивных отходов в естественных и искусственных водоемах предопределило загрязнение подземных вод. Наиболее значимо загрязнение в окрестностях водоемов В-9, В-17 и Теченского каскада. Основными компонентами-загрязнителями являются техногенные долгоживущие радионуклиды (^{90}Sr , ^3H , ^{137}Cs) и токсичные вещества (нитрат-, сульфат-ионы).

Предполагается, что в период 1949–1954 гг. в точке сброса ЖРО поступило, в частности, $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} - 47,1$ кКи, из них 30,3 кКи – в растворенном состоянии, остальные – в составе природных и техногенных взвешенных частиц. $^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba}$ поступило 49,9 кКи, из них 42,4 – в составе взвешенных частиц, остальное – в растворенном состоянии. В створе с. Муслумово сток $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ за этот период составил 29,3 кКи, $^{137}\text{Cs} + ^{137\text{m}}\text{Ba} - 5,6$ кКи [104].

В 1956 г. сооружена плотина № 10, но из-за высоких темпов заполнения водоема В-10 в 1964 г. была сооружена плотина № 11, которая образовала новый водоем – В-11. Заполнение водоема В-11 жидкими РАО начато в 1966 г.

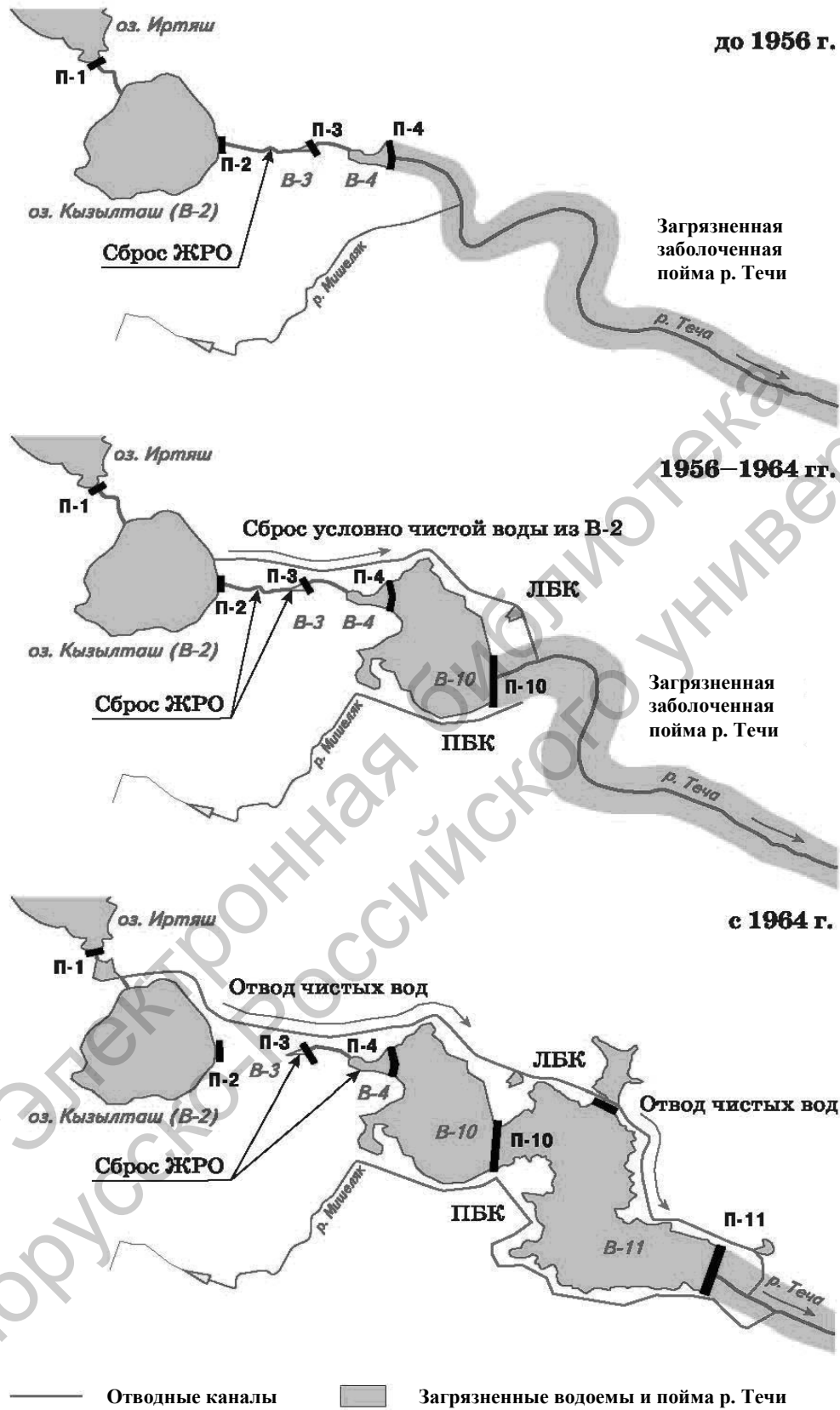


Рисунок 4 – Гидротехнические методы регулирования стока жидких радиоактивных отходов [14]

В Теченском каскаде водоемов накоплено около $3,1 \cdot 10^5$ Ки долгоживущих β -активных нуклидов. Водоемы являются источником поступления радионуклидов в приземный слой воздуха, подземные и поверхностные воды. Фильтрация загрязненных вод в открытую гидрографическую систему р. Течи происходит через и под боковыми ограждающими дамбами в ПБК и ЛБК, а также под телом плотины № 11 [129–131].

В 2007–2008 гг. были завершены работы по сооружению противофильтрационного экрана в теле плотины. В 2009 г. создана система мониторинга состояния плотины с использованием пьезометров. В настоящее время содержание ^{90}Sr в воде В-11 – 1200–1700 Бк/л, ^{137}Cs – 0,6–1,3 Бк/л. В донных отложениях В-11 активность ^{90}Sr по старому руслу – 240000–370000 Бк/кг, ^{137}Cs – 30000–160000 Бк/кг. Распространение загрязненных подземных вод проходит до обводных каналов. На участке к югу от В-11 ореол загрязненных подземных вод распространяется до 200 м к югу от ПБК. Суммарные фильтрационные потери из водоемов ТКВ могут достигать 15 млн м³ в год. При этом в 2006–2009 гг. в реку из ЛБК поступало около 13 Ки ^{90}Sr в год, из ПБК – около 17 Ки в год. Основной фильтрационный поток из В-11 проходит под телом плотины, поступления ^{90}Sr с этим потоком не наблюдается и не прогнозируется, что обусловлено высокими сорбционными свойствами грунта. Зависимость между суммарным фильтрационным поступлением ^{90}Sr в каналы и уровнем водоема В-11 имеет нелинейный характер и возрастает от 8 Ки в год (при уровне воды 215,5 м) до 50 Ки в год (при уровне 216,8 м) [17].

В 2010 г. активности ^{90}Sr и ^3H в обводных каналах несколько увеличились по сравнению с 2009 г. и составили в ЛБК 6,0 и 330 Бк/л соответственно, в ПБК – 63,5 и 420 Бк/л. Объемная активность ^{137}Cs несколько уменьшилась в 2010 г. и составляла: в ЛБК – 0,34 Бк/л и в ПБК – 0,4 Бк/л [129–131].

Распространение Карачаевской линзы также может оказывать влияние на загрязнение речной системы. Еще до 2007 г. ареалы распространения нитрат-иона (по изолинии, равной ПДК), ^{90}Sr , U, ^{60}Co (по изолиниям, равным уровням вмешательства) перекрывали русло р. Мишеляк в верхнем течении, а ареал ^3H приближался к руслу [15, 34]. В р. Мишеляк, по данным ЦЗЛ ПО «Маяк», активность ^{90}Sr в 2007–2010 гг. колебалась от 0,05 до 1,55 Бк/л, активность ^{137}Cs – 11,7 Бк/л и менее, ^3H – от 42 и менее до 680 Бк/л [129–131].

2.3 Образование Восточно-Уральского радиоактивного следа и Карачаевского следа

Ситуация с загрязнением окружающей среды принципиально изменилась в 1957 г. в результате взрыва емкости с высокоактивными ЖРО. Проблема приобрела региональный масштаб. Из-за аварии произошло радиоактивное загрязнение части территорий Челябинской, Свердловской и Тюменской областей России.

В 16 ч 20 мин 29 сентября 1957 г. емкость взорвалась и ее содержимое было вовлечено в облако взрыва и рассеяно в атмосфере. Согласно современным представлениям наиболее вероятная причина произошедшего заключается в спонтанном тепловом взрыве сухого остатка солей. Мощность взрыва оценивается в 20–120 т тринитротолуола. В результате взрыва крышка каньона была сорвана, образовалась воронка диаметром 20 м и глубиной 9–10 м.

Из хранившихся в емкости $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк около 90 % активности (преимущественно в виде крупнодисперсного материала) осело в непосредственной близости от места взрыва – в пределах промышленной площадки предприятия. Остальные $7,4 \cdot 10^{16}$ Бк были вовлечены в процессы атмосферного переноса. В результате образовался радиоактивный след, получивший впоследствии наименование «Восточно-Уральский радиоактивный след» (ВУРС) (таблица 4) [127].

Ось максимального загрязнения прошла через н. п. Бердяниш, Салтыкова, Галикаева, Русская Караболка и далее до Тюмени [124].

С октября 1951 г. главный поток жидких радиоактивных отходов производства был направлен в естественное болото верхового типа Карачай (превратившееся в результате в искусственное озеро под названием «Водоём В-9»), где постепенно накопилось, по официальным данным, более 120 МКи активности, из них 40 % ^{90}Sr и 60 % ^{137}Cs . Радионуклиды до начала работ по засыпке водоёма распределились ориентировочно следующим образом: 7 % – в воде, 41 % – в суглинках ложа водоёма, 52 % – в подвижных донных отложениях [14]. В апреле 1967 г. на территории к востоку, северо-востоку и юго-востоку отмечали выпадения радиоактивной пыли. В состав выпадений входили ^{137}Cs (48 %), $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (34 %) (таблица 5) [124]. Радиоактивные выпадения были обусловлены ветровым переносом радиоактивной пыли с оз. Карачай, вызванным необычными, по сравнению со средними многолетними, погодными условиями:

- недостаточным количеством атмосферных осадков в течение зимнего периода времени 1966–1967 гг.;
- ранней и сухой весной;
- наличием сильных порывистых ветров.

По данным метеорологической станции ПО «Маяк», в течение декабря–марта выпало около 36 мм осадков, что составляло всего лишь 10 % средней многолетней нормы, характерной для этого периода времени. Ранняя весна привела к тому, что уже к 20 марта снеговой покров отсутствовал и верхний слой почвы был сухим. Дальнейший рост температуры способствовал прогреву почвы и возникновению условий повышенного пылеобразования. В связи с резким понижением уровня воды в водоёме Карачай произошло оголение береговой полосы озера и вовлечение в пылеобразование радиоактивных донных отложений [14].

Радиохимическими и γ -спектрометрическими определениями состава загрязнения, проведёнными на различных пробах окружающей среды (фильтры, планшеты, естественная и культурная растительность, почва), установлено, что радиоактивное вещество было представлено долгоживущими радионуклидами, главным образом ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce . Изотопный состав смеси радиоактивных веществ в различных пробах объектов окружающей среды был примерно одинаков и для дальнейших расчётов (по результатам контрольных измерений проб почвы) был принят следующим: $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} - 34\%$; $^{137}\text{Cs} - 48\%$; $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr} - 18\%$ [14].

В наибольшей степени были загрязнены: Метлино (ОНИС), Большой Куяш, Голубинка, Сарыкульмяк, Худайбердинск [169]. Территория, загрязненная в 1967 г. донными отложениями оз. Карачай, получила наименование Карачаевского радиоактивного следа (КРС).

В таблицах 4 и 5 показан радионуклидный состав выпадений на ВУРСе и КРСе.

Хотя на ВУРСе первоначально выпало только 5,4 % ^{90}Sr от всей активности, через несколько лет, вследствие распада короткоживущих радионуклидов, именно ^{90}Sr стал определять уровень радиоактивного загрязнения территории и был выбран в качестве реперного радионуклида. На КРСе ведущим радионуклидом оказался ^{137}Cs , хотя выпадения ^{90}Sr также были значительными. Наиболее существенным отличием сравниваемых радиационных ситуаций является количество облученного населения и размер загрязненной территории (таблица 6). На р. Тече размер затапливаемой поймы в среднем не превышал нескольких сот метров, что в совокупности составило 80 км² по всей реке.

Таблица 4 – Характеристика радиационного выброса и начальный запас радионуклидов на территории ВУРСа за пределами промплощадки [1, 175]

Радионуклид	Процент	Запас, ПБк	Вид излучения	Период полураспада
^{89}Sr	Следы	–	$\beta + \gamma$	50,5 сут
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	5,4	2,0	β	29,1 года
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	24,8	18,4	$\beta + \gamma$	64 сут
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	3,7	2,7	$\beta + \gamma$	1,01 года
^{137}Cs	0,036	0,26	$\beta + \gamma$	30 лет
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	66,0	48,7	$\beta + \gamma$	284 сут
$^{147}\text{Pm}, ^{155}\text{Eu}$	Следы	–	$\beta + \gamma$	2,62 года
^{239}Pu	Следы	0,0014	α	24100 лет

Таблица 5 – Радионуклидный состав выпадений на Карачаевском следе [140]

Радионуклид	Процент	Суммарный запас*
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	34	0,22 ПБк
^{137}Cs	48	
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	18	
<i>Примечание – * – в пределах изолинии 3,7 кБк·м⁻²</i>		

Таблица 6 – Масштабы радиационных аварий [175]

Радиационный инцидент	Площадь, км ²	Количество населенных пунктов	Количество населения, тыс. чел.
Р. Теча	~80*	39	23,5 [83]
ВУРС	23000**(по ^{90}Sr)	217	270 [67]
	560***(по ^{90}Sr)	19	10 [67]
Карачаевский след	1800**(по ^{137}Cs)	42	42 [140]
<i>Примечание – * – средняя ширина загрязненной поймы ~ 150–200 м; ** – при плотности загрязнения > 3,7 кБк/м² (0,1 Ки/км²); *** – при плотности загрязнения >74 кБк/м² (2 Ки/км²)</i>			

В первоначальный период сбросов ЖРО в систему р. Течи основная часть активности поступала в рацион населения с питьевой водой.

В остальных ситуациях главным источником активности было продовольствие. На ВУРСе среди ряда радионуклидов первые три года преобладал $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$, затем приоритет стал принадлежать ^{90}Sr . На следе 1967 г. в составе продуктов в течение ряда лет практически в одинаковых количествах содержались ^{137}Cs и ^{90}Sr [175].

Преобладание ^{90}Sr в качестве основного дозообразующего радионуклида является существенным отличием ЮУПТРИ от других загрязненных территорий. В других регионах, в частности на территории Чернобыльской аварии, из долгоживущих радионуклидов ведущая роль принадлежала ^{137}Cs . Он же преобладает в рационе местных жителей.

3 Миграция радионуклидов в экосистемах

3.1 Исследование способности радионуклидов мигрировать в почвах и донных отложениях

3.1.1 Подвижные формы содержания радионуклидов в почве и донных отложениях.

Исследование распределения радионуклидов по почвенному профилю в отдаленные сроки после атмосферных выпадений проводили практически с первых лет после формирования Восточно-Уральского радиационного следа. Более поздние аварийные ситуации, в особенности авария на Чернобыльской АЭС, позволили получить богатый материал для сравнения и анализа.

Важнейшим фактором, определяющим характер динамики распределения по почвенному профилю выпавших на поверхность радионуклидов, является содержание подвижных форм, способных к вертикальной миграции.

Под неподвижной формой содержания радионуклидов подразумевается такая форма, когда мигрант закреплен в корневых системах растений и в почвенном поглощающем комплексе в результате корневого поглощения, адсорбции и осаждения в составе органических и органоминеральных комплексов или илистых частиц, задержанных почвой при лессиваже. Все остальное считается подвижной формой [86, 175]. Однако в ряде исследований подвижной формой называют радионуклиды, которые экстрагируются слабым (1 М) раствором кислоты [4].

В большинстве случаев содержание подвижных и неподвижных форм радионуклидов определяют путем последовательной экстракции дистиллированной водой, раствором нейтральной соли и раствором кислоты. При этом выделяют водорастворимые, обменные и кислоторастворимые формы. Не экстрагировавшиеся радионуклиды считают прочно фиксированными. Рассчитывают также коэффициент подвижности ^{90}Sr в почвах разных ландшафтов, представляющий собой отношение суммы водорастворимых и обменных форм к сумме кислоторастворимых и фиксированных форм [90, 160].

Предложены различные модели вертикальной миграции радионуклидов. Согласно модели Миллера-Рейтемейера, их перемещение в почве аналогично перемещению в хроматографической колонке. По модели Торнтвайта, с каждым объемом фильтрующейся воды из почвы вымывается постоянная часть ионов. В. М. Прохоров считал, что причина передвижения – градиент концентрации, механизм – диффузия. Коэффициент диффузии изменяется в зависимости от сложения почв, степени их гумусированности и т. д. Также причинами вертикальной миграции могут быть кольматация и конвективный перенос в поровом пространстве – вниз с гравитационным током воды и при капиллярном поднятии растворов. ^{90}Sr при низкой влажности почвы остается в слое внесения, при затоплении почвы и фильтрации через нее гравитационной воды почвенный раствор разбавляется и ^{90}Sr перемещается 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 воды [160].

По мере накопления информации о распределении радионуклидов по профилю почв в разные сроки после выпадения на поверхность были разработаны и усовершенствованы различные модели миграции радионуклидов в почве.

З. Г. Андропова и др. в 1973 г. установили, что согласно многочисленным данным по распределению ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенном профиле различных типов почв в природных условиях вертикальная миграция радионуклидов происходит под воздействием комплекса факторов, основными из которых являются диффузия свободных и адсорбированных ионов, фильтрация с почвенными растворами, перемещение почвенных частиц, передвижение по корневым системам растений, а для почв с близким залеганием грунтовых вод – капиллярный подток влаги к поверхности почвы. На базе систематизации и математической обработки имеющегося материала по вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почве они

предложили модель миграции и определили ее параметры для трех типов почв. Представленные параметры, по их мнению, свидетельствуют о том, что скорость диффузного переноса ^{90}Sr во всех типах почв примерно одинакова и не превышает 0,17 см в год. Скорость массопереноса несколько выше и не превышает 0,23 см в год. Скорость суммарного переноса находится в пределах 0,3–0,4 см в год. Указанные величины для ^{137}Cs несколько ниже, чем для ^{90}Sr [9]. В. А. Батулин, применяя модель, также основанную на использовании величин коэффициентов диффузии и конвективного переноса, приводит величину скорости смещения максимума концентрации радионуклидов, также равную 0,3–0,4 см в год (хотя приведенные в той же работе табличные данные фактического распределения ^{137}Cs в черноземной почве через 30 лет после аварии имеют максимумы на глубине 3 и 4 см) [18].

В Чернобыльскую зону попали территории с различными характеристиками почвенного покрова. В загрязнённых районах Беларуси преобладают малоплодородные дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глеевые песчаные и супесчаные почвы с низкой сорбционной способностью, а также торфяно-болотные почвы, что обуславливает повышенную подвижность радионуклидов и поступление их в сельскохозяйственные цепочки. Почвы с высоким уровнем плодородия и почвы тяжёлого гранулометрического состава (чернозёмы, серые лесные) имеют высокую ёмкость катионного обмена, что определяет более прочную сорбцию радионуклидов. В 1986 г. содержание наиболее доступной для растений обменной формы ^{137}Cs в почвах варьировало от 9,5 до 30 %. Радионуклиды, выпавшие на почву, со временем фиксируются твёрдой фазой. В настоящее время в дерново-подзолистых почвах лёгкого гранулометрического состава доля обменного ^{137}Cs составляет от 5,3 до 13,7 %; в средне- и тяжёлосуглинистых дерново-подзолистых, серых лесных почвах и чернозёмах – от 2,6 до 7,5 %. ^{90}Sr фиксируется почвами преимущественно по обменному типу, поэтому содержание его обменной формы достигает 70–90 % [16].

По мнению С. В. Мамихина, на сегодняшний день нет общепринятого количественного показателя, отражающего биологическую доступность радионуклидов, т. е. функцию свойств почвы. Поэтому он предлагает в качестве основного показателя биологической доступности радионуклидов использовать отношение содержания радионуклида в водорастворимой и обменной формах к его общему содержанию в почве [85].

3.1.2 Абиотические факторы, влияющие на миграционную способность радионуклидов.

Многолетние исследования позволяют выделить основные группы факторов, оказывающих влияние на миграционную способность радионуклида.

1 Физико-химические свойства его соединений, содержащихся в атмосферных выпадениях.

2 Физико-химические свойства его соединений, образовавшихся при взаимодействии с веществом почвы или донных отложений. Состав и свойства вещества почвы или донного грунта в свою очередь зависят от их генезиса и характера сезонных флюктуаций параметров.

3 Время взаимодействия радионуклида с веществом почвы или донного грунта. При оценке влияния времени необходимо учитывать сроки перемещения радионуклидов по генетическим горизонтам либо слоям, обладающим разнообразными физико-химическими свойствами. Известно, что условия и форма нахождения радионуклидов в почве значительно различаются в зависимости от глубины залегания рассматриваемого слоя и к тому же меняются со временем [85].

Основные различия поведения радионуклидов в экосистемах связаны с их химическими свойствами. Так, ^{90}Sr относится к группе элементов с обменным типом поведения. Его подвижность увеличивается в присутствии 2-валентных катионов. Этим объясняется мобилизирующее действие продуктов разложения растительного опада. ^{137}Cs в основном закрепляется в «ловушках» слоистых минералов, поэтому на его поведение практически не влияет pH и присутствие лигандов. На его поведение влияет конкуренция с K. ^{90}Sr вытесняется из ППК катионами с разной валентностью. Десорбция ^{137}Cs не зависит от атомного веса и валентности вытесняющих катионов. Прочность закрепления радионуклидов в ППК фактически не зависит от концентрации (в пределах микроколичеств) и от формы (ионной или коллоидной), в которой они поглощены почвой [160].

В. В. Мартюшов и др., основываясь на результатах многолетних исследований по миграции ^{90}Sr в профиле почвенного покрова ВУРСа, отмечают, что миграция ^{90}Sr вглубь почвенного горизонта определяется типом почв и временем с момента выпадения радионуклида. Первоначально выпавший на поверхность ^{90}Sr был практически полностью сосредоточен в самом верхнем слое (0–1, 0–2 см) почв. Однако уже через 10 лет в результате миграционных процессов определенное количество ^{90}Sr было обнаружено на глубине 20–30 см. Так, в зависимости от степени увлажнения в

верхнем 0–10-сантиметровом слое почв содержалось 71–98 %, в слое 10–20 см – 1–24 % и в слое 20–30 см – от следовых количеств до 5 % от всего запаса в профиле. В последующие 10–16 лет в результате миграционных процессов относительный запас ^{90}Sr в верхнем 0–10-сантиметровом слое почв уменьшился в 2 и более раза и резко увеличился в нижерасположенных горизонтах. Запас ^{90}Sr в слое 0–10 см через 36 лет после аварии в почвах ВУРСа составил 42–71 %, в слое 10–20 см – 21–39 % и в слое 20–30 см – 7–26 % от запаса в профиле. В этот период наблюдения наиболее четко проявлялось влияние режима увлажнения почв на миграцию ^{90}Sr по почвенному профилю. Наблюдения В. В. Мартюшова и др. также показали, что скорость миграции ^{90}Sr в верхней части профиля почв находится в пределах 0,1–0,8 см/год, достигая наибольшего значения на почвах, отличающихся постоянным переувлажнением. Для разных типов почв они указывают различные коэффициенты диффузии и конвективного переноса [90]. Необходимо отметить, что приведенные значения вклада диффузии и конвективного переноса трудно объяснить исходя из свойств почв и природных условий. Так, вклад конвективного переноса ниже всего оказался у серой лесной почвы, которая формируется в условиях промывного водного режима. Соответственно, у этой же почвы наиболее высок вклад диффузии, хотя в природных условиях она обладает выраженной структурностью и высокой скважностью аэрации, что должно препятствовать диффузии между структурными агрегатами. Логично было бы предполагать, что диффузия играет наибольшую роль в болотной почве, формирующейся в условиях застойного водного режима, где минимальным должен быть как раз конвективный перенос.

Значение водного режима почвы для скорости миграции радионуклидов и характера их распределения по почвенному профилю подчеркивают и другие авторы, проводившие исследования вне территории ВУРСа. Так, Т. В. Арастович отмечает существенные различия между глееватой и глеевой дерново-подзолистой почвами и указывает, что в Гомельской области на дерново-подзолистых глееватых почвах в 2000 г. в слое 0–10 см содержалось 83–92 % ^{137}Cs от его запаса в 30-сантиметровом слое. В дерново-подзолистой глеевой почве в 2000 г. в слое 0–10 см содержалось 43 % ^{137}Cs . То есть при повышении гидротермического коэффициента миграция ^{137}Cs ускорялась. В слое 0–10 см глееватой почвы к 2000 г. содержалось 68–72 % ^{90}Sr от запаса в слое 0–30 см, а в глеевой – 30 %. Большая часть ^{90}Sr – 44 % – в глеевой почве находилась в слое 10–20 см [11].

Во влажной почве (коэффициент обводненности (КО) – соотношение объема воды и массы почвы – 0,2) подвижность снижается в ряду $^{90}\text{Sr} \gg ^{137}\text{Cs} > ^{144}\text{Ce}$. В почвенной суспензии (КО – 2,0) подвижность ^{90}Sr снижается, а ^{137}Cs и ^{144}Ce увеличивается. В результате подвижность ^{137}Cs и ^{144}Ce приближается к ^{90}Sr . Как было установлено А. В. Трапезниковым с соавторами, увеличение миграционной способности ^{144}Ce и ^{137}Cs происходит под воздействием воднорастворимого вещества почвы, которое наиболее интенсивно переходит в жидкую фазу при КО, равном 1–2. Общее количество радионуклидов в растворе в значительной степени возрастает по мере увеличения увлажнения почв [160].

С увеличением степени обводненности почв отмечается рост миграционной способности радионуклидов. Содержание ^{90}Sr в слое 0–10 см может варьировать от 70 % от запаса в профиле 0–50 см на незатопляемых участках поймы до 6–24 % на почвах с избыточным увлажнением. Для ^{137}Cs 80 и 40 % соответственно [92].

По данным Е. Н. Караваевой и И. В. Молчановой, в почвенной суспензии (КО > 1) миграционная способность цезия приближается к таковой у стронция, они связывают это с растворением органического вещества почвы [57]. Следует отметить, что большая часть органического вещества почвы не растворяется в воде.

По мнению ряда авторов, с увеличением степени гидроморфности почв скорость вертикальной миграции радионуклидов возрастает. Наиболее быстрая миграция отмечена для торфяных почв – уже через 7–8 лет после аварии на ЧАЭС ^{137}Cs был зарегистрирован на глубине до 20 см [16]. Однако необходимо учитывать, что в переувлажненной гидроморфной почве некапиллярные поры могут быть заполнены водой, что исключает перенос радионуклидов нисходящим потоком гравитационной воды. Капиллярные силы в гидроморфных почвах, напротив, формируют восходящий поток, который может полностью компенсировать диффузию. Следовательно, наиболее благоприятные условия для миграции радионуклидов вниз по профилю создаются в автоморфных почвах с промывным водным режимом.

Многолетние исследования миграции радионуклидов техногенного происхождения в почвах показывают, что значительная часть ^{90}Sr и ^{137}Cs довольно быстро переходит в неподвижные формы [175]. З. Г. Антропова и др. на основании данных, полученных на ВУРСе, заключают, что уже к концу первого года после выпадений на поверхность содержание обменного ^{137}Cs в почве было 3–15 %, а ^{90}Sr – 90–80 %. В дальнейшем биологиче-

ская доступность как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs снижается, что объясняется переходом изотопов в необменное состояние. Доля фиксированного ^{137}Cs за 7 лет пребывания его в почве увеличилась в серой лесной – в 2,5 раза, дерново-подзолистой – 4,5 раза, в черноземе – в 7 раз [9].

В исследованиях почв ВУРСа в первые годы после аварии, когда интенсивно проводились выбор и отработка физико-химических и радиохимических способов и методов исследования миграции ^{90}Sr в почвах, отмечено несколько повышенное, по сравнению с последующими годами, содержание обменных форм ^{90}Sr во всех типах почв разных ландшафтов (от 70 до 90 %), а также пониженное содержание кислоторастворимых форм (от 1 % в черноземах до 10 % в солодах, болотных и дерново-подзолистых почвах). Фиксированные формы составляли 3,0–5,0 % – в черноземах, 5,0–8,1 % – в серых и темно-серых лесных почвах и 10,0–12,6 % – в солодах, дерново-подзолистых почвах и почвах болотного типа. В наименьших количествах в почвах содержатся водорастворимые формы. Причем на почвах с нормальным типом увлажнения содержание их близко к 1,0 %. На почвах с промывным типом увлажнения и на переувлажненных почвах их содержание увеличивается вдвое. Обменные формы вне зависимости от типа почв составляют 40,8–49,9 % от валового содержания ^{90}Sr . Содержание кислоторастворимых форм ^{90}Sr в почвах находится в пределах 24,8–50 %, причем наименьшее их количество, как правило, обнаруживается в переувлажненных, а наибольшее – в обычных по увлажнению почвах. Фиксированные формы составляют от 8,0 до 18,4 % и только на озерно-аллювиальных почвах эта величина равна 34,2 % от валового содержания. В последующие годы соотношение нерастворимых форм мало изменилось, однако наблюдается увеличение до двух-трех раз количества водорастворимых форм. В почвах, отличающихся промывным или периодически промывным, а также избыточным режимами увлажнения, со временем уменьшается содержание обменных форм. Во всех почвах со временем возрастает количество фиксированных форм. Это может свидетельствовать о переходе ^{90}Sr из обменных форм в необменные и фиксированные, а также старении радиоколлоидов стронция в почвах, связанном с уменьшением дисперсности и увеличением размера радиоколлоидных частиц. Содержание различных форм ^{90}Sr в почве в зависимости от времени года колеблется в значительных пределах и носит сезонный характер [90]. В серых лесных почвах под лесом обменоспособность ^{90}Sr увеличивается с глубиной, а содержание водорастворимой формы уменьшается. Соотношение форм ^{90}Sr в разных типах почв не имеет существенных различий. Доля

водорастворимого и обменного ^{137}Cs в луговых почвах и солоди через 30 лет после образования ВУРСа было в 2,5–3 раза ниже, чем через 15 и 20 лет. В остальных почвах содержание подвижного ^{137}Cs не изменилось. Весной на целинных почвах увеличивается содержание обменных форм ^{90}Sr , а осенью – ^{137}Cs [91].

Полученные В. В. Мартюшовым с соавторами данные позволяют сделать вывод, что со временем в почвах, характеризующихся промывным, периодически промывным и избыточным типами увлажнения, наблюдается уменьшение подвижности ^{90}Sr , а в почвах с нормальным типом увлажнения (темно-серые и черноземные почвы) – увеличение [90]. По-видимому, при повышенной влажности подвижные формы быстрее вымываются из почвы и уходят в грунтовые воды. При недостаточной влажности подвижные радионуклиды дольше сохраняются в гумусовом горизонте и могут быть экстрагированы в лабораторных условиях.

Анализ форм ^{90}Sr , проведенный В. В. Мартюшовым с соавторами на черноземно-луговой среднесуглинистой и дерново-подзолистой супесчаной почвах, отобранных на 30-й год после аварии 1957 г., показал, что независимо от типа почвы основное количество радионуклида (85,4–88 % от валового содержания) находится в обменных и кислоторастворимых формах. На долю связанных и необменных форм приходится около 10 %. Водорастворимые формы составляют 2–3,7 % от валового содержания. В водорастворимой форме ^{90}Sr находится преимущественно в виде катионных (72–76 % от количества водорастворимых форм) и нейтральных (23–24,4 %) комплексов. С анионными комплексами связано незначительное содержание ^{90}Sr [90].

Результаты исследований В. З. Мартюшова с соавторами показывают, что за более чем 30-летний период взаимодействия ^{90}Sr с черноземом выщелоченным (суходольный луг) произошло резкое ослабление связи радионуклида с анионными формами и значительное ослабление связи с нейтральными формами. В дерново-подзолистой почве содержание анионной формы ^{90}Sr уменьшилось с 26 до 17 %, в то время как содержание нейтральной формы увеличилось с 8 до 27 %, а состояние катионной формы практически не изменилось. Содержание катионной формы ^{90}Sr в серой лесной почве также существенно не изменилось. В слое 0–5 см уменьшилась доля анионной формы с 44 до 4 %, в слое 5–10 см – с 20 до 1 %. Доля нейтральной формы состояния ^{90}Sr в слое почвы 5–10 уменьшилась с 16 до 10 %. В выщелоченном черноземе содержание катионной формы ^{90}Sr увеличилось в слое 0–20 см с 51 до 78 %, анионной – уменьшилось

с 9 до 0,2 %, нейтральной – с 40 до 22 % [91]. Поскольку анионная форма ^{90}Sr может находиться в составе органического вещества почвы, уменьшение ее содержания может быть связано с разложением загрязненной биомассы и грубого гумуса.

Л. М. Перемыслова с соавторами считают, что значения коэффициента подвижности для разных типов почв отличаются незначительно и составляют 1–2. Используя ранее полученные зависимости коэффициента распределения ^{90}Sr от срока пребывания в различных типах почв, они рассчитали изменения биологической доступности со временем. Согласно их расчетам биологическая доступность ^{90}Sr в последние годы (на 1999 г.) практически не менялась. В целом, биологическая доступность ^{90}Sr за 40 лет уменьшилась в 7–10 раз [120].

На бедных легких почвах Белорусского Полесья поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs несколько иное, чем на почвах ВУРСа. Доступность растениям ^{137}Cs в почве со временем снижается вследствие его перехода в необменно-поглощенное состояние, а подвижность ^{90}Sr остается высокой и имеет тенденцию к возрастанию. Основное количество ^{137}Cs (70–84 %) находится в прочносвязанной форме. Для ^{90}Sr , наоборот, характерно преобладание легкодоступных для растений водорастворимой и обменной форм, которые в сумме составляют 53–87 % от валового содержания. Отмеченные изменения обусловили разную биологическую доступность указанных радионуклидов. Установлено, что на кислых, малогумусированных почвах доля подвижных форм радионуклидов выше, чем на высокоплодородных [141].

А. П. Кравец проанализировал большое количество данных собственных экспериментов и материалов других исследователей и оценил влияние свойств почвы на коэффициент перехода радионуклидов из почвы в растения. В частности, оценены влияние типа почвы, материнской породы, механического состава, ёмкости поглощения и состава ионов, концентрации носителей, органический и минералогический состав, содержание калия и других солей, рН почвенного раствора и другие параметры [71].

Выявленные разными исследователями изменения содержания подвижных форм радионуклидов могут значительно различаться. Так, И. Т. Моисеев с соавторами показали, что в модельно-полевом опыте со временем не наблюдалось увеличение перехода ^{137}Cs в необменное состояние. На второй и третий годы содержание в почве водорастворимой и обменной форм ^{137}Cs было выше, чем в первый год [102].

В. Ю. Агеец представил результаты исследований динамики доступных для растений форм радионуклидов (суммы водорастворимой, об-

менной и подвижной форм). С 1987 г. по 1997 г. в дерново-подзолистых, дерново-глеевых и пойменных почвах содержание доступных форм ^{90}Sr колебалось в пределах 81–97 %, но в целом осталось на прежнем уровне. Содержание доступных форм ^{137}Cs последовательно уменьшалось во всех почвах и в 1997 г. было в несколько раз ниже, чем в 1987 г. [4]. Необходимо отметить, что представленные данные о содержании отдельных фракций ^{90}Sr и ^{137}Cs в разнообразных почвах показывают, что содержание радионуклидов в водном экстракте относительно стабильно, а содержание в экстрактах ацетата аммония и 1 М соляной кислоты в разных почвах может различаться в несколько раз [4].

Исследовано большое количество факторов, влияющих на миграцию радионуклидов. Например, выяснено, что внесение минеральных удобрений способствовало миграции радионуклида вглубь почвы [91]. В почвах, содержащих больше гумуса, обменных оснований и илистых частиц, радионуклиды фиксируются прочнее [160]. Показано, что содержание и состав водорастворимой фракции ^{137}Cs в почве зависят от типа почвы, генетической природы почвенного слоя, времени с момента выброса и физико-химической природы радиоактивных выпадений [2].

Для радиоцезия важнейшими факторами, оказывающими влияние на поступление его в сельскохозяйственную продукцию, были признаны емкость поглощения почвы, количество обменного калия и стабильного цезия, кислотность почв, их механический и минералогический состав. Однако количественно охарактеризовать эти зависимости удалось только для содержания обменного калия в почве, причем достоверность полученных закономерностей оказалась низкой [85].

В суглинистых почвах моренных холмов Среднерусской возвышенности (со слабым промывным режимом) радионуклиды сосредоточены в верхней части почвенного профиля (до 20 см) и отношение ^{137}Cs к ^{90}Sr близко к их соотношению в выпадениях (2 и 1,7 соответственно). При более интенсивной фильтрации в песчаных почвах боровой террасы это соотношение увеличивается до 3,3, т. к. часть ^{90}Sr выносится за пределы почвенного профиля, а заметные количества его обнаруживаются до глубины 50 см. Относительное накопление радионуклидов наблюдается в поймах и в заболоченных почвах непроточных межрядовых понижений. В этих почвах самое высокое отношение ^{137}Cs к ^{90}Sr – 8,6. В водах, дренирующих данную территорию, 0,7–2,5 пКи/л ^{90}Sr и 0,02–0,2 пКи/л ^{137}Cs [27].

Основные количества ^{90}Sr и ^{137}Cs накапливались преимущественно в поверхностных горизонтах почв, приуроченных к понижениям местности

водораздела, и в лугово-болотных и лугово-черноземовидных почвах пойм [179]. На ненарушенных почвах баварских лугов в 1988 г. 50 % ^{137}Cs и ^{134}Cs чернобыльских выпадений содержалось в слое 2,4 см, а в 2001 г. – в слое 5,3 см [183].

Влияние рельефа в период невысоких стабильных глобальных выпадений проявлялось меньше, чем в период более активных выпадений. В Белгородской области почвы склонов в 1971 г. характеризовались тем же содержанием ^{90}Sr , что и почвы плакорных участков, тогда как в 1963 г. его содержание было в два раза большим [162].

3.1.3 Влияние биотических факторов на миграцию радионуклидов в почве.

Целесообразно выделить также условно подвижные формы радионуклидов, которые перемещаются с помощью биотических компонентов педосферы. При этом часть из них перемещается роющими животными и детритофагами независимо от физико-химической формы, а другие, биологически доступные, включаются в локальный кругооборот.

Исследование миграции ^{137}Cs через 15 лет после аварии на ЧАЭС показывает, что ее моделирование и прогнозирование не может осуществляться без учета биотических факторов [183].

А. П. Кравец проанализировал большое количество данных собственных экспериментов и материалов других исследователей и оценил влияние биотических факторов на коэффициент перехода радионуклидов из почвы в растения. При недостатке доступных минеральных элементов питания растения способны снижать рН среды (первая стратегия сидерации) либо выделять хелатирующие агенты (вторая стратегия сидерации). Объем корневых выделений в стрессовой ситуации может достигать 50 % прироста биомассы [71]. А. П. Кравец показал, что на эффективность деструкции «горячих частиц» в монолитах из зоны отчуждения Чернобыльской АЭС и доступность радионуклидов для растений оказывают значительное влияние такие факторы, как характер почвенной микрофлоры, вид растений и плотность их посева [71].

Физиологическое состояние растений и циркадные ритмы также оказывают влияние на содержание в почве подвижных форм радионуклидов. А. Н. Летова показала, что в модельной системе в ночные часы ^{90}Sr , ^{137}Cs максимально выделяются из растения в раствор, а в дневные – накапливаются [82].

Скорость миграции и распределения радиоизотопов по профилю почв в значительной степени определяется комплексом факторов, характеризующих тип биогеоценоза. Так, скорость миграции стронция выше в почвах под лесной растительностью по сравнению с лугами. Величина его периода полувыведения из 0–5-сантиметрового слоя почвы для лесных биогеоценозов составляет около 10 лет, для луговых – 50 лет [8].

По мнению А. И. Щеглова, в хвойных лесах при оподзоливании растворение пленок и вынос гидроксидов железа способствует проникновению ионов цезия в межпакетные промежутки лабильных минералов и его необменному закреплению, в то время как в почвах лиственных ценозов наличие пленок гидроксидов железа на поверхности зерен минералов и агрегатов препятствует этому проникновению [172].

В хвойных насаждениях пространственная неоднородность содержания ^{137}Cs в различных слоях выше, чем в лиственных, что связано с влиянием этих растительных сообществ на первичное распределение аэраль-ных выпадений. Максимальные запасы ^{137}Cs отмечаются в дубраве, минимальные – в березняке. Почвы сосняка занимают промежуточное значение. Это связано с тем, что в апреле 1986 г. ассимилирующий аппарат дуба был развит слабо, а в других фитоценозах выпавшая активность была задержана кронами деревьев и больше подвержена ветровому переносу. В почвенном слое 5–15 см сосняка неоднородность наиболее высокая. Это объясняется тем, что данный слой не входит в зону фронтального перемещения ^{137}Cs , а находится в пограничной зоне неравномерного заглабления радионуклидов, толще языковых затеков. В почвах лиственных ценозов вариация менее выражена, что говорит о более равномерном заглаблении ^{137}Cs и большем влиянии биогенной миграции на перераспределение радионуклидов. Зоны максимального и минимального содержания радионуклида в пределах участков в подстилке не совпадают с таковыми в минеральных слоях 0–5 и 5–15 см, где в большинстве случаев эти зоны совпадают [173].

Естественные изменения растительного, а иногда и почвенного покрова, появляющиеся в ходе сукцессии, тоже воздействуют на состояние радионуклидов в почве [85].

Большое влияние на миграцию радионуклидов оказывают процессы, происходящие в лесной подстилке (дернине). Еще в 1959 г. были опубликованы данные о десорбирующем действии водных вытяжек листьев. А. Я. Коготков и Е. И. Белова показали, что десорбирующее действие водных вытяжек хвои и листьев на разнообразные радионуклиды различается [62]. И. В. Молчанова и соавторами [106], изучив влияние

опада древесных растений и условий его разложения на миграцию радионуклидов в трех типах лесных биоценозов Ильменского заповедника, пришли к выводу, что подвижность ^{137}Cs в системе «почва – растение» несколько снижается под воздействием водорастворимых продуктов разложения растительного опада, хотя это воздействие в естественных условиях выражено слабее, чем в модельных системах. Исследования А. В. Трапезникова с соавторами показывают, что водорастворимые продукты разложения хвои сосны и листьев осины повышают подвижность ^{90}Sr и ^{144}Ce по мере увеличения обводненности почв. На ^{137}Cs они производят иммобилизующее действие [160]. Анализируя результаты экспериментов, А. В. Трапезников с соавторами отмечают, что лесная подстилка может длительно удерживать радионуклиды в состоянии, недоступном для корневых систем. При ее минерализации и гумификации образуются мобильные металлоорганические комплексы, способные мигрировать по почвенному профилю. При избыточном увлажнении в анаэробных условиях появляется большое количество подвижных органических соединений, способствующих миграции в почве ряда химических элементов. А. В. Трапезников с соавторами выдерживали загрязненную ^{90}Sr и ^{137}Cs почву в металлических колонках в траншее под открытым небом в трех типах естественных биоценозов. Вынос ^{90}Sr из зоны первоначального внесения в контроле составил 15–20 %, в варианте с добавлением опада – 34–50 %. Листья березы разлагаются быстрее и больше способствуют миграции ^{90}Sr , чем листья осины и хвоя сосны. Подвижность ^{137}Cs под действием опада даже несколько снижается. В естественных системах мощность подстилки существенно меньше, чем в опыте, поэтому различия с контролем практически нет. Кроме того, в естественных условиях корни перехватывают химические элементы, частично возвращая их с опадом и удерживая значительную часть в древостое. Это также способствует снижению миграции [160].

В Белгородской области в 1971 г. в серых лесных суглинистых почвах дубрав 10 % ^{90}Sr обнаружено на глубине 40–70 см. Передвижение и вынос ^{90}Sr из поверхностных горизонтов обусловлены интенсивным разложением листовенной подстилки с образованием легко подвижных соединений щелочно-земельных элементов. Светло-серые супесчаные почвы сосновых лесов характеризуются меньшим выносом, что связано, по-видимому, с замедленностью разложения хвойного опада и меньшим выносом из подстилки щелочно-земельных элементов. Сосновые подстилки в 1971 г. содержали в 2 раза больше ^{90}Sr , чем дубовые. Травы способствуют удерж-

живанию ^{90}Sr в поверхностных горизонтах почвы. В поймах, сопряженных с дубовыми лесами, содержание ^{90}Sr несколько возросло, особенно в поверхностных горизонтах. Заметное количество ^{90}Sr обнаружено в зоне капиллярной каймы на глубине 50–70 см. Значительное количество ^{90}Sr , вынесенного с водоразделов, задерживается в луговых пойменных почвах. В дерновых почвах, сопряженных с сосновыми лесами, накопления ^{90}Sr в 1971 г., по сравнению с 1963 г., не наблюдалось (31 и 39 нКи/м² соответственно) [162].

Радионуклиды в аэрозольной форме в выбросах АЭС имеют субмикронные размеры и поступают на почву, растительность и другие наземные объекты в результате импакционного осаждения. Депозитарием для них в наземных экосистемах служит верхний слой почвы толщиной до 5 см, в котором собирается до 95–98 % активности (в лесу – слой лесной подстилки). Через 10 лет после выпадений не более 0,1 % выпавшей на поверхность почвы активности проникает на глубину 0,5–0,75 м. Горизонтального переноса радионуклидов как с жидким, так и с сухим стоком, накопления их в понижениях местности, а также на геохимических барьерах, в аквальных и супераквальных ландшафтах не установлено [44].

В лесных биоценозах лесостепной зоны Тульской области подстилка не является горизонтом аккумуляции или биогеохимическим барьером на пути миграции радионуклидов. Основным аккумулирующим слоем выступает верхняя 0–5-сантиметровая минеральная толща почв. В сосняках содержание ^{137}Cs в подстилке и в слое 0–5 см выше, чем в березняке, а в слое 5–15 см в 2 раза ниже [173]. Отмечаются значительные различия в количестве дождевых червей в лиственных и хвойных насаждениях [172].

Недостаточно изучено влияние землероев на перемещение радионуклидов в почве, хотя еще в 1973 г. В. И. Маслов отмечал, что на площади 1 га популяции двух видов полевок (водяная и экономка) в течение года перемещают более 5 т грунта. Водяной полевкой при строительстве кормовых нор из слоя почвы 10–15 см на поверхность выносятся около 65 % радиоэлементов [94]. Из общего количества радия, разносимого мигрантами (полевками) за пределы участка повышенной радиоактивности, около 52 % разносится на расстояние 250 м, 33 % – на 500 м, 12 % – на 1000 м и 3 % – на 2000 м [93].

4 Исследование вертикальной миграции радионуклидов на территории ЮУПТРИ

4.1 Распределение радионуклидов по почвенному профилю наземных экосистем

В 2008–2011 гг. было проведено исследование распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю на территории ЮУПТРИ. Для этого были отобраны пробы почвы и подстилки в 130 точках наземных экосистем в ареалах 52 ныне существующих и два отселенных населенных пунктов. Практически во всех точках отбора наиболее загрязненными ^{137}Cs и ^{90}Sr оказались верхний слой почвы и лесная подстилка (в луговых почвах – дернина или степной войлок). Отношение удельной активности радионуклидов в слое 0–10 см к активности в слое 10–20 см не зависело от суммарной плотности загрязнения. В наибольшей степени на величину данного отношения влияет тип экосистемы: в лесных экосистемах среднее значение этого отношения для ^{137}Cs – $20,4 \pm 4,4$, в луговых – $2,9 \pm 1,6$ (хотя встречаются исключения). Для ^{90}Sr различия незначительны: в лесу – $3,4 \pm 0,9$, на лугу – $2,8 \pm 1,5$.

Отношение удельной активности ^{137}Cs в подстилке к активности в слое почвы 0–10 см составило в среднем $0,5 \pm 0,1$, ^{90}Sr – $1,5 \pm 0,2$. Хотя удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке весьма высока, на суммарную плотность загрязнения она не оказывает большого влияния, т. к. объемная масса подстилки на два порядка ниже объемной массы почвы.

Таким образом, значение подстилки в аккумуляции радионуклидов для почв Зауралья значительно ниже, чем для лесных почв Полесского радиационного заповедника, загрязненного в результате аварии на Чернобыльской АЭС. В почвах Полесского заповедника активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в подстилке примерно в 10 раз выше, чем в верхнем почвенном слое. Соответственно, запас ^{90}Sr в подстилке составляет 39 % от всего содержания ^{90}Sr по профилю до глубины 105 см. Запас ^{137}Cs – 55 % [96].

Более детально распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю почвы исследовали на оси ВУРСа (20, 30 и 55 км от промплощадки) и к югу от ПО «Маяк» (7, 10 и 20 км от промплощадки). Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю исследовали на трех типах почв: серой лесной, дерново-подзолистой и черноземе. Результаты представлены в таблице 7, из которой видно, что, несмотря на разнообразные типы почв, разные ис-

точники и плотность загрязнения, на глубине свыше 20 см удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не различаются.

Такая же удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr – в пределах 9–11 Бк/кг – описана для разнообразных подтипов черноземов Оренбургской области в слоях от 20 до 50 см [45]. По-видимому, в автоморфных почвах зоны резко континентального климата различия активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , зависящие от характера загрязнения, плотности загрязнения и типа почвы, наблюдаются только до глубины около 20 см. Далее, вплоть до глубины 2–3 м, содержание этих радионуклидов не различается.

В лесных почвах Полесского радиационного заповедника ^{137}Cs и ^{90}Sr распределяются более равномерно [96]. Необходимо отметить, что район Полесья был признан биогеохимической провинцией с высокой подвижностью ^{137}Cs задолго до аварии на Чернобыльской АЭС [291].

Многие авторы подчеркивают, что важнейшим фактором, определяющим подвижность радионуклидов, является влажность почвы [117, 118].

Следует ожидать, что при промывном водном режиме миграция радионуклидов вниз по профилю будет усиливаться, а при непромывном снижаться. В лесостепной зоне Челябинской области большая часть осадков выпадает в июле в виде ливней. В мае–июне осадков мало. Таким образом, несколько раз за сезон происходит смена восходящего и нисходящего потоков воды в почве. Кроме того, в отдельные годы количество осадков и испаряемость могут сильно колебаться. На рисунке 5 представлены значения коэффициента увлажнения (КУ), рассчитанные по данным метеостанции г. Озерска [15].

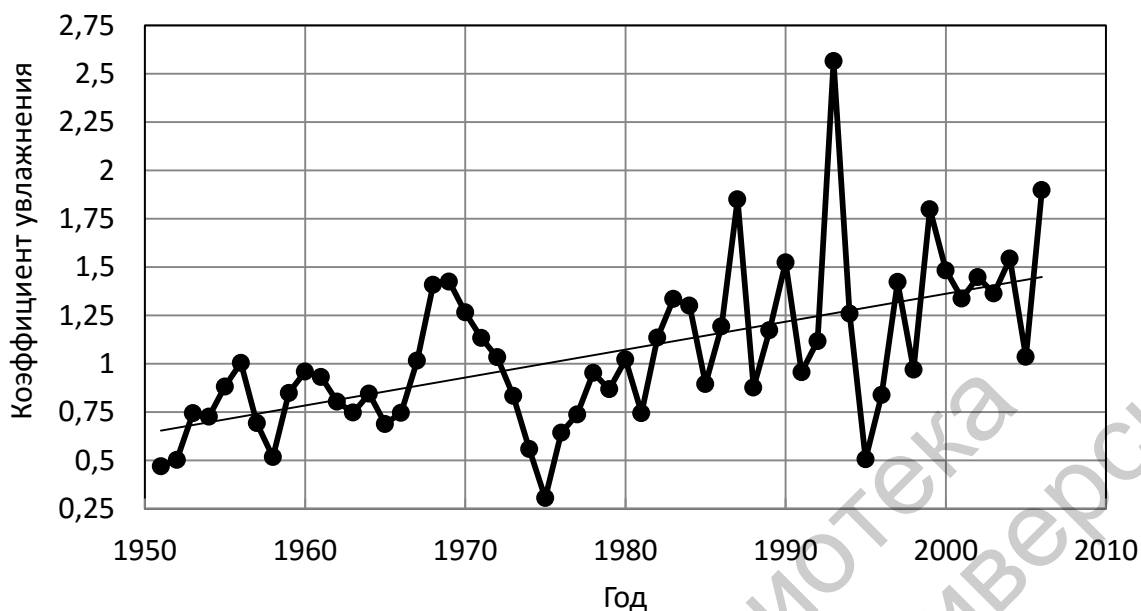


Рисунок 5 – Динамика коэффициента увлажнения по данным метеостанции г. Озёрска [15]

На рисунке видно, что в первые годы после начала деятельности ПО «Маяк» водный режим автоморфных почв по большей части был непромывным ($KУ < 1$) и колебания $KУ$ были относительно плавными. Начиная с 1982 г. наблюдаются резкие скачки значений $KУ$, в большинстве случаев $KУ > 1$ (соответствует промывному водному режиму для автоморфных почв). Поэтому вектор вертикальной миграции радионуклидов постоянно и непредсказуемо меняется.

Данная неопределенность создает проблемы при математическом моделировании вертикальной миграции радионуклидов.

В таблице 8 приведены значения удельной активности радионуклидов в подстилке и верхнем слое почвы на оси ВУРСа через 50 лет после аварии. Активность ^{90}Sr в верхней части подстилки практически совпадает с активностью в верхнем слое почвы, активность в нижней части подстилки значительно выше. Активность ^{137}Cs в верхнем и нижнем слоях подстилки различается в еще большей степени, чем ^{90}Sr .

Отношение удельной активности ^{90}Sr в траве к активности в слое почвы 0–10 см на расстоянии 20 км от ПО «Маяк» – $0,7 \pm 0,3$, на расстоянии 30 км – $2,1 \pm 1,0$. Для ^{137}Cs это отношение составляет $0,08 \pm 0,04$ и $0,4 \pm 0,4$ соответственно.

Таблица 8 – Уровни загрязнения почвы и подстилки

Расстояние от ПО «Маяк», км	Почва	Верхняя часть подстилки		Нижняя часть подстилки		Почва 0–5 см	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
20	Серая лесная	7,1	0,18	16,3	1,3	7,8	0,48
	Чернозем	0,6	0,02	1,2	0,2	1,1	0,3
30	Чернозем	0,03	0,005	0,09	0,02	0,03	0,14
55	Дерново-подзолистая	2,8	0,06	10,0	1,2	1,9	0,2

Активность ^{90}Sr в листьях деревьев, составляющих основную часть опада, практически равна активности в слое почвы 0–5 см. Однако, как уже было сказано, масса подстилки на 1 м^2 невелика. На оси ВУРСа в 20 км от ПО «Маяк» отобрали растительный опад текущего года в березовом лесу. Удельная активность ^{90}Sr в опаде – 5904 Бк/кг, ^{137}Cs – 54 Бк/кг. С опадом надземной фитомассы на поверхность почвы (подстилки) поступило $2,3 \text{ кБк/м}^2$ ^{90}Sr и $0,28 \text{ кБк/м}^2$ ^{137}Cs . Это составляет 2,1 % ^{90}Sr и 3,4 % ^{137}Cs от плотности загрязнения всего слоя лесной подстилки, а также 0,36 % ^{90}Sr и 0,8 % ^{137}Cs от суммарной плотности в подстилке и слое почвы 0–20 см.

Следовательно, растительный опад надземных органов обеспечивает незначительную долю плотности загрязнения подстилки и верхнего слоя почвы. Вероятно, высокое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое почвы поддерживается за счет капиллярного подъема почвенного раствора.

Большинство исследователей, занимавшихся изучением распределения радионуклидов в почве, отмечают, что в первые годы после атмосферных выпадений наибольшая удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs наблюдается в дернине или лесной подстилке. Однако известно, что растительный опад травянистой формации разлагается в течение одного сезона, а опад лиственного леса – за 3–4 года. Несколько дольше разлагается опад хвойного леса, но за 50 лет, прошедших после образования ВУРСа, загрязненная атмосферными выпадениями лесная подстилка должна была давно разложиться, а степной войлок чернозема вообще начал образовываться не раньше 1991 г., когда поле перестали обрабатывать. Таким образом, высокая удельная активность подстилки, наблюдаемая в настоящее время, обусловлена не первичными выпадениями, произошедшими в 1957 г. и даже в 1967 г., а либо высокой скоростью локального кругооборота радио-

нуклидов, либо продолжающимися атмосферными выпадениями отходов производства ПО «Маяк».

Запас радионуклидов в подстилке и верхнем слое почвы постоянно пополняется за счет растительного опада. Опад, в свою очередь, загрязняется посредством осаждения атмосферных выпадений и выноса радионуклидов корневой системой в надземную массу. Поскольку надземная биомасса травы практически полностью переходит в опад в конце года, ежегодный вынос ^{90}Sr на поверхность определяется годовой продуктивностью экосистемы.

Опад деревянистой растительной формации составляет только часть ежегодного прироста. Кроме листьев и травы, в состав опада входят медленно разлагающаяся древесина ветвей, хвоя, шишки. Поэтому радионуклиды депонируются не только в почве, но и в древесине и подстилке. При минерализации отмершей биомассы относительное содержание радионуклидов в подстилке увеличивается. Удельная активность ^{90}Sr в подстилке была выше, чем в траве, на расстоянии 20 км от ПО «Маяк» в $(2,2 \pm 0,7)$ раза, 30 км – $(6,4 \pm 3,6)$ раза; ^{137}Cs – (14 ± 8) и (12 ± 8) раз соответственно.

Корневое поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в древесную растительность по мере минерализации лесной подстилки увеличивается и затем достигает постоянного уровня концентраций в надземной биомассе в лиственных насаждениях – через 4–5 лет и через 10–12 лет – в хвойных. По истечении этого периода ежегодное поступление радионуклидов в надземную часть превышает возврат их в почву на величину, содержащуюся в приросте биомассы [157]. Так, в березовых насаждениях 40-летнего возраста ежегодно выносятся из почвы 2,5 % содержащегося там ^{90}Sr , а возвращается с опадом 2 %. В сосновых насаждениях – 0,15 и 0,1 % соответственно. Содержание ^{90}Sr в надземной части березовых и сосновых насаждений составляет 7–9 и 1,2 % соответственно. Вычисленные на базе экспериментальных данных коэффициенты диффузии ^{90}Sr и ^{137}Cs показывают, что основная часть радионуклидов в течение многих десятилетий будет оставаться в пределах корнеобитаемого слоя 0–20 см [157].

4.2 Влияние режима увлажнения и детритофагов на миграцию радионуклидов из растительного опада в почву

В настоящее время принято считать, что вынос ^{90}Sr и ^{137}Cs из дернины и лесной подстилки очень невелик. Так, рассчитанный вынос ^{90}Sr из слоя 0–5 см полагают 1,7–2,3 % в год [12]. Согласно модели, описанной С. В. Мамихиным, при ненарушенном профиле автоморфной почвы через 20 лет после выпадения ^{137}Cs 49 % его будут находиться в горизонте A_0 [86]. С другой стороны, отмечают заметные сезонные колебания содержания в почве водорастворимых и обменных форм как ^{90}Sr и ^{137}Cs [175], так и ряда других элементов (K, Ca, Mn, Cu, Ni, Co, Zn) [22, 58, 86]. Эти колебания связывают с изменением влажности почвы, ее окислительно-восстановительного потенциала и др. По мнению Л. О. Карпачевского, изменение содержания подвижных форм K и Ca коррелирует с отмиранием прошлогодних листьев, дождевыми и талыми водами из свежего опада вымывается до 20 % от сухого веса. При изоляции опада древесных растений от дождевых червей в первый год дефицит его массы составляет 24–41% [58].

Был проведен анализ вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в экспериментальных условиях. В вегетационные сосуды диаметром 10 см и высотой 45 см поместили почву, отобранную из горизонта A_1 серой лесной почвы. Высота слоя почвы в сосудах после увлажнения составила 35 см. Удельная активность ^{90}Sr в почве до начала эксперимента – $(7,6 \pm 7,1)$ Бк/кг, активность ^{137}Cs – $(11,0 \pm 6,9)$ Бк/кг. Растительный опад березового леса, содержащий 6100 Бк/кг ^{90}Sr и 180 Бк/кг ^{137}Cs , поместили на поверхность почвы слоем 5 см. В дальнейшем, по мере разложения опада, добавляли новые порции так, чтобы его слой постоянно составлял 5 см.

Эксперимент продолжался в течение 12 месяцев в четырех вариантах.

Вариант 1 – опрыскивание поверхности опада 3 раза в неделю 10 мл дистиллированной воды для увлажнения опада.

Вариант 2 – помещение в вегетационный сосуд 10 взрослых особей *Lumbricus sp.*, опрыскивание поверхности опада 3 раза в неделю 10 мл дистиллированной воды для увлажнения опада.

Вариант 3 – опрыскивание поверхности опада 3 раза в неделю 50 мл дистиллированной воды для имитации промывного водного режима. За время эксперимента количество «осадков» в вариантах 3 и 4 соответствовало 100 мм.

Вариант 4 – помещение в вегетационный сосуд 10 взрослых особей *Lumbricus sp.*, опрыскивание поверхности опада 3 раза в неделю 50 мл дистиллированной воды для имитации промывного водного режима.

В каждом варианте за время эксперимента использовано по 0,25 кг опада. Гравитационную воду, стекающую из вегетационных сосудов в вариантах 3 и 4, собирали и определяли количество выносимых радионуклидов. Всего за время эксперимента было вынесено в варианте 3 – 0,14 Бк ^{137}Cs и 2,17 Бк ^{90}Sr , в варианте 4 – 0,35 Бк ^{137}Cs и 6,22 Бк ^{90}Sr . Поэтому можно считать, что вынос радионуклидов гравитационной водой за пределы слоя 35 см был незначительным. Через 12 месяцев добавление опада на поверхность почвы прекратили. После полного разложения опада на поверхности почву послойно извлекли из сосудов и радиохимическим способом определили содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs . Результаты представлены на рисунках 6–9.

При послойном извлечении почвы оказалось, что *Lumbricus sp.* встречаются во всех слоях и их количество за время эксперимента увеличилось примерно в 5 раз (часть особей была повреждена при послойном извлечении почвы, что затруднило точный подсчёт).

Характер распределения радионуклидов из загрязненного растительного опада, отобранного на ВУРСе, в гумусовый горизонт незагрязненной серой лесной почвы отображен на рисунках 6–9. Распределение в целом соответствует современному распределению их в серой лесной почве ВУРСа и 20-километровой зоны ПО «Маяк». Наибольшая удельная активность отмечена в верхнем слое почвы. При разных режимах увлажнения средняя удельная активность ^{90}Sr в слое 0–5 см составляла от $0,8 \cdot 10^5$ до $1,2 \cdot 10^5$ Бк/кг. В природной почве в месте отбора опада активность ^{90}Sr в нижней части подстилки – $1,6 \cdot 10^5$ Бк/кг, в слое 0–5 см – $0,8 \cdot 10^5$ Бк/кг. Активность ^{137}Cs в слое 0–5 см в эксперименте составила 55–97 Бк/кг, в природной почве – $4,8 \cdot 10^2$ Бк/кг.

Как видно на рисунках 6–9, при имитации промывного водного режима (варианты 3 и 4) радионуклиды мигрировали на большую глубину. Деятельность *Lumbricus sp.* (варианты 2 и 4) не привела, как ожидалось, к ускорению миграции, а способствовала несколько более равномерному распределению их по почвенному профилю.

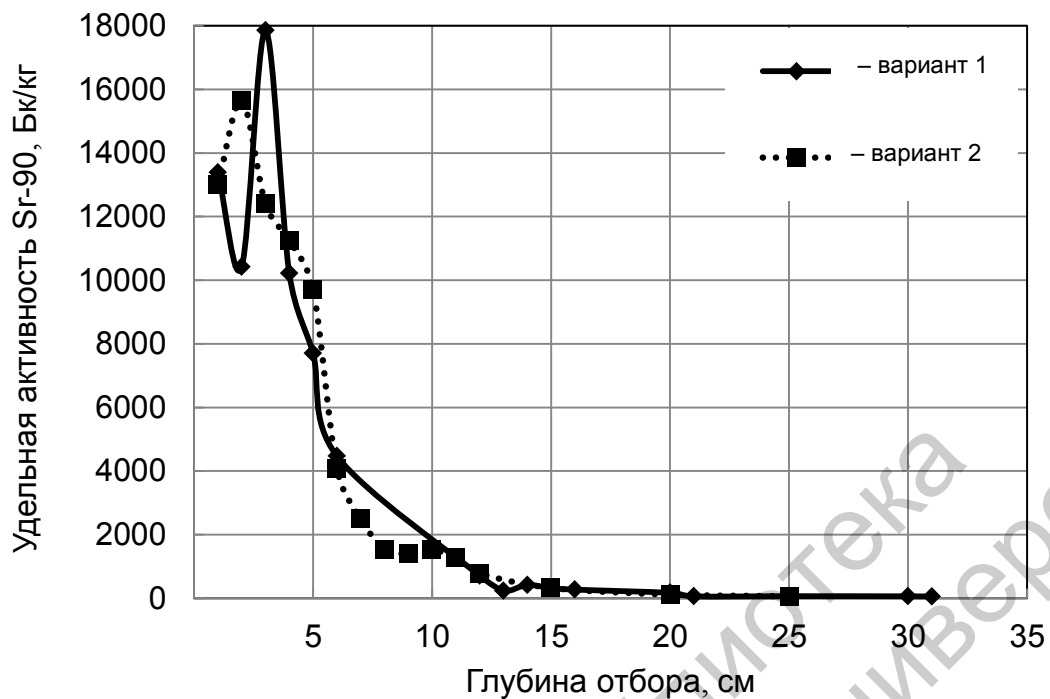


Рисунок 6 – Удельная активность ^{90}Sr в почве после разложения растительного опада при имитации непромывного водного режима

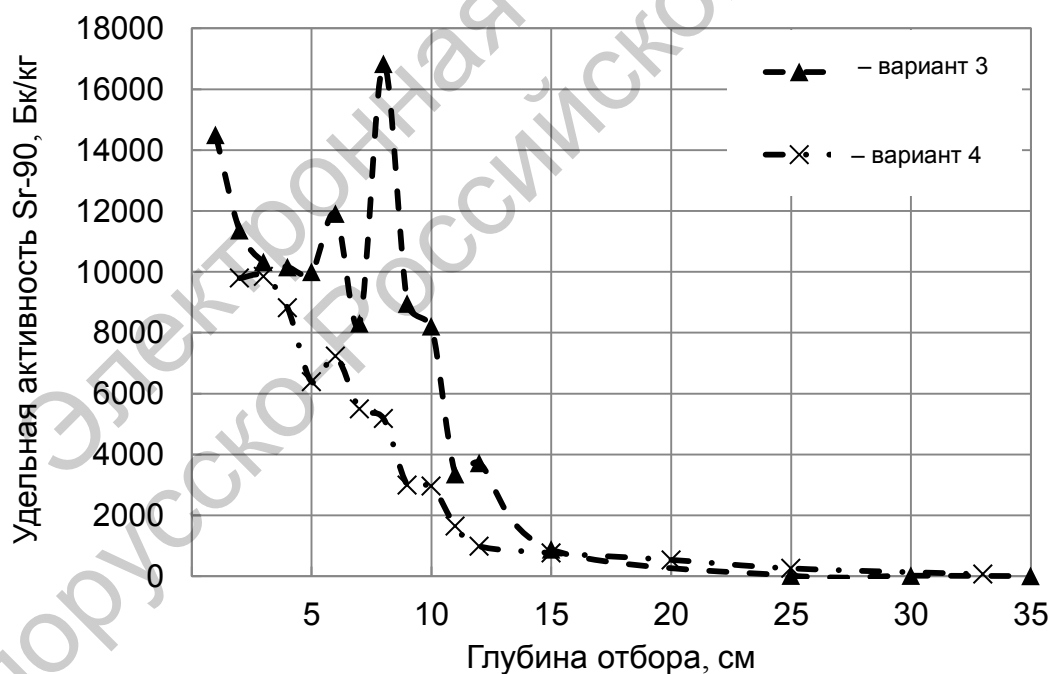


Рисунок 7 – Удельная активность ^{90}Sr в почве после разложения растительного опада при имитации промывного водного режима

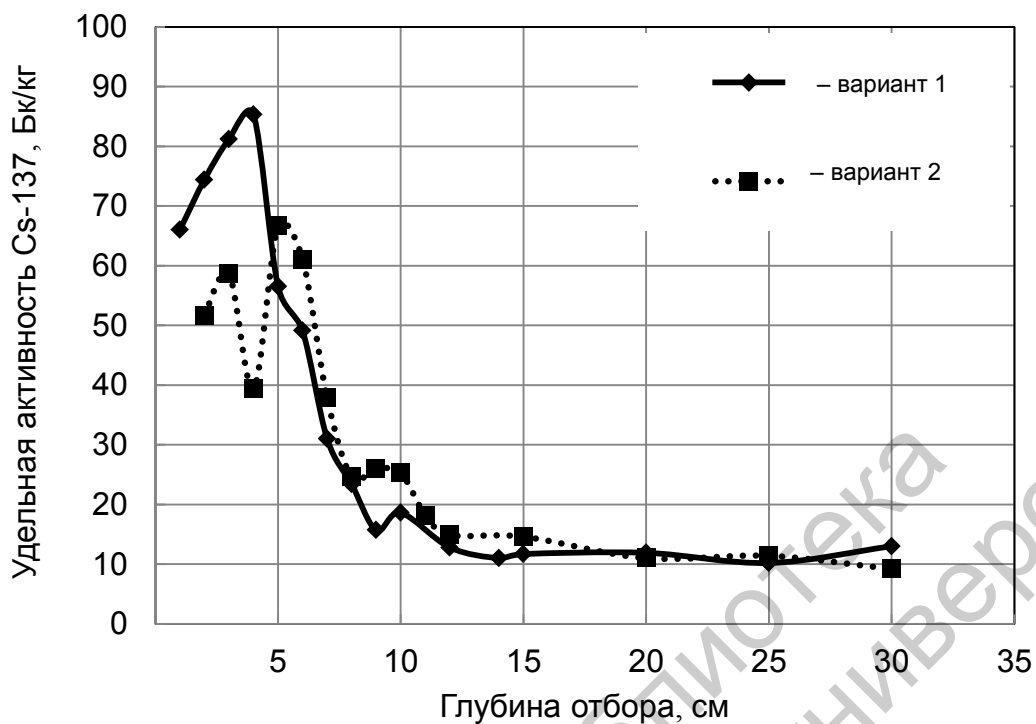


Рисунок 8 – Удельная активность ^{137}Cs в почве после разложения растительного опада при имитации непромывного водного режима

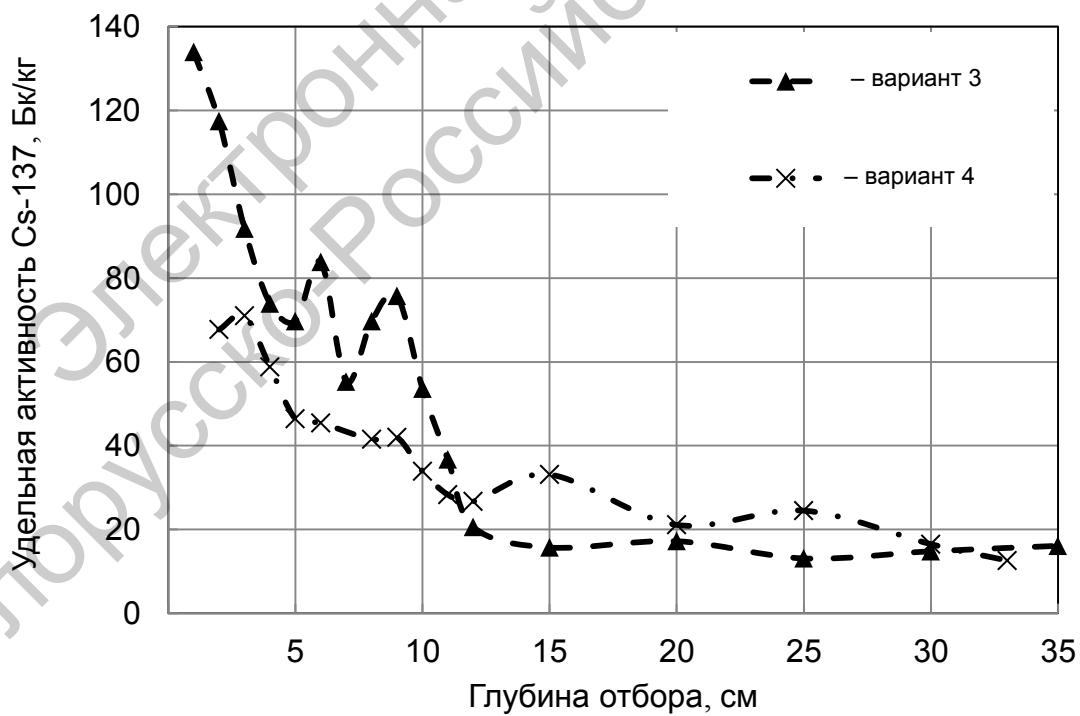


Рисунок 9 – Удельная активность ^{137}Cs в почве после разложения растительного опада при имитации промывного водного режима

4.3 Динамика высвобождения ^{90}Sr и ^{137}Cs из пойменной почвы р. Течи

При радиоактивном загрязнении почвы длительное время сохраняется опасность поступления радионуклидов из почв в речную воду либо с поверхностным стоком, либо через грунтовые воды. В частности, существует вероятность загрязнения воды р. Течи при вымывании ^{90}Sr и ^{137}Cs из пойменных почв. Была исследована динамика вымывания ^{90}Sr и ^{137}Cs из пойменной почвы с гравитационной водой при различных режимах увлажнения.

Для эксперимента был отобран образец почвы из левобережной поймы р. Течи на расстоянии 15 м от уреза воды у створа «Асанов мост».

Тип почвы – аллювиальная лугово-болотная, подтип – оторфованная, разновидность – тяжелосуглинистая.

A_t – оторфованная дернина, мощность 0–10 см, в верхней части (0–5 см) почти не содержит минеральных частиц, в нижней части заиленная, ил бесструктурный пылеватый светло-серого цвета.

A_g – гумусовый горизонт, мощность 10–80 см, сильно оторфованный, содержит большое количество полуразложившихся остатков растений, в верхней части более темный, буровато-черный, в нижней – буросерый с ржавыми и сизыми вкраплениями, слабо слоистый, слои различаются по механическому составу (от среднесуглинистого до глинистого), структуре (от комковатой до бесструктурной глыбистой), сложению (от уплотненного до плотного) и по содержанию полуразложившихся растительных остатков. Карбонатов не обнаружено, попадаются кристаллы солей.

BG – переходный оглеенный горизонт, мощность 80–90 см, черно-зеленый с ржавыми вкраплениями.

G – глеевый горизонт, серо-зеленый, бесструктурный глыбистый, механический состав – глина, сложение слитное.

Активность ^{90}Sr в горизонте 0–10 см составляла $7,6 \cdot 10^3$ Бк/кг, в горизонте 10–20 см – $6,8 \cdot 10^3$ Бк/кг. Активность ^{137}Cs в горизонте 0–10 – $3,6 \cdot 10^5$ Бк/кг, в горизонте 10–20 см – $1,0 \cdot 10^5$ Бк/кг. Доля водорастворимых форм в горизонте 0–10 см составляла для ^{90}Sr – $(8,2 \pm 0,3) \%$, для ^{137}Cs – $0,2 \%$, в горизонте 10–20 см – $(5,5 \pm 1,4) \%$ и $(0,3 \pm 0,1) \%$ соответственно.

Эксперимент проводили в шести вариантах (два слоя и три режима). Образцы почвы из горизонта 0–10 и 10–20 см с корневищами и корнями

помещали в вегетационные сосуды и заливали дистиллированной водой 1 раз в 2, 4 и 8 сут таким образом, чтобы поверхность почвы была покрыта водой и некапиллярные поры были заполнены. Через 2 ч выпускали из нижней части сосудов гравитационную воду. Всего за 72 дня было получено девять порций фильтрата по каждому варианту, в котором определяли содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Количество отфильтровавшихся за первые 8 дней подвижных ^{90}Sr и ^{137}Cs представлено в таблице 9. Наиболее благоприятным для вымывания подвижных форм ^{90}Sr оказался режим 1/(2 сут). По-видимому, это связано с тем, что доля водорастворимых форм ^{90}Sr значительно выше, чем ^{137}Cs , и при достаточном увлажнении практически весь ^{90}Sr быстро переходит в фильтрат. При режимах 1/(4 сут) и 1/(8 сут) общее количество воды, проходящей через почву, меньше, поэтому ^{90}Sr экстрагируется не полностью. Для вымывания ^{137}Cs наиболее благоприятным оказался режим 1/(4 сут). Водорастворимых форм ^{137}Cs в исследованном образце перед началом эксперимента было очень мало, однако в аэробных условиях ускоряется минерализация растительных остатков, а также высвобождение ^{137}Cs .

Таблица 9 – Содержание радионуклидов в первом фильтрате

Слой, см	Режим	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr (% от валового)	^{137}Cs (% от валового)
0–10	1/(2 сут)	481,5	20,7	6,3	0,020
	1/(4 сут)	261,1	22,2	3,4	0,022
	1/(8 сут)	264,1	7,0	3,4	0,007
10–20	1/(2 сут)	213,6	6,9	3,2	0,002
	1/(4 сут)	71,5	18,1	1,0	0,005
	1/(8 сут)	78,4	2,1	1,2	0,001

Из почвы верхнего слоя с высоким содержанием корневищ и наносного ила на первом этапе вымывание ^{90}Sr и ^{137}Cs происходило более интенсивно, чем из почвы нижележащего гумусового, частично оторфованного слоя.

Суммарное содержание подвижных радионуклидов в девяти порциях фильтрата за 72 дня представлено в таблице 10. Скорость высвобождения ^{90}Sr в течение этого времени значительно уменьшается. Вероятно, это следствие того, что его биологически связанные формы находятся в основ-

ном в апопласте, разложение которого требует большего времени. Однако суммарное количество вымытого ^{90}Sr постепенно росло и за 72 дня фильтрации оказалось в 2,2–3 раза выше, чем за 8 дней. По-видимому, ^{90}Sr при длительном наблюдении начинает высвобождаться из разлагающихся растительных остатков, т. к. для их минерализации более благоприятен режим увлажнения 1/(8 сут), при котором в почве создаются аэробные условия. Высвобождение ^{137}Cs за этот период увеличивается в 11 раз, вероятно, за счет отмирания корневищ и корней и быстрого разрушения симпласта. Особенно большое количество ^{137}Cs вымывается при режиме 1/(2 сут). Здесь, по всей видимости, значительную роль играет лессиваж минеральных коллоидов.

Таблица 10 – Суммарное содержание вымытых радионуклидов

Слой, см	Режим	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr (% от валового)	^{137}Cs (% от валового)
0–10	1/(2 сут)	753,3	415,2	9,8	0,41
	1/(4 сут)	663,3	80,7	8,7	0,08
	1/(8 сут)	812,6	61,1	10,6	0,06
10–20	1/(2 сут)	495,5	295,7	7,3	0,08
	1/(4 сут)	302,1	67,2	4,5	0,02
	1/(8 сут)	312,1	29,9	4,6	0,01

Поскольку доля водорастворимых форм стронция и в особенности цезия в исследованном образце очень мала, динамика их вымывания более наглядно представляется, если использовать отношение не к исходному содержанию радионуклида в почве, а к общему количеству вымытого за время наблюдения. На рисунках 10–13 представлена динамика вымывания радионуклидов. Видно, что амплитуда колебаний количества вымываемого стронция значительно меньше, чем цезия, хотя, начиная с седьмого отбора фильтра, приобретает тенденцию к возрастанию. Амплитуда колебаний цезия за данный период наблюдения очень велика и не снижалась за период наблюдения. Можно предположить, что при более длительном наблюдении количество ^{137}Cs , перешедшего в подвижную форму, значительно возросло бы.

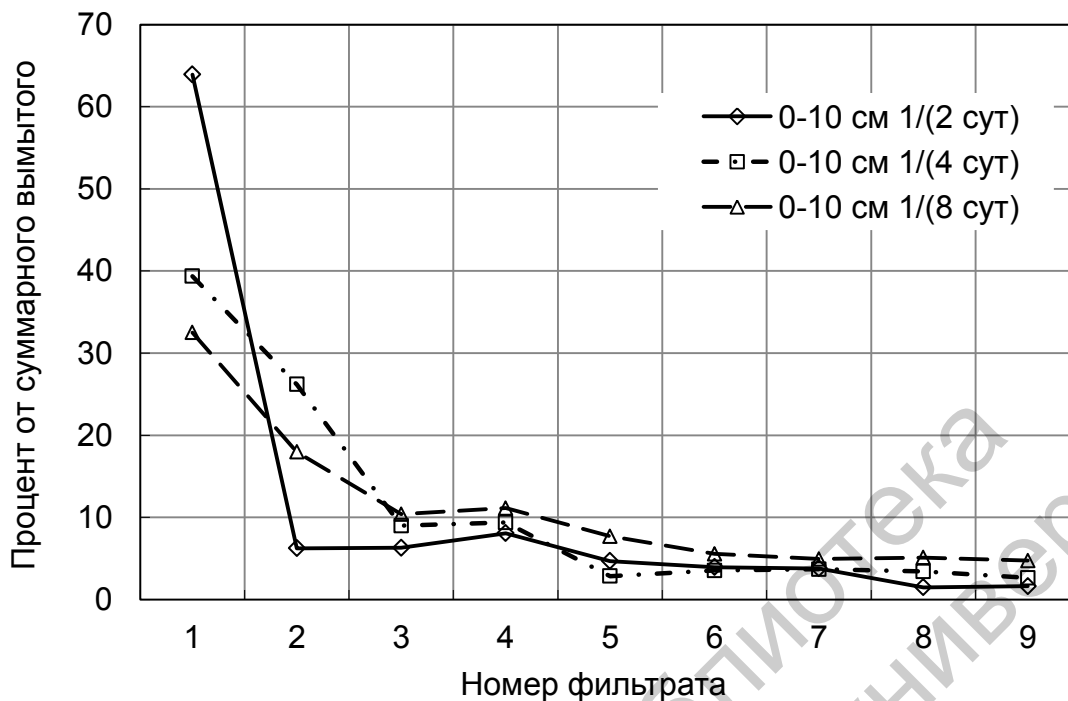


Рисунок 10 – Динамика изменения содержания ^{90}Sr в фильтрате из слоя 0–10 см (процент от суммарного вымытого)

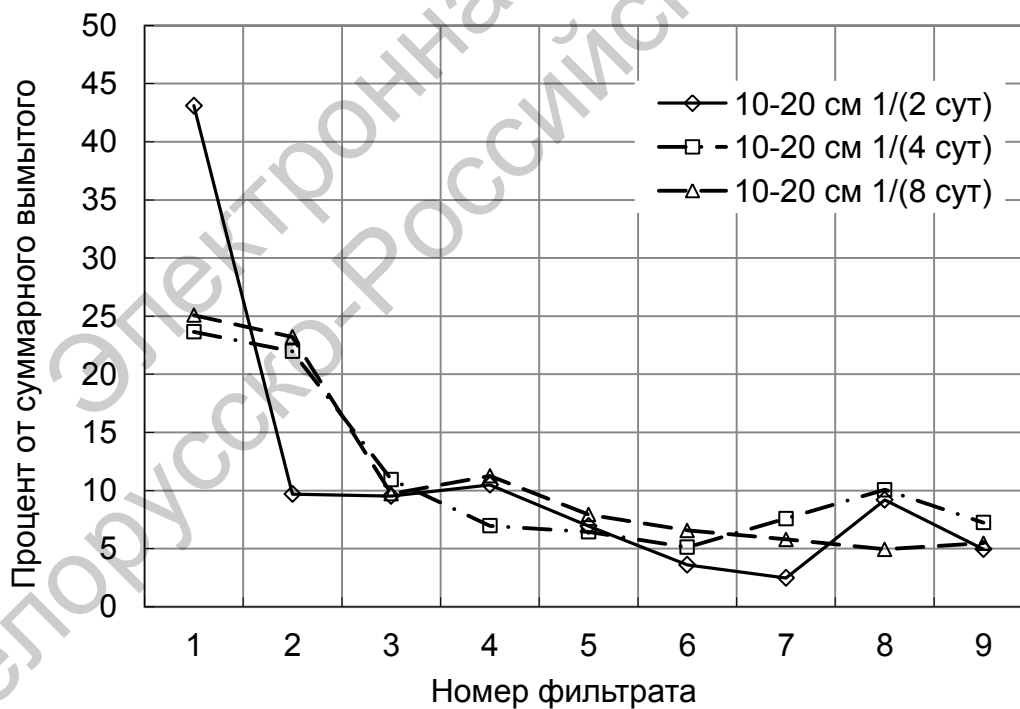


Рисунок 11 – Динамика изменения содержания ^{90}Sr в фильтрате из слоя 10–20 см (процент от суммарного вымытого)

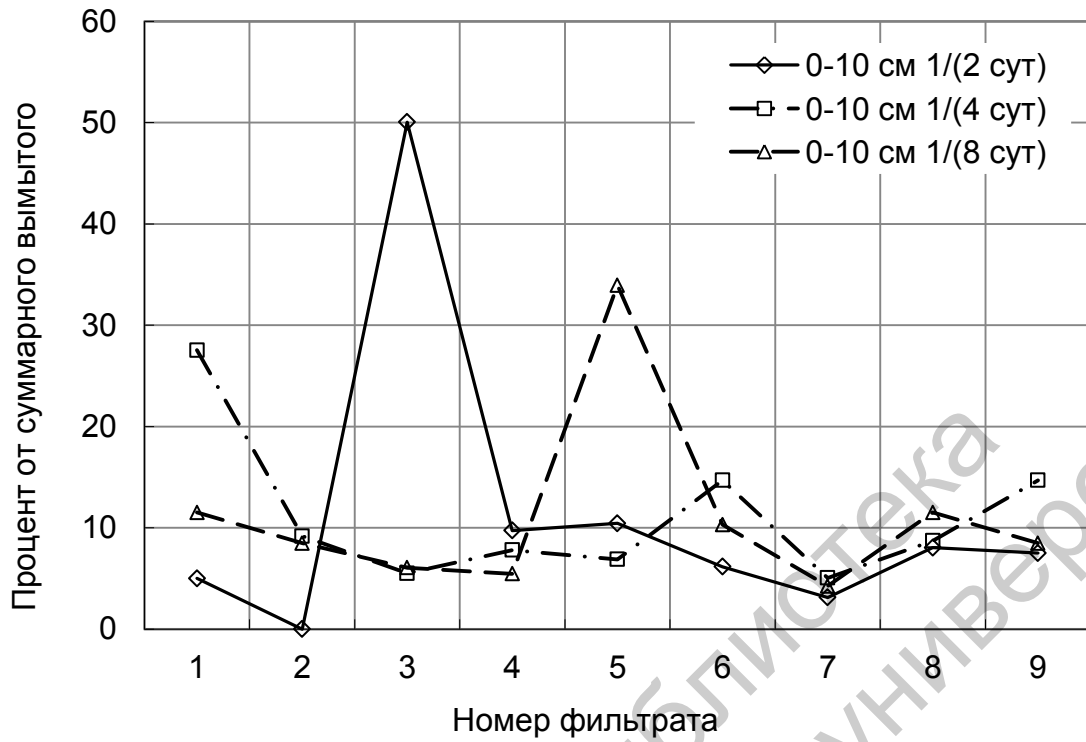


Рисунок 12 – Динамика содержания ^{137}Cs в фильтрате из слоя 0–10 см (процент от суммарного вымытого)

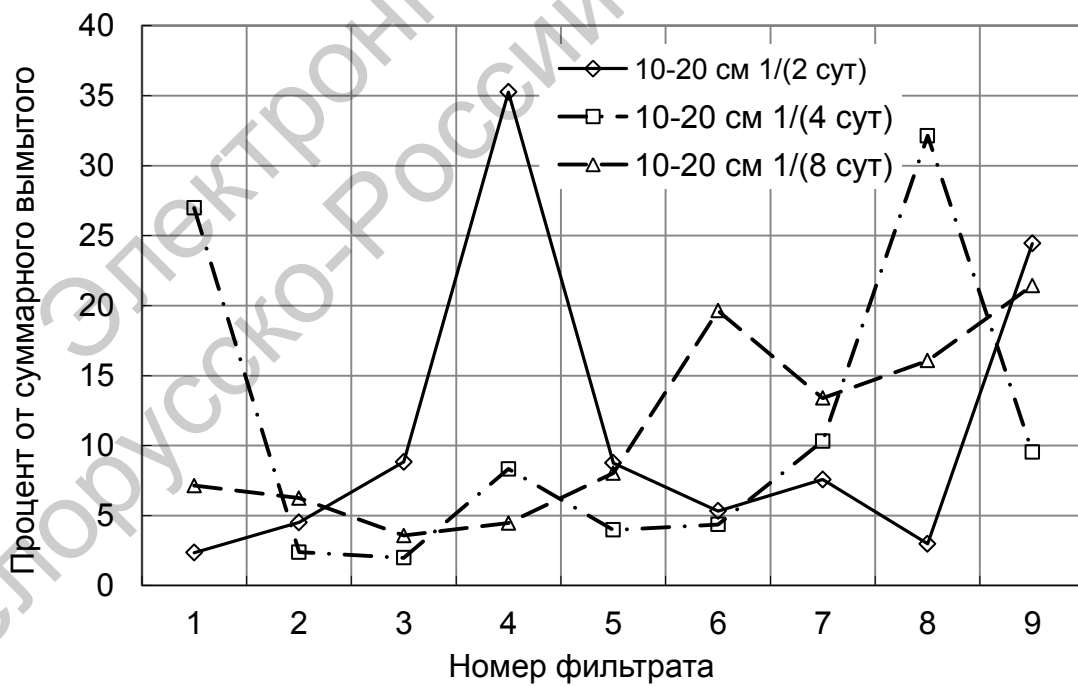


Рисунок 13 – Динамика содержания ^{137}Cs в фильтрате из слоя 10–20 см (процент от суммарного вымытого)

4.4 Динамика высвобождения ^{90}Sr и ^{137}Cs из растительного опада Асановских болот

Для проверки предположений о влиянии аэробных условий на скорость минерализации отмершей растительной биомассы, а также для оценки вклада ^{90}Sr и ^{137}Cs из растительного опада в загрязнение речной воды провели исследование динамики высвобождения радионуклидов из разлагающейся биомассы.

Для этого в прибрежной зоне р. Течи (Асановские болота, 15 м от уреза воды) отобрали образец надземной фитомассы (соломы) тростянки овсяницевидной. Солому подвергали разложению в стеклянных сосудах в течение 70 дней. В первом варианте опыта солому полностью заливали дистиллированной водой (2 л воды) и выдерживали, все время создавая анаэробные условия. Во втором варианте солому заливали 2 л воды на 2 ч в сутки для увлажнения и экстракции высвобождающихся радионуклидов. В обоих случаях 1 раз в 10 дней воду сливали и определяли содержание в экстракте ^{90}Sr и ^{137}Cs .

При разложении в анаэробных условиях масса образца уменьшилась на 6,7 % (до опыта вес составлял 150 г, после его завершения – 140 г); в аэробных условиях – на 50 % (до опыта – 180 г, после – 90 г).

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в экстракте представлено в таблице 11, из которой видно, что скорость высвобождения радионуклидов была выше в анаэробных условиях. Несмотря на то, что разложение фитомассы происходило гораздо медленнее, чем в аэробных условиях, 52,2 % ^{137}Cs и 45,6 % ^{90}Sr было экстрагировано в первую же декаду опыта, тогда как в аэробных условиях в первую декаду экстрагировано 39,0 % ^{137}Cs и 30,8 % ^{90}Sr .

Из таблиц 11–14 и рисунков 14 и 15 видно, что большая часть радионуклидов высвобождается в течение 20 дней. Начиная с третьей декады количество вымываемых радионуклидов резко уменьшается. Однако скорость высвобождения радионуклидов падает незначительно и может даже возрасти, что наглядно показывают графы «% от оставшегося» в таблицах 11–14 и рисунок 15. То есть снижение количества экстрагируемых ^{137}Cs и ^{90}Sr связано в первую очередь с уменьшением их количества, оставшегося в опаде. Таким образом, в анаэробных условиях, создающихся на заболоченных берегах р. Течи, практически все содержащиеся в надземной травянистой фитомассе радионуклиды высвобождаются и поступают в почву менее чем за месяц. Если в это время почва залита паводко-

выми водами, ^{137}Cs и ^{90}Sr могут поступать непосредственно в р. Течу. Учитывая среднюю продуктивность травянистой фитомассы пойменных лугов, только за счет разложения надземной части растений в реку может поступать порядка $6 \cdot 10^5 - 8 \cdot 10^5$ Бк ^{137}Cs и $3 \cdot 10^6 - 4 \cdot 10^6$ ^{90}Sr в год с каждого гектара заливаемой поймы (при том же уровне загрязнения почвы).

За 70 дней опыта в раствор перешло в анаэробных условиях 89,4 % ^{137}Cs и 93,4 % ^{90}Sr , в аэробных – 75,6 % ^{137}Cs и 83,8 % ^{90}Sr . Рисунок 15 отображает, что в аэробных условиях относительная скорость высвобождения ^{137}Cs и ^{90}Sr ниже. Эти различия нельзя объяснить только меньшим временем экстрагирования во втором случае. Вероятно, пониженная экстракция радионуклидов в анаэробных условиях связана с процессами поликонденсации низкомолекулярных продуктов разложения.

Поскольку степень увлажнения растительного опада на автоморфной почве может сильно колебаться, прогнозирование скорости возврата ^{137}Cs и ^{90}Sr в серые лесные почвы и чернозем на основании данного эксперимента вызывает несколько большие трудности. Можно предположить, что эта скорость зависит от погодных условий и структуры растительного опада.

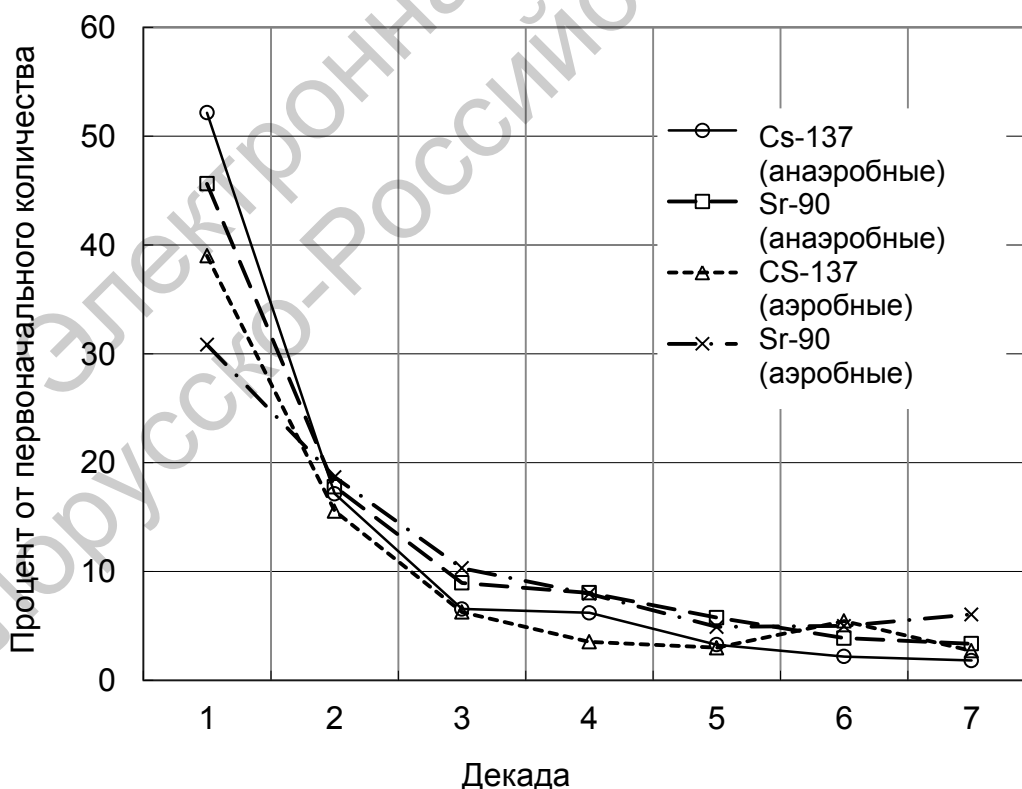


Рисунок 14 – Динамика вымывания радионуклидов из травянистого опада

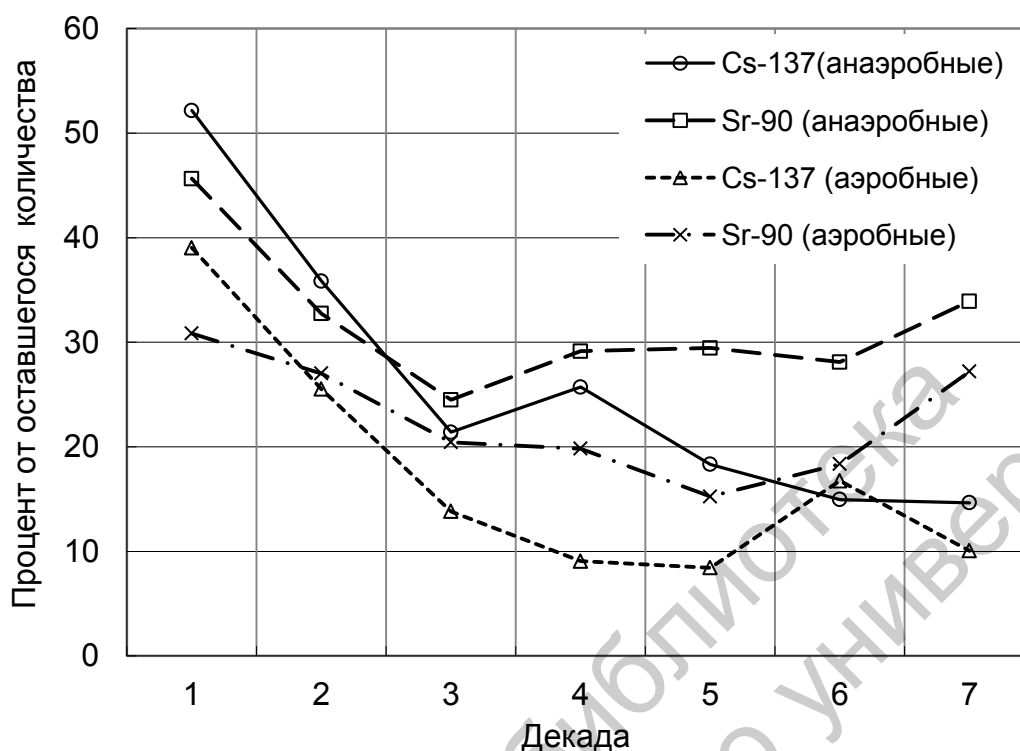


Рисунок 15 – Динамика подвижности радионуклидов в разлагающемся опаде

Таблица 11 – Динамика вымывания ^{137}Cs из растительного опада в анаэробных условиях

Время	Количество в экстракте	% от общего количества	% от оставшегося количества
1-я декада	14,3	52,17	52,16
2-я декада	4,7	17,15	35,84
3-я декада	1,8	6,56	21,4
4-я декада	1,7	6,20	25,71
5-я декада	0,9	3,28	18,32
6-я декада	0,6	2,19	14,96
7-я декада	0,5	1,82	14,65
Остаток	3,0	10,62	—

Представленный материал свидетельствует о том, что существует вероятность значительного загрязнения ^{90}Sr воды р. Течи за счет высвобождения из пойменной аллювиальной лугово-болотной почвы во время кратковременного сезонного затопления. Вероятность загрязнения ^{137}Cs в такой ситуации ниже. При длительном увлажнении пойменной почвы

(при застойном водном режиме) повышается переход в подвижную форму ^{137}Cs .

Сравнение с результатами вышеописанных экспериментов (подразд. 2.2 и 2.3) показывает, что влияние режима увлажнения и, соответственно, аэрации на разложение растительного опада и биомассы корней может быть прямо противоположным. Этот вопрос требует дальнейшего изучения.

Таблица 12 – Динамика вымывания ^{90}Sr из растительного опада в анаэробных условиях

Время	Количество в экстракте	% от общего количества	% от оставшегося количества
1-я декада	80	45,64	45,64
2-я декада	31,2	17,8	32,74
3-я декада	15,7	8,96	24,49
4-я декада	14,1	8,04	29,14
5-я декада	10,1	5,76	29,45
6-я декада	6,8	3,88	28,11
7-я декада	5,9	3,36	33,92
остаток	11,4	6,56	–

Таблица 13 – Динамика вымывания ^{137}Cs из растительного опада в аэробных условиях

Время	Количество в экстракте	% от общего	% от оставшегося
1-я декада	14,3	39,02	39,02
2-я декада	5,7	15,55	25,51
3-я декада	2,3	6,27	13,82
4-я декада	1,3	3,55	9,06
5-я декада	1,1	3,00	8,43
6-я декада	2	5,46	16,74
7-я декада	1	2,73	10,05
Остаток	8,9	24,41	–

Различие в сезонной динамике подвижных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs может быть объяснено биологической ролью их биохимических аналогов – кальция и калия. Калий как осмотически активный элемент содержится в ос-

новном в вакуолях симпласта и быстро высвобождается из растительного опада в начальный период разложения. Кальций связывается с пектином, цементирующим целлюлозно-лигниновый апопласт, и высвобождается значительно медленнее.

Таблица 14 – Динамика вымывания ^{90}Sr из растительного опада в аэробных условиях

Время	Количество в экстракте	% от общего количества	% от оставшегося количества
1-я декада	61,6	30,8	30,85
2-я декада	37,3	18,7	27,01
3-я декада	20,6	10,3	20,44
4-я декада	15,9	7,96	19,83
5-я декада	9,8	4,91	15,24
6-я декада	10	5,01	18,35
7-я декада	12,1	6,06	27,19
Остаток	35	16,2	–

5 Исследование влияния условий экстракции радионуклидов на содержание их водорастворимых форм

Важной проблемой является определение подвижности и биологической доступности радионуклидов в различных ландшафтах и в разных типах почв.

В. З. Мартюшов с соавторами считают, что соотношение форм ^{90}Sr разных типов почв не имеет существенных различий. Изучение форм нахождения ^{137}Cs в разнообразных типах почв через 30 лет после образования ВУРСа показало, что доля подвижного ^{137}Cs (водорастворимого и обменного) значительно снижена (в 2,5–3 раза) в луговых и в солоди относительно результатов, полученных на 15-й и 20-й гг. В остальных почвах количество подвижного ^{137}Cs практически не изменилось [91].

На бедных легких почвах Белорусского Полесья поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs несколько иное, чем на почвах ВУРСа. Доступность растениям ^{137}Cs в почве со временем снижается вследствие его перехода в необменно-поглощенное состояние, а подвижность ^{90}Sr остается высокой и имеет тенденцию к возрастанию. Основное количество ^{137}Cs (70–84 %) находится в прочносвязанной форме. Для ^{90}Sr , наоборот, характерно преобладание лег-

кодоступных для растений водорастворимой и обменной форм, которые в сумме составляют 53–87 % от валового содержания. Отмеченные изменения обусловили разную биологическую доступность указанных радионуклидов. Установлено, что на кислых, малогумусированных почвах доля подвижных форм радионуклидов выше, чем на высокоплодородных [141].

Было исследовано содержание подвижных и фиксированных форм ^{137}Cs и ^{90}Sr в образцах из гумусового горизонта разных типов почв.

Экстракцию проводили по общепринятой методике – трехкратное перемешивание высушенной почвы с экстрагентом на магнитной мешалке по одному часу при соотношении почвы и воды по 1:5 (суммарно – 1:15) с последующим центрифугированием 30 мин при 2500 об/мин и фильтрованием. Отфильтрованную жидкость выпаривали в чашках, прокаливали при температуре 400 °С. Содержимое чашек количественно смывали в стаканы 4 н HCl. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в экстрактах и твердом остатке определяли по методике, принятой для почв.

В таблице 15 представлены результаты определения форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговой почве, отобранной возле оз. Алабуга. Обращает на себя внимание повышенное количество обменных форм ^{90}Sr и кислоторастворимых форм ^{137}Cs .

Таблица 15 – Формы содержания радионуклидов в слое 0–5 см почвы возле оз. Алабуга

Радионуклид	Форма содержания			
	Растворимые в воде	Растворимые в 1Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменные)	Растворимые в 1Н HCl (подвижные)	Твердый остаток (труднодоступные)
^{90}Sr	$2,8 \pm 0,5$	$73,2 \pm 0,4$	$16,3 \pm 0,6$	$7,7 \pm 0,4$
^{137}Cs	$2,7 \pm 0,4$	$3,1 \pm 1,0$	$19,4 \pm 1,5$	$74,8 \pm 2,5$

Также определяли содержание водорастворимых, обменных и кислоторастворимых форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в серой лесной и дерново-подзолистой почвах. Сравнивали содержание биологически доступных форм в нативной и воздушно-сухой серой лесной почве и в слоях 0–5 и 5–10 см воздушно-сухой серой лесной и дерново-подзолистой. Результаты представлены в таблицах 16 и 17.

Таблица 16 – Содержание биологически доступных форм ^{90}Sr в почве

Почва	Слой, см	Растворимые в воде, %	Растворимые в 1 Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменные), %	Растворимые в 1Н НСl (подвижные), %	Твердый остаток (труднодоступные), %
Серая лесная нативная	0–5	$3,4 \pm 0,3$	$67,2 \pm 2,4$	$21,8 \pm 2,1$	$7,61 \pm 0,07$
	5–10	$3,9 \pm 0,5$	$63,6 \pm 4,2$	$25,6 \pm 3,2$	$6,9 \pm 0,6$
Серая лесная воздушно-сухая	0–5	$5,0 \pm 1,2$	$64,3 \pm 1,6$	$23,6 \pm 0,8$	$7,1 \pm 2,0$
	5–10	$1,7 \pm 0,4$	$65,0 \pm 7,5$	$26,5 \pm 8,6$	$6,8 \pm 1,6$
Дерново-подзолистая воздушно-сухая	0–5	$2,9 \pm 0,4$	$77,2 \pm 2,4$	$14,2 \pm 1,2$	$5,7 \pm 0,8$
	5–10	$2,2 \pm 0,4$	$85,3 \pm 2,7$	$8,9 \pm 2,5$	$3,6 \pm 0,2$

Таблица 17 – Содержание биологически доступных форм ^{137}Cs в почве

Почва	Слой, см	Растворимые в воде, %	Растворимые в 1 Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обменные), %	Растворимые в 1Н НСl (подвижные), %	Твердый остаток (труднодоступные), %
Серая лесная нативная	0–5	$5,0 \pm 0,7$	$2,7 \pm 0,5$	$2,8 \pm 1,4$	$89,4 \pm 2,4$
	5–10	$13,7 \pm 6,4$	$16,5 \pm 5,4$	$36,6 \pm 14,4$	$33,1 \pm 7,5$
Серая лесная воздушно-сухая	0–5	$2,8 \pm 0,5$	$10,8 \pm 1,4$	$4,3 \pm 2,0$	$82,1 \pm 2,6$
	5–10	$16,5 \pm 1,4$	$17,9 \pm 5,3$	$16,2 \pm 5,8$	$49,4 \pm 4,2$
Дерново-подзолистая воздушно-сухая	0–5	$9,8 \pm 1,7$	$16,1 \pm 8,1$	$17,4 \pm 7,3$	$56,7 \pm 16,6$
	5–10	$13,8 \pm 2,9$	$22,6 \pm 5,1$	$36,0 \pm 6,6$	$27,5 \pm 7,9$

В исследованных образцах не удалось выявить значительных различий содержания биологически доступных форм стронция в нативной и воздушно-сухой серой лесной почве. Различий между слоями 0–5 и 5–10 см также практически нет. У дерново-подзолистой почвы отмечено несколько большее содержание обменной формы и меньшее – кислоторастворимой по сравнению с серой лесной.

Содержание биологически доступных форм ^{137}Cs различается в большей степени. В нативной серой лесной почве, по сравнению с воздушно-сухой, несколько уменьшается содержание обменной формы в слое 0–5 см. В дерново-подзолистой почве выше содержание кислоторастворимой формы ^{137}Cs . Однако наибольшие различия наблюдали не между типами почв, а между слоями 0–5 и 5–10 см. Во всех случаях содержание

биологически доступных форм ^{137}Cs выше в слое 5–10 см, а содержание прочносвязанных форм, остающихся в твердом остатке в данном слое, значительно ниже. Возможно, этим объясняется резкое уменьшение плотности загрязнения ^{137}Cs в этом слое при том, что в нижележащие слои почвы ^{137}Cs переходит больше, чем ^{90}Sr .

5.1 Переход ^{137}Cs и ^{90}Sr в водорастворимую форму при длительном экстрагировании

подавляющее большинство исследований содержания подвижных форм радионуклидов в почве или донных отложениях основаны на однократном экстрагировании. При этом в экспериментах обычно используется воздушно-сухая почва после длительного хранения и пробоподготовки. При высушивании образцов возможен переход радионуклидов в состав соединений, не являющихся характерными для природных условий, особенно для постоянно увлажненных гидроморфных почв или для донных отложений. Логично предположить, что в природных условиях после однократного экстрагирования, например после обильных осадков, водорастворимых форм радионуклидов через некоторое время восстанавливается равновесие в системе «почвенный раствор – ППК – минеральная часть почвы». Поэтому показателем подвижности или биологической доступности радионуклидов почв или донных отложений должно быть не равновесное состояние в отдельный момент времени, а то количество радионуклида, которое может быть извлечено из связанного состояния за длительный период времени из нативной почвы или донных отложений.

П. М. Стукалов с соавторами [154] показали, что при длительной экстракции радионуклидов из техногенных илов водой кривые зависимостей вымываемой активности для стронция, цезия и урана в целом понижаются экспоненциально. Значительная часть этих радионуклидов присутствует в подвижных формах и вымывается как природной водой, так и в условиях повышенного солесодержания. Для ^{90}Sr и ^{137}Cs , по мере отмывания радионуклидов, наряду с существенным снижением вымываемой активности наблюдается увеличение коэффициента десорбции, что свидетельствует о наличии определенного количества фиксируемых (слабодесорбируемых) форм данных радионуклидов (приблизительно 40–60 %). Отмечено, что ^{137}Cs и ^{90}Sr десорбируются из техногенных илов главным образом в виде истинных растворов, а изотопы америция, кюрия, плутония и урана – на мелкодисперсных взвешах и в коллоидной форме.

И. В. Молчанова и др., проводившие промывание почвы из поймы р. Течи в режиме переменного увлажнения-высушивания, показали, что 84 % от всего вымытого ^{90}Sr содержится в гравитационной воде, 97 % ^{137}Cs – в капиллярно-сорбционной [105]. Для отделения капиллярно-сорбционной воды они использовали центрифугирование.

Был проведен ряд экспериментов по исследованию влияния условий экстрагирования на экстракцию радионуклидов из нативной и воздушно-сухой почвы.

Для оценки состояния ^{137}Cs и ^{90}Sr в экстракте в пойме р. Течи отобрали образец аллювиальной лугово-болотной почвы из слоя 0–20 см.

Во влажном состоянии почва была протерта через сито 0,5 мм для удаления фрагментов растений и крупных минеральных частиц, тщательно перемешана и разделена на три части.

Часть 1 (С – стерилизованная) облучили во влажном состоянии 2800 Гр (70 ч при мощности дозы 0,011 Гр/с) для уничтожения микрофлоры, хранили в холодильнике. Часть 2 (НС – нестерилизованная) во влажном состоянии хранили в холодильнике до фракционирования.

Делали по шесть навесок частей 1 и 2. По три навески поместили в центрифужные пробирки для выделения водорастворимой фракции радионуклидов. В пробирки добавляли по 50 мл дистиллированной воды, 60 мин перемешивали на магнитной мешалке, 60 мин центрифугировали со скоростью 2500 об/мин, сливали и фильтровали фугат. За один день делали по три цикла. После 20 дней (60 циклов) собранный отфильтрованный фугат доливали дистиллированной водой до 5 л, перемешивали и разделяли на две части.

В одной части с помощью FeCl_3 (0,2 г/л) осаждали коллоиды и через одни сутки фильтровали. В фильтрат после осаждения коллоидов (Ф), осадок коллоидов на фильтре (К), а также во вторую часть фугата с неосажденными коллоидами (НОК) добавляли носитель.

Образцы выпаривали, фильтры высушивали, чашки прокаливали при температуре 400°, содержимое промывали при нагревании 3 н HCl , осаждали ^{90}Sr в виде оксалатов, после этого выделяли ^{137}Cs . Далее определение радионуклидов проводили по стандартной методике.

Относительное содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr , поступивших в водный раствор за 60 циклов, представлено в таблице 18.

Из таблицы 18 видно, что при данном методе экстрагирования в водный раствор может переходить до 15 % содержащегося в почве ^{90}Sr и до 20 % ^{137}Cs . Статистически значимых различий между высвобождением

радионуклидов из стерилизованной и нестерилизованной почв не обнаружили. ^{90}Sr практически не осаждался с коллоидами и переходил преимущественно в истинный раствор в ионной форме. ^{137}Cs практически полностью осаждается FeCl_3 , что дает основания предполагать, что в экстракте он находится в виде коллоидного раствора.

Таблица 18 – Относительное количество ^{137}Cs и ^{90}Sr , поступивших в водный раствор за 60 циклов

Вариант	Фракция	^{137}Cs , % от исходного содержания в почве	^{90}Sr , % от исходного содержания в почве
Стерилизованная	НОК	$18,9 \pm 2,4$	$12,0 \pm 4,2$
	Ф	$0,49 \pm 0,14$	$12,0 \pm 3,3$
	К	$18,1 \pm 1,0$	$1,6 \pm 1,8$
Нестерилизованная	НОК	$19,4 \pm 0,5$	$15,2 \pm 4,4$
	Ф	$0,53 \pm 0,16$	$12,1 \pm 4,9$
	К	$17,7 \pm 4,0$	$0,98 \pm 0,3$

Необходимо отметить, что, по мнению П. М. Стукалова с соавторами [154], при длительном перемешивании почвы может происходить ее дополнительное диспергирование, при этом общее количество экстрагируемых водой коллоидных частиц со временем возрастает. Для проверки данного предположения требуются дополнительные исследования.

5.2 Влияние режимов экстрагирования на содержание подвижных форм радионуклидов

Поскольку все почвенные процессы, связанные с изменением соотношения различных форм радионуклидов, обратимы, соотношение подвижных и неподвижных форм определяется соотношением скоростей связывания и высвобождения радионуклидов. Элементы, связанные в корневой системе и надземной биомассе, высвобождаются по мере разложения растительного опада; связанные в слое компенсирующих ионов – по причине обменных реакций с катионами почвы [154]. Многие авторы относят к необратимым процессам интрамицеллярное поглощение ^{137}Cs , однако скорость его высвобождения из кристаллической решетки минерала в результате выветривания до сих пор не исследована.

В лабораторных условиях соотношение форм радионуклидов в почве и донных отложениях определяют по результатам кратковременной экстракции – обычно трехкратной (по одному часу). В природных условиях процессы сорбции и десорбции активно происходят как минимум в течение вегетационного периода. Влажность почвы постоянно изменяется, соответственно, изменяется соотношение водорастворимой, обменной и других форм. При необратимом выносе из горизонта или поглощении растениями и микроорганизмами водорастворимой и обменной фракции характерное для данной почвы равновесие вскоре восстанавливается – в подвижные формы переходят ранее связанные радионуклиды. Поэтому общее количество ^{90}Sr и ^{137}Cs , которое может перейти в биомассу за вегетационный период, по результатам кратковременной экстракции определить затруднительно. Известно, что результат определения биологически доступных форм радионуклидов в почве и донных отложениях водоемов зависит от методики экстрагирования, в первую очередь от того, насколько применяемая методика соответствует условиям, характерным для данной экосистемы.

Ранее было показано, что при имитации промывного водного режима в течение длительного времени выход радионуклидов из аллювиальной почвы с гравитационными водами составил от 10,8 до 12,4 % содержащегося в нем ^{90}Sr и от 0,08 до 0,52 % ^{137}Cs в зависимости от режима увлажнения [55].

Значительное влияние на распределение радионуклидов оказывает агротехническая обработка почвы. Еще в 1977 г. Н. А. Корнеев с соавторами описали большое количество агротехнических приемов, способствующих снижению подвижности радионуклидов в почве, и оценили их эффективность [66].

Поскольку все названные процессы обратимы, соотношение подвижных и неподвижных форм определяется соотношением скоростей связывания и высвобождения радионуклидов. Элементы, связанные в корневой системе и наземной биомассе, высвобождаются по мере разложения растительного опада; связанные в слое компенсирующих ионов – в результате обменных реакций с катионами почвы. Считают, что радионуклиды, вошедшие в состав нерастворимых гумусовых веществ и подвергнувшиеся интрамицеллярному поглощению минеральными частицами, связаны наиболее прочно. Действительно, по данным радиоуглеродного анализа, «время жизни» молекул гумусовых веществ достигает 1000 лет. Однако в полноразвитой почве создается баланс органического вещества за счет

увеличения доли органических веществ, сохраняющих подвижность и выносящихся из почвенного профиля. Зерна минералов (особенно железосодержащих минералов в верхних горизонтах лесной почвы) покрыты органико-минеральным налетом, по мнению А. Н. Геннадиева, изолирующим минерал от прямого воздействия химических агентов [29]. Таким образом, несмотря на то, что по данным радиохимических анализов доля радионуклидов, находящихся на момент исследования в водорастворимой и обменной формах, со временем снижается, целесообразно говорить не о переходе их в связанное состояние, а о преобладании на момент исследования процессов связывания над процессами высвобождения. Однако нет достаточных оснований полагать, что такое преобладание будет сохраняться и впредь.

Была предпринята попытка оценить количество ^{137}Cs и ^{90}Sr , поступающих в капиллярно-сорбционную воду из аллювиальной почвы, при различных режимах экстрагирования водой.

Образец почвы отобран в мае 2007 г. в период дождевого паводка в пойме р. Течи у створа «Новый мост» на границе уреза воды. Почва аллювиальная лугово-болотная, слой 0–20 см. Во влажном состоянии почва была протерта через сито 0,5 мм для удаления фрагментов растений и крупных минеральных частиц, тщательно перемешана и разделена на две части.

Часть 1 во влажном состоянии хранили в холодильнике.

Часть 2 высушивали до воздушно-сухого состояния, растирали и просеивали через сито 0,5 мм, хранили при комнатной температуре.

Использовали следующие режимы экстрагирования.

Вариант 1 (контроль, соответствует общепринятой методике) – трехкратное перемешивание высушенной почвы с дистиллированной водой на магнитной мешалке по 1 ч при соотношении почвы и воды по 1:5 (суммарно – 1:15) с последующим центрифугированием 30 мин при 2500 об/мин и фильтрованием. Отфильтрованную жидкость выпаривали в чашках, прокаливали при температуре 400 °С. Содержимое чашек количественно смывали в стаканы 4 н HCl. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs определяли по методике, принятой для почв.

Вариант 2 – аналогично варианту 1, но с использованием нативной почвы.

Вариант 3 – однократное перемешивание в течение 3 ч высушенной почвы с дистиллированной водой при соотношении 1:30; центрифугирование, фильтрование, определение ^{90}Sr и ^{137}Cs в фильтрате – по вышеописанной методике.

Вариант 4 – аналогично варианту 3, но с использованием нативной почвы.

Вариант 5 – однократное перемешивание в течение 3 ч из нативной почвы при соотношении 1:30, отстаивание в течение 2 сут; фильтрование, определение ^{90}Sr и ^{137}Cs в фильтрате – по вышеописанной методике.

Вариант 6 – однократное перемешивание в течение 3 ч высушенной почвы при соотношении 1:200, отстаивание в течение 2 сут; фильтрование, определение ^{90}Sr и ^{137}Cs в фильтрате – по вышеописанной методике.

Вариант 7 – аналогично варианту 6, но с использованием нативной почвы.

Все варианты опыта проводили в трех повторностях.

Для того чтобы оценить скорость восстановления содержания в высушенной почве водорастворимых форм ^{90}Sr и ^{137}Cs после повторного увлажнения (например, при смене засушливой погоды на дождливую), сравнивали водные экстракты из нативной почвы (контроль) и из почвы, предварительно высушенной и повторно увлажненной.

При экстрагировании радионуклидов из нативной почвы делали шесть навесок по $20 \pm 0,1$ г. Три навески использовали для экстрагирования и три высушивали на воздухе для определения влажности почвы и пересчета массы навесок на воздушно-сухую почву.

Масса навески высушенной почвы – 10,00 г.

В варианте 1 почва предварительно не смачивалась. В остальных вариантах навеску сухой почвы заливали 10 мл дистиллированной воды и выдерживали для восстановления подвижности радионуклидов при комнатной температуре 1 сут (вариант 2), 2 сут (вариант 3), 4 сут (вариант 4), 8 сут (вариант 5), 16 сут (вариант 6). Все варианты – в трех повторностях. Во всех вариантах и в контроле – трехкратное перемешивание почвы с дистиллированной водой на магнитной мешалке по 1 ч при соотношении почвы и воды по 1:5 (суммарно – 1:15) с последующим центрифугированием 30 мин при 2500 об/мин и фильтрованием. Отфильтрованную жидкость выпаривали в чашках, прокаливали при температуре 400 °С. Содержимое чашек количественно смывали в стаканы 4 н HCl. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs определяли по методике, принятой для почв.

В таблице 19 представлены результаты сравнения различных режимов экстрагирования ^{90}Sr и ^{137}Cs дистиллированной водой из пойменной почвы.

Таблица 19 – Высвобождение водорастворимых радионуклидов из пойменной почвы при разных режимах экстрагирования

Вариант	Состояние почвы	^{137}Cs , % от валового	^{90}Sr , % от валового
Трехкратная экстракция 1:15	Сухая (контроль)	$1,21 \pm 0,10$	$3,4 \pm 0,7$
	Влажная	$2,37 \pm 0,21^*$	$6,0 \pm 0,1^*$
Однократная экстракция 1:200	Сухая	$0,73 \pm 0,18$	$3,8 \pm 0,04$
	Влажная	$3,68 \pm 0,31^*$	$3,4 \pm 1,3$
Однократная экстракция 1:30 с центрифугированием	Сухая	$0,24 \pm 0,1$	$1,8 \pm 0,6$
	Влажная	$1,6 \pm 0,4^*$	$2,8 \pm 0,4^*$
Однократная экстракция 1:30 без центрифугирования	Влажная	$2,7 \pm 0,9^*$	$4,3 \pm 1,9^*$
<i>Примечание – * – статистически значимое отклонение от контроля</i>			

Из таблицы 19 следует, что количество ^{137}Cs , экстрагируемого дистиллированной водой из пойменной почвы при стандартном режиме экстрагирования, ниже, чем из автоморфных почв – серой лесной и дерново-подзолистой (см. таблицу 17). По-видимому, это связано с тем, что переувлажненная пойменная почва быстро теряет водорастворимые формы ^{137}Cs . Содержание радионуклидов в водной вытяжке, как и следовало ожидать, зависит от режима экстрагирования и состояния почвы. При использовании сухой почвы наблюдали статистически значимые различия количества ^{137}Cs , экстрагированного в соотношениях 1:15, 1:30, 1:200. Наибольшее количество ^{137}Cs экстрагируется при трехкратной отмывке, хотя количество воды в данном варианте наименьшее. По-видимому, при длительном трехчасовом перемешивании происходит более интенсивное диспергирование почвенных частиц.

Количество ^{90}Sr , экстрагированного в соотношениях 1:15 и 1:200, не различается, но статистически значимо выше, чем при экстрагировании в соотношении 1:30.

При использовании влажной почвы количество экстрагируемого при разных режимах ^{137}Cs также статистически различается. Наилучшая экстракция была при соотношении 1:200; наихудшая – 1:30. Важно отметить, что из влажной почвы при всех режимах экстрагирования высвободилось в 2–6 раз больше ^{137}Cs , чем из сухой. Различия статистически значимы. Для ^{90}Sr эта зависимость выражена слабее, при соотношении 1:200 различий между влажной и сухой почвами вообще не наблюдали. Таким образом, необходимо более подробно исследовать влияние режима экстрагирования на высвобождение ^{137}Cs также из автоморфных нативных почв.

Для исследований возможности восстановления содержания водорастворимых фракций ^{137}Cs , ^{90}Sr при увлажнении высушенной почвы использовали тот же образец почвы, что и для определения содержания водорастворимых фракций ^{137}Cs и ^{90}Sr . К навеске воздушно-сухой почвы добавляли дистиллированную воду в соотношении 1:1 и выдерживали в закрытом, во избежание испарения, сосуде от 1 до 16 сут. Результаты анализа водных вытяжек представлены в таблице 20.

Таблица 20 – Содержание радионуклидов в водных вытяжках и пойменной почве после высушивания и увлажнения

Вариант	^{137}Cs , % от содержания в почве	^{90}Sr , % от содержания в почве
Нативная почва (контроль)	$1,6 \pm 0,4$	$2,8 \pm 0,4$
Воздушно-сухая почва	$0,24 \pm 0,1$	$1,8 \pm 0,6$
Увлажнение 1 сут	$0,46 \pm 0,3$	$3,4 \pm 1,3^*$
Увлажнение 2 сут	$0,34 \pm 0,03$	$2,04 \pm 0,5$
Увлажнение 4 сут	$0,42 \pm 0,1^*$	$2,12 \pm 0,2$
Увлажнение 8 сут	$0,53 \pm 0,13^*$	$1,6 \pm 0,3$
Увлажнение 16 сут	$0,48 \pm 0,06^*$	$1,6 \pm 0,2$
<i>Примечание – * – статистически значимое отклонение от контроля</i>		

Из таблицы 20 следует, что при высушивании почвы содержание водорастворимой фракции ^{137}Cs и ^{90}Sr , по сравнению с нативной почвой, достоверно уменьшилось. При увлажнении высушенной почвы от 1 до 16 сут не происходит полного восстановления водорастворимой фракции ^{137}Cs . Количество экстрагируемого ^{137}Cs после увлажнения несколько выше, чем при использовании сухой почвы. При увлажнении от 4 до 16 сут эта разница статистически значима. При увлажнении в течение 1 сут количество экстрагируемого ^{90}Sr , по-видимому, восстанавливается. В дальнейшем – снижается. Механизм этого явления не вполне ясен.

6 Моделирование поведения техногенных радиоактивных изотопов в экосистемах

6.1 Общие принципы моделирования экосистем

Познание окружающего мира – естественная потребность живого существа и источник интеллектуального наслаждения для существа разум-

ного. Даже примитивный живой организм не накапливает бесполезной информации. Сначала на генном, затем на рефлекторном уровне закладывается система регулирования взаимоотношений индивида с окружающей средой. С помощью морфологических изменений, физиологических и поведенческих реакций происходит адаптация вида, популяции, особи к миру. В результате вид становится узкоспециализированным: реакции, отработанные в данных конкретных условиях, при изменении ситуации, в непрерывно эволюционирующей среде становятся неадекватными. Чем лучше адаптирован вид, тем ближе его вымирание.

Разумное существо, напротив, стремится адаптировать окружающий мир к своему, анатомически и физиологически реликтовому, организму. Жизнестойкость такого вида может быть практически неограниченной. В эволюционном тупике узкой специализации оказывается сама адаптируемая окружающая среда.

На первом этапе адаптация окружающей среды подразумевает разрушение естественных природных комплексов и создание на их месте искусственных систем. На втором этапе – обновление устаревших систем или замену на более совершенные. На смену биоценозу приходит антропоценоз – искусственная экосистема, созданная человеком.

Цель науки – построение моделей реализуемых и управляемых антропоценозов. Человек стремится создать простую детерминантную систему, входные и выходные параметры которой находятся в прямой функциональной зависимости. Поведение такой системы легко прогнозировать и регулировать. «Экспансия жизни», напротив, ведет к самоусложнению систем: открытых – за счет миграции из окружающей среды, квази-замкнутых – за счет мутаций и внутренней дифференциации. Усложняясь, система становится вероятностной (стохастической), ее поведение можно предсказать с некоторой долей вероятности, т. к. значение каждого параметра зависит от все большего числа факторов, учесть влияние которых становится все труднее.

Задача науки – прогнозирование вероятности возможных флуктуаций антропоценоза в зависимости от изменения различных параметров в процессе управления.

Современные информационные технологии позволяют осуществлять такое прогнозирование на качественно новом уровне. Методы математического моделирования биологических и экологических процессов, зародившиеся в XIX в., но получившие развитие после создания ЭВМ, предоставляют принципиально новые возможности такого прогно-

зирования. Овладение методами математического и компьютерного моделирования поведения биологических и экологических систем необходимо для специалиста биолога.

Принципы экологической науки наиболее четко изложил С. В. Комов.

1 Экология – наука, изучающая отношения организмов и окружающей среды.

2 Биология и экология не являются синонимами. В биологии основное понятие – биологический вид и идея различия живого и неживого; в экологии – экологическая система и идея сходства живого и неживого.

3 Экология в настоящее время не имеет собственного понятийного аппарата, она использует понятия из любой области знания, трансформируя их для решения своих задач.

4 Экологическая система есть модель взаимосвязей живых организмов и окружающей их среды в рамках решения конкретной задачи. Взаимодействие живых организмов между собой есть частный случай экологических взаимодействий.

5 Экологический фактор есть выражение корреляции между переменными, выступающими как характеристики живого и окружающей его среды. Какую из этих переменных рассматривают, как воздействие определяется условиями решаемой задачи.

6 Независимо от природы воздействия, в рамках экологической системы оно всегда рассматривается как экологическое [64].

6.2 Системный подход в экологии

Первым ввел понятие «система» Людвиг фон Бергаланфи в 1932 г. По его мнению, «система – совокупность элементов, находящихся в определенных соотношениях друг с другом и со средой».

По Н. Ф. Реймерсу, «система – саморазвивающаяся и саморегулирующаяся материально-энергетическая совокупность, существующая и управляемая как относительно устойчивое единое целое за счет взаимодействия, распределения и перераспределения имеющихся, поступающих извне и продуцируемых совокупностью веществ энергии и информации, обеспечивающая преобладание внутренних связей над внешними» [139].

Ю. А. Ростопшин отмечает следующее.

1 Система – это некоторый объект изучения, обладающий целостностью или рассматриваемый как целое. Объект может быть материаль-

ным или мыслимым. Система – понятие абстрактное, существующее лишь в сознании наблюдателя, формулирующего цель исследования.

2 Чтобы совокупность знаний о рассматриваемом объекте могла считаться системой, необходимо, чтобы она входила как элемент в некоторую большую систему, была ее подсистемой.

3 Рассматриваемое представление можно считать системой, если оно допускает расчленение на ряд частных представлений [126].

В природе не существует никаких систем. Природа целостна. «Система», как и «понятие», – это умозрительное выделение группы вещей со связями между ними из единства природы. Системный подход – один из этапов развития познания.

Термин «экосистема» введен А. Тенсли в 1935 г. По Тенсли, «биотоп и населяющие его организмы образуют некое функциональное единство, называемое экологической системой. В экосистему входит не только комплекс организмов, но и весь комплекс физических факторов, образующих то, что мы называем средой биома – факторы местообитания в широком смысле».

По Ю. Одуму, «любое единство, включающее все организмы на данном участке и взаимодействующее с физической средой таким образом, что поток энергии создает четкую трофическую структуру, видовое разнообразие и круговорот веществ внутри этого единства, называется экосистемой».

По мнению Ф. Эдамса, «любая часть жизни, взаимодействующая со своим окружением, называется экологической системой!».

Ю. А. Исаков считает, что экологической системой называется комплекс взаимосвязанных популяций разных видов живых существ и изменяемой ими абиотической среды, обладающий способностью к саморегуляции и самовоспроизведению всех главных компонентов [64].

Согласно концепции С. В. Комова, во всех определениях экосистемы можно выделить три основные особенности.

1 Подчеркивание неразрывности связи живых организмов и их окружения.

2 Умолчание о границах экологической системы и в то же время отчетливое желание привязаться к территории или объему.

3 Неопределенность понятия живого и его окружения [64].

С. В. Комов считает, что принцип системности есть метод представления природного объекта со стороны того, как он организован, как соотносятся части объекта, образуя свойства его как целого. Возможны два

подхода к интерпретации понятия системы как целого, состоящего из частей.

1 Целое, разделенное на части.

2 Целое, собранное из частей.

Признание приоритета целого над частью позволяет выявлять существенные характеристики организованности. Это исследовательская парадигма. Целое в научном исследовании как бы раскрывает свои возможности. Приоритет части над целым характерен для деятельностного знания. Появляется необходимость жесткого конструирования конкретной системы, процедур ее формирования и представления. Это – конструкторская парадигма [64].

Современная стадия становления системного мышления характеризуется стремлением преодолеть разрыв между физическим редукционизмом и реальным разнообразием тел, процессов, явлений.

У. Р. Эшби сформулировал три принципа исследования организованной сложности.

1 Принцип необходимого разнообразия. При взаимодействии разнообразия с разнообразием появляется направленность развития.

2 Принцип временной независимости. При любом внешнем воздействии проходит определенное время до передачи воздействия всем частям, разрываются связи, происходит временная автономизация частей, затем – восстановление связей или образование новых.

3 Принцип усилителя. Усиление какого-либо процесса, явления, тела возможно только за счет другого. Мир природы в системном исследовании рассматривается как полииерархическая система природных объектов.

Непрерывность природных объектов превращается в дискретность только тогда, когда человек выдвигает какие-либо ограничивающие условия. Тип системы, в форме которой может быть представлен природный объект, определяется выбранными элементами и выявленными связями между ними. Такое представление будет моделью природного объекта. В естественных науках модель – это отражение существенных сторон природного объекта при решении конкретной задачи. Таким образом, экологическая система есть модель взаимосвязей живых организмов и окружающей их среды в рамках решения конкретной задачи.

6.3 Основные типы моделей, используемых в экологических исследованиях

Модели, используемые в экологических исследованиях, классифицируются исходя из целей и задач исследования. В первом приближении представляется целесообразным выделить следующие типы моделей.

1 Физическая модель – объемная, имитирующая форму объекта (муляж, чучело и т. п.).

2 Логическая модель – цепь логических построений, прослеживающих взаимосвязи между объектами, ход процесса и т. п.

3 Графическая модель – логическая модель, отраженная в чертеже или рисунке. Современные информационные технологии, программные средства для создания 3D-графики и анимации обеспечивают получение исключительно совершенных динамических графических моделей.

4 Математическая модель – логическая модель математических соотношений, описывающих характерные для системы процессы и явления. Математические модели целесообразно разделить на следующие виды:

- аналитическая – математическая модель, основанная на теоретических предпосылках;
- эмпирико-статистическая – модель, основанная на статистической обработке фактических данных (результатов наблюдений, экспериментов);
- самоорганизующаяся – компьютерная модель, для которой заданы правила построения, а ЭВМ по заданному алгоритму перебирает варианты и подбирает параметры, соответствующие условию (модели оптимизации и др.);
- имитационные – наиболее полные описания экосистем в виде компьютерной программы, основаны как на аналитических, так и на эмпирико-статистических моделях, используются для прогнозирования поведения системы при изменении параметров в процессе управления.

При решении конкретных задач применяются более четкие критерии классификации и более специализированные модели.

Так, А. В. Носов, анализируя современные методы моделирования с целью прогнозирования поведения радионуклидов в поверхностных водах, выделяет следующие типы моделей:

- детерминированные модели, в которых состояние системы в заданный момент времени однозначно определяется через входные параметры: параметры системы, начальные и граничные условия;
- статистические модели, в которых описывается носящая вероятностный характер зависимость между состоянием системы и входными

параметрами; в этих моделях зависимость прогнозируемых величин от входных параметров определяется с помощью методов математической статистики по данным многолетних наблюдений за водным объектом.

К детерминированным моделям А. В. Носов относит:

1) имитационные модели, позволяют наиболее подробно описать моделируемый водный объект, но в то же время являются самыми сложными и требуют наибольшего количества входных данных. В частности, для имитационного моделирования переноса радионуклидов водным потоком в полном объеме необходимо знать поле скоростей течений;

2) аналитические модели – модели реального объекта, основанные на алгебраических, дифференциальных или других уравнениях и предусматривающие осуществление однозначных вычислительных процедур, приводящих к их точному решению. Как правило, модели переноса и миграции радионуклидов в водных объектах базируются на достаточно сложных системах дифференциальных уравнений в частных производных, которые в общем виде не имеют точного аналитического решения и обычно решаются численно с использованием компьютера;

3) камерные модели, часто применяются для расчета миграции радионуклидов в водных объектах. В этих моделях моделируемый объект разделяется на камеры. Камерные модели могут относиться как к аналитическим, так и к имитационным [109].

По размерности А. В. Носов выделяет следующие группы моделей.

1 Трехмерные модели используются для моделирования течений с большой вертикальной изменчивостью (моря, эстуарии, глубокие стратифицированные озера и водохранилища). Трехмерная модель позволяет учитывать все основные процессы и факторы, которые могут оказаться существенными для расчета полей течений, температур и солености:

- конвекция, диффузия, вязкость, турбулентность, солнечное излучение учитываются за счет явного включения в основные уравнения; в модель включен учет всех термодинамических факторов;

- придонное трение учитывается за счет граничного условия на нижней границе;

- поток тепла, массы и солености по причине испарения и поступления осадков учитывается за счет задания граничного условия на верхней границе;

- ветровое воздействие также учитывается за счет задания граничного условия на верхней границе;

- задание граничных условий на боковых границах позволяет

учитывать наличие течений, источников пресной воды, точек сброса сточных вод, отличающихся по температуре и химическому составу, приливные явления.

2 Двумерные плановые модели. В этих моделях переменные усреднены по глубине водоема. Они используются для описания миграции радионуклидов в прибрежной зоне моря, водохранилищах, мелких озерах, на участках речных русел и поймы вблизи источников сбросов или зон существенного загрязнения донных отложений.

3 Двумерные вертикальные модели. В этих моделях переменные усреднены по ширине потока. Модели используются для описания транспорта радионуклидов в узких глубоких водохранилищах, речных руслах, иногда вблизи гидротехнических сооружений.

4 Одномерные русловые модели. Модели этого типа описывают динамику средних по сечению русла характеристик потока. Такие модели используются для описания переноса радионуклидов в речных руслах на расстояниях, существенно превышающих ширину русла [109].

6.4 Этапы создания модели поведения экологической системы

Опыт исследователей, занимающихся проблемами моделирования и прогнозирования поведения экосистем, позволяет выделить следующие основные этапы создания модели.

Этап 1 – логическая модель. Анализ проблемной ситуации, разработка концепции ее решения, постановка задачи исследования. Предварительное априорное определение базовых компонентов структуры экосистемы, основных связей между ними, причинно-следственных отношений.

Этап 2 – графическая модель. Этот этап моделирования не является обязательным. Графическая модель служит для анализа логической модели, визуальное представление помогает лучше представить взаимодействие компонентов. Удобно выполнять графические модели в виде блок-схем.

Этап 3 – аналитическая модель. Этот этап моделирования используется не всегда. В стохастических системах, поведение которых определяется комплексным действием большого числа факторов, аналитические формулы часто оказываются слишком сложными, включают большое количество параметров, вес которых до опыта бывает невозможно определить, и практически не реализуемы.

Этап 4 – эмпирико-статистическая модель. Практически экологические системы обычно рассматривают как набор «черных ящиков», для которых важно определить вероятность того или иного значения выходного параметра по известному значению входного, не учитывая сложной системы связей между ними, существенных внешних факторов окружающей среды, значимых факторов внутреннего взаимодействия, причинно-следственных связей между факторами и параметрами и т. п.

Этап 5 – имитационная модель. Является конечным результатом процесса моделирования. Все остальные типы моделей носят вспомогательный характер.

В каждом конкретном случае планирование и реализация модели могут иметь свои особенности.

В частности, А. В. Носов с соавторами выделяют следующие этапы построения модели.

1 Постановка задачи. Определение целей моделирования, выделение конечного числа процессов и характеристик, наиболее существенных для моделирования миграции радионуклидов, определение перечня характеристик объекта, которые получены в результате измерений и могут быть использованы при моделировании, выбор необходимой разрешающей способности модели во времени и пространстве.

2 Построение концептуальной модели. Определение структуры моделируемой системы – выделение ее компонентов с учетом целей моделирования и имеющихся данных об объекте, описание рассматриваемого объекта и учитываемых процессов, оценка их пространственных и временных границ, выявление наиболее существенных внутренних и внешних параметров и связей между ними.

3 Построение математической модели. Установление математических соотношений между выделенными параметрами модели и количественная оценка этих параметров.

4 Реализация модели в виде компьютерной программы или нахождение решения в аналитической форме.

5 Оценка чувствительности модели к входным параметрам. Выявление параметров, в наибольшей степени влияющих на конечные результаты расчетов, чтобы выяснить, какие из них необходимо определить с наиболее высокой степенью точности.

6 Проверка модели. На этом этапе оценивается, насколько адекватно модель может воспроизводить реально наблюдающиеся процессы. Чаще всего для этого сравнивают расчетные данные с результатами измере-

ний содержания радионуклидов в воде и донных отложениях в соответствующие моменты времени. Для оценки согласия модельных и экспериментальных данных могут использоваться различные статистические критерии [109].

Б. Я. Советов выделяет следующие этапы моделирования.

1 Построение концептуальной модели системы и ее формализация.

Включает подэтапы:

- постановка задачи машинного моделирования системы;
- анализ задачи моделирования системы;
- определение требований к исходной информации;
- определение параметров и переменных модели;
- выдвижение гипотез и принятие предложений;
- установление основного содержания модели;
- обоснование критериев оценки эффективности системы;
- определение процедур аппроксимации;
- описание концептуальной модели системы;
- проверка достоверности концептуальной модели;
- составление технической документации по первому этапу.

2 Алгоритмизация модели системы и ее машинная реализация.

Включает подэтапы:

- построение логической блок-схемы модели;
- получение соотношений модели;
- проверка достоверности модели системы;
- составление плана работ по программированию;
- выбор вычислительных средств для моделирования;
- построение схемы программы;
- проверка достоверности схемы программы;
- программирование модели;
- проверка достоверности программы;
- составление технической документации по второму этапу.

3 Получение результатов машинного моделирования и их интерпретация. Включает подэтапы:

- планирование машинного эксперимента с моделью системы;
- определение требований к вычислительным средствам;
- проведение рабочих расчетов;
- анализ результатов моделирования;

- представление результатов моделирования;
- интерпретация результатов моделирования;
- подведение итогов моделирования и выдача рекомендаций;
- составление технической документации по третьему этапу.

На первом этапе моделирования формулируется модель, строится ее формальная схема и решается вопрос о целесообразности аналитического расчета или имитационного моделирования. На втором этапе математическая модель превращается в машинную: решается проблема алгоритмизации модели, рационального разбиения ее на блоки и организация интерфейса между ними, получения необходимой точности и достоверности результатов. На третьем этапе ЭВМ используется для имитации процесса функционирования системы, для сбора необходимой информации, ее статистической обработки и интерпретации результатов моделирования [148].

6.5 Методы моделирования поведения экосистем

6.5.1 Аналитические модели.

Одна из первых известных моделей связана с прогнозированием динамики численности популяции и может быть отнесена к популяционной экологии.

Ж. Бюффон и К. Линней предполагали, что теоретически популяция может расти экспоненциально. Для населения Земли модель экспоненциального роста предложил Томас Мальтус. В 1925 г. А. Лотка описал математическую модель такого роста [31].

Экспоненциальный рост можно наблюдать в начальный период развития бактериальной культуры (лог-фаза), когда питательный субстрат в избытке и еще не накопились токсичные продукты метаболизма [13, 123]. Если ресурсы системы не безграничны, экспоненциальный рост со временем замедляется. Численность популяции достигает стационарного уровня, а в некоторых случаях (если, например, в культуре накапливаются токсичные продукты метаболизма) начинает падать [13, 123].

Коэффициент прироста обозначим как a . Комплекс лимитирующих факторов (называют также давлением среды), зависящих от численности популяции, и уменьшающий коэффициент прироста обозначим как b . Численность популяции на итерации n обозначим как x_n , на итерации $n + 1$ – как x_{n+1} . Тогда

$$x_{n+1} = (a - b \cdot x_n)x_n.$$

Такую зависимость называют логистической. Этот термин предложил П. Ф. Ферхюльст в 1838 г. В 1920 г. Р. Перл и Л. Рид заново открыли логистическую зависимость. Выраженную в дифференциальной форме ее называют уравнением Ферхюльста-Перла [31]. Согласно логистической модели численность популяции, достигнув некоторого уровня (предельной плотности), либо снижается (в этом случае в модели должно быть учтено «последствие» лимитирующих факторов: накопление токсичных продуктов и т. п.), либо выходит на стационарный уровень и стабилизируется. Такая динамика могла бы наблюдаться у идеальной популяции, все особи которой не различаются по репродуктивной способности и мгновенно реагируют на изменение условий. Кроме того, коэффициент прироста a должен быть независим от плотности популяции. У большинства исследованных видов такого не отмечается. Даже в культуре бактерий обязательно наблюдают задержку реакции на изменение условий (лаг-фазу) [13, 123]. Кроме того, численность популяций зависит не столько от абиотических факторов, сколько от взаимоотношений, определяемых цепями питания.

А. Лотка в 1925 г. и В. Вольтерра в 1976 г. предложили математические модели, описывающие сопряженные колебания численности популяций хищника и жертвы. Наиболее простой вариант модели можно выразить в численном виде следующей системой уравнений:

$$x_{n+1} = (a - b \cdot x_n)x_n - c \cdot x_n \cdot y_n;$$

$$y_{n+1} = d y_n + e \cdot x_n \cdot y_n,$$

где c – коэффициент гибели жертвы при встрече с хищником;

d – коэффициент прироста «голодных» хищников (он всегда меньше 1, т. е. хищники без пищи вымирают. Если он равен 1, это значит, что у хищников достаточно альтернативного корма и модель нельзя считать двухпопуляционной);

e – коэффициент прироста «сытых» хищников [59].

В некоторых случаях численность популяции может изменяться на постоянную величину, не зависящую от размера популяции, например, при интродукции новых видов, выращивании молоди в искусственных условиях и т. п. Наиболее часто размер популяции уменьшается при отлове, отстреле, сборе. Квота отлова определяется исходя не столько из экологиче-

ских, сколько из экономических соображений. Поэтому ее величина может оставаться постоянной в течение длительного времени независимо от реальной численности промысловых животных и растений на данной территории.

В экспоненциальной модели при умеренном отлове, не превышающем долю прироста, популяция стабилизируется на стационарном уровне, при неумеренном – погибает.

В двухпопуляционной модели «хищник–жертва» неумеренный отлов вызывает колебания численности с увеличивающейся амплитудой, что в конечном итоге приводит к гибели системы [59].

6.5.2 Математическое моделирование динамики больших систем.

В математической постановке проблема динамики состояния больших систем часто сводится к исследованию системы обыкновенных дифференциальных уравнений вида

$$\frac{dx_i}{dt} = f_i(x_1, x_2, \dots, x_n),$$

где x_i – переменные изучаемой системы [123].

Д. М. Гвишиани считал, что система данных уравнений в определенном смысле исчерпывающе описывает возможные взаимодействия переменных рассматриваемой системы. Сущность системного подхода, по его мнению, во многом состоит в конкретизации правых частей уравнений [126]. В 70-е гг. подобный подход был широко распространен. Уточнялись характеристики популяций, влияние условий среды и т. п. Описана, например, модель эвтрофикации в проточной системе «хищник – жертва», включающая систему из трех дифференциальных уравнений, зависящую от девяти параметров, два из которых определяются условиями культивирования (концентрация субстрата и скорость вымывания), остальные – физиологическими особенностями хищника и жертвы [10]. Приведены модели биохимического окисления органических веществ, загрязняющих водоемы [10]. Б. П. Ивченко и Л. А. Мартыщенко в 1998 г. опубликовали описание ряда методов моделирования и прогнозирования риска техногенных аварий и катастроф для стохастических систем с учетом старения прогнозной информации [48]. Модель эволюции на основе исследования нелинейных диссипативных систем предложил Р. Фокс. Он же в конце 80-х гг. представил несколько компьютерных моделей описываемых процессов [165]. Вместе с тем Гвишиани считает, что для исследования экологиче-

ских моделей нет готового математического аппарата [126]. В современных исследованиях таких моделей применяются два подхода: использование аппарата качественной теории дифференциальных уравнений и имитационные модели, учитывающие все переменные, доступные наблюдению. Аналитические модели, описывающие качественное поведение природных объектов, утратили свою популярность уже в 80-е гг. как чрезмерно упрощенные. В частности, они не учитывают гетерогенность системы, временные характеристики популяций [26]. Исследователи отмечают нелинейность динамики процессов, происходящих в естественных условиях. Так, например, при деструкции органических загрязнителей экосистем на начальной стадии динамика близка к экспоненциальной, что связывают с распадом лабильных фракций, а со временем переходит в степенную – для компонентов стойких фракций [40]. При создании сложных имитационных моделей накапливаются ошибки «упрощения». Кроме того, имитационные модели типа «черного ящика» всегда описывают частные случаи [126].

6.5.3 Методы системной динамики и структуродинамики.

Основа метода системной динамики была заложена в Массачусетском технологическом институте в 1930 г., когда В. Буш создал дифференциальный анализатор, предназначенный для решения уравнений, описывающих определенные типы простых инженерных проблем. Такой набор уравнений и есть модель системы, которую они описывают. В дальнейшем Х. Хаген представил первые работы в области теории управления системами с обратными связями. В 1940 г. Г. Браун создал лабораторию сервомеханизмов, в которой теория систем с обратными связями получила развитие [166].

В 1961 г. Дж. Форрестер опубликовал книгу «Industrial Dynamics», а в 1968 г. – «Principles of Systems», в которых излагалась теория структур в динамических системах. В дальнейшем метод получил название «системная динамика».

Самой важной концепцией в установлении структуры системы является идея, что все изменения обуславливаются петлями обратных связей – замкнутыми цепочками взаимодействия. В системе используются два типа переменных – уровни и темпы [166].

Уровни – это накопители системы, они аккумулируют результат выпадающих в них темпов. Темпы – потоки, вызывающие изменение уровней. Форрестер считал, что системные уровни полностью описывают со-

стояние системы в любой момент времени. Н. Ютанов указывает, что это утверждение справедливо только для систем, описываемых гладкими функциями [177].

Для того чтобы составить описание динамической системы, необходимо провести анализ зависимости темпов от уровней, т. е. построить систему причинно-следственных связей. Форрестер предлагает удобную схему, позволяющую наглядно увидеть все переплетения связей, проследить характер обратных связей. Его диаграммы уже являются блок-схемой некоторой машинной программы. Он вводит также понятие задержки, необходимой, чтобы изменение уровней вызвало изменение темпов. Она позволяет параметризовать инерцию промежуточных звеньев [103].

При построении моделей экосистем нужно решить, в каком времени их следует рассматривать. Имеется ли в виду «моментальный снимок» или подразумевается, что система как объект исследования включает в себя свое прошлое, будущее. В первом случае система может быть описана дифференциальными уравнениями, во втором – необходимо применять метод конечных разностей. В первом случае динамика параметров, описывающих систему, непрерывна, во втором – заведомо разрывна и динамический анализ носит пошаговый характер [177].

Н. Ютанов и С. Переслегин определяют понятия системы и структуры системы следующим образом:

- совокупность элементов является системой, если она имеет положительную энергию связи или если в динамике составляющих ее объектов существует корреляция;
- любое противоречие внутри системы или между системой и окружающей средой – структурный фактор. Совокупность всех структурных факторов, порожденных отношениями внутри системы, является ее in-структурой, остальные факторы образуют out-структуру. Обе они составляют структуру системы.

Поскольку количество противоречий в любой системе бесконечно, данное определение подразумевает выбор соответствующего уровня исследования, фиксируя который, абстрагируются от большинства структурных факторов, сосредоточивая внимание на наиболее существенных.

Концепция уровней исследования позволяет ввести понятия изо- и гомоморфизма системы. Системы считаются изоморфными на данном уровне, если совпадают их структуры, гомоморфными – если одна структура образует подмножество другой. Существует естественный изомор-

физм, облегчающий анализ разнообразных системных моделей природы и общества. На определенном уровне исследования системы изоморфны.

В предложенной системе классические модели диалектики записываются следующим образом:

- структурность системы на данном уровне исследования представляет собой необходимое и достаточное условие ее динамичности на этом же уровне;

- структурные факторы системы квазиустойчивы – время жизни любого из них приближается ко времени жизни всей системы;

- структурность системы, т. е. мера количества противоречий в ней не убывает в процессе динамики [177].

Структуродинамический подход позволяет подойти к поиску обратных связей в сложных системах иначе, чем в системном моделировании. Структуродинамика предполагает, что поведение произвольной системы сводится к диалектическому единству двух разнонаправленных процессов – гомеостаза и индукции.

Динамика системы, находящейся вблизи равновесного состояния, подчиняется обобщенному принципу Ле Шателье-Брауна: любое изменение состояния системы порождает процессы, направленные на то, чтобы скомпенсировать это изменение. Изменение структуры – качественный скачок – является бесконечным изменением состояния. Поскольку качественные изменения все-таки происходят, делают вывод, что по мере приближения к качественному скачку устойчивость системы снижается. Определенные флуктуации вместо того, чтобы затухать, усиливаются и вынуждают систему эволюционировать [177].

6.5.4 Эмпирико-статистические модели.

Любая научная задача сводится к выяснению закономерностей, связывающих причины и следствия. Иначе говоря, изучению зависимости реакции (изменения выходных параметров системы) от стимулов (изменения входных параметров). Для относительно простой детерминантной системы такая задача решается довольно легко – в процессе регистрации значений параметров в естественных условиях наблюдения или в искусственных условиях эксперимента.

Системная экология рассматривает экосистему с двух позиций. Ю. Одум определяет экосистему как целое, предлагает исследовать по принципу «черного ящика» и рассматривать имитационные модели. Маргалевф считает экосистему удобной, но условной формализацией. Целост-

ные характеристики, по его мнению, – это свойства матрицы коэффициентов в соответствующей системе уравнений Вольтерра. В течение сукцессии каждая стадия все меньше зависит от начальных условий.

Условия, налагаемые на биологическую систему окружающей средой, переводят ее в такое состояние, в котором ее свойства не могут быть описаны простой экстраполяцией от равновесия. Благодаря присущей ей специфической кинетике химических реакций потоки энергии и вещества создают и поддерживают функциональный и структурный порядок живой системы.

То, что могло быть совершенно невероятной флуктуацией, за порогом устойчивости становится решением задачи. Эти новые состояния динамического равновесия системы подчиняются новым законам.

С. П. Кундас выделяет два основных метода математического моделирования процессов переноса загрязняющих веществ в природных дисперсных средах: эмпирическое моделирование (data-driven modelling) базируется на результатах прямых экспериментальных измерений переноса вещества в интересующем регионе (эмпирические модели, базирующиеся на регрессионных уравнениях, нейронных сетях и экспертных системах); теоретическое моделирование (science based modelling) базируется на физических закономерностях переноса вещества в окружающей среде (рассмотрение сущности протекающих процессов и описание их динамики на языке физически интерпретируемых уравнений). При этом наиболее широкое распространение среди эмпирических подходов имеет модель, основанная на аналитическом решении уравнения конвективной диффузии. Теоретический подход не требует избыточного набора экспериментальных данных для определения необходимых зависимостей. С. П. Кундас считает, что большинство используемых параметров имеют прозрачный физический и биологический смысл, поэтому могут быть измерены непосредственно. Однако он считает, что в существующих моделях не рассматриваются процессы переноса в природных дисперсных средах, состоящих из областей с различными физическими свойствами [78].

По мнению С. П. Кундаса, наличие больших объемов экспериментальных данных как по распределению (временному и пространственному) загрязняющих веществ в почве, так и по физико-химическим свойствам почв, накопленных в научно-исследовательских организациях, создает предпосылки для использования экспертных систем в целях их эффективной обработки. При этом экспертные системы гармонично дополняют программы, ориентированные на решение формализованных задач. Поэто-

му с целью совершенствования решений таких задач широкое распространение получают инструменты, построенные на базе гибридизации отдельных элементов экспертных систем и нейронных сетей [78].

6.5.5 Методы компьютерного моделирования.

Б. Я. Советов описывает правила построения моделей на ЭВМ.

Правила построения машинных моделей:

- правило сопоставления точности и сложности модели (характеризует компромисс между ожидаемой точностью и достоверностью результатов моделирования и сложностью модели системы с точки зрения ее машинной реализации);
- правило соразмерности погрешностей моделирования системы и ее описания (представляет «баланс точностей», определяемый соответствием систематической погрешности моделирования из-за неполной адекватности модели системе с погрешностью описания вследствие неопределенности исходных данных);
- правило достаточности набора элементов модели (типовых процедур моделирования и оптимизации в математическом и программном обеспечении моделирования);
- правило наглядности модели для исследователя и пользователя (выполнение которого позволит пользователю оперировать с привычными представлениями об объекте моделирования);
- правило реализации блочного представления модели (выделение блоков, удобных для автономного моделирования);
- правило специализации для конкретных условий (определяет целесообразность использования набора частных условных подмоделей, предназначенных для анализа характеристик процесса функционирования системы в конкретных условиях и дающих возможность судить о системе в целом по совокупности частных показателей) [148].

Б. Я. Советов также описывает способы реализации моделей на ЭВМ.

1 Способ параллельного моделирования вариантов системы. Параллельное моделирование конкурирующих вариантов с последующей оценкой разницы показателей качества функционирования позволяет получить выигрыш машинного времени при эксплуатации модели (необходимо отметить, что этот способ можно считать приемлемым только в том случае, когда лимитирующим фактором является мощность вычислительной системы пользователя, а не затраты времени, труда и вычислительных мощ-

ностей разработчика).

2 Способ минимального обмена информацией между блоками. Разбиение на блоки с точки зрения дальнейшей реализации модели целесообразно проводить, по возможности минимизируя число связей между блоками модели.

3 Способ упрощения модели по критериям интерпретации. При решении вопроса об удалении блоков несущественными считают те блоки, которые мало влияют на критерий интерпретации результатов моделирования.

4 Способ удаления блоков с модификацией критерия. Применяется при удалении окончных блоков, составляющих описание взаимодействия системы с внешней средой.

5 Способ замены зависимых воздействий независимыми. Блоки, не являющиеся автономными, иногда можно заменять, указав диапазон изменения переменных и многократно моделируя систему с разными значениями переменных внутри этого диапазона.

6 Способ выбора эквивалента входных воздействий. Упрощение замкнутого контура, образуемого входным блоком и исследуемой частью системы без разрыва обратной связи.

7 Способ проверки точности на условных моделях. Условные подмодели строятся независимо друг от друга, что позволяет ускорить исследование, выполняя параллельные машинные эксперименты со всеми подмоделями.

8 Способ проверки точности по сходимости результатов. Проверка точности результатов моделирования, получаемых на моделях возрастающей сложности.

9 Способ сравнения моделей с различной сложностью. При сравнении моделей следует остановиться, когда их различие становится незначительным [148].

Машинные модели в принципе не способны учитывать качественных изменений в системе (фазовых переходов), если только эти изменения не заданы явно человеком, проектирующим модель [177].

Когда речь идет об объектах большой сложности, отдельные части системы могут описываться различными математическими схемами. Поэтому довольно рано началась разработка новых подходов к проблемам имитационного моделирования. Так, кусочно-линейные агрегаты исследовались И. Н. Коваленко. Качественную теорию сложных систем и имитационных моделей разрабатывал В. В. Калашников. В. М. Бусленко счи-

тал необходимой разработку универсального пакета прикладных программ – автоматизированной имитационной модели (АИМ), способной настраиваться на имитацию любых реальных объектов определенного класса. АИМ должна выполнять по крайней мере следующие операции:

- ввод и формирование массива исходных данных для моделирования;
- преобразование элементов системы и схем сопряжения к стандартному виду;
- имитацию модуля и взаимодействия элементов системы;
- обработку и анализ результатов моделирования;
- управление моделью [24].

К середине 70-х гг. был уже накоплен опыт применения частных видов систем с дискретным вмешательством случая или кусочно-линейных и кусочно-непрерывных агрегатов в качестве модуля для имитационной модели. В. М. Бусленко считал перспективным использование такого типа кусочно-линейных агрегатов, которые создают выходной сигнал только при выходе какого-либо параметра на границу ограничений [24].

Многие сложные физические системы не допускают построение моделей традиционными средствами. Для них, согласно гипотезе Уолфрема, в принципе не могут быть построены эффективные теории. Единственным способом их исследования и анализа является физический или компьютерный эксперимент.

Модели на основе клеточных автоматов – это яркий пример имитационного моделирования. Модели данного вида представляют собой алгоритм функционирования системы, который не имеет аналога в виде математической модели. Динамика изменения состояния автомата может быть исследована только путем модельного эксперимента. Другим способом предсказать какие-либо закономерности развития системы невозможно.

История нового направления моделирования начата математиками с изучения необычной абстрактной конструкции – клеточного автомата, который был реализован в форме достаточно привлекательной игры «Жизнь», предложенной математиком Джоном Конвеем в 1970 г. Название связано с тем, что игра имитирует рост, распад и различные изменения в популяции живых организмов, которые происходят по определенным правилам.

Клеточным автоматом называется сеть из дискретных элементов, меняющих свое состояние в дискретные моменты времени. Чаще всего

рассматриваются двумерные клеточные автоматы, элементами которых являются квадратные клетки.

Каждый автомат или клетка может находиться в конечном числе состояний. Время в данной модели является дискретным множеством тактов.

Состояние автомата в следующий момент времени определяется его собственным состоянием и состоянием его ближайших соседей в предыдущий момент времени. Среда предполагается однородной, т. е. правила изменения состояний для всех клеток одинаковы. Если правила смены состояния зависят от случайных факторов, то автомат называется стохастическим, в противном случае – детерминированным.

Клеточные автоматы моделируют поведение системы, имитируя шаг за шагом ее эволюцию. Эволюция состояний клеточных автоматов во многом аналогична динамике сложных нелинейных систем. Выделяют четыре основных класса клеточных автоматов.

1 Независимо от начального состояния клеточный автомат за определенное число шагов переходит в состояние покоя.

2 В процессе эволюции автомат приходит к локализованным стационарным или периодическим решениям.

3 Автомат генерирует аperiodические неповторяющиеся структуры, демонстрирует хаотическое поведение.

Динамика поведения автомата существенно зависит от начального состояния, изменяя которое можно получить самые разнообразные конфигурации и типы поведения.

Моделирование поведения сложных стохастических систем, в том числе экосистем, исключительно актуально. В течение последних десятилетий достигнуты значительные успехи в разработке теоретических основ и методологии моделирования таких систем. Созданы языки и среды моделирования. Разработаны и испытаны модели, имеющие общечеловеческое значение. Однако качество прогнозирования поведения реальных природных систем, особенно сложных полииерархических, к которым относятся экологические системы, до сих пор неудовлетворительное. Одной из причин этого является недостаточная координация исследований специалистов в области биологии и экологии и разработок специалистов в области математического и компьютерного моделирования.

6.6 Современные модели миграции радионуклидов в наземных экосистемах

Для прогнозирования развития радиационных ситуаций, в частности для оценки поступления радионуклидов в грунтовые воды, в продукцию сельского хозяйства и в биотические компоненты экосистем, исследуют закономерности миграции радионуклидов по почвенному профилю. Разработка моделей миграции радионуклидов до настоящего времени велась по следующим основным направлениям.

1 Аналитические модели.

Аналитические или логические модели миграции радионуклидов в почве представляют собой функции, где в качестве переменных выступают параметры процессов и факторов, оказывающих, по мнению авторов моделей, влияние на величину, которая характеризует результат миграции (скорость смещения фронта или максимума активности и т. п.). Первоначально учитывали два фактора, влияющие на вертикальную миграцию: диффузионный перенос, конвекционный перенос, и их совместное действие. Коэффициенты при переменных затем определяются эмпирически.

В. А. Батурин для почв Восточно-Уральского радиационного следа получил полуэмпирическое уравнение с использованием параметров скорости конвективного переноса и скорости диффузионного проникновения, которые определял с помощью перебора. Исходя из этого уравнения, он рассчитал, что максимум концентрации радионуклидов смещается со скоростью 0,3–0,4 см в год. При этом через 25 лет скорость диффузии ^{137}Cs снижается на 0,01 см/год, а ^{90}Sr – повышается на 0,02 см/год [18]. Фундаментальное исследование факторов, влияющих на конвективный перенос и диффузионное проникновение, проведено В. М. Прохоровым, который показал, что свойства почвы по влиянию на диффузию расположены в ряду: влажность > сумма обменных кальция и магния = емкость обмена > рН содержание гумуса > температура.

Он также оценил роль адсорбции в миграции ^{90}Sr [128].

С. П. Кундас, анализируя современные модели и специальные системы математического моделирования движения влаги и растворенных в ней веществ в насыщенных и ненасыщенных почвенно-грунтовых средах: FEFLOW, Ground Water Modeling System, HYDRUS 2D/3D, COMSOL Multiphysics: Earth Science Module, отмечает, что существующие подходы к моделированию переноса растворимых соединений в природных дисперсных средах, реализованные в этих программах, базируются на исполь-

зовании уравнений конвективной диффузии и движения влаги без учета фазовых переходов и потока водяного пара в среде. По его мнению, перераспределение загрязняющих веществ происходит под влиянием всех гидрологических процессов, определяющих перераспределение влаги в дисперсной среде (инфильтрация, испарение, движение влаги и т. п.). С. П. Кундас выделяет два главных типа физических механизмов, определяющих перераспределение загрязняющих веществ в природных дисперсных средах:

- 1) гидролитические: перенос загрязняющих веществ влагой;
- 2) физико-химические: сорбция–десорбция и естественное разложение (радиоактивный распад для радионуклидов). Воздействие оказывают и биологические процессы, такие как поглощение растворимых веществ растениями [78].

В настоящее время также используются аналитические модели. Однако, по-видимому, они пригодны для однородной бесструктурной и постоянно увлажненной почвы, подвергшейся однократному поверхностному загрязнению. Для большинства типов почв эффективная диффузия возможна только внутри структурного агрегата в период, когда почва достаточно увлажнена. При анализе конвекционного переноса необходимо различать перенос радионуклидов с гравитационной водой и движение по капиллярным порам, которое может быть разнонаправленным.

По мнению А. Д. Истомина, вертикальная миграция радионуклидов происходит в результате молекулярной диффузии и конвективного движения жидкой фазы. Вследствие малой скорости диффузии радионуклидов в поверхностном слое почвы основным механизмом вертикальной миграции является массоперенос с нисходящим потоком жидкой фазы. А. Д. Истомин с соавторами представили математическую модель, описывающую вертикальную миграцию радионуклидов в ненасыщенной зоне почвы с учетом фильтрации воды с поверхности почвы, фильтрации воздуха в почве, испарения (конденсации) и кристаллизации (плавления) воды, диффузии, сорбции и десорбции радионуклидов, радиоактивного распада, энерговыделения в результате радиоактивного распада, конвективного и кондуктивного теплообмена. Кроме этого, учитывается внешнее воздействие со стороны окружающей среды (изменение атмосферного давления, температуры и влажности воздуха на поверхности почвы, атмосферные осадки) [49].

Измерение всех этих параметров в конкретной почвенно-растительной системе – очень трудоёмкий процесс. Кроме того, необходимо

предварительно эмпирически в многофакторном эксперименте и в природных условиях установить значения коэффициентов уравнений, описывающих зависимости входных и выходных параметров. Учитывая, что при увеличении числа переменных функции погрешность накапливается лавинообразно, такие модели могут представлять преимущественно теоретический интерес.

2 Эмпирические модели.

В эмпирических моделях по имеющимся данным об удельной активности или запасе радионуклида в отдельных слоях почвы рассчитывают либо пространственно-временные характеристики процесса миграции (скорость смещения максимума, период полувыведения из слоя и т. п.), либо прогнозируемые значения активности или запаса радионуклида в соответствующих слоях [160].

А. П. Кравец проанализировал большое количество данных собственных экспериментов и материалов других исследователей и оценил влияние свойств почвы на коэффициент перехода радионуклидов из почвы в растения. В частности, оценены влияние типа почвы, материнской породы, механического состава, ёмкости поглощения и состава ионов, концентрации носителей, органический и минералогический состав, содержание калия и других солей, рН почвенного раствора и другие параметры [71].

Ряд исследователей просто рассчитывают уравнения регрессии для фактических значений активности радионуклида по слоям почвы. Большинство исследователей используют для этой цели экспоненциальную функцию. Так, И. В. Ефремов рассчитал параметры уравнения регрессии экспоненциального вида для ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю нескольких типов и подтипов почв Оренбургской области [45]. Т. В. Арастович рассчитал формулы экспоненциальной зависимости концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr от времени в почвенном слое дерново-подзолистой заболоченной необрабатываемой почвы в Гомельской и Брестской областях [11].

Рассчитаны уравнения регрессии для распределения ^{90}Sr по профилю трех типов почв, распространенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа и в 30-километровой зоне ПО «Маяк» по пяти отборам каждого типа, сделанным в разные сроки после аварии (с 1962 г. по 2008 г.). Распределение ^{90}Sr по профилю 30-сантиметрового слоя хорошо описывается экспоненциальной функцией вида $y = ae^{-bx}$, где y – содержание радионуклида в слое в процентах от общей плотности загрязнения 30-сантиметрового слоя; x – номер 5-сантиметрового слоя. Выпавший

на поверхность почвы ^{90}Sr медленно мигрировал в более глубокие слои и коэффициент b за годы, прошедшие после аварии, постепенно уменьшался.

Для серой лесной почвы значение коэффициента b коррелирует с количеством лет, прошедших после аварии, лучше всего ($r = -0,94$, $p = 0,02$). Значения b для других почв со временем падают быстрее, однако зависимость b от времени выражена слабее: для дерново-подзолистой $r = -0,68$, $p = 0,20$; для чернозема $r = -0,79$, $p = 0,11$. В отдаленный период после аварии усиливается избирательная аккумуляция ^{90}Sr в отдельных слоях дерново-подзолистой почвы, связанная, по-видимому, с неоднородностью физико-химических свойств. Неоднородность распределения ^{90}Sr по профилю чернозема, аккумуляция его над уровнем плужной подошвы объясняются механическим перемещением части радионуклида при обработке [69].

3 Структуродинамические модели.

Модели основаны на представлении экосистемы в виде потоков и уровней. Информация об уровнях содержится в базах данных, потоки рассчитываются на основе аналитических моделей – уравнений функций переноса. При работе модели используются параметры уравнений, полученные эмпирически и содержащиеся также в базе данных. Подробные модели, основанные на принципах структуродинамики, разработаны С. В. Мамихиным. Такая модель может исключительно подробно описывать состояние и поведение экосистемы, однако на стадии разработки также требует огромного количества фактических данных. При недостатке фактических данных предложено применять численные эксперименты с различными вариантами функций и определять неизвестные параметры методом последовательных приближений [84, 87]. С. В. Мамихиным с соавторами построена имитационная модель посуточной динамики удельной активности ^{137}Cs в компонентах древостоя и почве дубравы ECORAD_D. Развитие выдвигавшихся априорных предположений о механизме поведения ^{137}Cs осуществлялось в ходе численных экспериментов на модели путем подбора соответствующего алгоритма до достижения адекватности результатов расчетов с данными по многолетней динамике содержания радиоцезия в компонентах аналогичной лесной экосистемы [88]. С. В. Мамихиным созданы также имитационные модели, которые можно охарактеризовать следующими общими чертами:

- в основе лежит камерный (блочный) принцип, топологическая структура модели может быть отражена потоковой диаграммой;
- аналитически модели описываются системами дифференциальных или конечно-разностных уравнений;

– потоки между блоками формализованы уравнениями различной сложности, отражающими действительные механизмы процессов и позволяющими учитывать влияние внешних и внутренних по отношению к системе факторов на прохождение процесса [84].

С.В. Мамихин и М.В. Никулина пришли к выводу, что адекватность поведения модели дает возможность считать, что алгоритм, положенный в ее основу, близок к реальному поведению данного объекта и может быть использован для объяснения особенностей его функционирования [87].

С. В. Мамихин выделяет два основных способа отражения влияния внешних факторов на процессы функционирования экосистем в моделях. Согласно первому способу в алгоритме, реализованном в соответствии с «законом минимума» Либиха, значения вспомогательной функции отклика, входящей в функцию переноса, рассчитываются по значению того фактора, который меньше по отношению к оптимуму, значения других факторов игнорируются. Более универсальным, по его мнению, является подход, основанный на учете сочетанного воздействия факторов на рассматриваемый процесс.

Анализируя существующие в настоящее время модели, С. В. Мамихин считает, что использование, например, коэффициента поглощения или коэффициента распределения ^{137}Cs по фракциям требует большого количества экспериментальных данных для определения этих коэффициентов для различных типов экосистем.

Адекватному отражению биологической доступности радионуклидов почвы, а следовательно, созданию более универсальных моделей пока препятствует недостаток исходной информации для определения численного значения параметров уравнений [85].

К принципам структуродинамики близок принцип нейронных сетей, применяемых для моделирования вертикальной и горизонтальной миграции загрязняющих веществ. Для таких моделей также необходимо большое количество исходной информации, систематизированной в виде баз данных. В моделях, разработанных под руководством С. П. Кундаса, используются многослойные сети. Входной слой отражает условия (начальную концентрацию вещества, время, тип почвы и т. п.), вспомогательные слои и вспомогательные сети применяются для детализации условий (физико-химические свойства почвы определенного типа и др.). Для обработки сигналов создаются промежуточные и скрытые слои. Важным достоинством нейронных сетей является их способность к самообучению. Если в обычных структуродинамических моделях при возрастании числа структурных

элементов и их связей накапливаются разнообразные ошибки, то в нейронных сетях за счет «обратного прохода» и самообучения системы ошибки минимизируются [78].

Общей проблемой моделирования почвенных процессов является неоднородность почвы как в пространстве, так и во времени.

Данная неоднородность, оказывая влияние на процессы миграции, может практически не отражаться на ее результате. Сотрудниками отдела внешней среды УНПЦ РМ были исследованы параметры распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю автоморфных почв на разном расстоянии и в различных направлениях от ПО «Маяк», в том числе и почв на оси ВУРСа, загрязненных ^{90}Sr до уровня 500–1000 кБк/м². Во всех исследованных разрезах автоморфной почвы, несмотря на разнообразные типы почв, разные условия и плотность загрязнения, на глубине свыше 20 см удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не различаются, вплоть до глубины 300 см они колеблются около 10 Бк/кг. Небольшие колебания активности в отдельных слоях объясняются, по-видимому, неравномерной фильтрацией гравитационной воды по трещинам и ходам землероев.

Были исследованы также болотные и дерновые почвы в пойме р. Течи, загрязненные ^{137}Cs до 500–1000 кБк/кг и ^{90}Sr до 5–10 кБк/кг. ^{90}Sr в гидроморфных болотных и прибрежной дерновой почвах мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях. ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в болотной почве мигрировали до 100 см, но наибольшее их количество содержится в слое 20–40 см. В дерновой почве они в основном остались в поверхностном слое.

Таким образом, у автоморфных почв даже в отдаленный период после аварии практически весь ^{90}Sr и ^{137}Cs сосредоточены в слое 0–20 см, а у гидроморфных аллювиальных почв наблюдается такое разнообразие распределения, что выявить общие закономерности представляется затруднительным. Учитывая, что у разных видов и даже сортов растений зона всасывания корней расположена на различной глубине так, что даже глубокая перепахка почвы на накопление радионуклидов в товарной части урожая влияет разнонаправленно, в условиях северной и предгорной лесостепи Зауралья моделирование миграции радионуклидов по профилю почвы с использованием сложных и трудоемких методов представляется нецелесообразным. Необходимо разработать более простой и не требующий больших затрат способ моделирования.

Перспективным направлением в моделировании процессов переноса загрязнителей в неоднородной среде могут стать виртуальные машины,

имитирующие поведение частицы загрязнителя (иона, молекулы, коллоидной частицы) в гетерогенной системе. Такие модели могут служить для постановки виртуальных экспериментов как для прогнозирования поведения частиц при известных параметрах вероятности переноса, так и для оценки этих параметров при известном результате переноса.

Так, например, В. В. Жихаревич и Л. М. Шумиляк показали согласование распределения температуры в образце между клеточно-автоматной моделью и точным аналитическим решением уравнения теплопереноса в определенный момент времени [46], а также рассмотрели клеточно-автоматные модели непрерывной и дискретной диффузии и указали, что коэффициент диффузии должен иметь вид вероятностной функции, принимающей значения от 0 до 1 с некоторой степенью вероятности [47].

Предлагается использовать метод, близкий к методу клеточных автоматов. Отличие состоит в том, что вследствие исключительно низкой (в химическом смысле) концентрации радионуклидов даже в сильно загрязненных почвах взаимодействие между частицами маловероятно и не учитывается.

Необходимо исходить из того, что выпавшая на поверхность почвы радиоактивная частица через некоторый временной интервал смещается по профилю почвы на вектор, являющийся равнодействующей всех сил, воздействовавших на частицу за это время. Поскольку почва неоднородна, судьба каждой отдельной частицы определяется рядом случайных факторов, поэтому частицы движутся не единым фронтом, а «размазываются» по профилю. Ионы, коллоидные мицеллы, связанные в кристаллической решетке изотопы могут перемещаться с различной скоростью и в разных направлениях. В почвах без выраженного уклона ни одно из горизонтальных направлений не будет преобладать, вероятность смещения частицы по горизонтали равным образом компенсируется смещением другой частицы в противоположном направлении. Поэтому при моделировании следует учитывать только вертикальное смещение, т. е. проекцию равнодействующей всех сил на вертикаль.

Поведение радионуклидов в почве определяется вероятностью распада за заданный период времени и вероятностями смещения по профилю на различные расстояния вверх или вниз за этот период независимо от механизма смещения. Через некоторое число временных интервалов положение нераспавшейся частицы зависит от результатов сложения противоположно направленных векторов, каждый из которых в природной сто-

частической системе определяется случайным образом в соответствии с вероятностями, характерными для данной природной системы.

Пространство дискретизируется в виде массива, время – как оборот цикла. Для элементов массива (в данном случае – ионов или коллоидных частиц) задаются правила изменения состояний. Базовый алгоритм модуля на каждом обороте цикла имитирует случайный выбор векторов смещения частицы в соответствии с заданными вероятностями.

На сегодняшний день в среде Delphi разработаны, испытаны и отлажены принципиальные алгоритмы модели миграции частиц радионуклидов в почве и созданы действующие модули этой модели.

1 Модуль, имитирующий миграцию частиц в однородной почве с учетом распада. Изменяя вероятности смещения на различные векторы, исследователь может провести комплекс виртуальных экспериментов для исследования поведения частиц, выявить ведущие векторы и сопоставить их с природными физико-химическими процессами.

2 Модуль, имитирующий миграцию частиц в почве с тремя слоями с учетом распада. При работе с данным модулем исследователь может задать произвольные или фактические значения мощности трех слоев почвы и для каждого слоя назначить различный набор вероятностей смещения.

3 Модуль для оптимизации параметров миграции частиц соответственно фактическому распределению. Используя этот модуль, исследователь задает фактическое распределение частиц по профилю почвы. Программа задает значения вероятностей методом Монте-Карло и оказывает предпочтение вариантам, при которых $\sum(x_{i \text{ факт}} - x_{i \text{ мод}})^2$ наименьшее. За ряд итераций программа подбирает такой комплект вероятностей, чтобы получающееся в виртуальном эксперименте распределение наилучшим образом соответствовало заданному природному распределению.

На рисунке 16 представлены разнообразные варианты распределения радионуклида, полученные при изменении вероятностей смещения частицы.

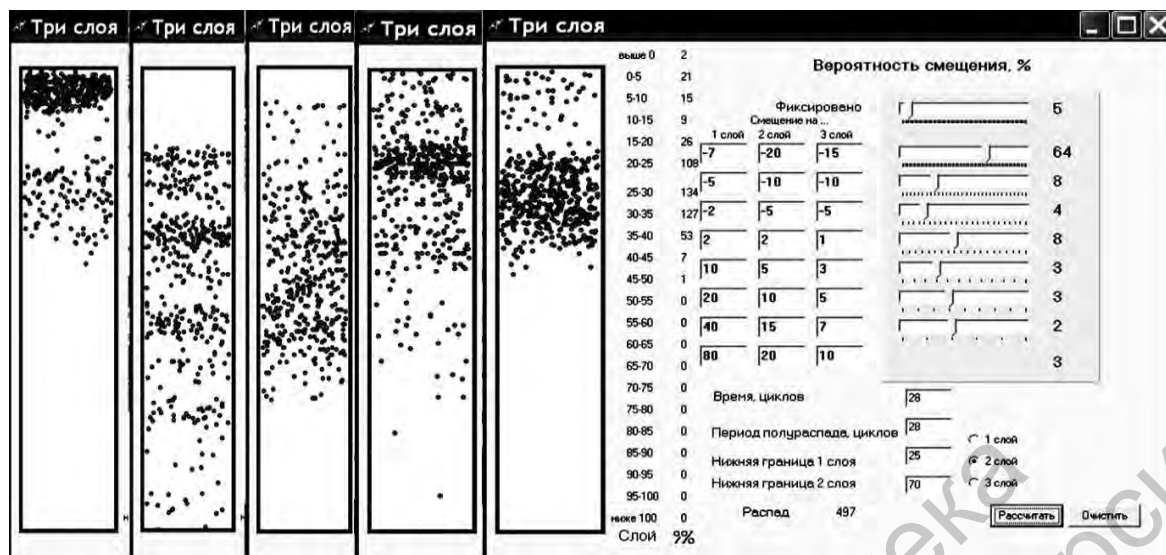


Рисунок 16 – Результаты моделирования распределения радионуклида в трех-слойной почве

Исследования модели показали, что в зависимости от выбранных вероятностей смещения характер распределения частиц по профилю почвы через заданный промежуток времени может значительно различаться.

Задавая для разных слоев почвы различный набор вероятностей, можно получить «слоистое» распределение, характерное для аллювиальной почвы пойм, или монотонное снижение содержания радионуклидов по глубине, свойственное аридным автоморфным почвам. На рисунке 17 отражены результаты оптимизации вероятностей и их соответствие распределению в реальных почвенных разрезах.

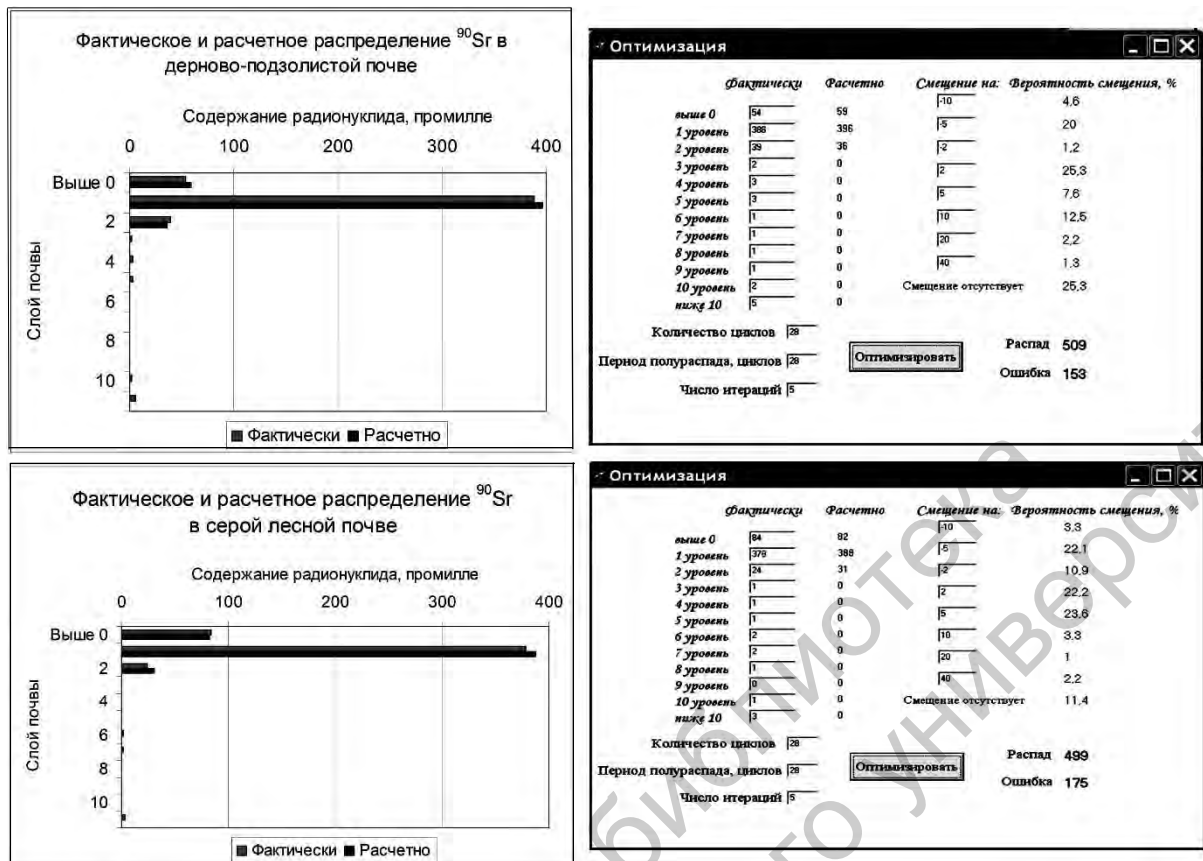


Рисунок 17 – Результаты оптимизации вероятностей смещения частиц и сопоставление их с фактическими данными

На рисунке 18 показан результат моделирования распределения условного радионуклида в отдаленные сроки в ситуации, когда почва однородна, векторы смещения и их вероятности одинаковы. На рисунке 19 отображен результат моделирования в отдаленные сроки, когда в гумусовом горизонте фиксируется 52 % находящихся там радионуклидов, а в элювиальном – 76 %. На рисунке 20 представлены варианты распределения радионуклидов через 5 лет после загрязнения при различных значениях векторов и их вероятностей.

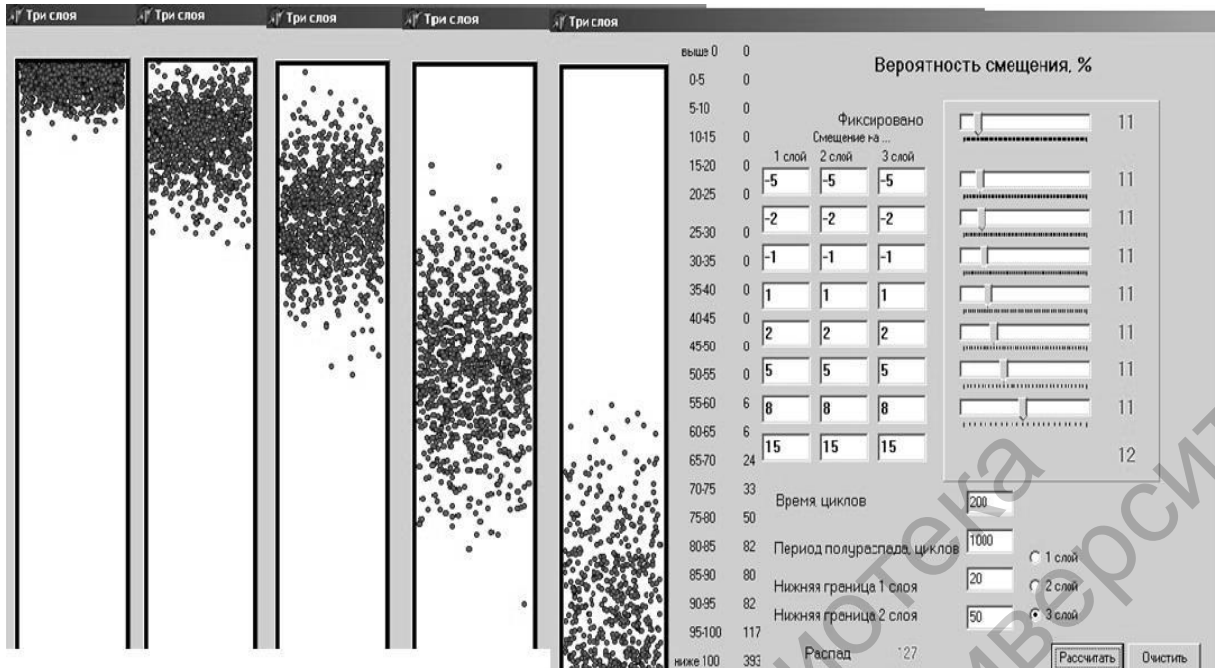


Рисунок 18 – Результаты моделирования миграции радионуклидов по профилю однородной почвы с равными вероятностями смещения через 5, 25, 50, 100 и 200 лет после загрязнения

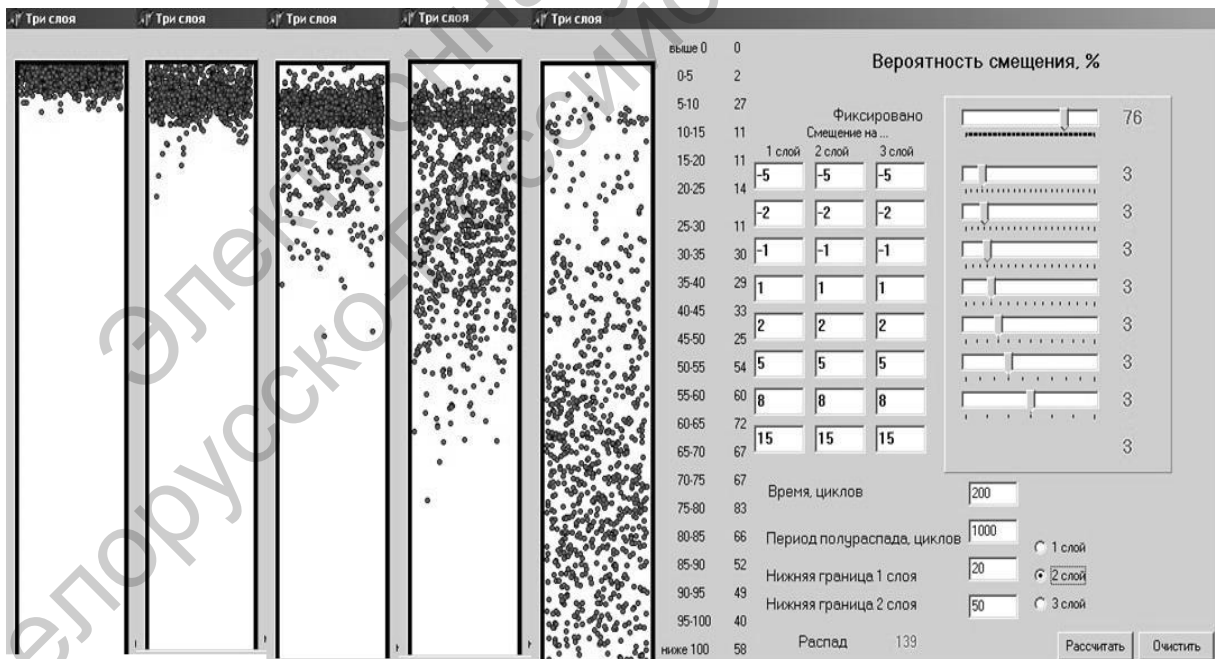


Рисунок 19 – Результаты моделирования миграции радионуклидов по профилю неоднородной трехслойной почвы с равными вероятностями смещения через 5, 25, 50, 100 и 200 лет после загрязнения

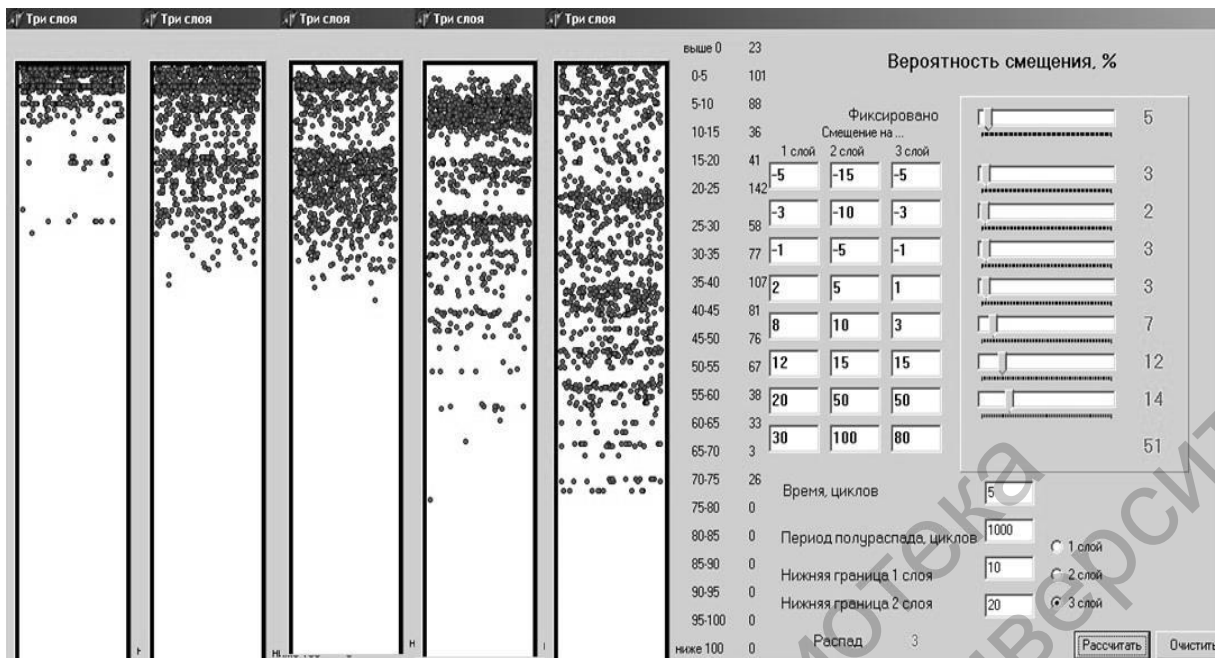


Рисунок 20 – Результаты моделирования миграции ксенобиотиков по профилю неоднородной почвы с разными вероятностями смещения через 5 лет после загрязнения

Разработанная компьютерная модель миграции зарегистрирована в ФИПС России в 2014 г. Данная модель позволяет исследователю выявить зависимость характера распределения ксенобиотиков по профилю почвы и сопоставить с фактическим распределением.

Также разработан модуль для определения параметров миграции по фактическому распределению ксенобиотиков по профилю однородной почвы [180].

7 Закономерности поведения техногенных радионуклидов в геосферах

7.1 Закономерности поведения радионуклидов в недосфере

7.1.1 Распределение радионуклидов по профилю автоморфной почвы.

Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю, в частности условия и сроки достижения зоны всасывания корней, определяют динамику радиоактивного загрязнения растительной биомассы. Исследование этих закономерностей особенно актуально для

природных ненарушенных почв пастбищ и лесных массивов. Известно, что более 50 % дозы внутреннего облучения может формироваться за счет лесной продукции [3, 174].

В 2008–2010 гг. были проанализированы образцы подстилки и верхних слоев почвы (0–10 и 10–20 см) на территории, загрязненной ^{90}Sr и ^{137}Cs в результате деятельности ПО «Маяк».

Практически во всех точках отбора наиболее загрязненными ^{137}Cs и ^{90}Sr оказались верхний слой почвы и лесная подстилка (в луговых почвах – дернина или степной войлок). Отношение удельной активности радионуклидов в слое 0–10 см к активности в слое 10–20 см не зависело от суммарной плотности загрязнения. В наибольшей степени на величину данного отношения влияет тип экосистемы: в лесных экосистемах среднее значение этого отношения для ^{137}Cs – $20,4 \pm 4,4$, в луговых – $2,9 \pm 1,6$ (хотя встречаются исключения). Для ^{90}Sr различия незначительны: в лесу – $3,4 \pm 0,9$, на лугу – $2,8 \pm 1,5$. Отношение удельной активности ^{137}Cs в подстилке к активности в слое почвы 0–10 см составило в среднем $0,5 \pm 0,1$, ^{90}Sr – $1,5 \pm 0,2$ (хотя удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке весьма высока, на суммарную плотность загрязнения она не оказывает большого влияния, т. к. объемная масса подстилки на два порядка ниже объемной массы почвы).

Более детально распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю почвы исследовали в 2008–2011 гг. на оси ВУРСа (20, 30 и 55 км от промплощадки) и к югу от ПО «Маяк» (7 и 10 км от промплощадки). Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю исследовали на трех типах почв: серой лесной, дерново-подзолистой и черноземе.

7.1.2 Распределение радионуклидов по профилю серой лесной почвы.

Серые лесные почвы наиболее распространены в лесостепной зоне. Они формируются в лиственных и смешанных лесах Зауралья.

Описание серой лесной почвы, расположенной в ареале отселенной д. Алабуга на расстоянии 20 км от ПО «Маяк».

Тип – серая лесная, подтип – темно-серая, осолодевшая, среднесуглинистая.

A_0 – лесная подстилка, мощность 5 см (местами до 10 см).

A_1 – гумусовый, мощность 0–15 см, окраска темно-серая, структура комковатая, гранулометрический состав – средний суглинок, сложение рыхлое.

A_2 – гумусово-элювиальный, мощность 15–30 см, окраска серая, структура комковатая, средний суглинок, в нижней части переходит в тяжелый, сложение уплотненное.

A_2B – переходный, мощность 30–40 см, гумусовые затеки, окраска внутри агрегатов черновато-коричневая, на поверхности черная глянцевая пленка, структура ореховатая, глина, сложение плотное.

B – иллювиальный, мощность 40–65 см, окраска коричневатожелтая с черноватым налетом на поверхности агрегатов, структура комковато-ореховатая, тяжелый суглинок, сложение плотное.

B_k – карбонатный, мощность 65–90 см, окраска светло-коричневая, структура комковатая, много карбонатов (журавчики), средний суглинок.

C – почвообразующая порода, мощность 90–175... см, окраска светло-оранжевая, песочная, структура комковато-пылеватая, лессовидный суглинок, сложение рыхлое, карбонаты – по всему профилю.

Распределение удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю серой лесной почвы представлено в таблице 7; распределение относительной плотности загрязнения – на рисунке 21.

Наиболее высокая удельная активность ^{90}Sr ($1,6 \cdot 10^4$ Бк/кг) и ^{137}Cs ($1,3 \cdot 10^3$ Бк/кг) отмечена в нижней части лесной подстилки, где содержится полуразложившийся растительный опад. В верхней части подстилки активность ^{90}Sr практически равна активности в слое почвы 0–5 см, активность ^{137}Cs – в 2,7 раза ниже. Однако объемная масса лесной подстилки мала, поэтому плотность загрязнения суммарно по ее верхней (ВЧП) и нижней (НЧП) частям меньше, чем в нижележащем почвенном слое 0–5 см, где находится основное количество ^{90}Sr (60 %) и ^{137}Cs (50 %).

Опад 2008 г., отобранный 31 октября, добавил к плотности загрязнения подстилки $2,4 \text{ кБк/м}^2$ ^{90}Sr , что составляет 2,1 % от имевшегося весной 2008 г. загрязнения подстилки. За 50 лет, прошедших со времени аварии, не произошло смещения максимума вниз по профилю. Вместе с тем и ^{90}Sr , и ^{137}Cs , хотя и в небольших количествах, достигли глубины как минимум 170–175 см. Причем ^{137}Cs , который считается менее способным к вертикальной миграции, перемещался, по-видимому, активнее, чем ^{90}Sr , глубже 20 см находится 2,7 % ^{90}Sr и 28,4 % ^{137}Cs .

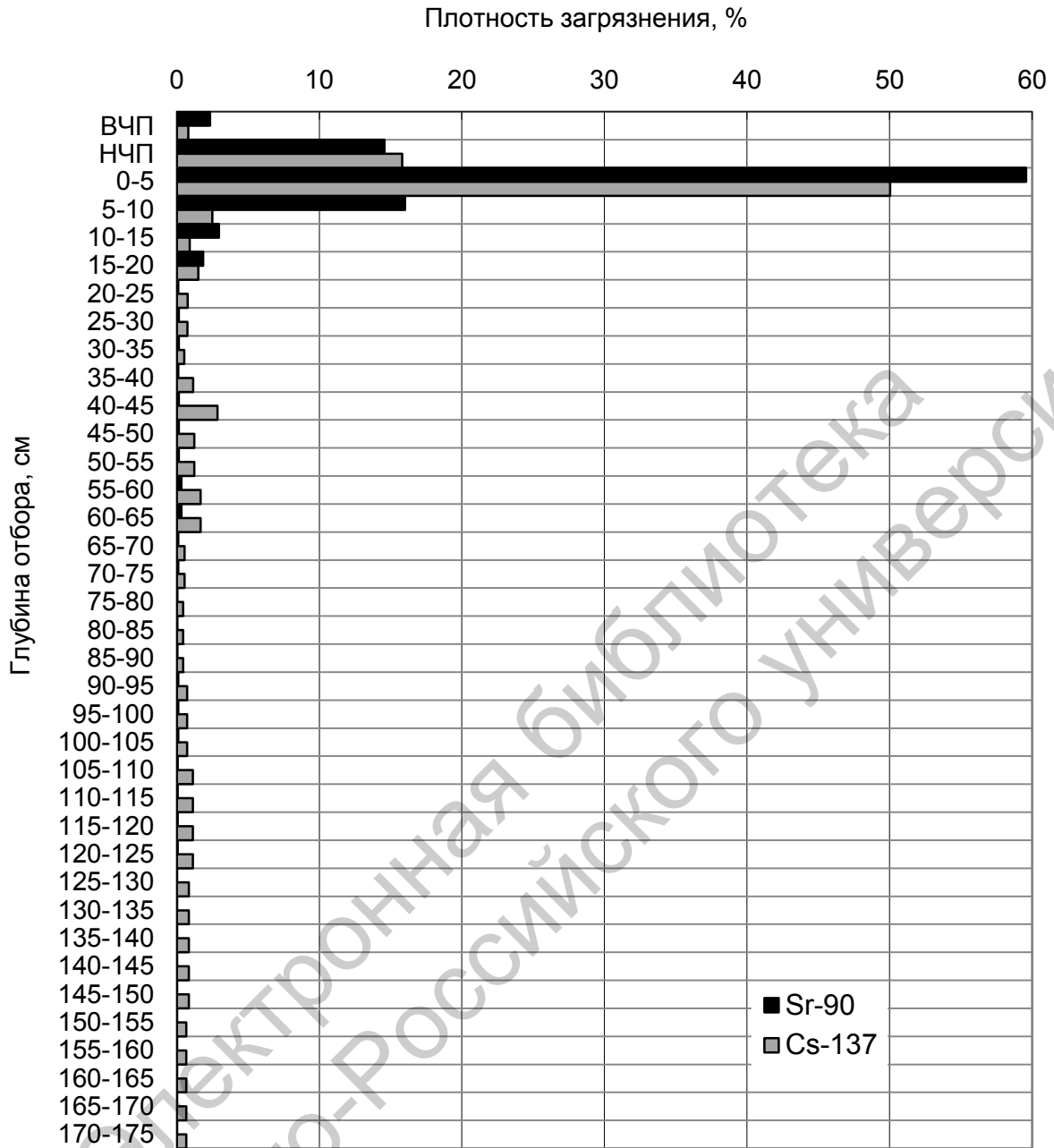


Рисунок 21 – Распределение плотности загрязнения радионуклидами по профилю серой лесной почвы на ВУРСе в 20 км к северо-востоку от ПО «Маяк»

Характер распределения радионуклидов по профилю серой лесной почвы к югу от ПО «Маяк» (рисунки 22 и 23) сходен с распределением на ВУРСе. Удельная активность ^{90}Sr в подстилке практически равна активности в слое почвы 0–5 см, активность ^{137}Cs в 15 и 2,5 раза ниже, чем в слое 0–5 см.

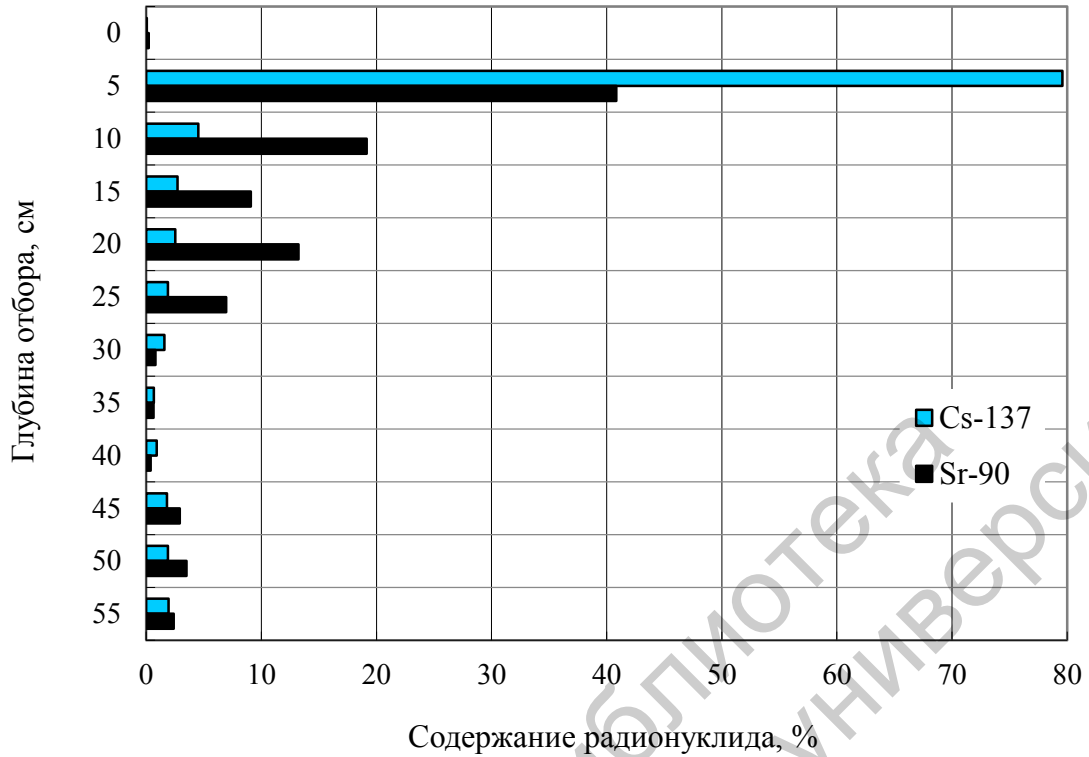


Рисунок 22 – Распределение плотности загрязнения радионуклидами по профилю серой лесной почвы в 7 км к югу от ПО «Маяк»

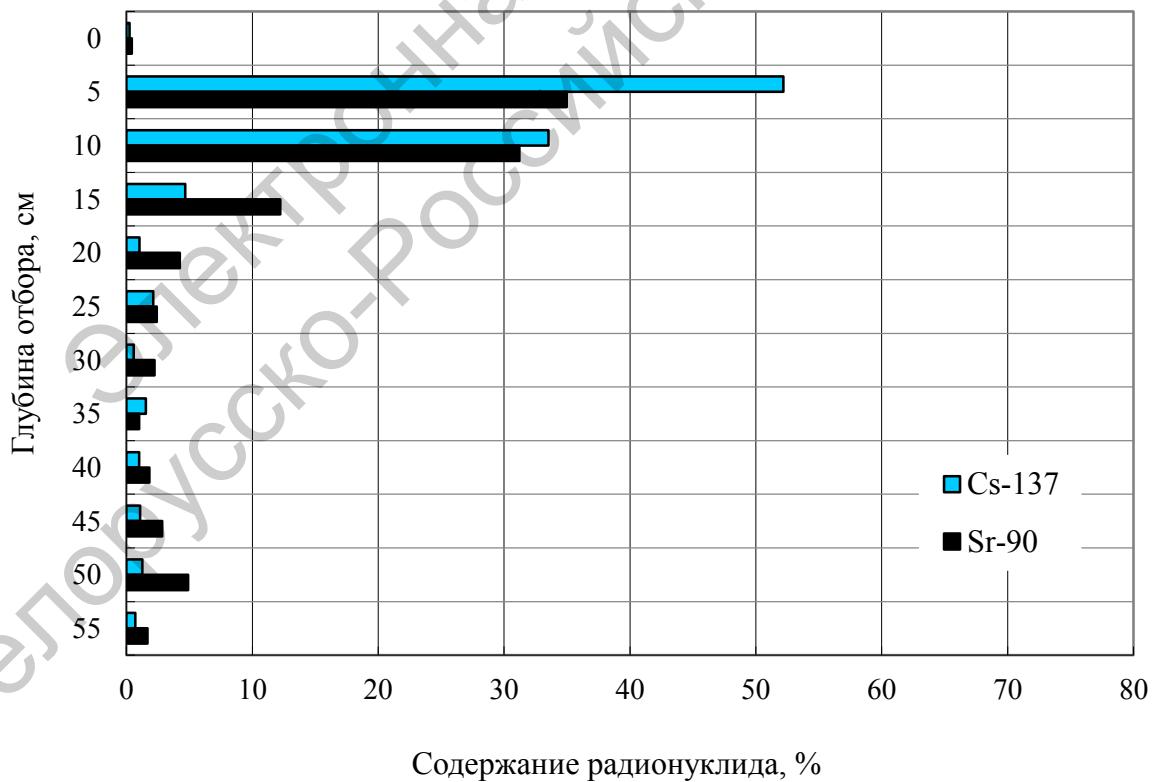


Рисунок 23 – Распределение плотности загрязнения радионуклидами по профилю серой лесной почвы в 10 км к югу от ПО «Маяк»

Подстилка в месте отбора была скудная, поэтому в подстилке содержится 0,03 % ^{137}Cs и 0,21 % ^{90}Sr (от суммарной плотности загрязнения 0–55-сантиметрового слоя). В слое 0–10 см – 84–86 % ^{137}Cs , 60–66 % ^{90}Sr . Необходимо отметить, что в пробах, отобранных на глубине 180 и 300 см, содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr почти не отличается от их содержания в слоях 40–55 см. Таким образом, суммарная плотность загрязнения данной почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs до глубины 300 см может быть вдвое выше, чем до глубины 55 см.

Необходимо отметить, что, несмотря на общие закономерности распределения, в природной ненарушенной почве имеет место проявление неоднородности. На рисунках 24 и 25 представлено распределение плотности ^{90}Sr и ^{137}Cs в подстилке и корнеобитаемом слое серой лесной почвы по 5 точкам отбора, расположенным на ВУРСе в районе отселенной д. Алабуга в березовом лесу. Точки отбора размещались конвертом с длинной стороны 100 м. Эти данные подтверждают вышеизложенное для лесных почв: наибольшая плотность загрязнения в верхнем слое почвы, заметный вклад в суммарную плотность вносит лесная подстилка.

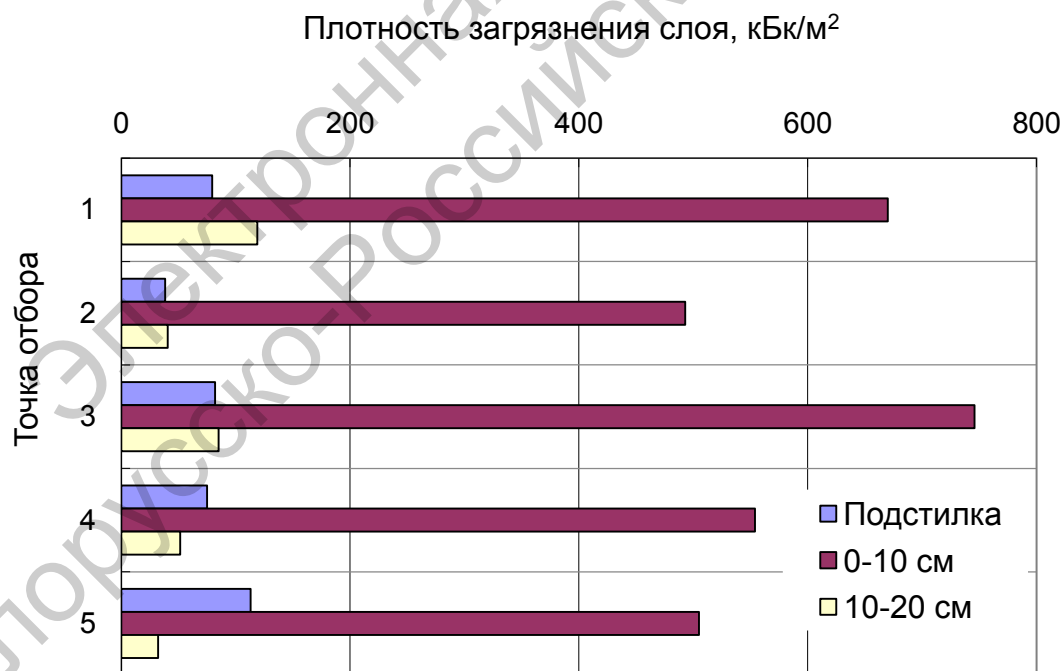


Рисунок 24 – Распределение ^{90}Sr по корнеобитаемому слою серой лесной почвы на берегу оз. Алабуга

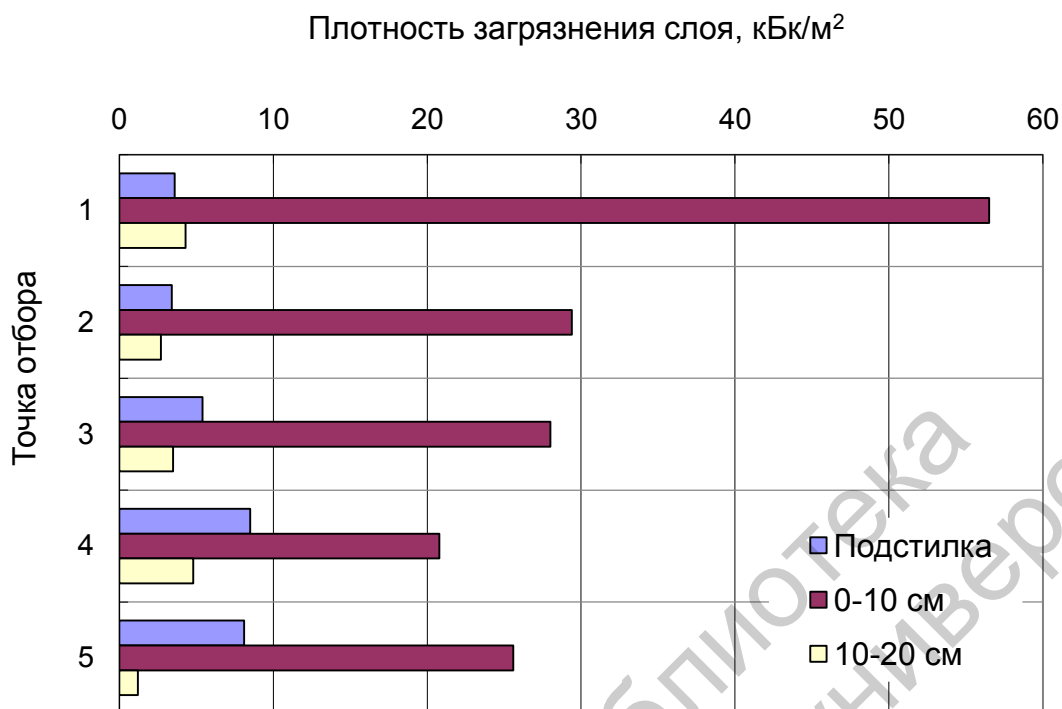


Рисунок 25 – Распределение ¹³⁷Cs по корнеобитаемому слою серой лесной почвы на берегу оз. Алабуга

7.1.3 Распределение радионуклидов по профилю дерново-подзолистой почвы.

Дерново-подзолистые почвы чаще всего встречаются в северной части следа и формируются под хвойными лесами.

Описание дерново-подзолистой почвы, расположенной в ареале отселенной деревни Юго-Конево в 55 км от ПО «Маяк».

Тип – подзолистая, подтип – дерново-среднеподзолистая, легкосуглинистая.

A₀ – лесная подстилка 10 см.

A₁ – гумусовый, 0–10 см, окраска серая, внизу переходит в светло-серую, структура зернисто-комковатая, легкосуглинистая, сложение уплотненное, внизу – рыхлое.

A₂ – элювиальный, 10–40 см, окраска песочная, бесструктурная, супесь, сложение рассыпчатое, нижние 5 см – вкрапления из горизонта В.

В – иллювиальный, 40–60 см, окраска темно-оранжевая, структура комковатая, тяжелый суглинок, сложение уплотненное.

С – почвообразующая порода, 60–130... см, светло-оранжевая, комковатая, легкосуглинистая, много скелетных частиц.

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю дерново-подзолистой почвы (рисунок 26) сходно с распределением в серой лесной. Наибольшая удельная активность ^{90}Sr ($1,0 \cdot 10^4$ Бк/кг) и ^{137}Cs ($1,2 \cdot 10^3$ Бк/кг) обнаружена в нижней части лесной подстилки (см. таблицу 7), наибольшая плотность загрязнения (см. рисунок 26) по ^{90}Sr (39,6 %) и по ^{137}Cs (40,4 %) – в верхнем слое почвы 0–5 см. 96,2 % ^{90}Sr и 58,9 % ^{137}Cs содержатся в подстилке и почве до 20 см. 3,7 % ^{90}Sr и 41,1 % ^{137}Cs находятся глубже 20 см. В дерново-подзолистой почве, как следует из сравнения распределений, подвижность ^{90}Sr незначительно отличается от серой лесной, подвижность ^{137}Cs заметно выше. Уже на глубине 25–30 см удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs почти не различается, а в более глубоких слоях ^{137}Cs преобладает.

7.1.4 Распределение радионуклидов по профилю чернозема.

На остепненных участках территории ВУРСа встречается маломощный северный или выщелоченный чернозем. Почти все участки с черноземом длительное время находились под распашкой. С начала 1990-х гг. большая часть земель в лесостепной зоне не обрабатывались. Описание чернозема, расположенного в ареале н. п. Аллаки на расстоянии 30 км от ПО «Маяк».

На момент исследования почва представляла собой многолетнюю остепненную залежь с хорошо сформировавшимся степным войлоком.

Тип – чернозем, подтип – северный, маломощный среднесуглинистый.

A_0 – степной войлок, 3 см.

A – гумусовый, 0–20 см, окраска серая, структура комковато-зернистая, гранулометрический состав – средний суглинок, сложение уплотненное.

B_1 – верхний переходный, 20–30 см, окраска коричневатая-серая, комковато-зернистая, средний суглинок, сложение уплотненное.

B_2 – нижний переходный, 30–40 см, окраска серовато-коричневая, комковато-зернистая, средний суглинок, сложение уплотненное.

С – почвообразующая порода, 40–110... см, окраска коричневая, комковато-зернистая, средний суглинок, сложение уплотненное.

Практически все черноземные почвы Зауралья длительное время находились под распашкой. Поэтому на территории ВУРСа невозможно найти чернозем с ненарушенным профилем.

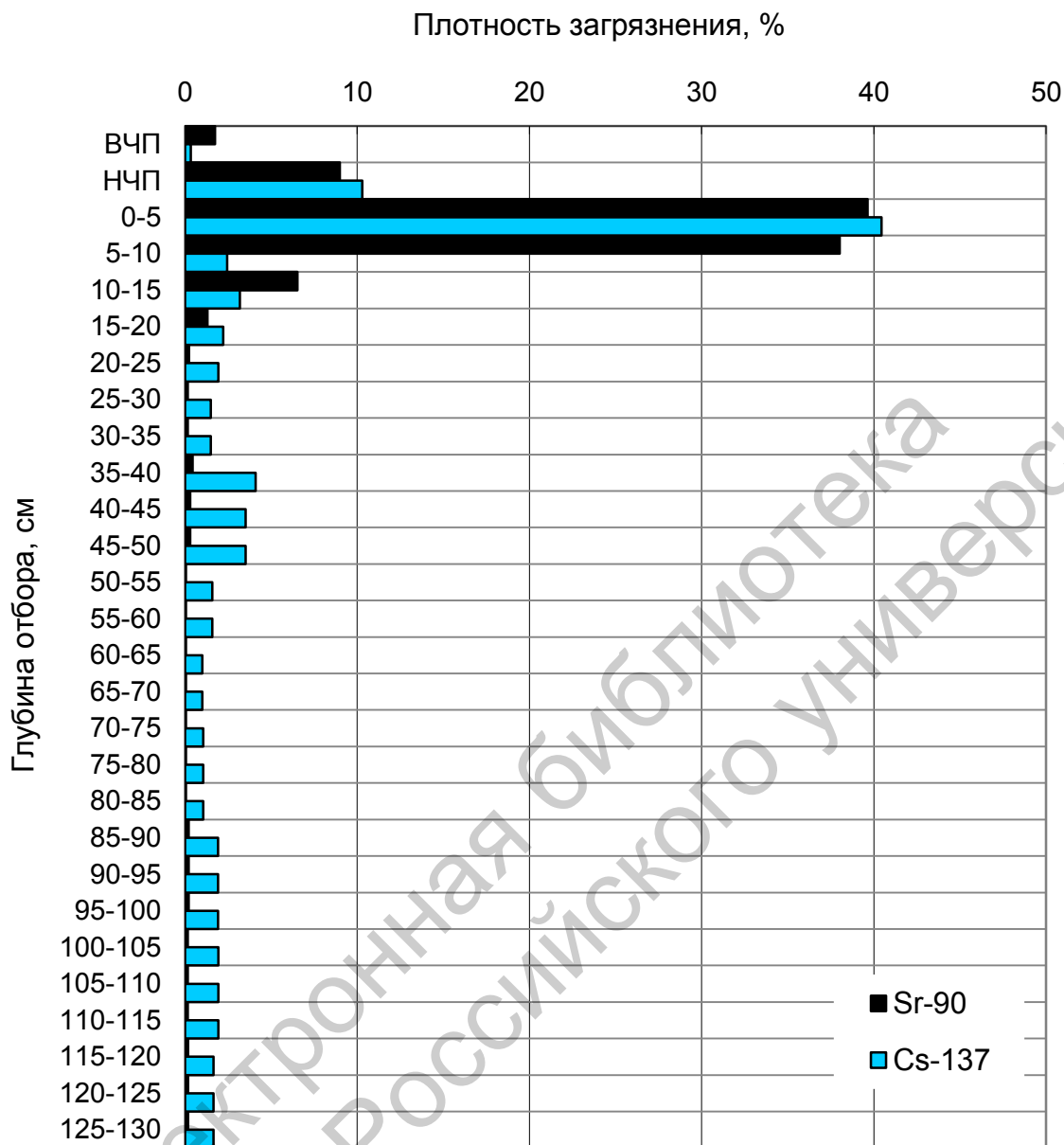


Рисунок 26 – Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю дерново-подзолистой почвы

При вспашке с предплужником верхний слой почвы вместе с пожнивными остатками срезается и сбрасывается на дно борозды на глубину около 25 см (при зяблевой вспашке). Поэтому следует ожидать относительно равномерного распределения радионуклидов в пределах пахотного горизонта (0–20 – 0–25 см) и более быстрого проникновения в нижележащие слои, чем у ненарушенной почвы. Точка отбора проб по профилю чернозема находится вблизи оси ВУРСа, однако плотность загрязнения ^{90}Sr здесь оказалась невысокой. Суммарно по всему профилю

17,8 кБк/м² ⁹⁰Sr и 40,2 кБк/м² ¹³⁷Cs. Почти в каждом из слоев также значительно преобладает ¹³⁷Cs (рисунок 27).

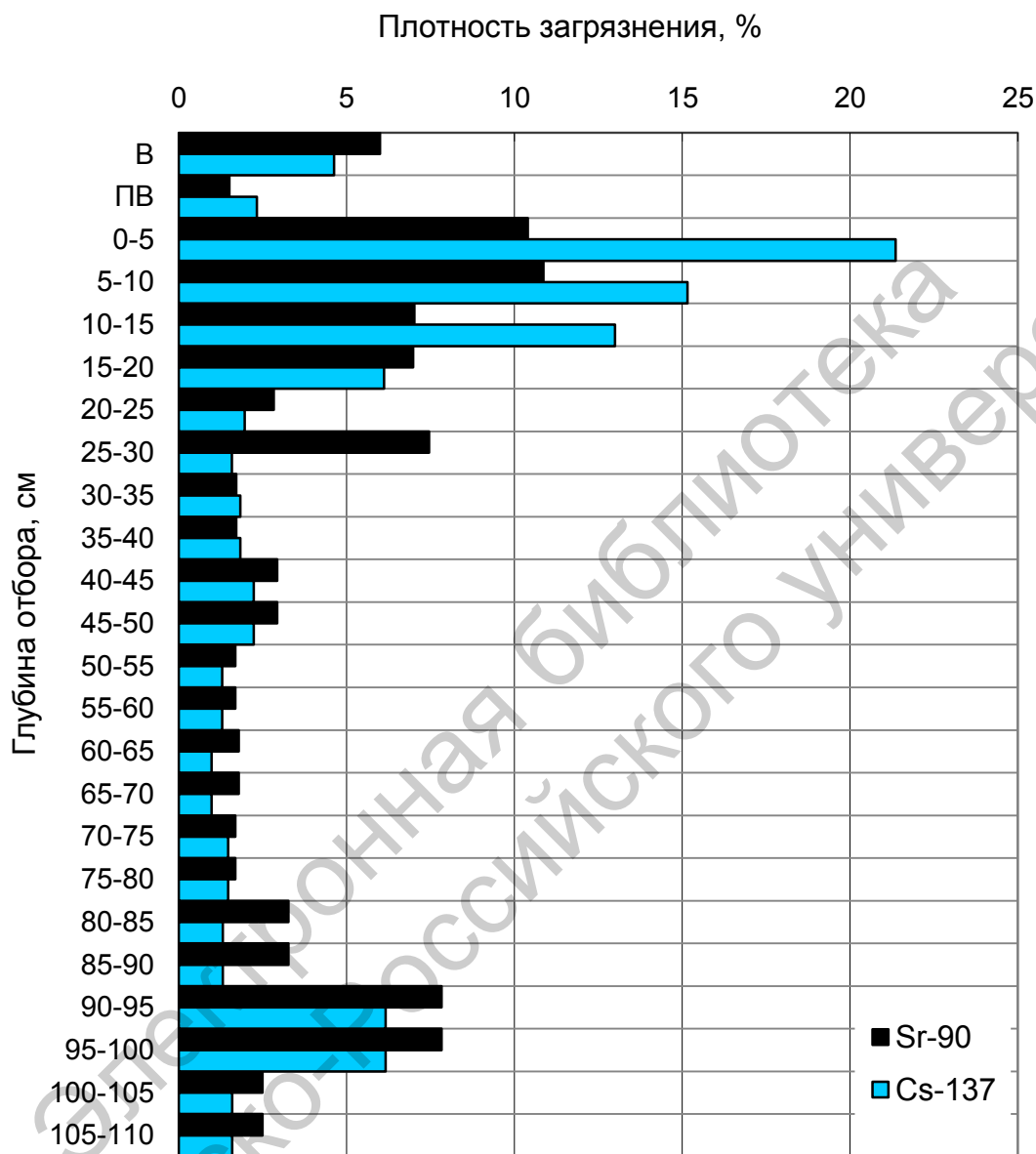


Рисунок 27 – Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs по профилю чернозема

По-видимому, большее влияние на эту почву оказал Карачаевский след. Несмотря на данные отличия, наибольшая удельная активность ⁹⁰Sr (92,2 Бк/кг) и ¹³⁷Cs (161 Бк/кг), так же как и у серой лесной и дерново-подзолистой почв, наблюдается в слое полуразложившегося растительного опада и корневищ – степном войлоке (см. таблицу 7). Наибольшая плотность загрязнения ⁹⁰Sr – в слоях 0–5 см (10,4 %) и 5–10 см (10,9 %), ¹³⁷Cs – в слое 0–5 см (21,4 %). Нельзя сказать, что в результате многолет-

ней обработки почвы радионуклиды равномерно распределились по пахотному горизонту, напротив, идет заметное уменьшение плотности загрязнения до глубины вспашки. Проникновение ^{137}Cs и в особенности ^{90}Sr на глубину более 20 см выражено значительно сильнее, чем у лесных почв. Там находится 57,2 % ^{90}Sr и 37,4 % ^{137}Cs . Чернозем формируется в условиях непромывного водного режима, лесные почвы – промывного. Кроме того, в лесном растительном опаде содержится больше органических кислот и больше кислот высвобождается при минерализации опада в анаэробных условиях. Значительно более активное вертикальное перемещение ^{90}Sr в черноземе никак нельзя объяснить исходя из большего увлажнения и лучшего выщелачивающего действия его опада. Это противоречие требует дополнительного изучения, в том числе, возможно, более полного исследования распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю почв.

На регулярно обрабатываемом сенокосном лугу на берегу оз. Алабуга через каждые 20 м были отобраны пробы черноземной почвы по трансекте, проходящей от опушки леса к берегу озера перпендикулярно оси ВУРСа (рисунки 28 и 29).

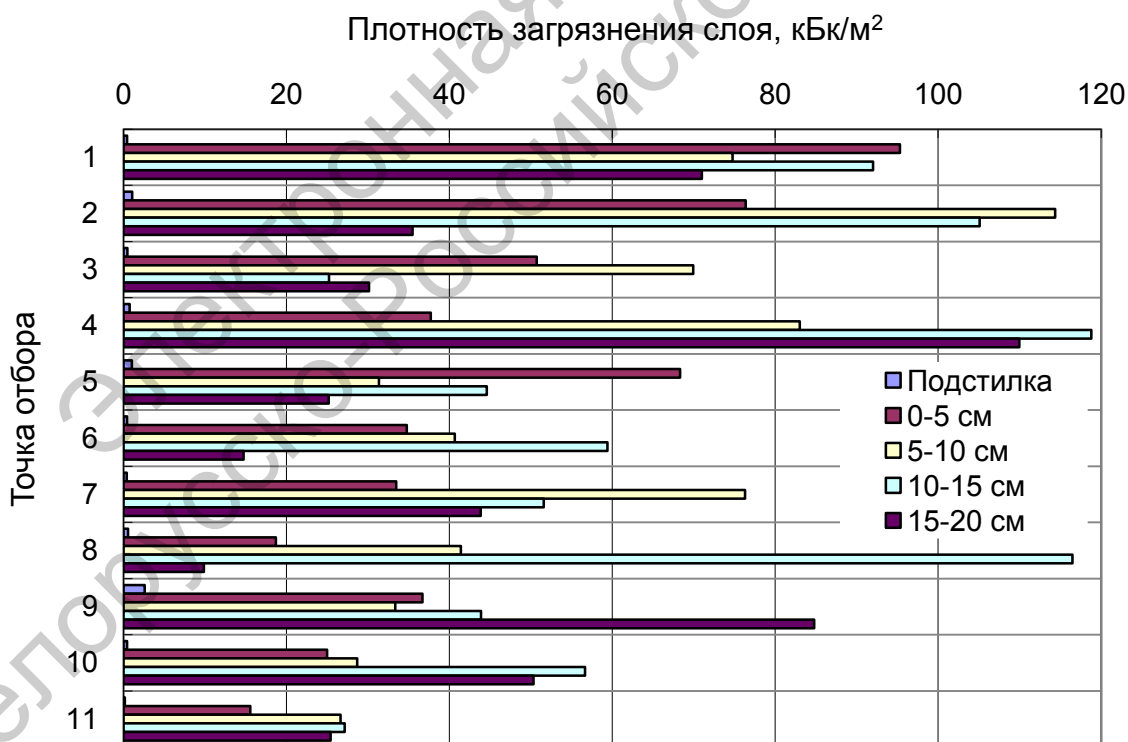


Рисунок 28 – Распределение ^{90}Sr по корнеобитаемому слою черноземной почвы на берегу оз. Алабуга



Рисунок 29 – Распределение ¹³⁷Cs по корнеобитаемому слою черноземной почвы на берегу оз. Алабуга

Никаких закономерностей распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в верхней части почвенного профиля между точками отбора не выявлено. Если в ненарушенной природной почве наиболее загрязнен слой 0–10 см, то в регулярно обрабатываемой максимум радионуклидов может встречаться в более глубоких слоях. Хотя все точки отбора находятся в одной экосистеме, в непосредственной близости (20 м) друг от друга, их распределения не имеют общих признаков. Единственное сходство – вклад подстилки в суммарную плотность загрязнения во всех точках незначительный. Это связано с тем, что надземная биомасса скашивается и вывозится, подстилка скудная или отсутствует.

7.2 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю автоморфных почв

При анализе характера распределения ⁹⁰Sr на трех реперных площадках ВУРСа в разные сроки после аварии (рисунки 30–32) оказалось, что распределение ⁹⁰Sr по профилю 30-сантиметрового слоя хорошо описывается экспоненциальной функцией вида $y = ae^{-bx}$ (где y – содержание

радионуклида в слое в процентах от общей плотности загрязнения 30-сантиметрового слоя; x – номер 5-сантиметрового слоя).

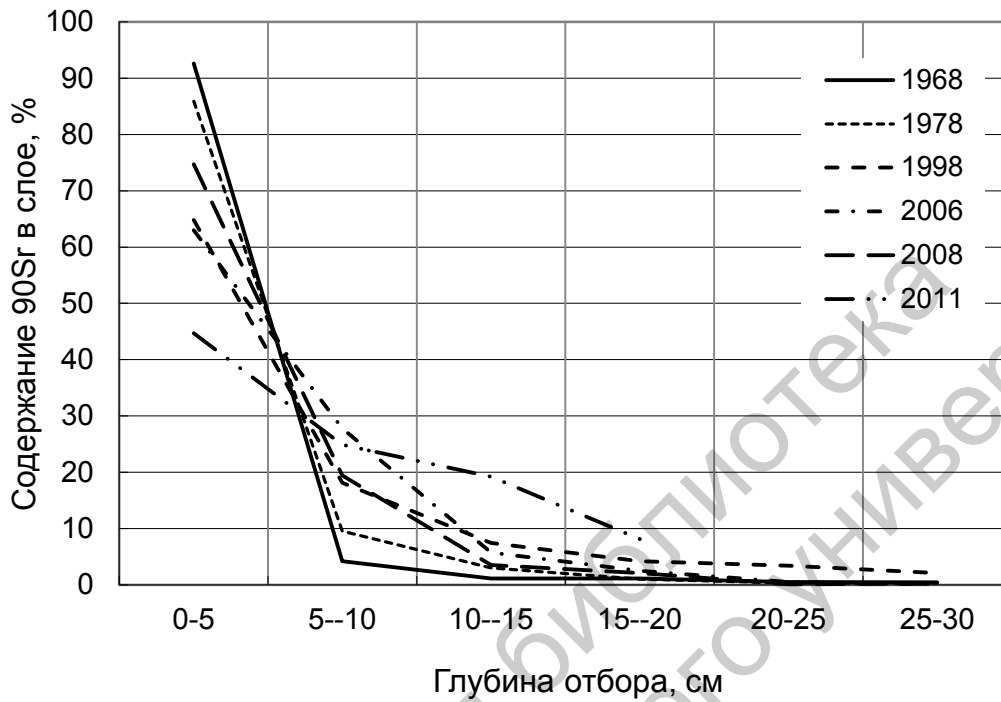


Рисунок 30 – Динамика распределения ^{90}Sr в 30-сантиметровом слое серой лесной почвы на ВУРСе (реперная площадка – Алабуга)

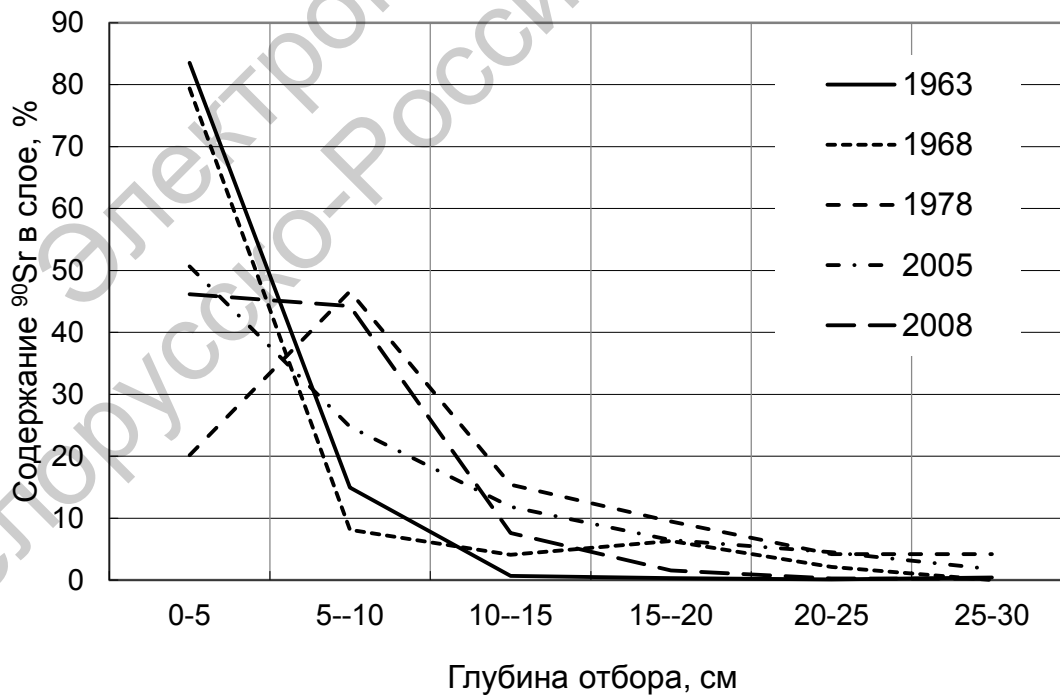


Рисунок 31 – Динамика распределения ^{90}Sr в 30-сантиметровом слое дерново-подзолистой почвы на ВУРСе (реперная площадка – Юго-Конево)

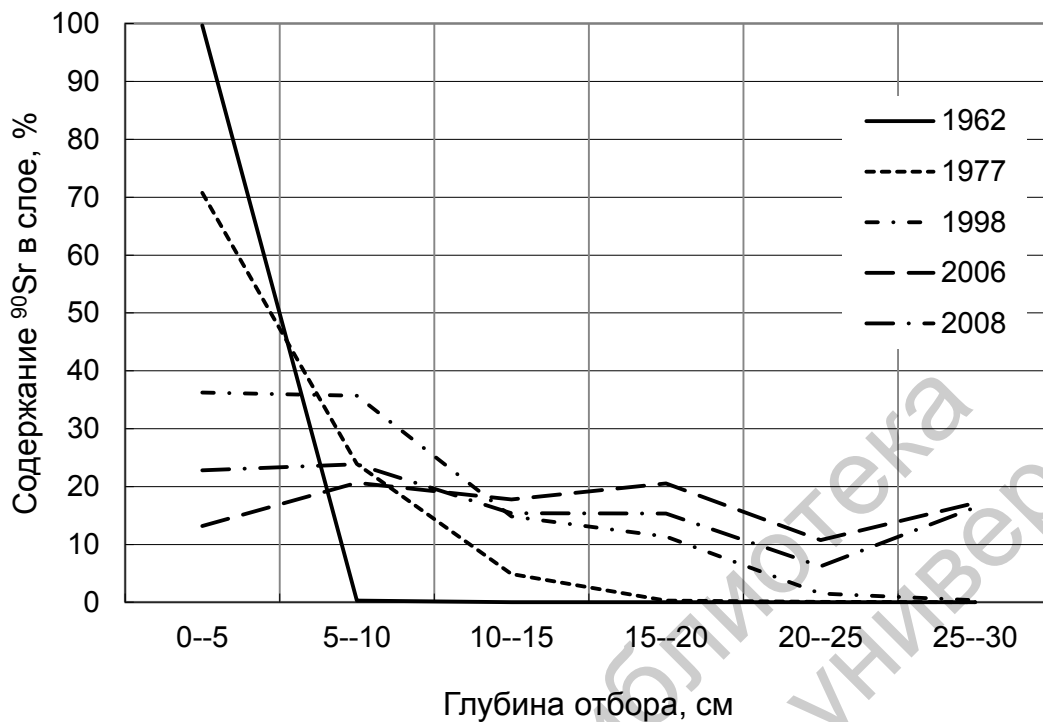


Рисунок 32 – Динамика распределения ^{90}Sr в 30-сантиметровом слое чернозема на ВУРСе (реперная площадка – Юшково)

Наибольший интерес представляет коэффициент b , с помощью которого можно рассчитать глубину, на которой происходит снижение плотности загрязнения до заданной кратности. Выпавший на поверхность почвы ^{90}Sr медленно мигрирует в более глубокие слои и коэффициент b уменьшается (таблица 21).

Особенно четко прослеживается эта зависимость у серой лесной почвы: значение коэффициента b коррелирует с количеством лет, прошедших после аварии ($r = -0,94$, $p = 0,02$). У дерново-подзолистой почвы миграция ^{90}Sr происходит более интенсивно. Эта почва формируется при более высоком увлажнении, хвойный растительный опад содержит много органических кислот, способствующих выщелачиванию связанных элементов. На характер распределения ^{90}Sr по профилю чернозема наибольшее воздействие оказала перепашка в 1960–1990 гг. Значения b для этих почв падают быстрее, однако зависимость b от времени выражена слабее: для дерново-подзолистой $r = -0,68$, $p = 0,20$; для чернозема $r = -0,79$, $p = 0,11$. Коэффициенты детерминации R^2 аппроксимирующих кривых для серой лесной почвы, а в начальный период после аварии и для дерново-подзолистой и чернозема, весьма высоки. В отдаленный период после

аварии усиливается избирательная аккумуляция ^{90}Sr в отдельных слоях дерново-подзолистой почвы, связанная, по-видимому, с неоднородностью физико-химических свойств. Неоднородность распределения ^{90}Sr по профилю чернозема, аккумуляция его над уровнем плужной подошвы объясняются механическим перемещением части радионуклида при обработке.

Таблица 21 – Параметры уравнений, описывающих распределение ^{90}Sr по профилю 30-сантиметрового слоя почвы

Год отбора	b	R ²
Серая лесная		
1968	3,07	0,999
1978	2,15	0,999
1998	1,17	0,993
2006	0,96	0,991
2008	1,38	0,999
Дерново-подзолистая		
1963	1,76	0,993
1968	2,17	0,989
1978	0,30	0,435
2005	0,70	0,998
2008	0,62	0,831
Чернозем		
1962	5,78	1,000
1977	1,16	0,997
1998	0,45	0,874
2006	0,01	0,008
2008	0,16	0,555

Предполагается, что при промывном водном режиме миграция радионуклидов вниз по профилю усиливается, а при непромывном снижается. В лесостепной зоне Челябинской области большая часть осадков выпадает в июле в виде ливней. В мае-июне осадков мало. Таким образом, несколько раз за сезон происходит смена восходящего и нисходящего потоков воды в почве. Кроме того, в отдельные годы количество осадков и испаряемость могут сильно колебаться. На рисунке 5 были представлены

значения коэффициента увлажнения (КУ), рассчитанные по данным метеостанции г. Озерска [15]. На рисунке видно, что в первые годы после начала деятельности предприятия водный режим автоморфных почв по большей части был непромывным ($KУ < 1$) и колебания КУ были относительно плавными. Начиная с 1982 г. наблюдаются резкие скачки значений КУ, в большинстве случаев $KУ > 1$ (соответствует промывному водному режиму для автоморфных почв). Поэтому вектор вертикальной миграции радионуклидов постоянно и непредсказуемо меняется.

Такая неопределенность создает проблемы при математическом моделировании вертикальной миграции радионуклидов.

Характер растительной формации также оказывает влияние на вертикальную миграцию радионуклидов по профилю почвы. В 44 точках отбора, расположенных в лесу, отношение удельной активности ^{137}Cs в слое 0–10 см к активности в слое 10–20 см составило в среднем $16,2 \pm 4,0$, для ^{90}Sr – $4,5 \pm 1,0$. В 42 точках, размещенных на лугу, это отношение для ^{137}Cs составило $2,1 \pm 0,6$, для ^{90}Sr – $2,0 \pm 0,5$.

Значительное влияние на характер распределения радионуклидов по почвенному профилю оказывают агротехнические мероприятия. В 2007 г. на полях овощного севооборота ООО «Совхоз Береговой» в 47 % случаев на поливных землях и в 19 % случаев на богаре подпахотный слой 20–40 см содержал больше радионуклидов, чем пахотный слой 0–20 см (таблица 22).

До настоящего времени во всех исследованных типах почв (серой лесной, дерново-подзолистой, черноземе) не произошло смещения максимума активности ^{90}Sr и ^{137}Cs вниз по профилю. Наибольшая удельная активность как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs в природных и залежных почвах сохраняется в нижней части лесной подстилки или степного войлока. Высокая удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs сохраняется также в слое почвы 0–5 см. На большей глубине активность этих радионуклидов быстро снижается и достигает минимальных значений в элювиальном горизонте в слое 25–40 см.

Таблица 22 – Отношение плотностей загрязнения пахотного и подпахотного слоев (0–20 см)/(20–40 см) на полях овощного севооборота

Условия возделывания	^{90}Sr	^{137}Cs
Полив	$1,4 \pm 0,6$	$1,3 \pm 0,9$
На богаре	$1,8 \pm 0,3$	$2,2 \pm 0,9$

В иллювиальном горизонте активность несколько повышается. В целом, в природных почвах, начиная с глубины 20–25 см, удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs относительно стабильна. Можно было бы считать, что в зоне влияния ПО «Маяк», даже в отдаленные сроки после выпадения радиоактивных осадков, уровни загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr с достаточной точностью можно оценивать по удельной активности в слое 0–20 см. Однако в пробах, отобранных с глубины 180 и 300 см, активность ^{137}Cs и ^{90}Sr практически такая же, как в иллювиальном горизонте. Расчеты показывают, что слой почвы 180–300 см содержит около 28 % ^{137}Cs и 18 % ^{90}Sr от суммарной плотности загрязнения в слое 0–300 см.

Для более подробного исследования вертикальной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr отобрали пробы по профилю почвы на участках с разными условиями загрязнения. В 2010 г. были отобраны пробы серой лесной почвы в 7 и 10 км к югу от ПО «Маяк» в ареалах н. п. Новогорный и Селезни, в 2011 г. – чернозема в 20 км к югу от ПО «Маяк» в ареале н. п. Сыргайды. Загрязнение этих населенных пунктов связано главным образом с регламентными выбросами ПО «Маяк» в атмосферу. В таблице 7 были показаны значения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в разных слоях этих почв. Здесь же для сравнения приведены значения активностей ^{137}Cs и ^{90}Sr для серой лесной почвы из ареала отселенной д. Алабуга и чернозема из ареала н. п. Аллаки, отобранных на ВУРСе в 2008 г. Из таблицы 7 видно, что, несмотря на разнообразные типы почв, разные источники и плотность загрязнения, на глубине свыше 20 см удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не различаются. Небольшие повышения активности в отдельных слоях объясняются, по-видимому, неравномерной фильтрацией гравитационной воды по трещинам и ходам землероев.

Такая же удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr – в пределах 9–11 Бк/кг – описана для различных подтипов черноземов Оренбургской области в слоях от 20 до 50 см [45].

В автоморфных лесных почвах Беларуси наиболее высока удельная активность ^{137}Cs в подстилке (в 5–10 раз выше, чем в слое 0–1 см), затем быстро снижается и в слое 50–70 см достигает «фоновых значений». Наибольшая активность ^{90}Sr отмечена в слое 0–5 см [81].

На необрабатываемых после чернобыльской катастрофы землях практически все радионуклиды находятся в верхней части (до 10–15 см) гумусовых горизонтов, а на пахотных почвах радионуклиды распределены сравнительно равномерно по всей глубине обрабатываемого слоя [141].

В лесных биогеоценозах Ульяновской области максимальная концентрация ^{137}Cs фиксируется в лесной подстилке – до 2–5 см и верхнем минеральном горизонте – от 3–5 до 7–15 см. Стронций распределяется по почвенному профилю более равномерно. В зависимости от совокупности почвенных условий глубина миграции достигает 50 см, а в некоторых случаях и 70 см. Для ^{90}Sr характерна более интенсивная миграция по почвенному профилю с максимумом содержания в слое 20–40 см. Хвойная подстилка более прочно удерживает цезий, чем подстилка из опада лиственных или хвойно-лиственных насаждений [65].

Во влажной субори Украинского Полесья в минеральной части почвы сосредоточено 34,8 % ^{137}Cs , далее в порядке убывания следуют лесная подстилка – 34,3 %, живой напочвенный покров – 16 %, древесный полог – 14,9 %. В древесине ствола запас радионуклидов составляет 63,9 % от активности древесного полога. Порубочные остатки (ветки, хвоя) содержат более 5 % валового запаса радионуклидов биогеоценоза, что представляет значительную проблему при ликвидации порубочных остатков. Существенную роль в перераспределении ^{137}Cs в лесном биогеоценозе играют живой напочвенный покров и лесная почва. Так, в наиболее густо заселенном корнеобитаемом 0–10-сантиметровом ее слое сосредоточено 86,5 % валового запаса ^{137}Cs минеральной почвы. Лесная подстилка является своеобразным «депо» радионуклидов в другие компоненты экосистемы [73].

Т. И. Матвеевко для бурой лесной, лугово-бурой и лугово-глеевой почв Хабаровского края отмечает плавное уменьшение активности ^{137}Cs вниз по профилю до 40–80 см, а на глубине 81–100 см – небольшое увеличение [95].

По-видимому, в автоморфных почвах различия активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , зависящие от характера загрязнения, плотности загрязнения и типа почвы, наблюдаются только до глубины 20 см. Далее, вплоть до глубины 2–3 м, содержание этих радионуклидов не различается.

7.3 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю гидроморфных почв

При инфильтрации паводковых вод и атмосферных осадков вода, формируя подземный сток, проходит по всему профилю почвы до водоупорного горизонта. На уровень ее загрязнения оказывают влияние все слои почвы. Поэтому при исследовании источников загрязнения почвенно-грунтовой, а затем речной воды следует иметь информацию об уровнях

загрязнения всех слоев почвы. Изучение закономерностей миграции радионуклидов по профилю почв и донных отложений необходимо также для того, чтобы определять общий запас радионуклидов на загрязненной территории. Кроме того, особенности миграции радионуклидов позволяют судить об их подвижности.

На рисунке 33 показано распределение радионуклидов в болотной почве в пойме р. Зюзелги за 1,5 км до впадения в р. Течу. Предполагается, что на этой территории источником загрязнения были только атмосферные выпадения, в том числе регламентные и аварийные. Поэтому данный участок на пойме был выбран для сравнения с распределением радионуклидов в пойме Течи. На рисунке 33 видно, что основное количество ^{90}Sr и ^{137}Cs сосредоточено в верхнем слое почвы 0–10 см, так же как в почвах на ВУРСе и в 30-километровой зоне ПО «Маяк», где источником радиоактивного загрязнения являются также атмосферные выпадения. Однако в автоморфных почвах на ВУРСе и в 30-километровой зоне на глубине от 20–30 см и вплоть до 180 см активность ^{90}Sr и ^{137}Cs относительно одинакова и изменяется в пределах 8–14 Бк/кг. В гидроморфной почве на пойме Зюзелги активность ^{90}Sr на глубине более 30 см выше и снижается более плавно: от 41 до 9,8 Бк/кг. Активность ^{137}Cs еще выше – от 27 до 128 Бк/кг. То есть ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидроморфной почве мигрируют более интенсивно.

На рисунках 34–45 показан характер распределения радионуклидов в болотной почве поймы р. Течи. В пробах почвы, отобранных на различном удалении от П-11 и от русла реки, распределение носит самый разнообразный характер.

В большинстве случаев ^{90}Sr в донных отложениях и в постоянно увлажненных болотных и прибрежной дерновой почвах мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях. ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в болотной почве мигрировали до 100 см, но наибольшее их количество содержится в слое 20–40 см. В дерновой почве они в основном остались в поверхностном слое. Эти различия необходимо учитывать при оценке плотности загрязнения территории и расчете общего запаса радионуклидов.

В целом можно отметить, что активность ^{90}Sr в пробах в десятки раз ниже, чем ^{137}Cs , хотя в первоначальных сбросах их количество было почти одинаково [104].

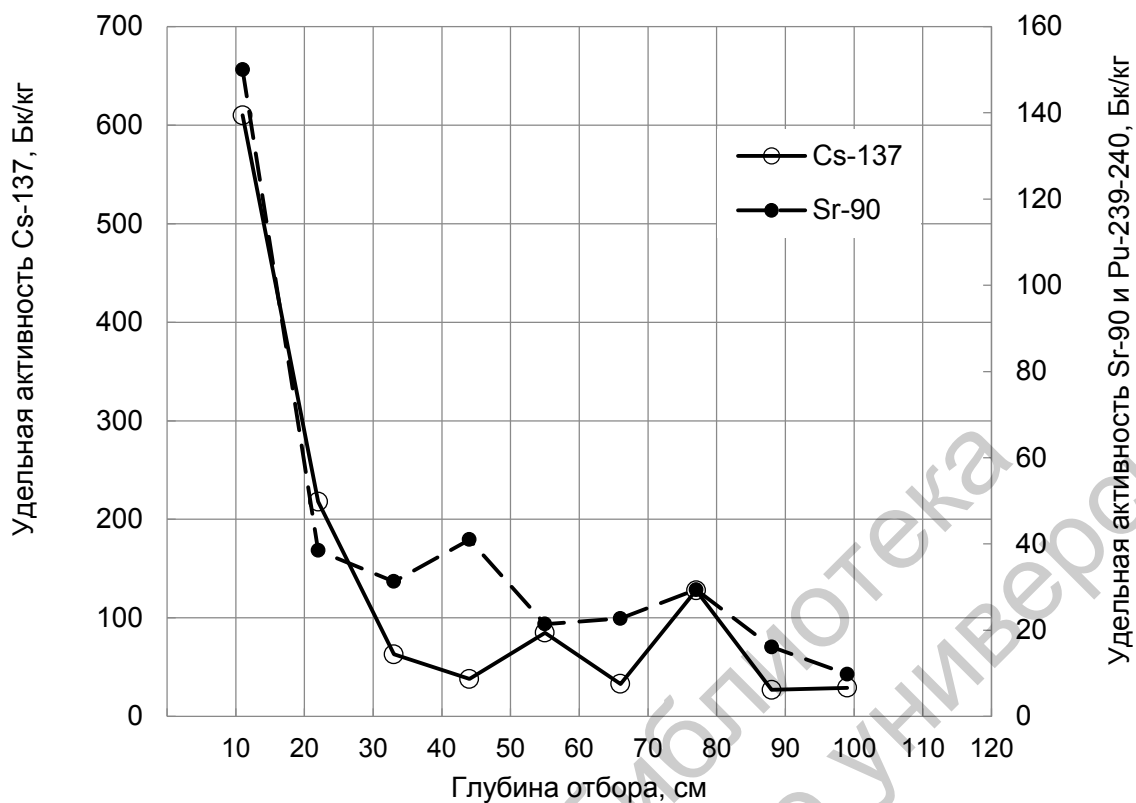


Рисунок 33 – Распределение радионуклидов в почве на берегу р. Зюзелги (правый берег, 1,5 км до впадения в Течу, 25 м от русла)

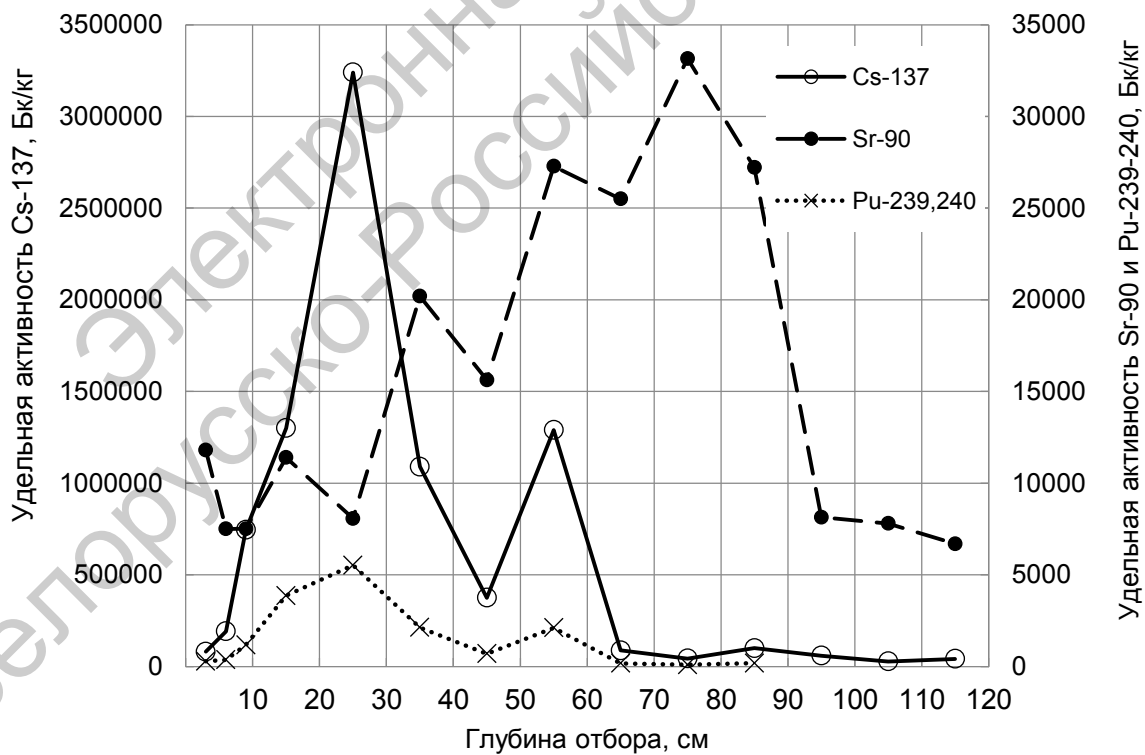


Рисунок 34 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 2 м от русла)

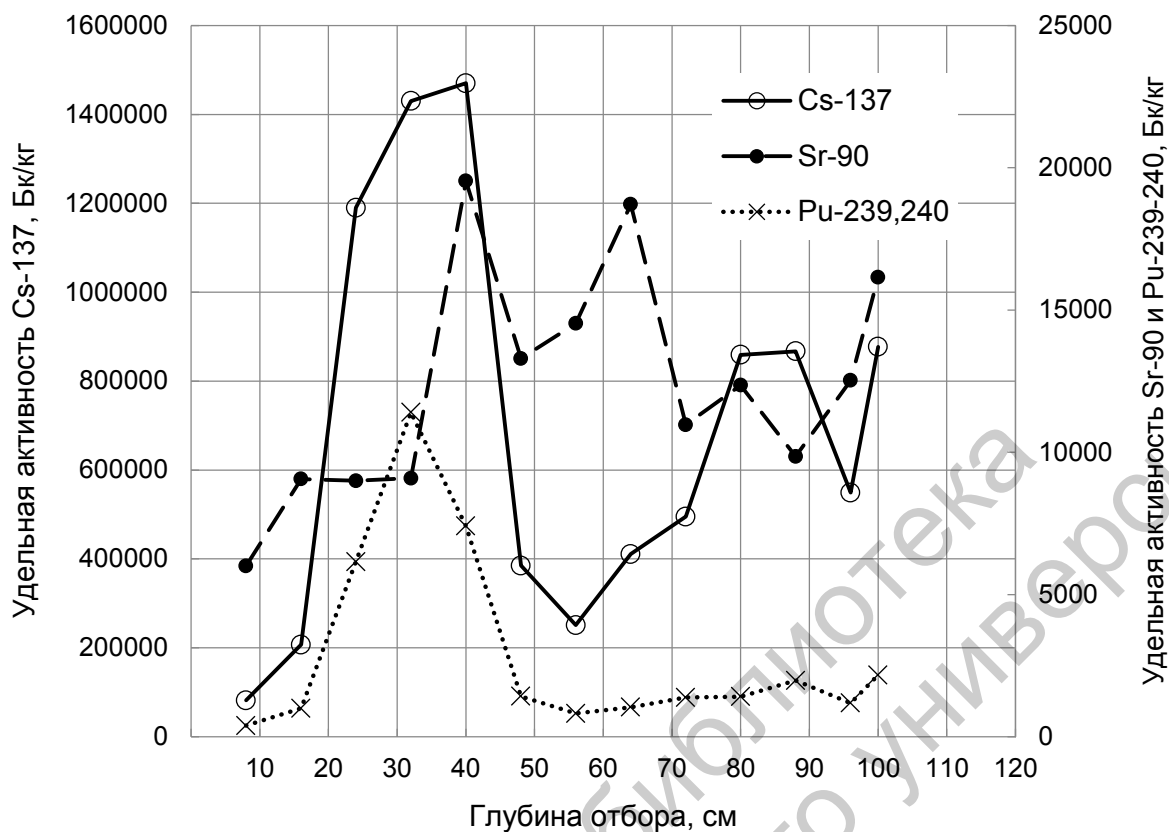


Рисунок 35 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 10 м ниже насыпи, 5 м от русла)

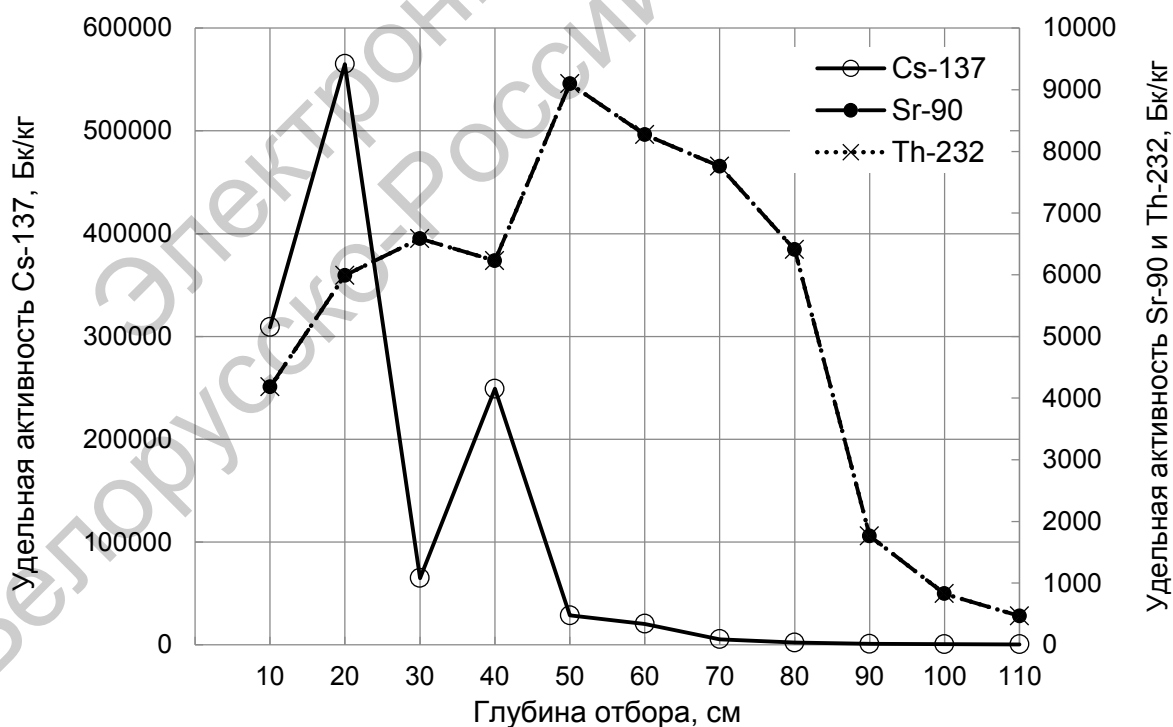


Рисунок 36 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 10 м выше насыпи, 5 м от русла)

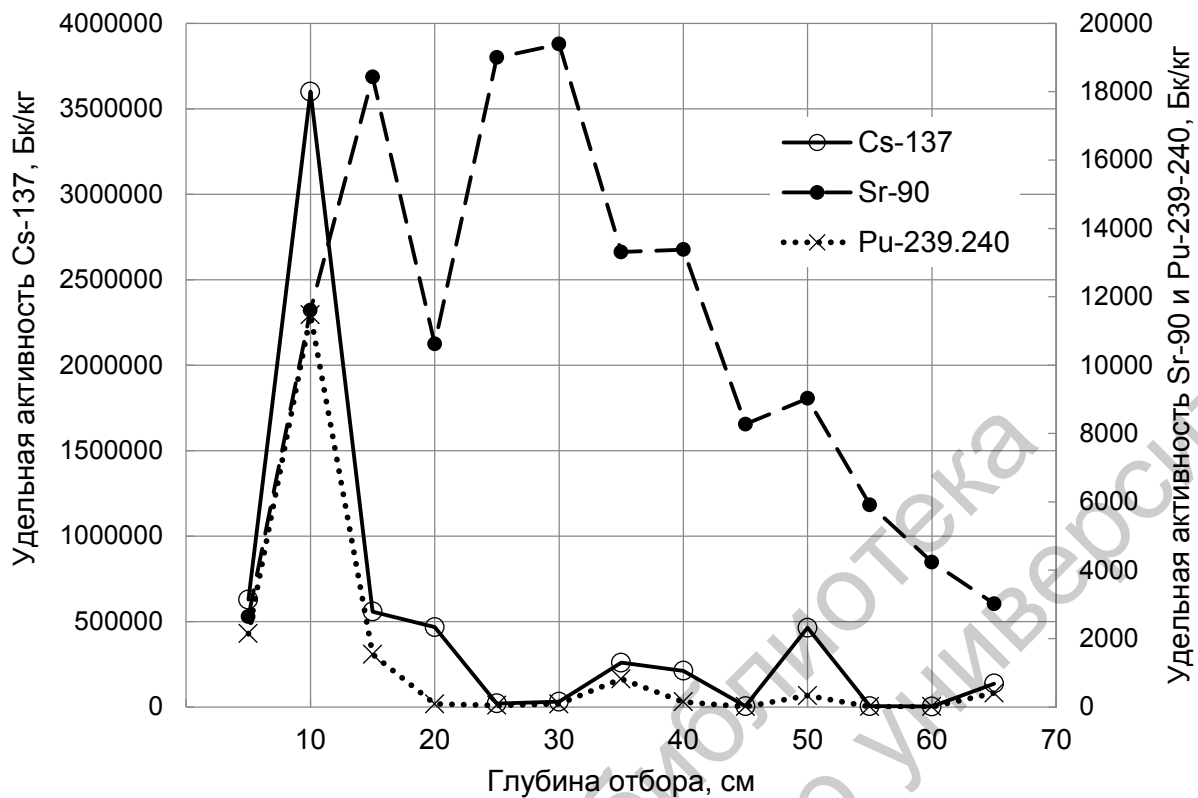


Рисунок 37 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 20 м ниже насыпи, 10 м от русла)

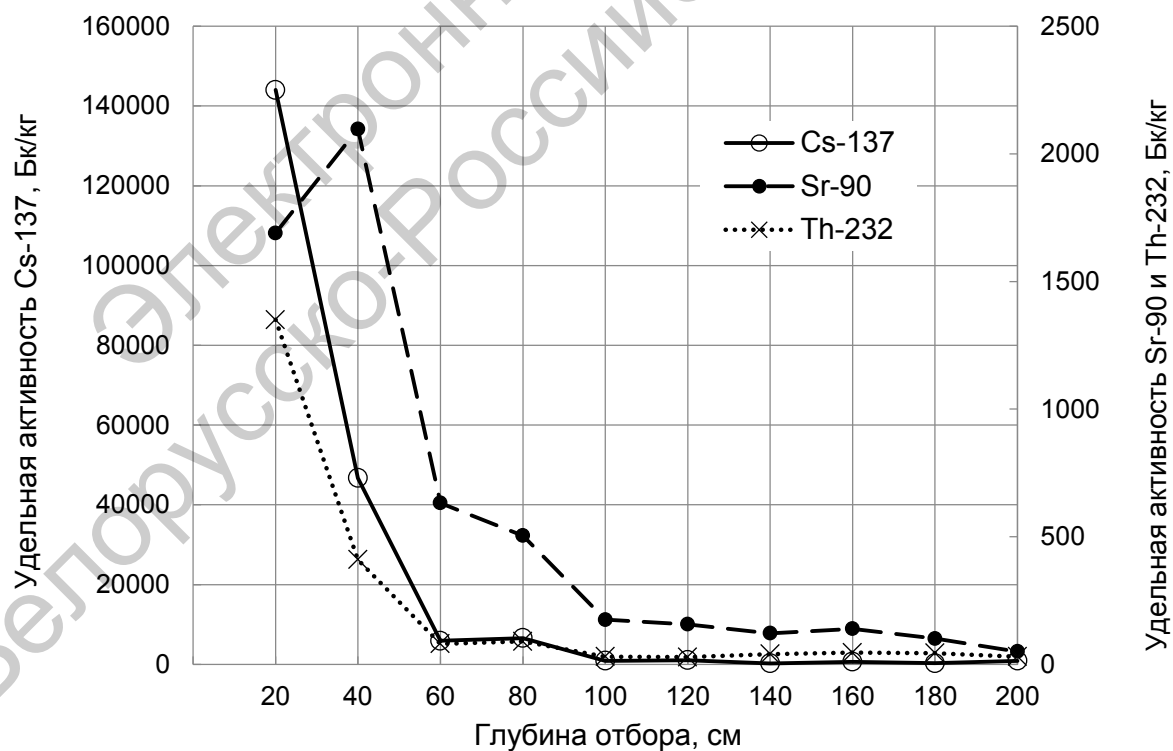


Рисунок 38 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (левый берег, 25 м от русла)

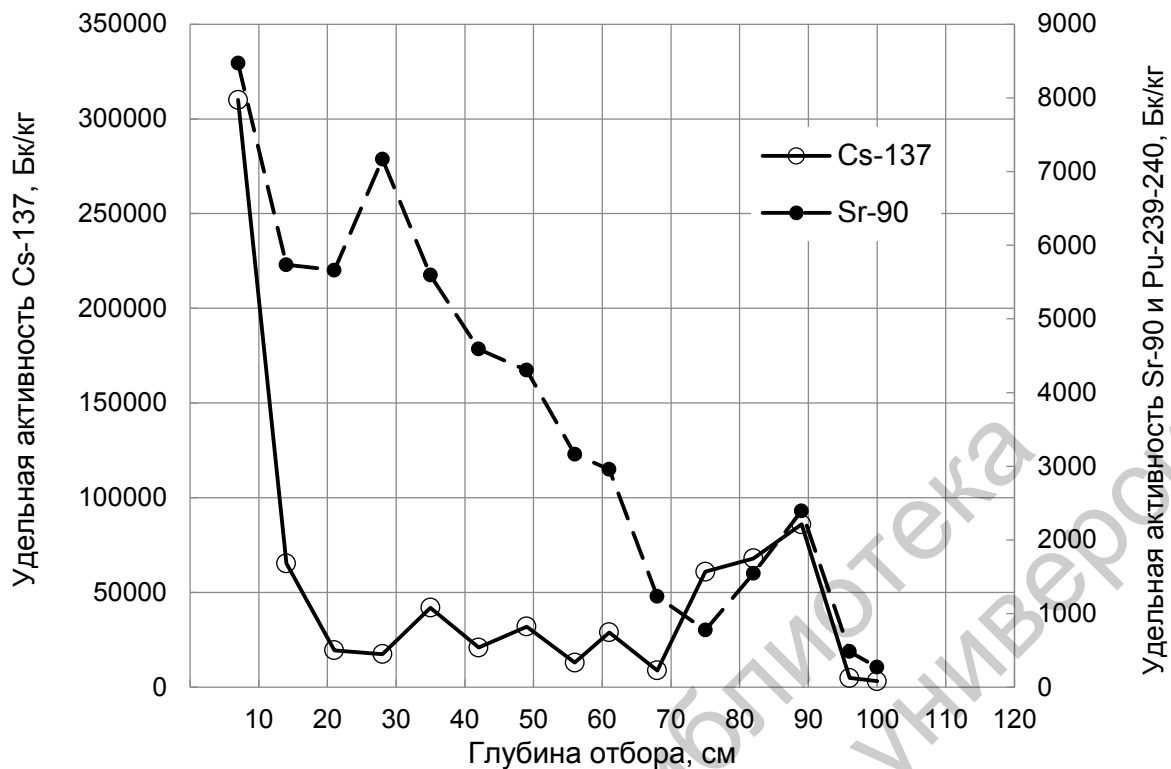


Рисунок 39 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 30 м от русла)

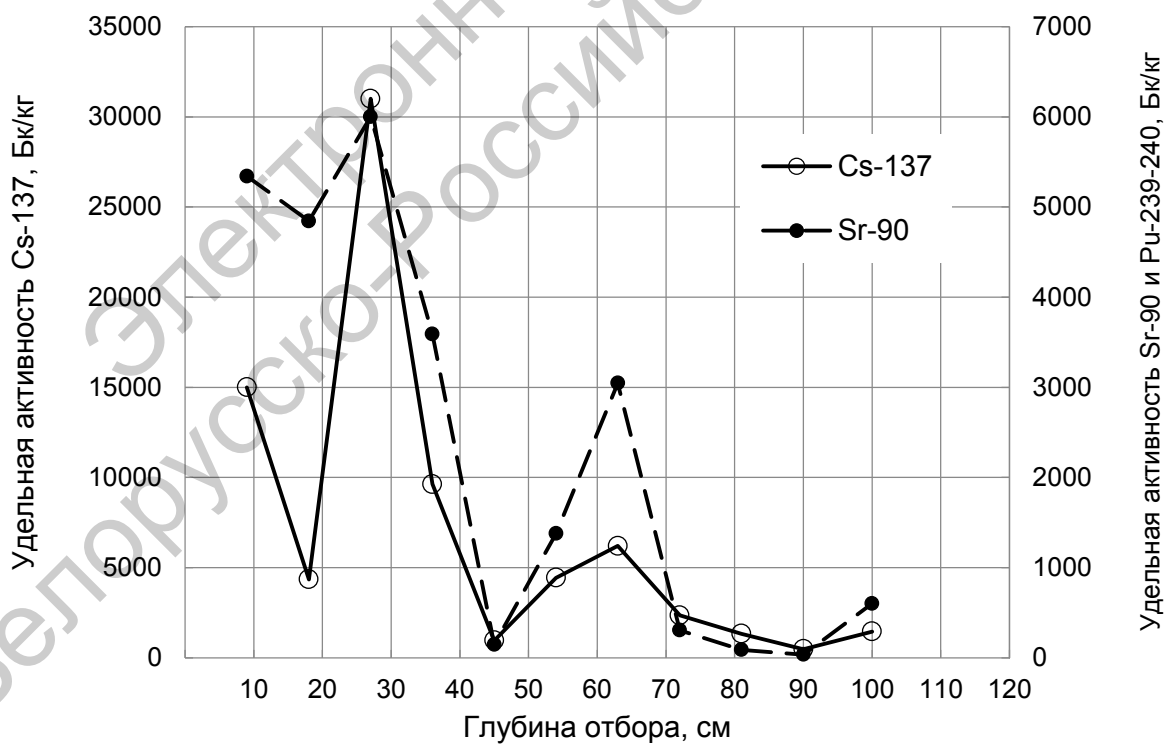


Рисунок 40 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 100 м от русла)

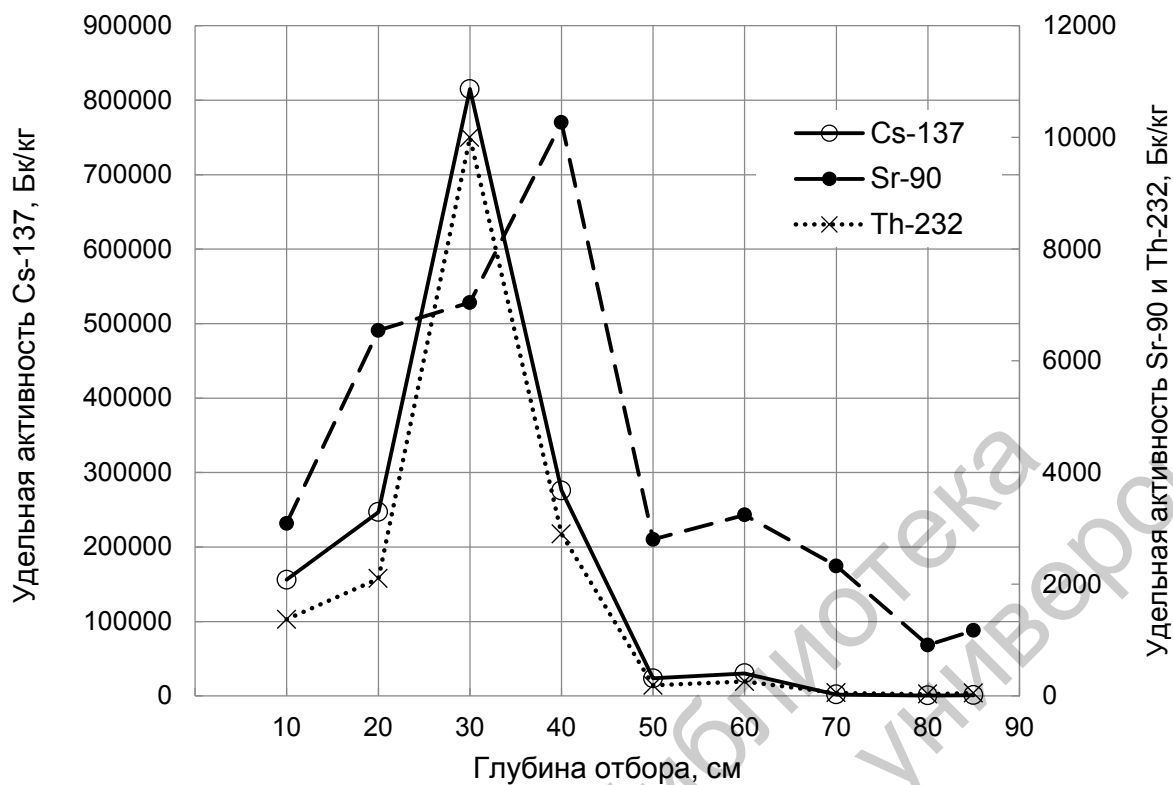


Рисунок 41 – Распределение радионуклидов в болотной почве 2 км ниже Нового моста (правый берег, 3 м от русла)

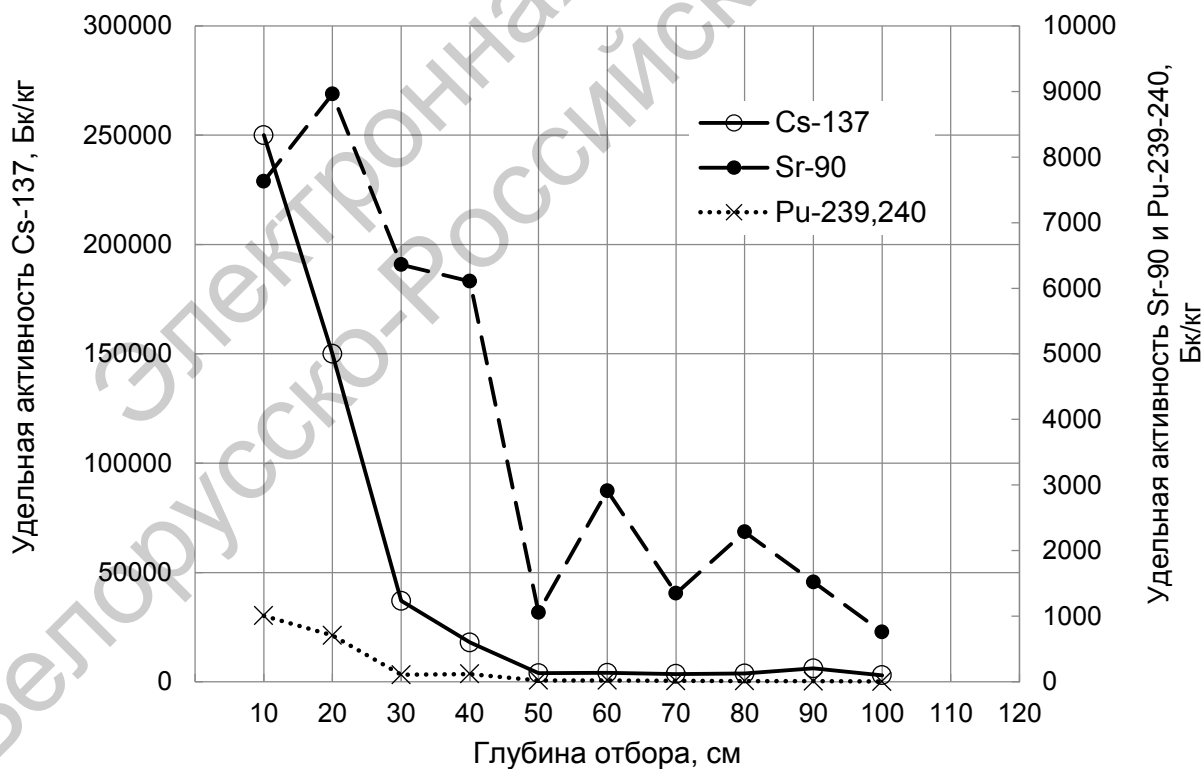


Рисунок 42 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км ниже Надыворова моста (правый берег, 5 м от русла)

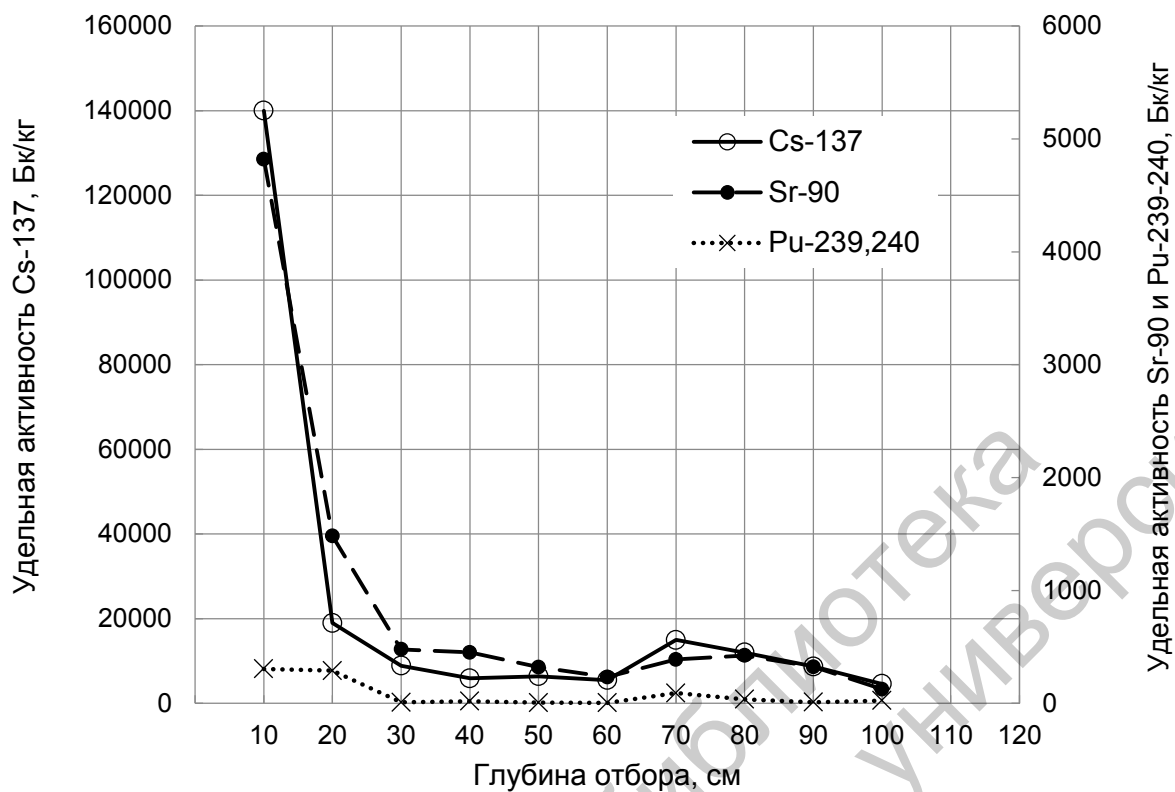


Рисунок 43 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км ниже Надырова моста (правый берег, 20 м от русла)

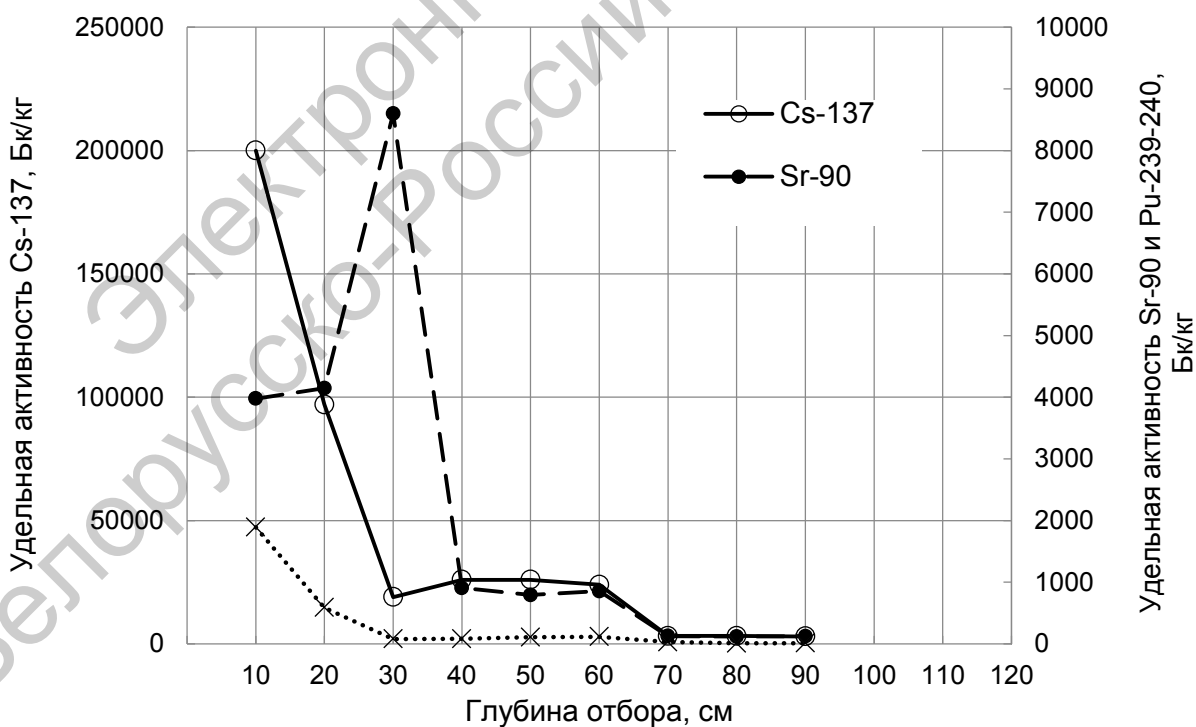


Рисунок 44 – Распределение радионуклидов в дерновой почве Надырова моста (правый берег, 2 км ниже по течению, 50 м от русла)

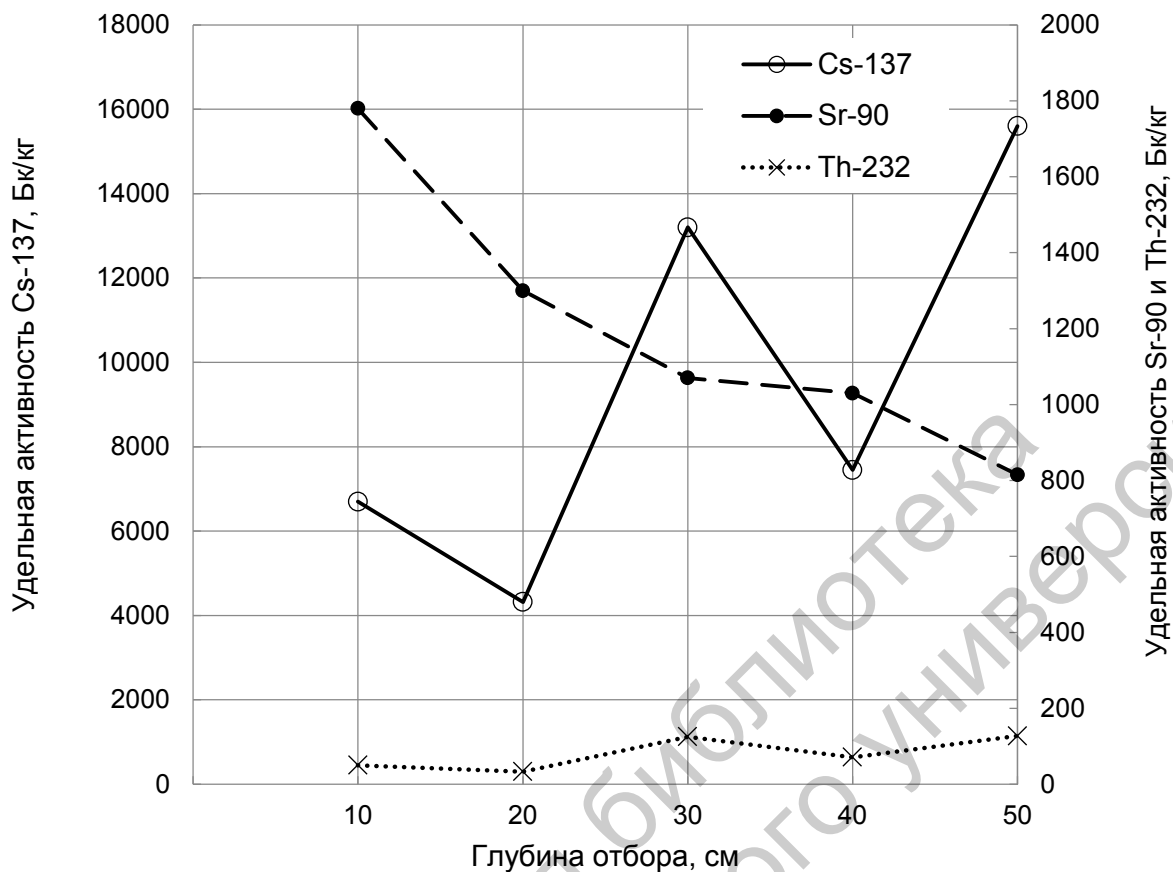


Рисунок 45 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км выше Муслюмово (правый берег, 2 м от русла)

Во многих случаях наибольшая активность ^{90}Sr отмечается над водоупорным глеевым слоем. Это подтверждает данные Ю. В. Глаголенко с соавторами о том, что до подъема уровня воды в водоеме В-11 до отметки 215,5 м основным источником радиоактивного загрязнения воды в р. Тече был ^{90}Sr , вымываемый из пойменной почвы [32].

Разнообразие профилей распределения радионуклидов в пойменной почве вполне объяснимо и связано со слоистым строением аллювиальных отложений, русловым процессом, ускорением инфильтрации воды в западинах и другими факторами. Однако это в значительной степени осложняет оценку потенциальных источников вторичного загрязнения.

7.4 Закономерности поведения радионуклидов в гидросфере

7.4.1 Поведение радионуклидов в непроточных водоемах.

7.4.1.1 Динамика загрязнения воды непроточных водоемов ВУРСа и КРСа. На территории Южно-Уральской биогеохимической провинции выделяются две группы озер.

1 Озера, подвергавшиеся радиоактивному загрязнению в течение длительного времени вследствие технологических выбросов ПО «Маяк». Эти озера расположены в радиусе 30–35 км во всех направлениях от ПО «Маяк».

2 Озера, подвергавшиеся радиоактивному загрязнению вследствие аварии в 1957 г. и ветрового разноса радиоактивных илов в 1967 г. Эти озера расположены на территории ВУРСа и КРСа.

На территории ВУРСа, имеющей диапазон загрязнения от 0,1 до 500 Ки/км² по ⁹⁰Sr, находится 16 озер. По географическому положению их относят к двум группам.

1 Озера Восточного склона Среднего Урала, переходной зоны от низкогорий к равнинным пространствам Западно-Сибирской низменности.

2 Озера Восточного склона Южного Урала, зоны с грядово-холмистым рельефом.

Эти водоемы расположены в переходной зоне от низкогорий Горного Урала к равнинным пространствам Западно-Сибирской низменности (оз. Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное) и на Восточном склоне Среднего Урала, для которого характерен грядово-холмистый, сильно выровненный рельеф (оз. Шаблиш, Травяное, Куяныш, Большой Игиш, Урукуль, Бердяниш, Алабуга).

На территории Карачаевского следа, образованного в 1967 г., произошло загрязнение многочисленных озер, находящихся в исследуемом районе. Первая группа озер (Кожаккуль, Куяш, Кырмыскалы, Суртаныш, Бакшикуль, Калды) была расположена на территории с плотностью загрязнения ¹³⁷Cs от 37 до 74 кБк·м⁻², вторая группа (Урукуль, Теренкуль, Карагайкуль, Каинкуль, Чебакуль) – на плотности от 18,5 до 37 кБк·м⁻². Максимальному загрязнению подверглось оз. Сарыкульмяк (начальные уровни содержания ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в воде составляли 21–37 и 25–37 Бк·л⁻¹ соответственно). Неравномерность загрязнения территории радиоактивными аэрозолями обусловила и неравномерность загрязнения расположенных на ней открытых водоемов с градиентом концентрации ⁹⁰Sr в воде, достигающим 1000 [69, 79, 175].

Озера на исследуемой территории расположены на севере Челябинской и Курганской областей, а также в южной части Свердловской области. К наиболее значительным озерам на территории ВУРСа относятся следующие: Увильды (площадь – 68,1 км²), Иртяш (61,8 км²), Уелги (60,3 км²), Шаблиш (32 км²), Иткуль (30,1 км²), Тишки (25,5 км²), Синара (24,4 км²), Большой Куяш (24,1 км²), Калды (17,9 км²), Аргаяш (6,76 км²) и некоторые другие. Озера территории Восточно-Уральского радиоактивного загрязнения по своему генезису принадлежат к двум основным типам: тектонические (Иртяш, Большие Касли) и котлованного типа (Большой Куяш, Шаблиш, Уелги). Тектонические озера сформировались в разломах земной коры, имеют значительные глубины (иногда более 30 м), многие из них проточные. Озера котлованного типа образовались в понижениях рельефа в послеледниковую эпоху. Они имеют меньшую площадь и глубину, пологие и часто заболоченные берега, водное питание осуществляется главным образом за счет атмосферных осадков [79].

Площади водосборов большинства озер распаханы. Питание озер происходит за счет атмосферных осадков, поэтому на режим их сильно влияют изменения метеорологических условий: в засушливые годы озера сильно мелеют, а иногда и совсем высыхают, а зимой перемерзают. В многоводные годы объем озер почти полностью восстанавливается. Наблюдаются также процессы постепенного зарастания, заиливания и высыхания. Многолетний ход уровня для озер этого района характеризуется быстрым подъемом (1–3 года) и медленным спадом (22–23 года). Замерзание озер происходит почти одновременно: в конце октября – начале ноября. На озерах с сильной минерализацией воды наступление ледостава задерживается до декабря в зависимости от степени минерализации и ветрового режима. Наибольшая толщина льда на пресных озерах колеблется от 0,8 до 1,5 м. На соленых озерах толщина льда не превышает 0,2–0,5 м. Процесс вскрытия озер заключается в таянии льда на месте (в конце апреля – начале мая). На мелких озерах лед затапливается талыми водами, и разрушение примерзшего ко дну льда происходит под водой. Задерживаемый весенний сток в летнее время интенсивно испаряется, уровень озер резко снижается и в районе испытывается большой недостаток воды. В озерах с пологими берегами (равнинные, степные) водно-болотные растения надвигаются на озеро с берегов; по мере поднятия дна и обмеления водоема отдельные пояса растительности сменяют друг друга, приближаясь к более глубоководной части озера, сжимая зеркало более тесным кольцом. Через более или менее длительный срок (в зависимости от глу-

бины котлована, площади зеркала и климатических условий) вместо открытой водной поверхности появляется болото с характерной для него растительностью. Процесс зарастания вполне заметен. Некоторые из мелких степных и равнинных озер уже имеют вид болот [79].

Озера по химическому составу воды очень разнообразны. В основном, это солоноватые водоемы, встречаются также пресные с малой минерализацией воды. В водоемах ВУРСа концентрации в воде ионов кальция, а также стронция стабильного примерно одинаковы во всех водоемах. Отношение стронций стабильный / кальций находится в пределах 1/200. Основные различия в солевом составе воды обусловлены разным содержанием хлоридов, сульфатов, щелочных $K + Na$ и Mg . В целом, характерно преобладание ионов магния над кальцием и хлоридов над сульфатами. Как правило, по химическому составу озера Южного Урала гидрокарбонатно-хлоридные и хлоридно-гидрокарбонатные натриевые, реже – кальциевые с общей минерализацией 0,5–3,0 г/л, реже – 3,0–5,0 г/л и более. Отмечается, что за последние 30–50 лет химический состав воды некоторых озер изменился главным образом в сторону увеличения щелочных и щелочноземельных элементов. По своим физико-химическим и минеральным показателям исследуемые озера пригодны к разведению рыбы. Основное питание озер осуществляется за счет вод местного подземного и поверхностного стоков [69, 175].

Гидрологический режим озер испарительно-дождевой со слабым стоком. Существуют бессточные озера: Улагач, Татыш, Башакуль. Максимум уровней приходится на июль, минимум – на ноябрь. В течение зимы наблюдается небольшой подъем уровня за счет подземного питания. Уровни озер чувствительны к маловодным и многоводным годам. Максимальная амплитуда уровней 0,96 м – на оз. Улагач. Химический тип вод от гидрокарбонатного до сульфатного с пестрым катионным составом и минерализацией от 0,15 до 1,7 г/л. Большинство озер подвержено заболачиванию [15].

Характерной особенностью озер ВУРСа является несоответствие первоначального выпадения радиоактивных осадков на водное зеркало и водосборную территорию. По данным ОНИС ПО «Маяк», плотность выпадений на акватории оз. Бердяниш, Урускуль и Кожакуль была до 2 раз ниже, чем на прилегающей территории. Это объясняют влиянием нагретых восходящих потоков воздуха над акваториями в момент прохождения облака и снижением скорости турбулентного осаждения примеси за счет малой шероховатости водной поверхности [113]. На рисунках 46–48

представлены соотношения плотности загрязнения территории ^{90}Sr и его активности в воде и донных отложениях 14 озер на территории ВУРСа летом 1958 г. по данным ПО «Маяк» [113].

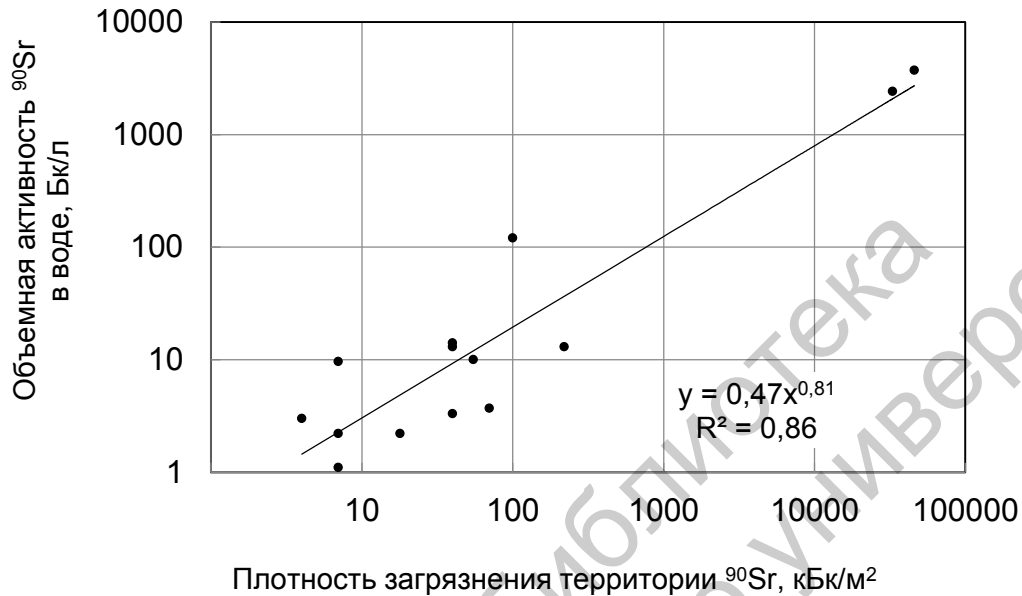


Рисунок 46 – Соотношение плотности загрязнения территории ^{90}Sr и его активности в воде 14 озер на территории ВУРСа летом 1958 г. по данным ПО «Маяк»

В базе данных УНПЦ РМ есть информация о массе сухих проб донных отложений, их глубине и площади отбора. Это позволило ориентировочно рассчитать плотность загрязнения оз. Бердяниш, Урускуль и других, используя данные ПО «Маяк» [113]. Действительно, для ряда озер (Червяное, Большой Сунгуль, Тыгиш, Бердяниш) плотность загрязнения ^{90}Sr донных отложений значительно (в 1,4–6,4 раза) ниже плотности загрязнения территории. Однако плотность загрязнения ^{90}Sr донных отложений оз. Урускуль, по расчетам, в 8,2 раза выше плотности загрязнения окружающей территории, а для оз. Большой Игиш это соотношение составляет 37,9 раза.

Аномально высокое загрязнение оз. Большой Игиш объясняют внесением большого количества загрязненного навоза с целью замора рыбы и пресечения рыбной ловли [79].

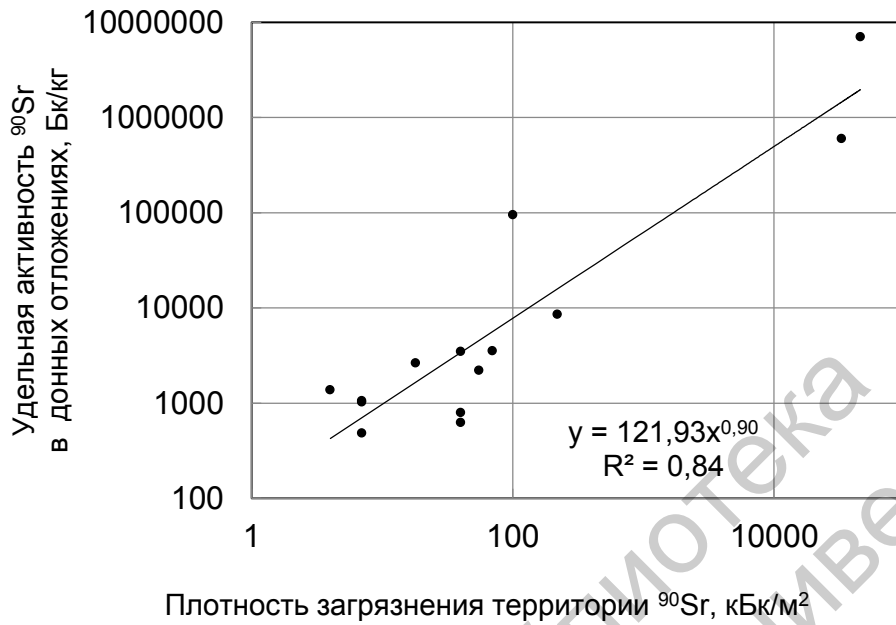


Рисунок 47 – Соотношение плотности загрязнения территории ^{90}Sr и его активности в донных отложениях 14 озер на территории ВУРСа летом 1958 г. по данным ПО «Маяк»



Рисунок 48 – Соотношение активности ^{90}Sr в донных отложениях и в воде 14 озер на территории ВУРСа летом 1958 г. по данным ПО «Маяк»

С. Г. Левина отмечает, что в настоящее время запас ^{90}Sr в элювиальных почвах возле озер ВУРСа в несколько раз выше, чем в супераккумулятивных. В частности, для почв в районе оз. Урускуль – в 2,8 раза, для оз. Большой Игиш – в 2,6 раза [79]. Таким образом, различия в рассчитанной плотности выпадений на водную поверхность и водосборную территорию могут быть связаны и с неоднородностью выпадений, и с неоднородностью перераспределения, и с недостаточно репрезентативной выборкой. Для 25 проб донных илов, отобранных в слое 0–5 см оз. Бердяниш сотрудниками УНПЦ РМ, удельный вес колебался от 0,05 до 1,34 г/см³, а для 16 проб оз. Урускуль – от 0,10 до 1,48 г/см³. Поэтому при экстраполяции данных, полученных по небольшому числу проб, погрешность может быть весьма высокой. Как следует из рисунков 1–3, при сопоставлении всех озер в целом прямая корреляция между уровнями загрязнения территории, воды озер и донных отложений в первый год после аварии прослеживалась достаточно хорошо. Однако для группы озер с малым и средним уровнями загрязнения разброс точек весьма велик, что не позволяет даже в начальный период аварии с достаточной точностью прогнозировать уровни загрязнения абиотических компонентов. В настоящее время для исследованных озер ЮУПТРИ не наблюдается статистически значимой корреляции между удельной активностью ^{90}Sr в почве ареалов озер и объемной активностью их в воде озер, отмечается невысокая, но статистически значимая корреляция для ^{137}Cs .

В озерах Чернобыльской зоны, в отличие от ЮУПТРИ, отмечена более тесная прямая связь ($R^2 = 0,9$) между запасами радионуклидов на водосборах и в водной массе озер [76].

Концентрации радионуклидов в воде озер определялись в целом соотношением начального запаса радионуклидов в водоеме и объема воды в нем, однако начавшийся сразу после загрязнения процесс перераспределения радионуклидов в системе «вода – донные отложения», обусловленный гравитационным оседанием крупных нерастворимых частиц выпадений и химическим воздействием ионных форм с водой и материалом донных отложений, привел к изменению ожидаемых расчетных концентраций. По данным ПО «Маяк», по состоянию на 10 октября 1957 г. концентрация радионуклидов в воде оз. Бердяниш составила $5,3 \cdot 10^4$ Бк/л по суммарной бета-активности (1,4 мкКи/л), оз. Урускуль – $1,0 \cdot 10^5$ Бк/л (2,8 мкКи/л) [113]. На рисунках 49–51 приведена динамика суммарной

β -активности воды по данным УНПЦ РМ. Эти данные в целом соот-

ветствуют представленным ПО «Маяк», однако начало измерений датировано более ранним периодом – 2–4.10.1957 г.

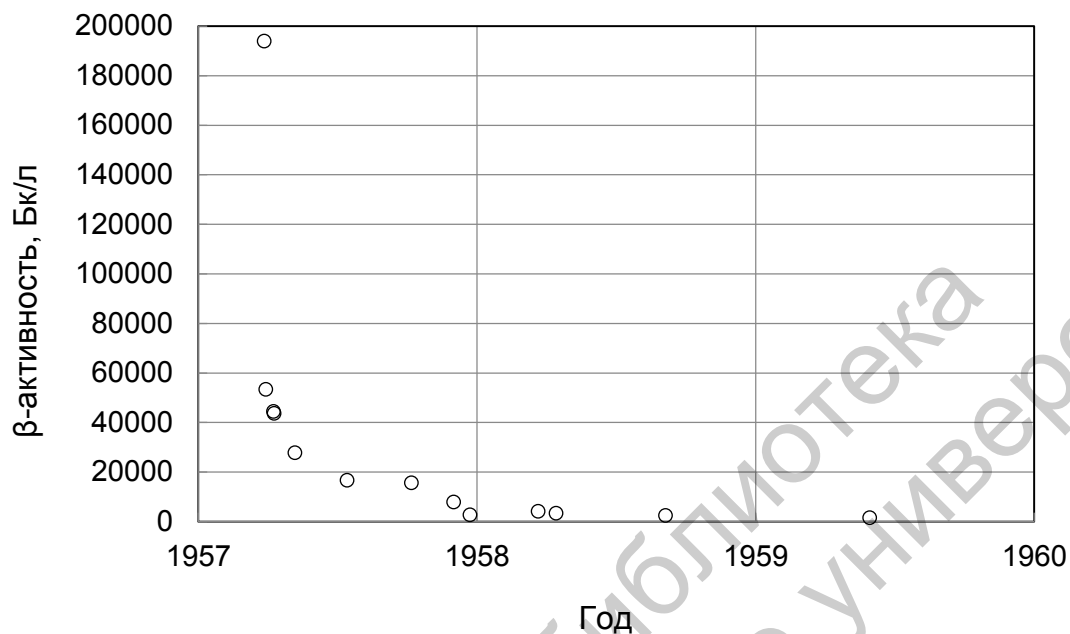


Рисунок 49 – Динамика суммарной β -активности воды оз. Бердяниш в начальный период после аварии (первое измерение – 2.10.1957 г.)

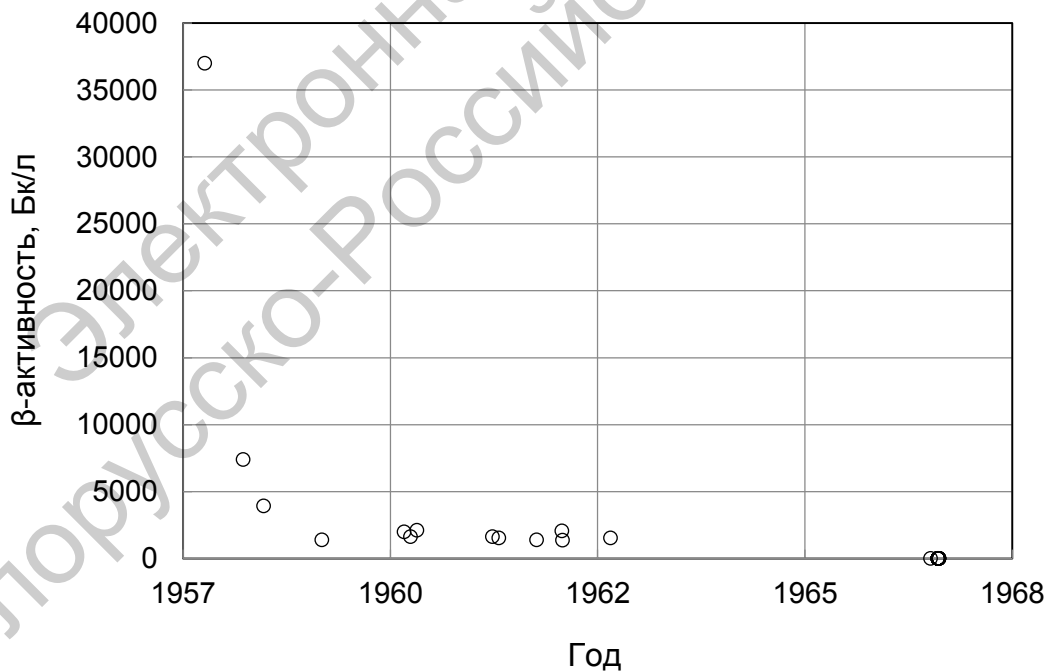


Рисунок 50 – Динамика суммарной β -активности воды оз. Кожакуль в начальный период после аварии (первое измерение – 12.10.1957 г.)

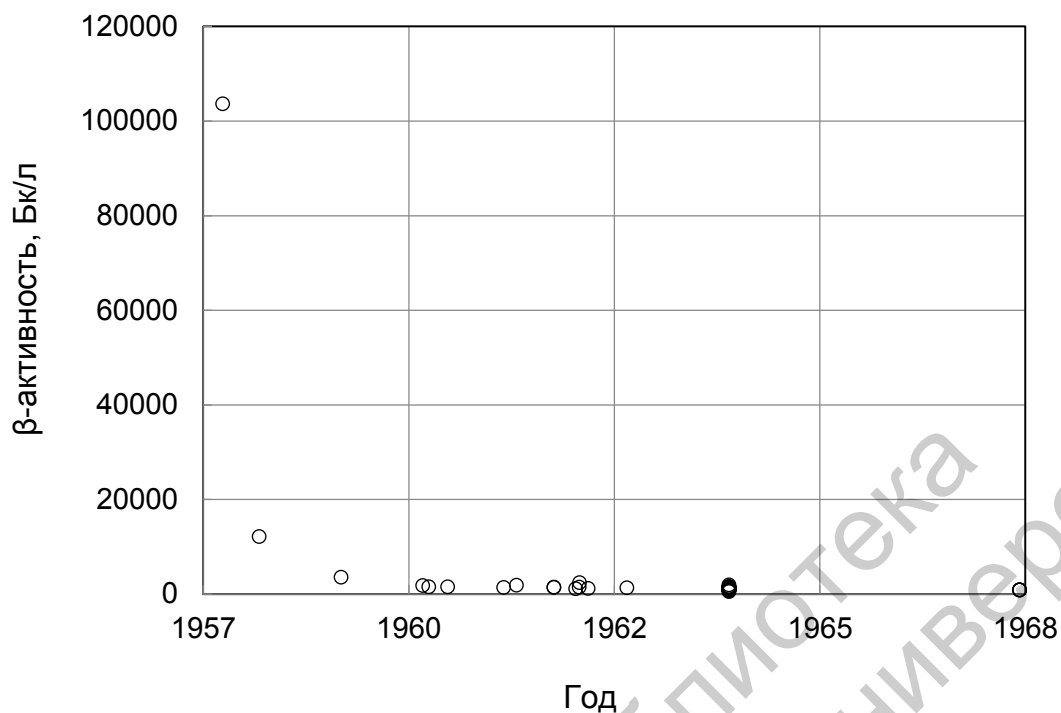


Рисунок 51 – Динамика суммарной β -активности воды оз. Урускуль в начальный период после аварии (первое измерение – 2.10.1957 г.)

Сравнение данных ПО «Маяк» и УНПЦ РМ (таблица 23) показывает, что при последующих измерениях β -активности воды наблюдались значительные расхождения. На гистограмме распределения значений суммарной β -активности в большом количестве проб воды (97 проб), отобранных сотрудниками УНПЦ РМ на оз. Урускуль 1.07.1964 г. (рисунок 52), видно, что разброс значений активности в пробах весьма велик.

Таблица 23 – Суммарная β -активность воды озер

Озеро	Суммарная β -активность воды по данным ОНИС ПО «Маяк» летом 1958 г. [113], Бк/л	Суммарная β -активность воды по данным УНПЦ РМ, Бк/л
Бердяниш	2400	7770 (1.07.1958 г.) 2590 (24.07.1958 г.)
Кожаккуль	14	3922 (24.07.1958 г.)
Урускуль	3700	12099 (28.03.1958 г.)

В целом, распределение близко к нормальному. Н. Г. Мешалкина считала, что распределение ^{90}Sr , стронция стабильного и кальция в иле, воде, рыбе не противоречит нормальной кривой распределения, поэтому

оценку содержания ^{90}Sr в непроточном водоеме следует производить с учетом закона нормального распределения [100]. Исследования, выполненные ПО «Маяк» в течение 1958 г., показали снижение концентрации радионуклидов в воде поверхностных водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа. Это объясняется радиоактивным распадом короткоживущих радионуклидов, присутствующих в смеси выброса, закреплением радиоактивного вещества на местности и достижением динамического равновесного состояния в распределении радионуклидов между водой и донными отложениями, в которые за счет химической трансформации и сорбции перешло более 90 % активности радионуклидов. Так, летом 1958 г. суммарная β -активность воды в оз. Бердяниш снизилась в 38 раз, в оз. Урускуль – в 28 раз [113, 147].

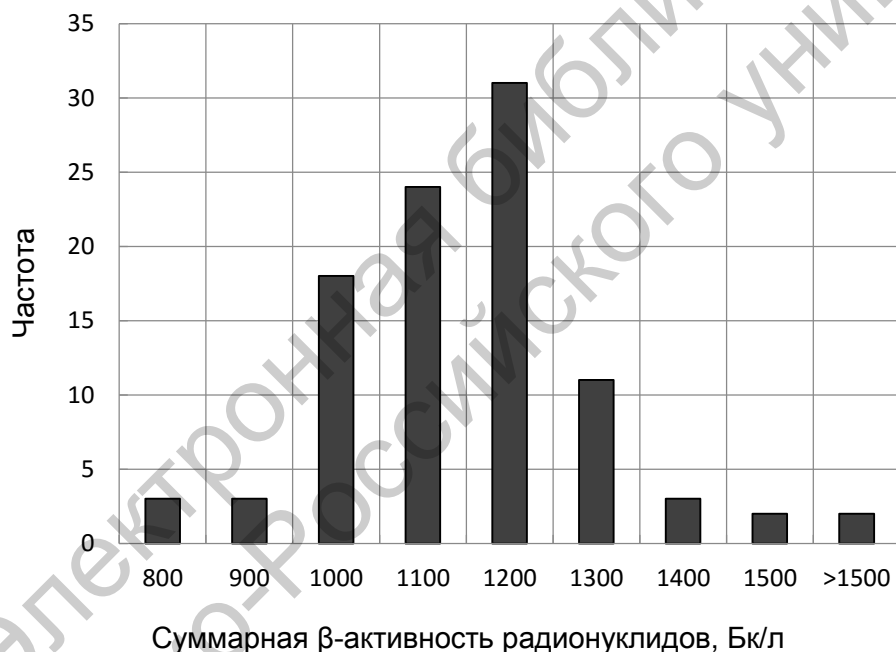


Рисунок 52 – Распределение значений суммарной β -активности радионуклидов в воде оз. Урускуль 1.07.1964 г.

По данным УНПЦ РМ, со 2.10.1957 г. по 24.07.1958 г. суммарная β -активность воды в оз. Бердяниш снизилась в 75 раз (только за 2 дня, со 2.10.1957 г. по 4.10.1957 г., – в 4 раза), оз. Урускуль, со 2.10.1957 г. по 28.03.1958 г., – в 8,5 раза. На рисунках 53–55 представлена динамика объемной активности радионуклидов в оз. Урускуль и Бердяниш. По-видимому, скорость очищения воды в оз. Бердяниш была выше, чем в оз. Урускуль.

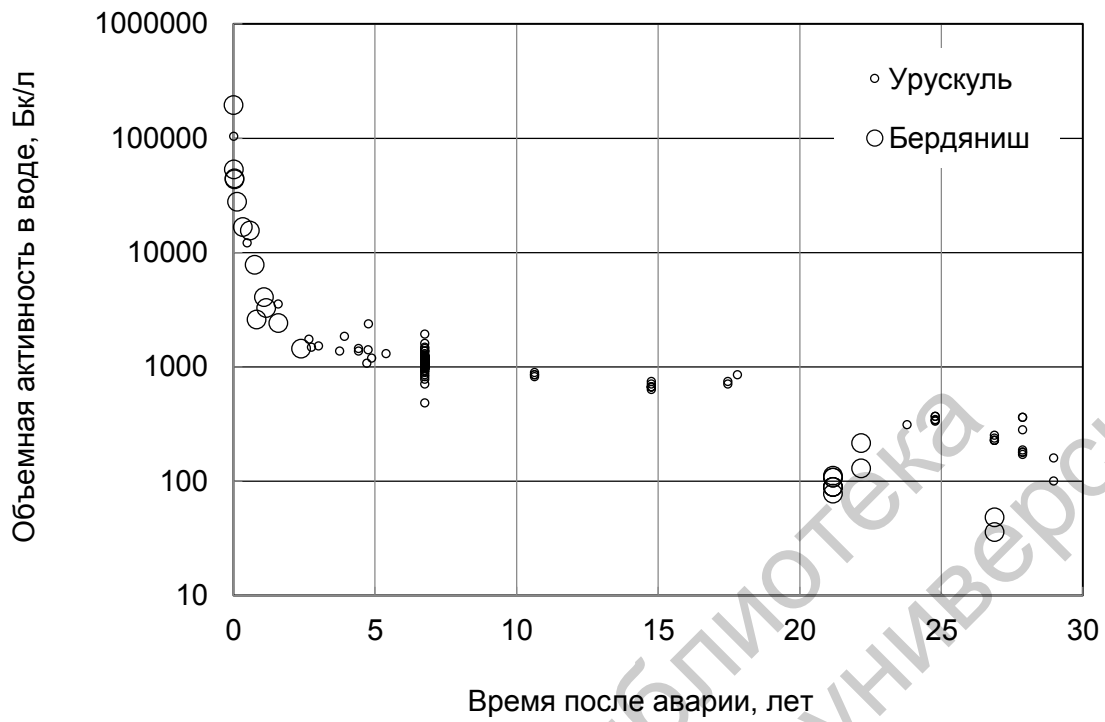


Рисунок 53 – Динамика β -активности радионуклидов в воде оз. Урускуль и Бердяниш

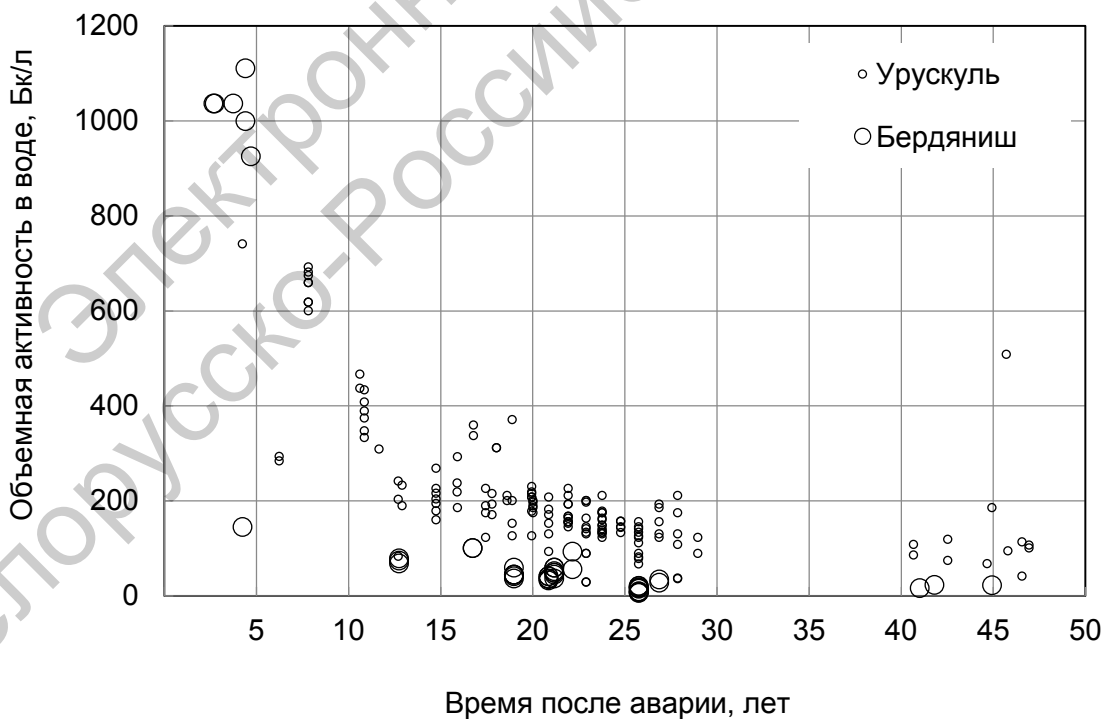


Рисунок 54 – Динамика активности ^{90}Sr в воде оз. Урускуль и Бердяниш

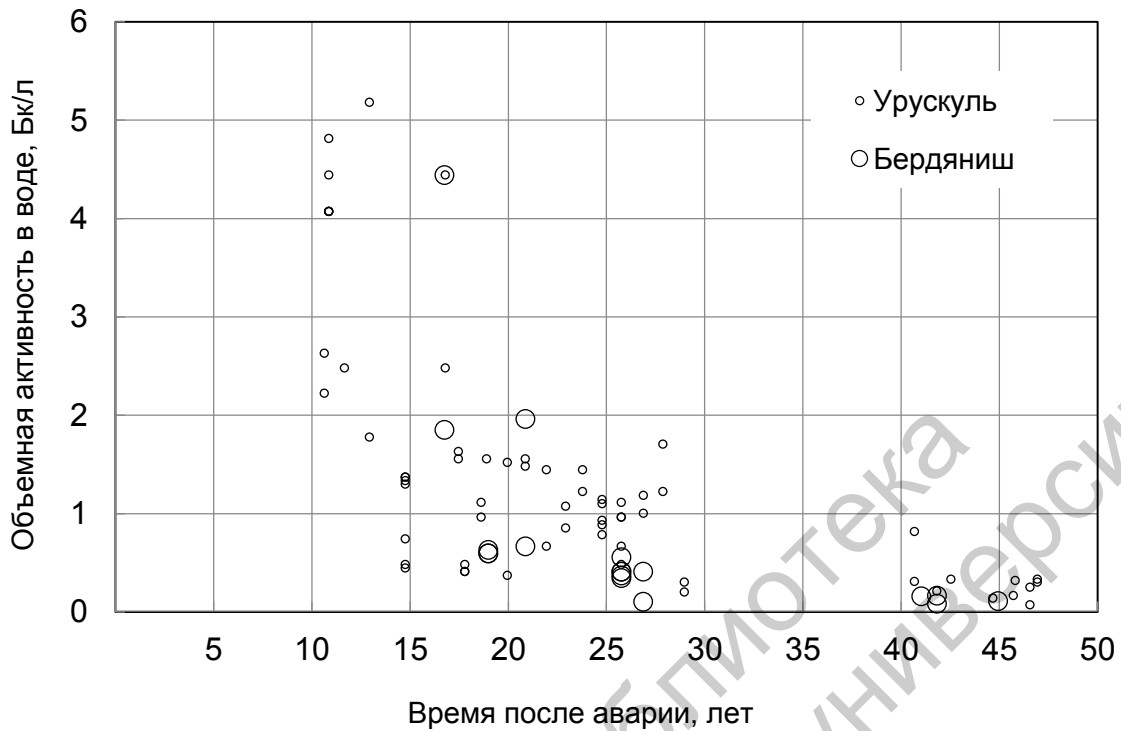


Рисунок 55 – Динамика активности ^{137}Cs в воде оз. Урускуль и Бердяниш

Различные исследователи рассчитывали параметры динамики радиоактивного загрязнения воды озер. По данным ПО «Маяк», в течение 1959–1982 гг. концентрация ^{90}Sr в воде озер снизилась в 14 раз, при этом в наиболее загрязненных озерах – оз. Бердениш и Урускуль – до 13–32 раз, или, по сравнению с исходной суммарной β -активностью осенью 1957 г., – в 700–1400 раз. Период полууменьшения концентрации ^{90}Sr в воде составил 6 лет. Наибольшее снижение характерно для более глубоких озер, с большим отношением массы воды к массе илов. Менее благополучными, с радиационной точки зрения, оказались озера, расположенные на периферии следа (оз. Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное) [113].

Н. Г. Мешалкина, анализируя материалы исследований 1960–1964 гг., указывает, что установление динамического равновесия ^{90}Sr между основными компонентами естественного непроточного водоема – водой и донными отложениями – происходит через 1,5–2 года после загрязнения [100].

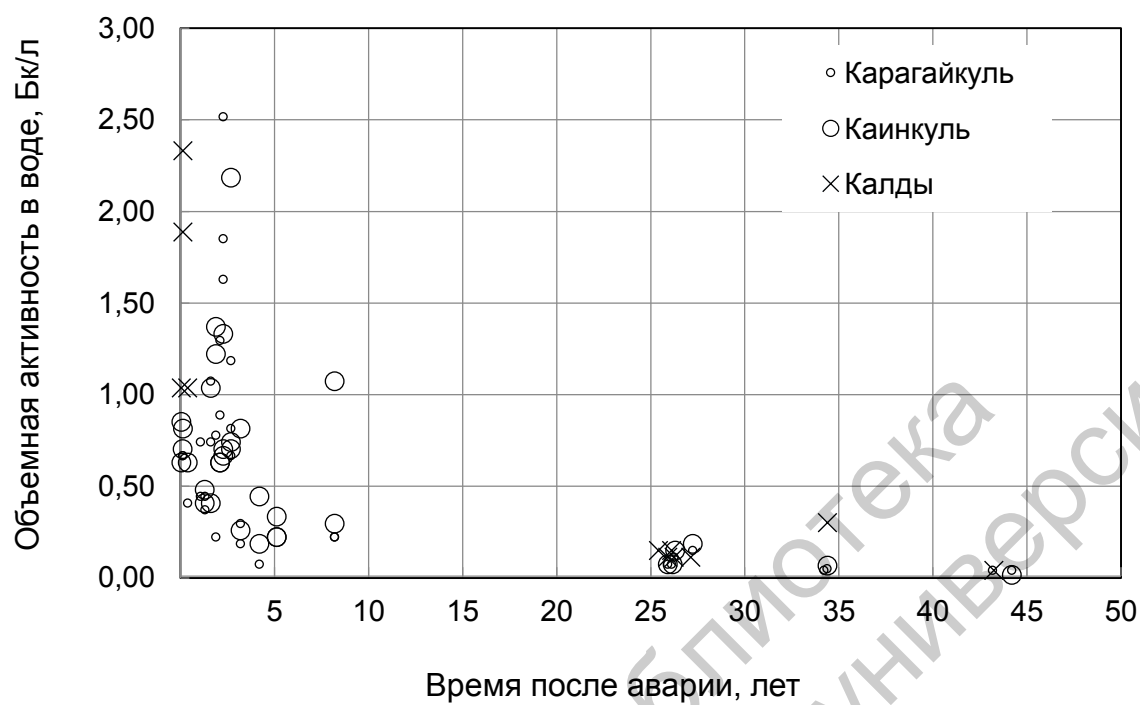
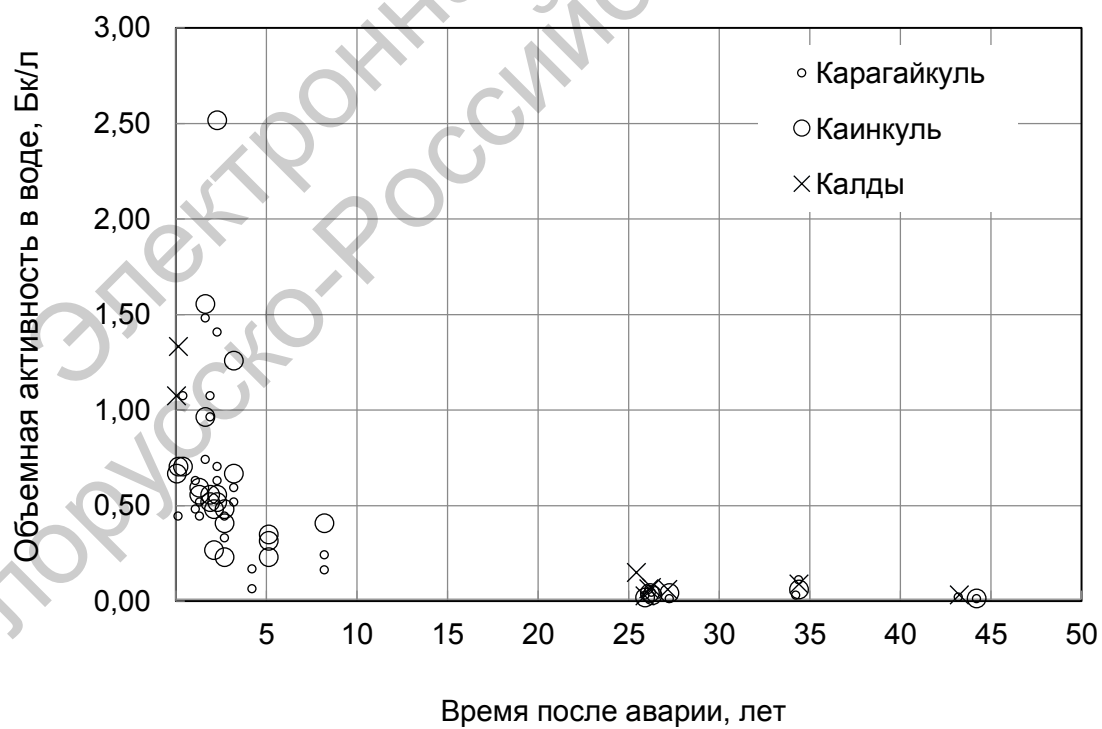
С. Г. Левина приводит данные о том, что в первые 3–5 лет после аварии снижение удельной активности ^{90}Sr в воде за счет этих процессов, включая радиоактивный распад радионуклида, происходило с периодом полуочищения, составляющим 0,3–0,9 лет. В отдаленный период времени наблюдается более медленное самоочищение воды водоемов. На процессы

самоочищения влияют, в частности, водность года, распределение водоемов, общая минерализация, свойства донных отложений.

Высокая кратность очищения характерна для озер сильной степени эвтрофности, какими являются оз. Малый Игиш и Травяное. В целом период полуочищения воды в отдаленные сроки за счет этих процессов составил 12–17 лет [79].

При анализе динамики снижения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Урускуль С. В. Фесенко с соавторами выделили три периода: 1 год, 2–10 лет и 10–50 лет после загрязнения водоема смесью радионуклидов, в течение которых темпы самоочищения воды существенно отличаются. В течение 1 года содержание ^{90}Sr в воде снижается в 2,4 раза, а ^{137}Cs – в 5,6 раза (без учета радиоактивного распада). Предполагается, что это происходит в результате преобладания процессов сорбции радионуклидов на взвешях неорганического и органического происхождения с последующим их оседанием на дно водоема, а также ионного обмена и молекулярной сорбции на границе воды и донных отложений. В более поздние сроки сорбция радионуклидов наблюдается непосредственно в верхнем слое донных отложений, а также в результате поглощения радионуклидов гидробионтами, которые после отмирания и разложения выносят их в донные отложения. Периоды полуснижения содержания радионуклидов в воде составили: для ^{90}Sr – 3–5 лет (со 2-го по 9-й годы после поступления радионуклидов в водоем) и 8–12 лет (с 10-го по 50-й годы); для ^{137}Cs – 3–5 и 6–9 лет соответственно [163]. Расчеты сотрудников УНПЦ РМ показали, что период полуочищения озер ВУРСа от ^{90}Sr в первые три года составил в среднем $1,0 \pm 0,4$ года, в последующий период – 24 ± 4 года, от ^{137}Cs – соответственно 0,8 и 9,7 года [175]. Как видим, большой разброс значений не позволяет рассчитать параметры эмпирико-статистических моделей с точностью, достаточной для прогнозов.

На рисунках 56 и 57 показана динамика радиоактивного загрязнения воды в озерах Карачаевского радиоактивного следа. Так же, как и на озерах ВУРСа, диапазон колебаний значений, особенно в начальный период после выпадения радиоактивных частиц, весьма велик. Необходимо учитывать, что результат измерения зависит от глубины отбора пробы, от сезона, погодных условий и других факторов.

Рисунок 56 – Динамика активности ^{90}Sr в воде озер КРСаРисунок 57 – Динамика активности ^{137}Cs в воде озер КРСа

Так, по данным Н. Г. Мешалкиной, объемная активность ^{90}Sr в воде оз. Тыгиш и Большой Сунгуль при поверхностном отборе проб была соответственно в 1,53 и 1,42 раза выше, чем при глубинном отборе, а в воде оз. Червяное – практически одинаковой [100]. В то же время активность ^{90}Sr в воде оз. Персток Чернобыльской зоны на глубине 0,2 и 2,0 м различалась в 3 раза ($(22 \pm 4,4)$ Бк/л и $(61 \pm 12,2)$ Бк/л). Активность ^{137}Cs в оз. Святское и Святое также возрастала с глубиной [76]. С. В. Фесенко с соавторами обнаружили, что распределение концентрации радионуклидов в 36 пробах воды на разной глубине оз. Урускуль практически одинаково [163].

Для озер Беларуси, находящихся в Чернобыльской зоне, установлены сезонные колебания активности ^{137}Cs в воде, причем наибольшая активность отмечалась в летне-осенний период [76]. Н. Г. Мешалкина показала, что в озерах ВУРСа Тыгиш и Червяное различия активности ^{90}Sr в воде зимой, весной и летом статистически не значимы, хотя в весенний период средние значения активности несколько ниже, чем зимой и летом, а в оз. Большой Сунгуль активность ^{90}Sr весной достоверно выше, чем зимой [100]. Исследованиями ПО «Маяк» в 1957 г. и последующие годы установлено, что основное загрязнение водоемов произошло осенью 1957 г. до наступления ледостава, когда решающими факторами являлись, в порядке убывания их значимости, первоначальное осаждение радиоактивного вещества на акватории, радиоактивные выпадения от ветрового переноса с прилегающей территории, поверхностный водный сток с площадей водосбора в период дождей и сток из болотистых питающих понижений. Весной 1958 г. произошло дополнительное поступление радиоактивного вещества в водоемы за счет весеннего поверхностного стока. В последующие годы поверхностный сток влиял на создавшийся запас радионуклидов в озерах в меньшей мере [113]. На роль поверхностного стока указывает наблюдаемое несоответствие расчетных (по начальной плотности выпадений) и измеренных через 7–10 лет запасов ^{90}Sr в некоторых озерах; в частности, в оз. Бердениш фактический запас ^{90}Sr превышает расчетный примерно в 1,5 раза, что было объяснено постоянным вкладом поверхностного стока с его водосборной площади, характеризующейся высокими плотностями загрязнения [113].

На рисунке 58 отражена динамика поступления ^{90}Sr в озера с поверхностным стоком по данным ПО «Маяк» [113]. Можно предположить, что различия динамики объясняются неоднородностью выпадений и рельефом местности – оз. Алабуга лишь частично находится на осевой части ВУРСа,

поэтому общий запас ^{90}Sr значительно ниже. При этом наиболее загрязненный берег оз. Алабуга представляет собой длинный пологий безлесный склон. Вместе с тем вызывает сомнение «гладкость» изображенных на рисунке 58 кривых. Коэффициент увлажнения за указанный на рисунке 58 период колебался от 0,5 до 1,4 [15], соответственно, в значительной степени должен был изменяться поверхностный сток. Кроме того, такая малая величина стока не объясняет почти трехкратное различие в запасах ^{90}Sr в супераквальных и элювиальных почвах в районе оз. Урускуль [79].

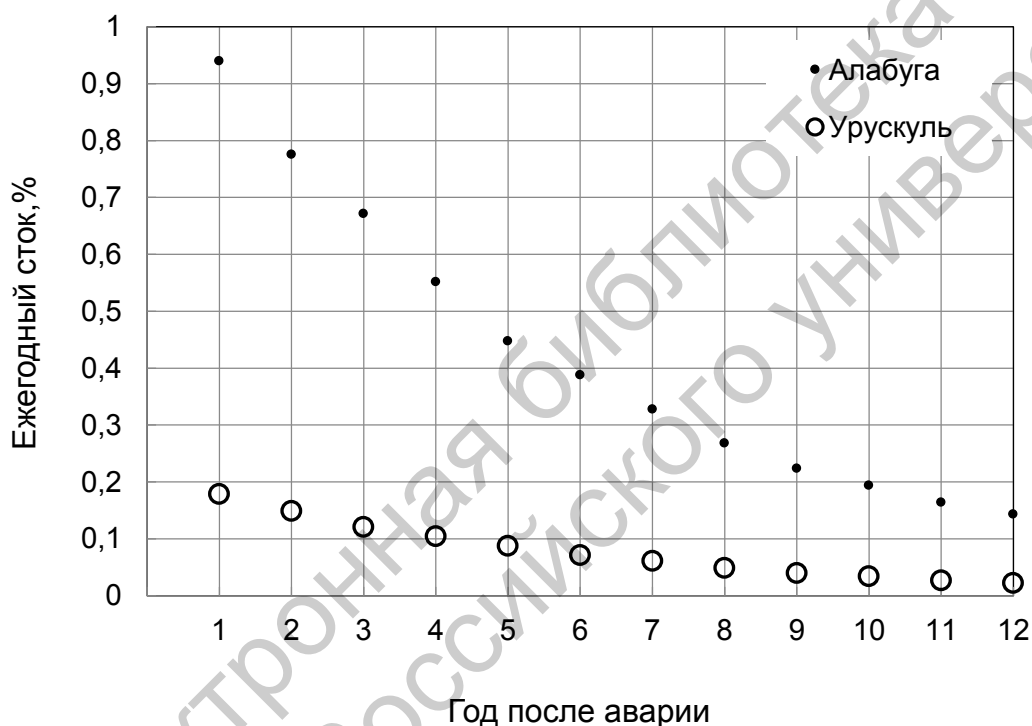


Рисунок 58 – Поступление ^{90}Sr в озера с поверхностным стоком, процент от запаса 1957 г. по данным ПО «Маяк» [113]

По мнению Н. Г. Мешалкиной, хотя на второй год с момента загрязнения наблюдалась горизонтальная миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr с загрязненной территории как с твердой, так и с жидкой частью стока, вторичным загрязнением можно пренебречь, т. к. после весеннего паводка не происходило повышения концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде озер [100].

Сохранение концентрации радионуклидов во время весеннего паводка, напротив, говорит о значительном стоке. Площадь зеркала озер на ЮУПТРИ измеряется в квадратных километрах: Урускуль – 4,2, Бердяниш – 12,2, Кожакуль – 8,5 [176]. Расстояние между этими озерами не превышает их линейные размеры, территория между озерами покрыта

лесом. Площадь территории, с которой возможен реальный поверхностный сток с переносом загрязненных частиц почвы и растворенных радионуклидов, до сих пор не измерялась, но можно предположить, что она во много раз меньше зеркала воды. Поэтому сохранение концентрации радионуклидов в воде озер говорит либо о том, что сток достаточно велик, чтобы компенсировать разбавление осадками, выпадающими на поверхность воды, либо о том, что при разбавлении происходит быстрая десорбция радионуклидов из донных отложений.

Величина стока ^{90}Sr зависит от времени образования следа (сезона года). В период весеннего половодья с водосбора стекает до 40 % ^{90}Sr , выпавшего на снежный покров, в то время как при летних выпадениях сток составляет лишь десятые доли процента от запаса ^{90}Sr на водосборе. Увеличение количества ^{90}Sr в озере, обусловленное миграцией с водосбора, не превышает 50 % от величины первичного загрязнения водоема. Общий сток ^{90}Sr в озеро с водосбора за 7 лет не превышает 13 % от первоначального количества, выпавшего на водосборную территорию [100]. Н. Г. Сафронова показала, что с водосборной территории за год выносятся 0,02–0,04 % ^{137}Cs и 0,1 % ^{90}Sr от их запаса. Причем величина стока на второй год после аварии и через 10 лет после аварии практически не изменилась. Она рассчитала, что вторичное загрязнение непроточных водоемов за счет миграции радионуклидов с водосборов составляет 0,1–0,2 % от первоначального запаса их в озере [146]. А. И. Смагин указывает, что в начале 1960-х гг. величина поверхностного стока с площади водосбора ^{90}Sr в озера головной части ВУРСа составляла $\sim 0,2$ %/год, а для ^{137}Cs была на несколько порядков ниже [147]. Таким образом, мнения о вкладе горизонтального стока в загрязнение озер весьма противоречивы. Поскольку сорбционная емкость почвы относительно микроколичеств радионуклидов весьма высока, значительное вторичное загрязнение с водосборной территории следует ожидать только при высокой линейной эрозии. Однако материалов исследования выноса радионуклидов с территории водосбора ручьями в современной литературе не обнаружено.

7.4.1.2 Динамика загрязнения донных отложений непроточных водоемов ВУРСа и КРСа. Донные отложения в озерах ВУРСа сотрудники УНПЦ РМ исследовали с 1960 г. Первоначально определяли суммарную β -активность в верхнем слое 0–2 см и распределение по профилю до глубины 22 см. В большинстве проб β -активность не превышала 1000 Бк/кг, что соответствует активности природных радионуклидов в горных

породах и почвах. Поэтому точно оценить уровень техногенного загрязнения донных отложений не представлялось возможным. В наибольшей степени были загрязнены озера в головной части ВУРС Урускуль и Бердяниш.

При наблюдениях в течение первых 5 лет за динамикой содержания радионуклидов на этих наиболее типичных озерах было установлено, что максимум загрязнения илов Sr регистрировался через 2–3 года после образования следа, ^{144}Ce – спустя 1–3 месяца, Ru – на протяжении первого года [113].

С.В. Фесенко с соавторами выделяют несколько стадий самоочищения пресноводного водоема после однократного загрязнения, каждую из которых определяют процессы, вносящие преобладающий вклад при переносе радионуклидов из воды в донные отложения. На первой стадии, соответствующей начальному моменту времени после поступления радионуклидов в водоем, происходит интенсивный переход радионуклидов из воды в донные отложения вследствие процесса сорбции. Затем этот процесс замедляется из-за насыщения радионуклидами верхнего слоя донных отложений; на второй стадии он играет роль, сравнимую с процессом выноса радионуклидов в результате детритообразования. На третьей стадии вынос радионуклидов из воды определяется полностью процессом детритообразования, причем происходит экранирование наиболее насыщенного радионуклидами слоя. В этом случае необходимо учитывать миграцию радионуклидов из наиболее насыщенного ими слоя в верхние, менее насыщенные слои. При изучении процесса перехода радионуклидов из воды в донные отложения выделяют два основных механизма: биогенный и хемогенный. Биогенный путь миграции – поглощение радионуклидов гидробионтами, которые способствуют переносу радионуклидов в донные отложения в результате физиологических процессов. Хемогенный путь миграции происходит в трех направлениях. Первое – сорбция радионуклидов на взвешях неорганического происхождения с последующим оседанием на дно водоема и сорбция радионуклидов непосредственно донными отложениями. Второе – соосаждение радионуклидов с кристаллизующимся карбонатом Ca (наиболее свойственно для ^{90}Sr). Третье – сорбционное поглощение радионуклидов коагулирующими гелями гидроксидов железа, марганца или алюминия. Основным направлением миграции радионуклидов в водоемах является их переход из воды в донные отложения. При определенных условиях данный процесс обратим, и особое значение это имеет для подвижных радионуклидов, например ^{90}Sr [163]. Вызывает сомнения, однако, что ничтожные с химической точки

зрения концентрации радионуклидов способны насытить даже верхний слой донных отложений.

А. С. Белицкий и Е. И. Орлова, изучая закономерности сорбции ^{90}Sr различными грунтами и породами, показали, что в зависимости от катионного состава ППК, анионного состава раствора и pH среды ^{90}Sr из раствора может поглощаться практически полностью. Для грунта, богатого перегноем, коэффициент распределения достигает 2470 мл/г [21]. На железомарганцевых конкрециях из оз. Ричи коэффициент распределения ^{90}Sr составлял 182–370 мл/г [77]. Смешанный сапропель дает коэффициент распределения 1110 мл/г [109].

В экспериментах с большим количеством образцов (63 образца почв и пород) средний коэффициент распределения составлял 355 мг/л, максимальный – 10200 мг/л [181]. По отношению концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr в детрите и воде оз. Урусукуль значения коэффициентов распределения составили: 225 ± 40 – для ^{90}Sr и 700 ± 50 – для ^{137}Cs [163].

По данным ПО «Маяк», практически весь Sr (в среднем 96 %) находится в донных отложениях в ионообменной форме; среднее значение константы его распределения для первых 5 лет в системе «грунт – вода» составило 11,9 (пределы 4,5–38,3) при эффективной толщине илов, в которой осуществляется обмен, 6–7 см – у сапропелевых и 12–13 см – у торфянистых. Миграция ^{90}Sr в вертикальном профиле илов приводит к увеличению эффективного слоя ионного обмена и снижению запаса в воде по мере возрастания константы распределения. Отмечено, например, что запас ^{90}Sr в донных отложениях оз. Урусукуль повысился до 99 % к 20-му году существования следа против 90 % на 7-м году [113].

С. Г. Левина показала, что основная часть ^{90}Sr в илах оз. Урусукуль и ряде других озер ВУРСа связана с гидроксидами железа и марганца и органической частью грунтов (45 и 37 % соответственно). Малая доля ^{90}Sr (7 %) содержится в обменной форме и в виде нерастворимого остатка. Формы нахождения ^{137}Cs в донных отложениях иные, чем у ^{90}Sr : основная часть (88 %) связана с нерастворимым остатком [79].

На рисунках 59–61 отображена динамика удельной активности донных отложений оз. Урусукуль и Бердяниш в слое 0–5 см.

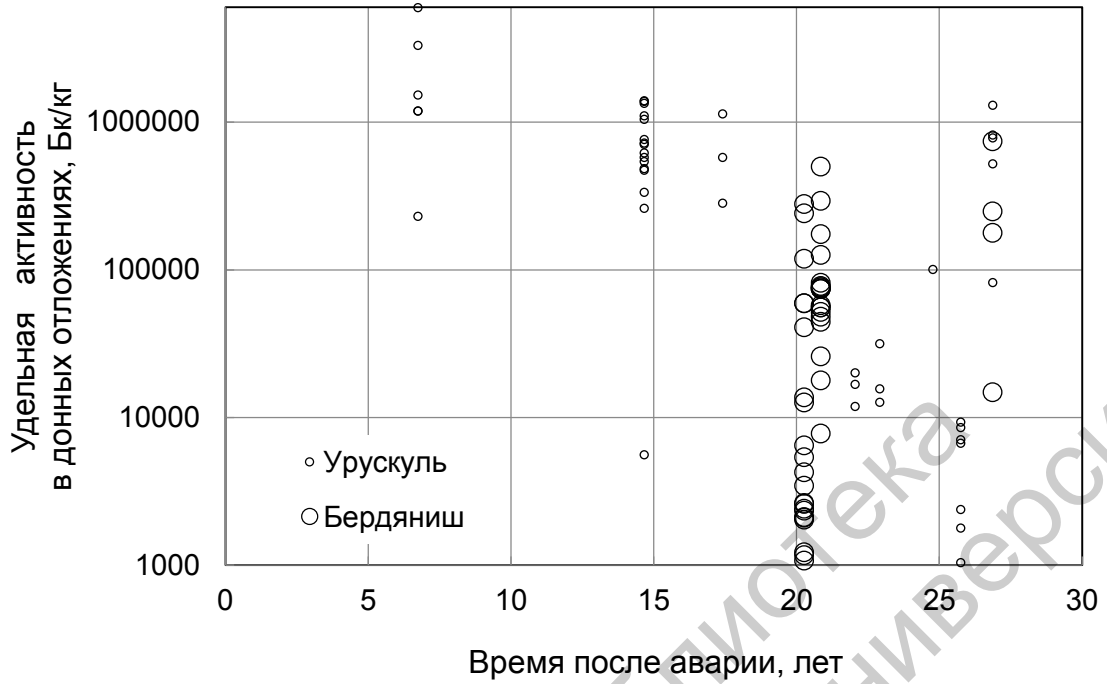


Рисунок 59 – Удельная β -активность радионуклидов в донных отложениях (0–5 см) озер



Рисунок 60 – Удельная активность ^{90}Sr в донных отложениях (0–5 см) озер

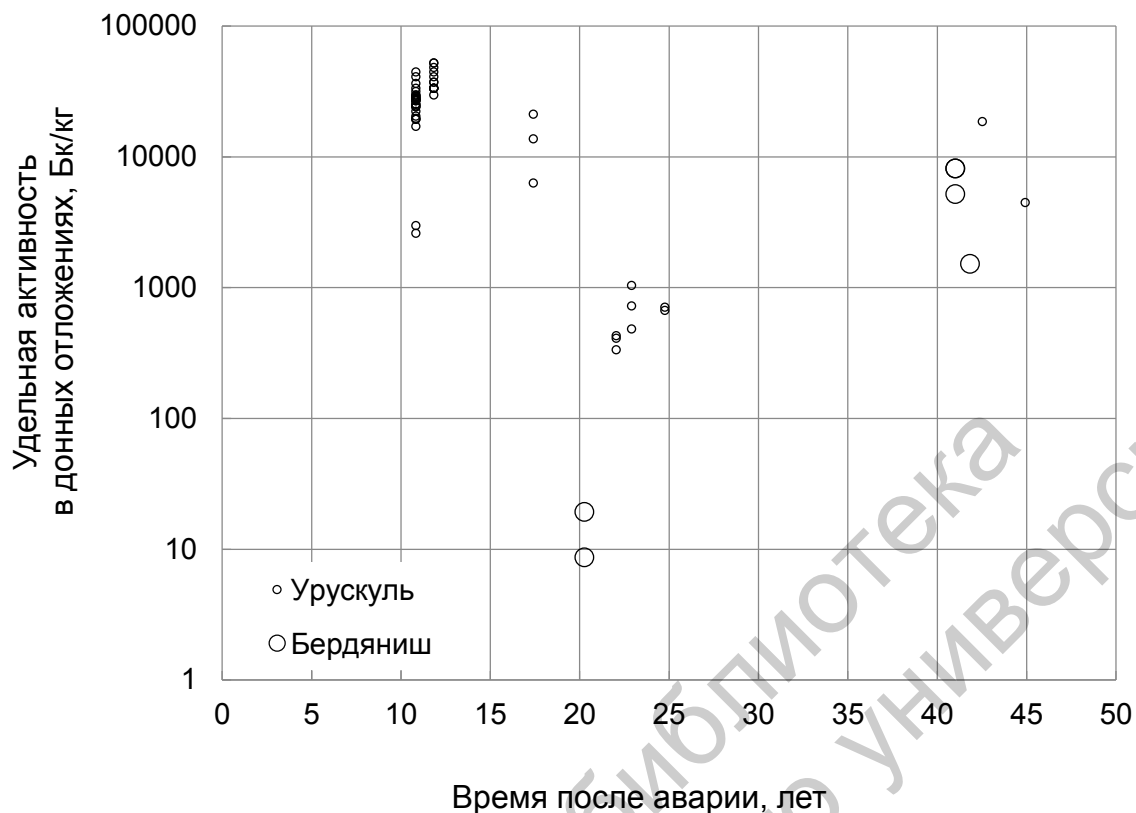


Рисунок 61 – Удельная активность ^{137}Cs в донных отложениях (0–5 см) озер

Как видно на представленных рисунках, разброс значений активности в разных точках отбора очень высок. При этом если распределение значений удельной активности в воде было близко к нормальному, что позволяет провести статистическую обработку данных стандартными методами, то распределение значений активности в донных отложениях, как это следует из рисунков 62–64, может быть весьма трудно свести к какому-либо из стандартных распределений, что затрудняет обработку данных и построение эмпирико-статистических моделей.

Такой характер распределения связан с неоднородностью выпадений, с неоднородностью физико-химических свойств донных отложений, определяющих и сорбционную способность, с горизонтальным перераспределением выпавших радионуклидов, особенно в зонах размыва и намыва, с неоднородностью отложения донных осадков.

Так, по данным ПО «Маяк», через 15–20 лет после образования ВУР-Са на площади дна оз. Бердениш и Урускуль прослеживались значительные градиенты концентрации ^{90}Sr в илах, сходные с общим ходом «размытых» изолиний плотности загрязнения на прилегающей территории [113].

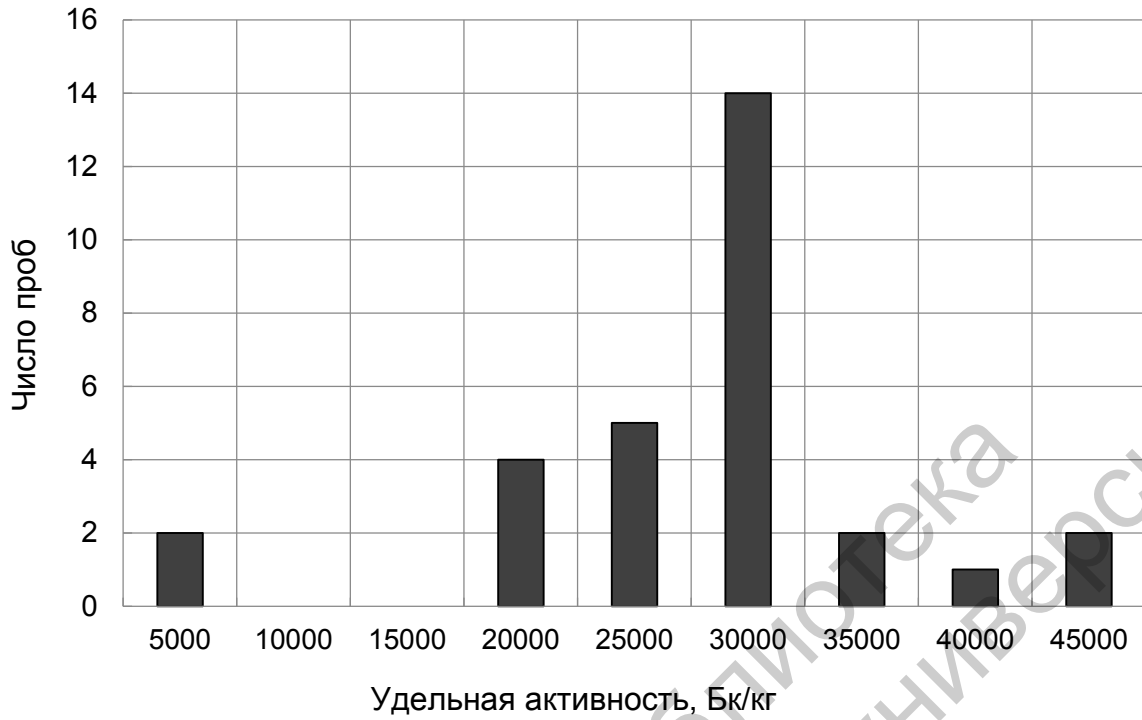


Рисунок 62 – Гистограмма распределения значений удельной активности ^{137}Cs в донных отложениях 0–5 см оз. Урускуль в 1968 г.

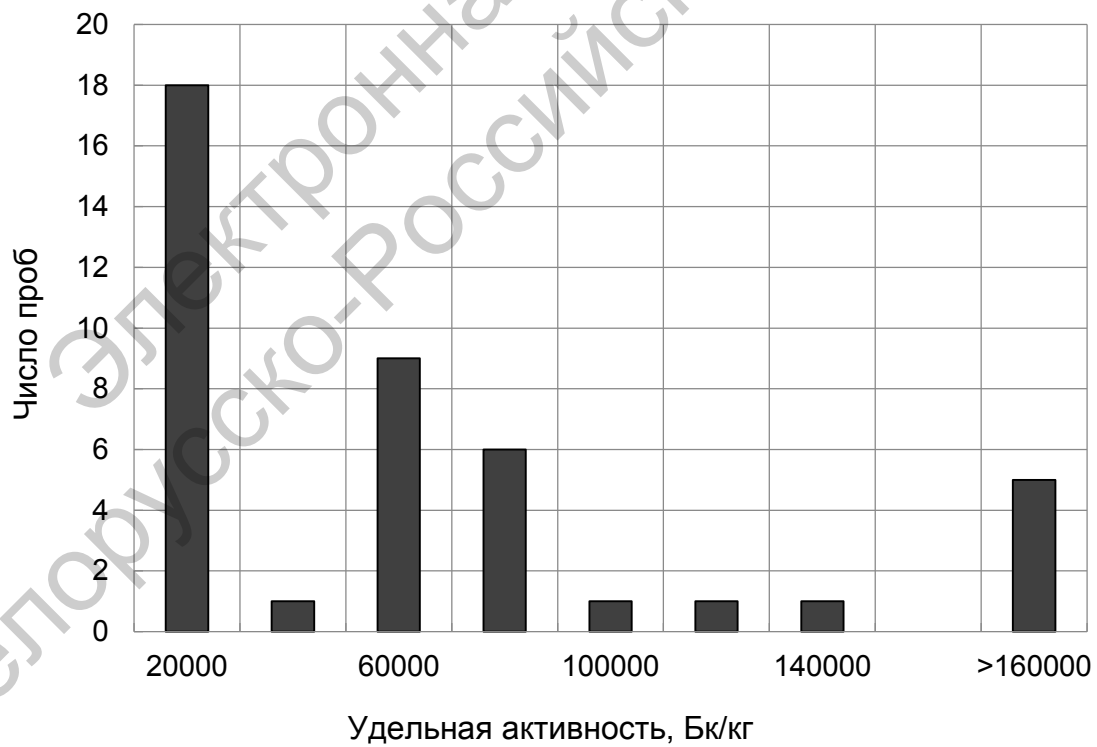


Рисунок 63 – Гистограмма распределения значений удельной β -активности в донных отложениях 0–5 см оз. Бердяниш в 1972 г.

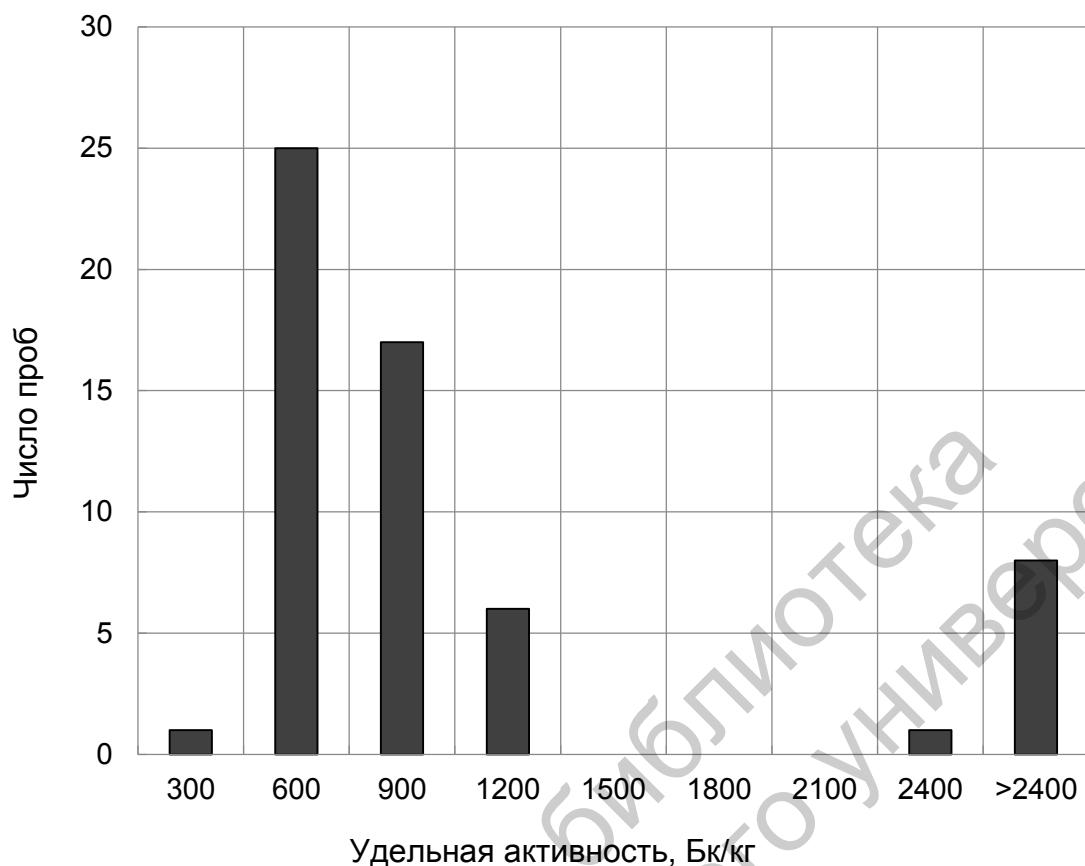


Рисунок 64 – Гистограмма распределения значений удельной β-активности в донных отложениях 0–5 см оз. Большой Сунгуль в 1962 г.

Н. Г. Мешалкина установила, что «с удалением точки измерения от берега к центру удельная плотность поверхностного загрязнения ила увеличивается, а затем в центральной части, площадью примерно с половину озера, находится на одном уровне. К центру уменьшается процентное содержание крупнодисперсных фракций и возрастает доля иловатых частиц» [100]. Исследование особенностей осадконакопления и их влияние на неоднородность радиоактивного загрязнения дна озер практически не изучалось. Роль детрита в процессах перераспределения радионуклидов в системе непроточных водоемов оценивается по-разному. Коэффициенты накопления радионуклидов водными растениями очень велики [182], но биомасса их мала, поэтому запас радионуклидов в биоте может быть на два порядка меньше, чем в донных отложениях [100]. По данным ПО «Маяк», вследствие малого запаса биомассы и незначимости процесса соосаждения основным фактором динамики содержания радионуклидов в озерах (после 1961 г. – ^{90}Sr) является динамика взаимодействия воды с донными отложениями, представленными, в основном, сапропелевыми илами и торфя-

нистыми отложениями с высокой адсорбционной и ионообменной способностью [113]. Однако для водных экосистем характерно быстрое накопление и отмирание биомассы. Еще А. П. Агре и В. И. Корогодин отмечали, что в период обильного цветения и последующей гибели планктона происходит заметное снижение уровня активности воды водоема, что, по-видимому, является следствием как захоронения активности на дне с детритом, так и результатом благоприятного для процесса сорбции изменения активной реакции среды. Общее количество радиоактивных веществ, переносимых биомассой в течение одного сезона, может в сотни раз превышать их содержание в биомассе в каждый данный момент времени [5]. Скорость накопления осадков в водоеме оказывает влияние на распределение радионуклидов по профилю донных отложений. В отличие от почвы, в донных отложениях невозможно движение воды за счет гравитационных и капиллярных сил. Миграция радионуклидов может происходить только посредством диффузии и переноса бентосными организмами.

Уже в 1960 г. А. П. Агре и В. И. Корогодин указывали, что в обычных непроточных водоемах с донными отложениями сапропелевого типа сброшенная в них смесь радиоактивных веществ будет в основном сконцентрирована слоем донных отложений толщиной 10–20 см [5]. В 1962 г. благодаря работам под руководством А. Н. Мареева было известно, что в загрязненных водоемах с течением времени происходит перемещение ^{90}Sr по профилю донных отложений с сохранением 70–90 % активности в верхнем 15-сантиметровом слое. По мнению Ф. Я. Ровинского, поглощение ^{90}Sr иловыми отложениями непроточных водоемов осуществляется за счет ионообменной адсорбции, скорость которой определяется скоростью диффузии стронция из воды в поверхностный слой иловых отложений [100]. С. В. Фесенко с соавторами для оз. Урусукуль приводят данные о скорости накопления детрита в емкостях на дне озера. Показатель скорости прироста донных отложений за год в среднем для трех проб $V_0 = (0,24 \pm 0,04)$ см/год. Соответственно, через 1 год после поступления радионуклидов в водоем максимум их содержания в донных отложениях находился на глубине 0–0,5 см, через 5 лет он сместился на глубину 0,5–1,5 см, через 30 лет – 5,6–10 см, через 50 лет – 12,0–15,5 см для обоих из рассматриваемых радионуклидов [163].

Подвижные формы радионуклидов, находящиеся в поровой воде донных отложений, могут диффундировать по профилю по градиенту концентрации. Часть из них будет сорбирована или химически связана в нижележащих слоях илов. При этом, если отдельные слои имеют разную

сорбционную способность, распределение радионуклидов по профилю будет неоднородным.

С. Г. Левина приводит описание колонки донных отложений для оз. Урускуль. Верхий слой 0–8 см представляет собой «сильно растекающийся неконсолидированный наилок серовато-бурового («подзолистого» – хорошо перегоревшей древесины) цвета». Далее, до глубины 64 см, – «темно-бурый мягкий ил» [79]. Таким образом, можно ожидать проявления неоднородности ориентировочно между слоями 0–8 и 8–64 см.

На рисунке 65 показана динамика распределения ^{90}Sr по профилю донных отложений оз. Урускуль по данным ПО «Маяк» [113]. Как следует из рисунка 65, создается впечатление, что произошло некоторое смещение части активности ^{90}Sr из слоя 0–5 см в слой 5–10 см. Однако совершенно ясно, что колонку донных отложений невозможно взять дважды в одной и той же точке, так как при первом отборе профиль будет нарушен. Поэтому различия могут быть также связаны с неоднородностью.

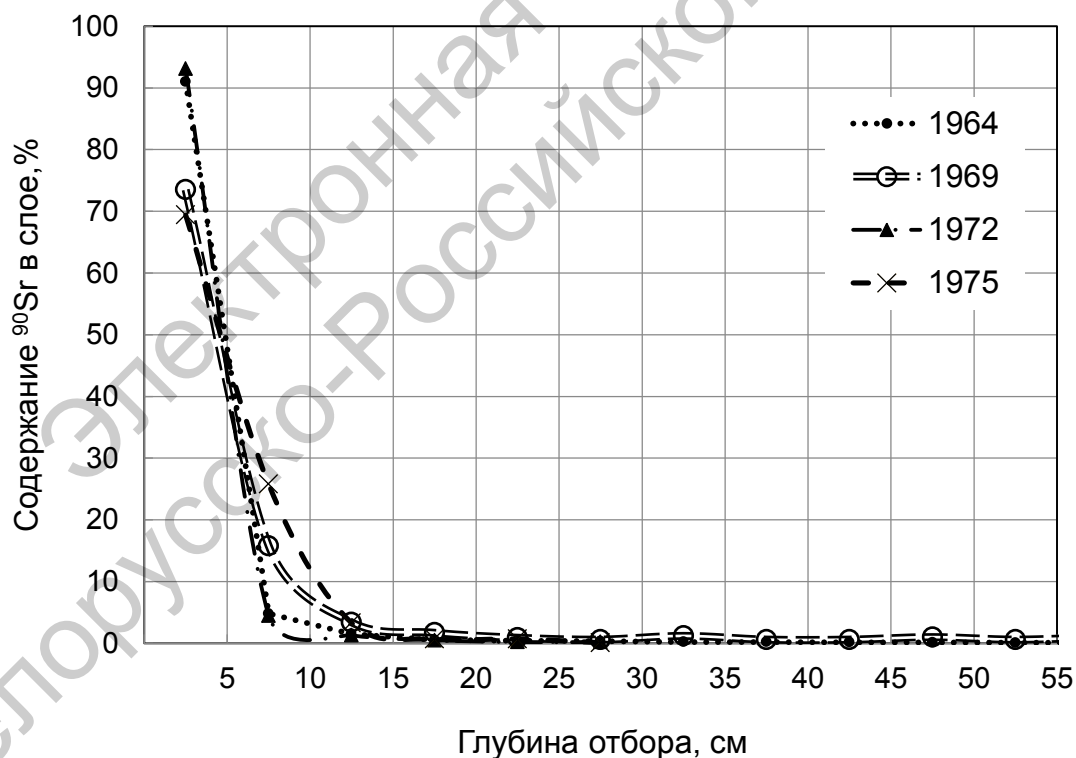


Рисунок 65 – Распределение стронция в донных отложениях оз. Урускуль по данным ПО «Маяк» [113]

На рисунке 66 представлены распределения суммарной β -активности по профилю донных отложений оз. Урускуль, взятых сотруд-

никами УНПЦ РМ 1.07.1964 г. в шести точках. Распределение в двух точках отбора было практически одинаковым и графики почти слились, но в других точках различия были значительные. При сравнении рисунков 65 и 66 создается впечатление, что при неизбежном отборе проб в разных точках невозможно определить, происходит ли изменение распределения по профилю донных отложений со временем или различия связаны с пространственной неоднородностью загрязнения и неоднородностью донных отложений.

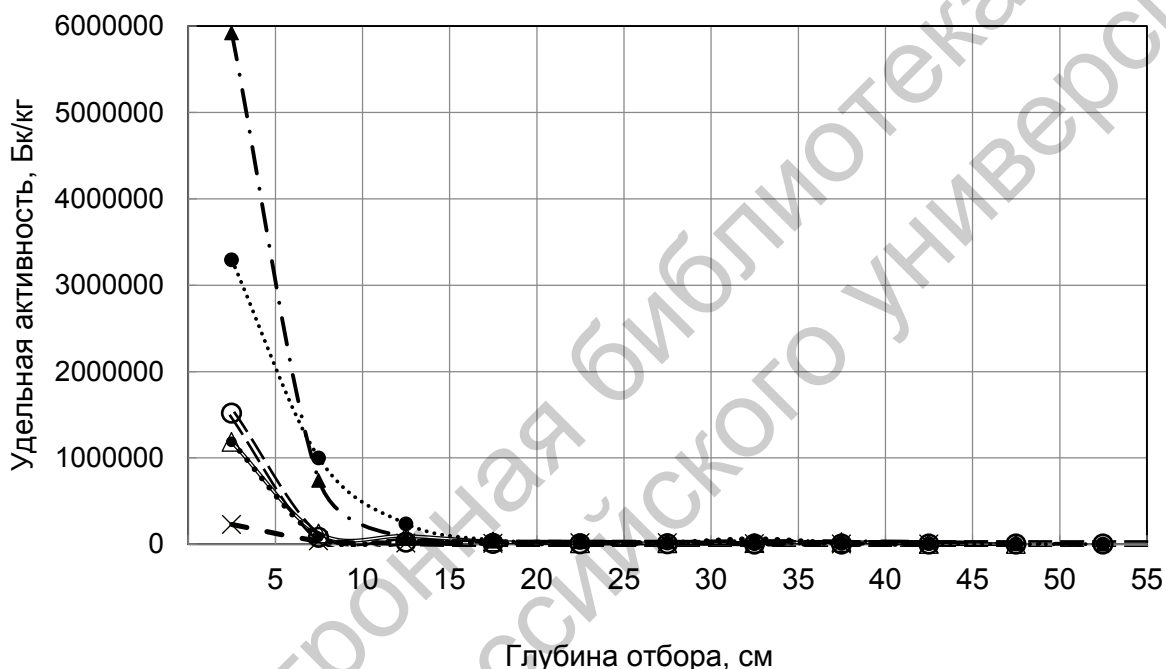


Рисунок 66 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений оз. Урусуль в шести разных точках отбора 1.07.1964 г.

На рисунках 67–77 представлены различные распределения радионуклидов в донных отложениях озер ВУРСа (Урусуль и Бердяниш) и КРСа (оз. Каинкуль). В целом, можно считать, что со временем действительно происходит миграция радионуклидов в толщу донных отложений, однако в большинстве случаев явного смещения максимума в глубину не наблюдается.

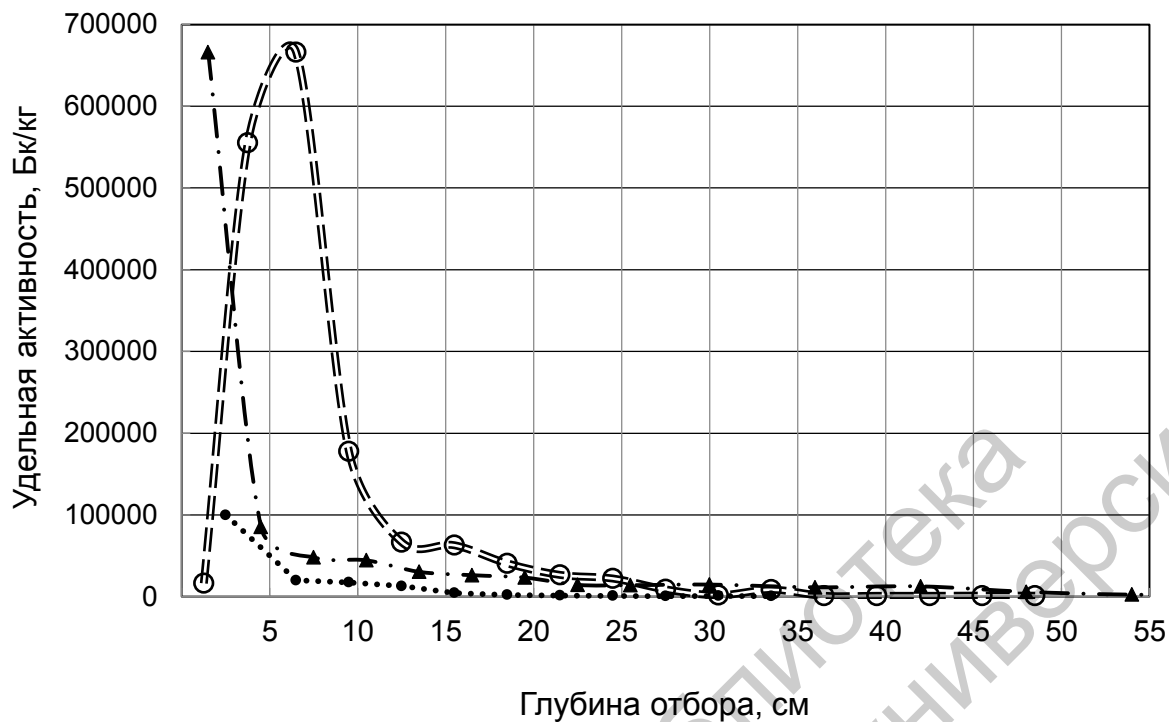


Рисунок 67 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений оз. Урускуль в трех разных точках отбора в 1982 г.

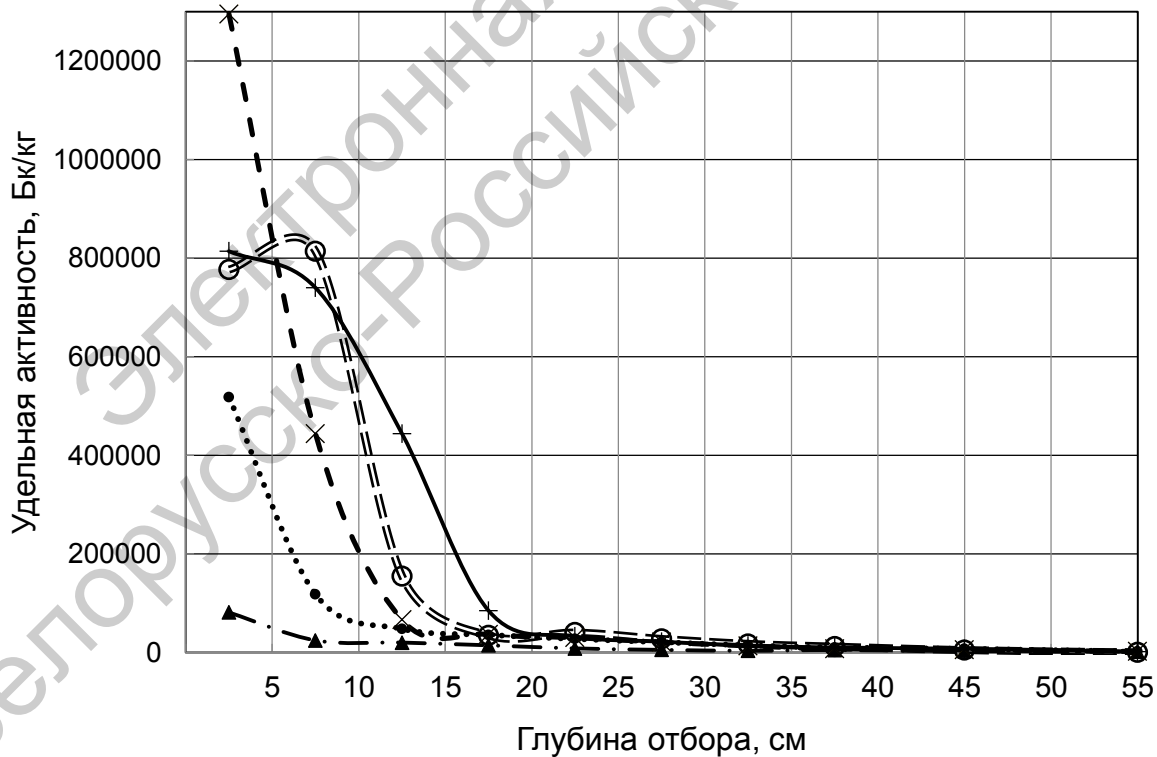


Рисунок 68 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений оз. Урускуль в пяти разных точках отбора в 1984 г.

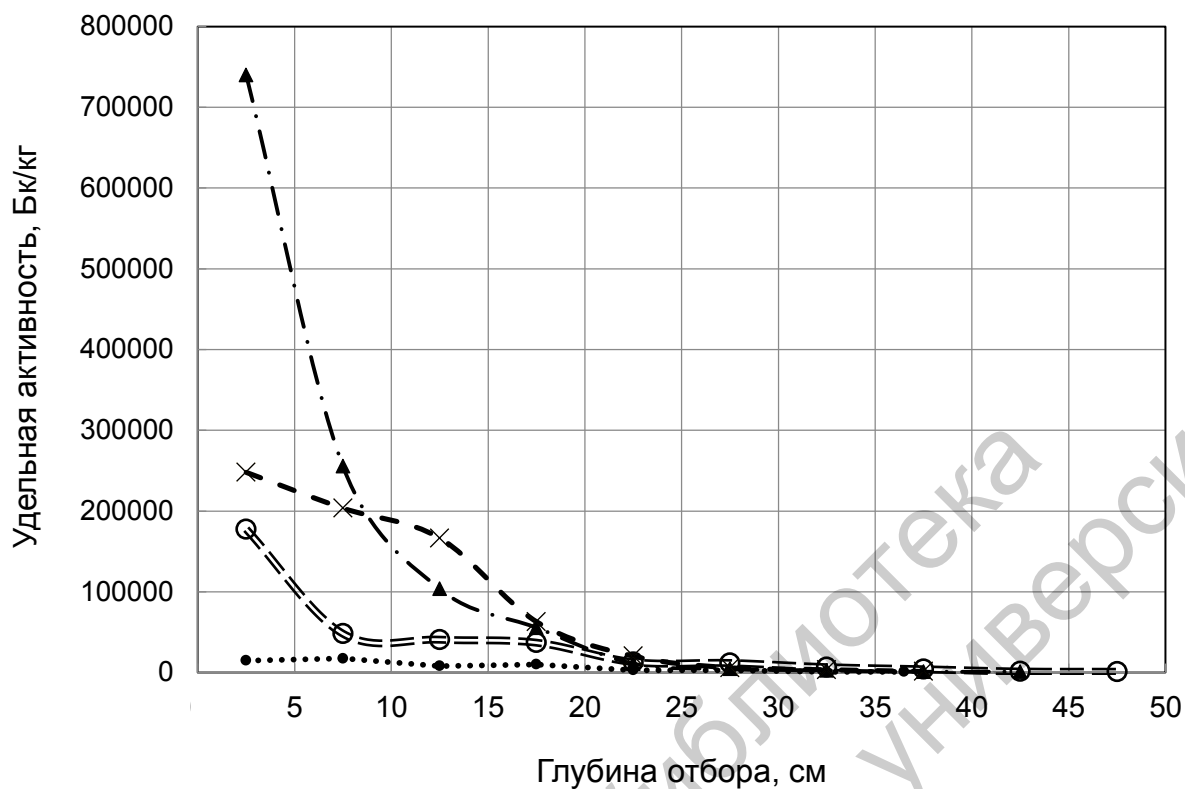


Рисунок 69 – Распределение суммарной β -активности по профилю донных отложений оз. Бердяниш в четырех разных точках отбора в 1984 г.

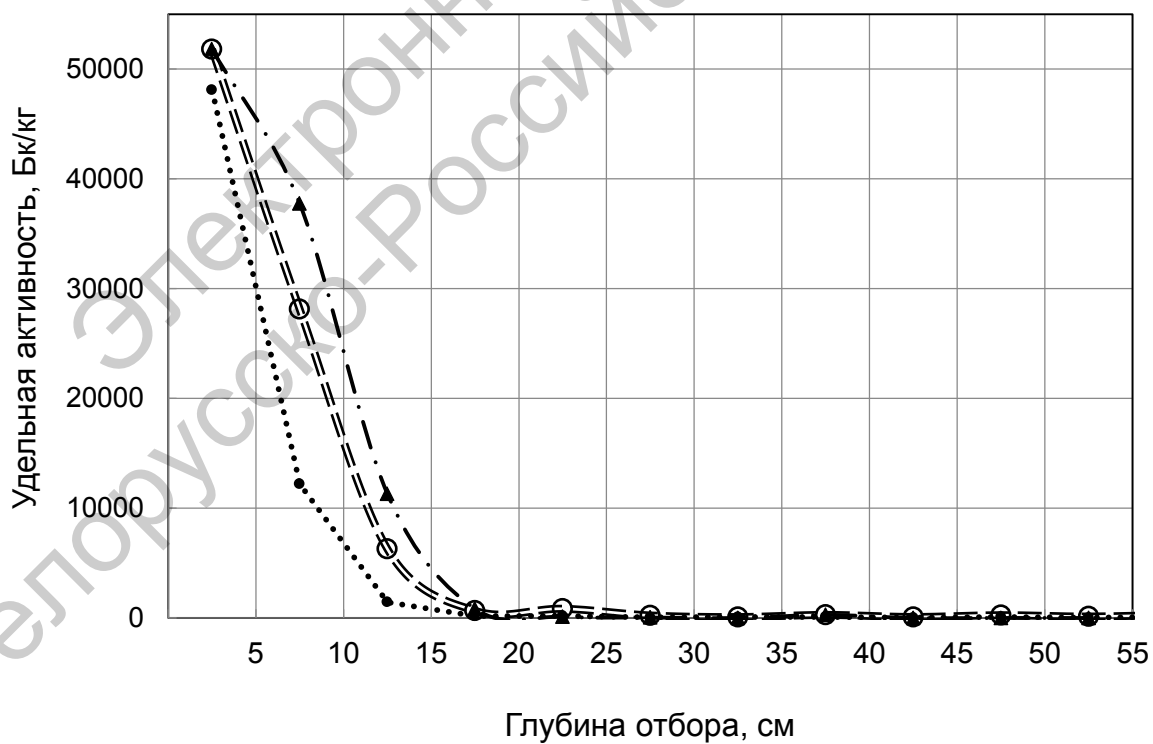


Рисунок 70 – Распределение ^{137}Cs по профилю донных отложений оз. Урускуль в трех разных точках отбора в 1969 г.

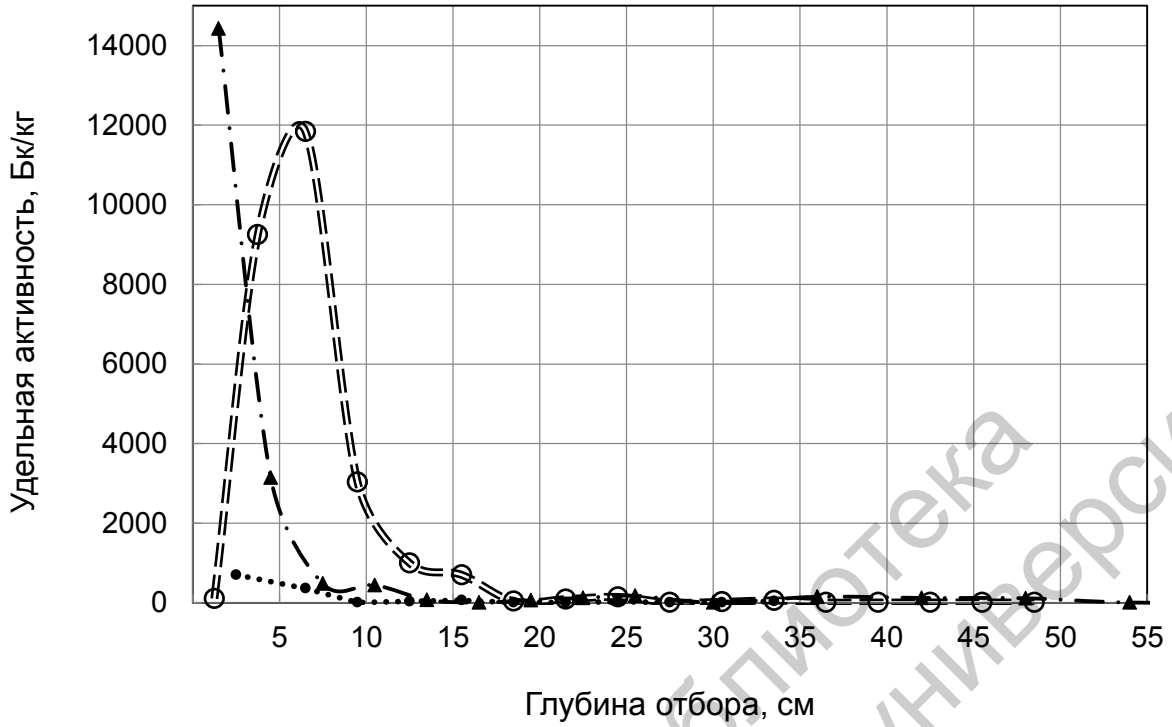


Рисунок 71 – Распределение ^{137}Cs по профилю донных отложений оз. Урускуль в трех разных точках отбора в 1982 г.

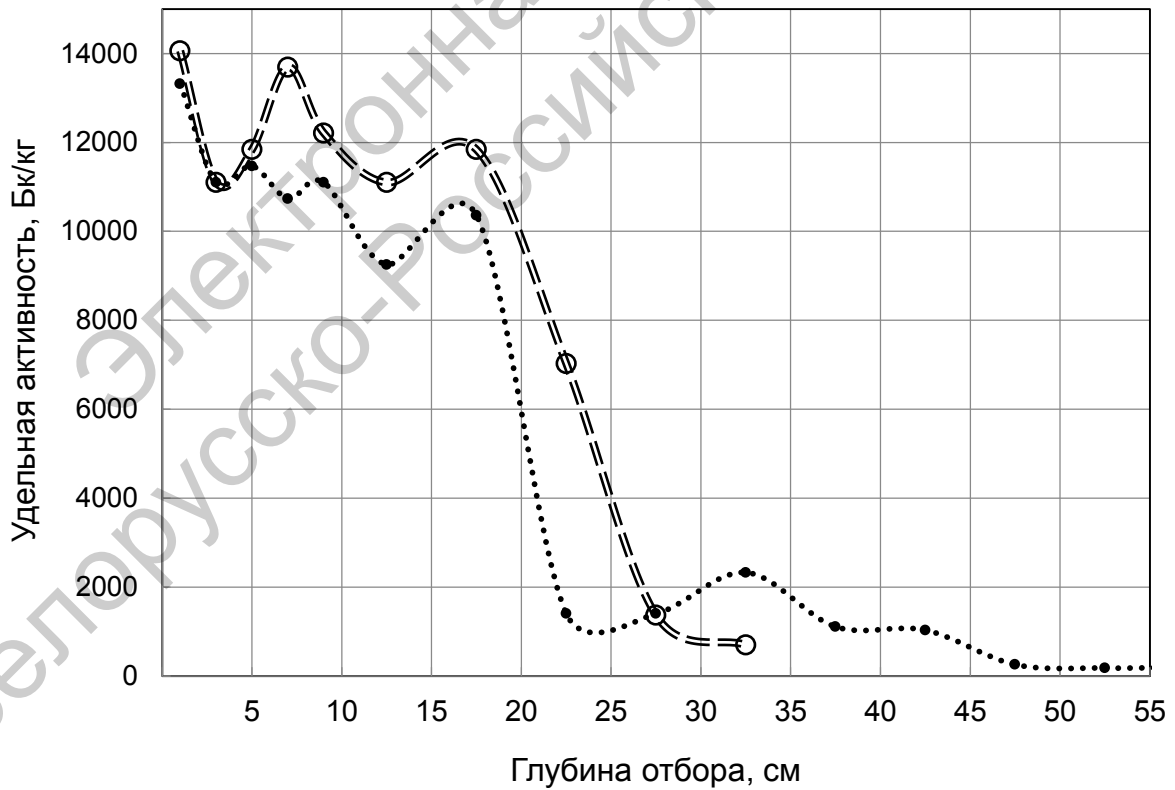


Рисунок 72 – Распределение ^{137}Cs по профилю донных отложений оз. Урускуль в двух разных точках отбора в 1998 г.

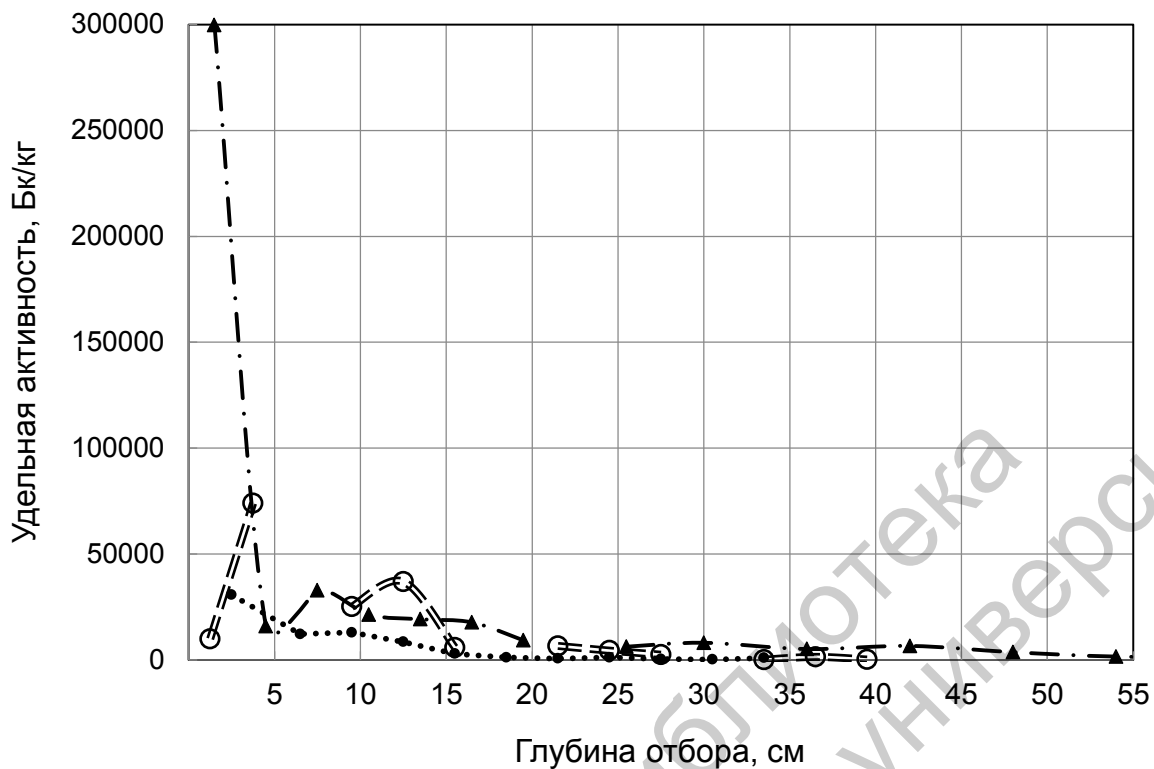


Рисунок 73 – Распределение ^{90}Sr по профилю донных отложений оз. Урускуль в трех разных точках отбора в 1982 г.

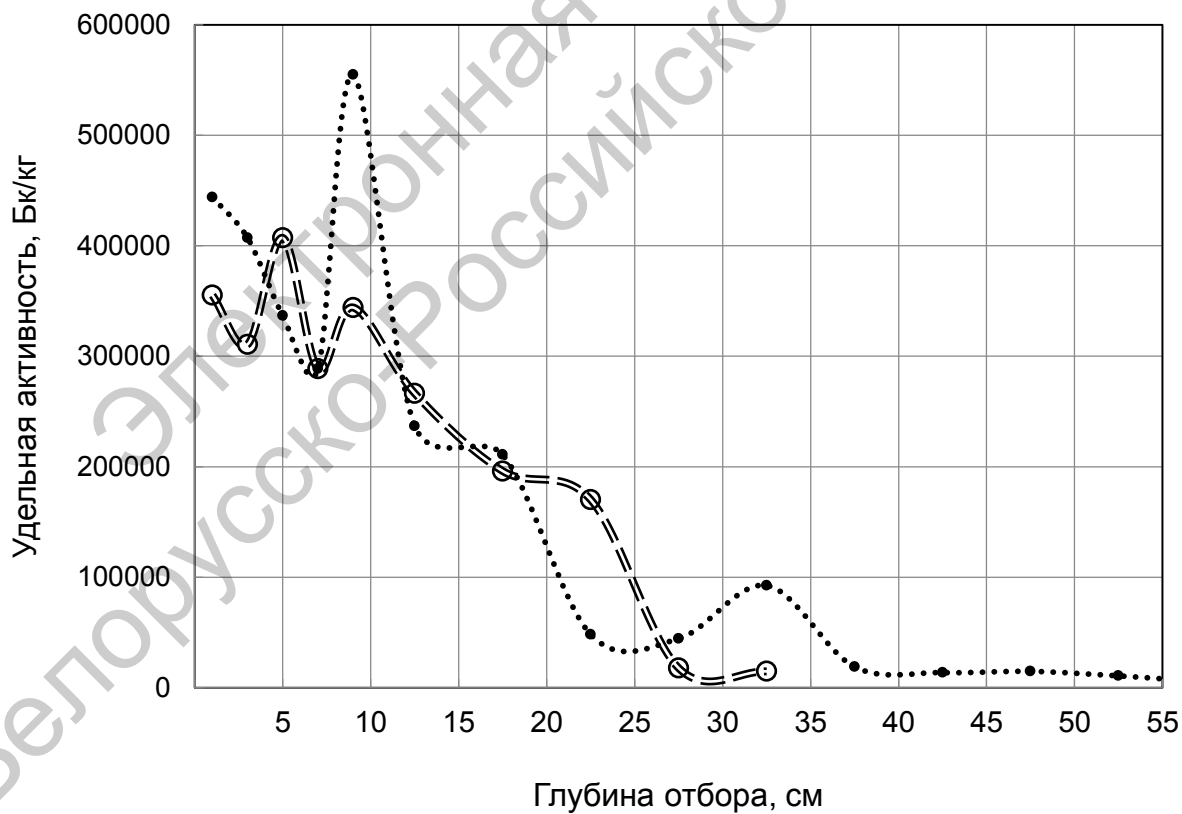


Рисунок 74 – Распределение ^{90}Sr по профилю донных отложений оз. Урускуль в двух разных точках отбора в 1998 г.

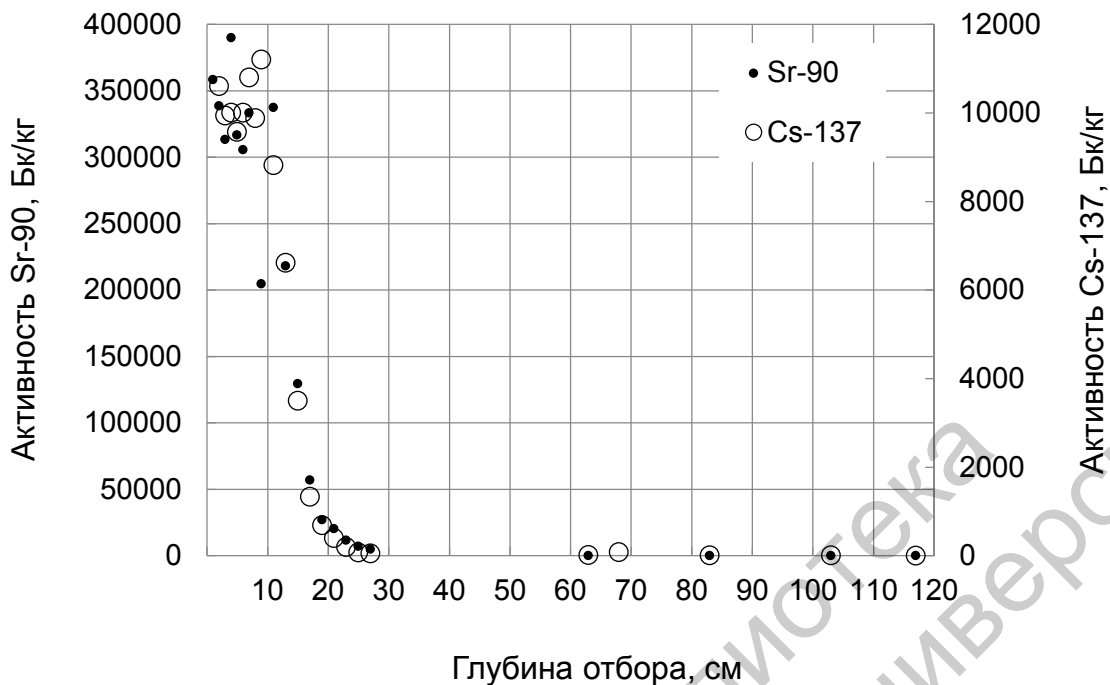


Рисунок 75 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений оз. Урускуль в 2004 г. (пробы были отобраны сотрудниками Челябинского государственного педагогического университета, проанализированы сотрудниками УНПЦ РМ)

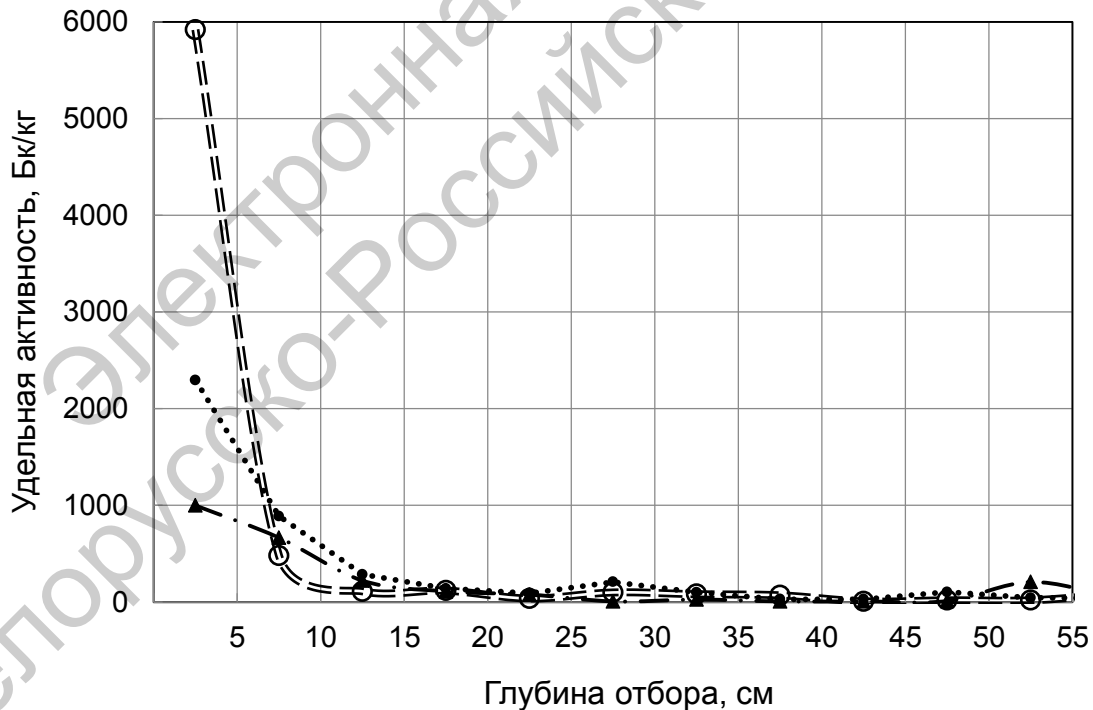


Рисунок 76 – Распределение активности ^{137}Cs по профилю донных отложений оз. Каинкуль в трех разных точках отбора в 1969 г.

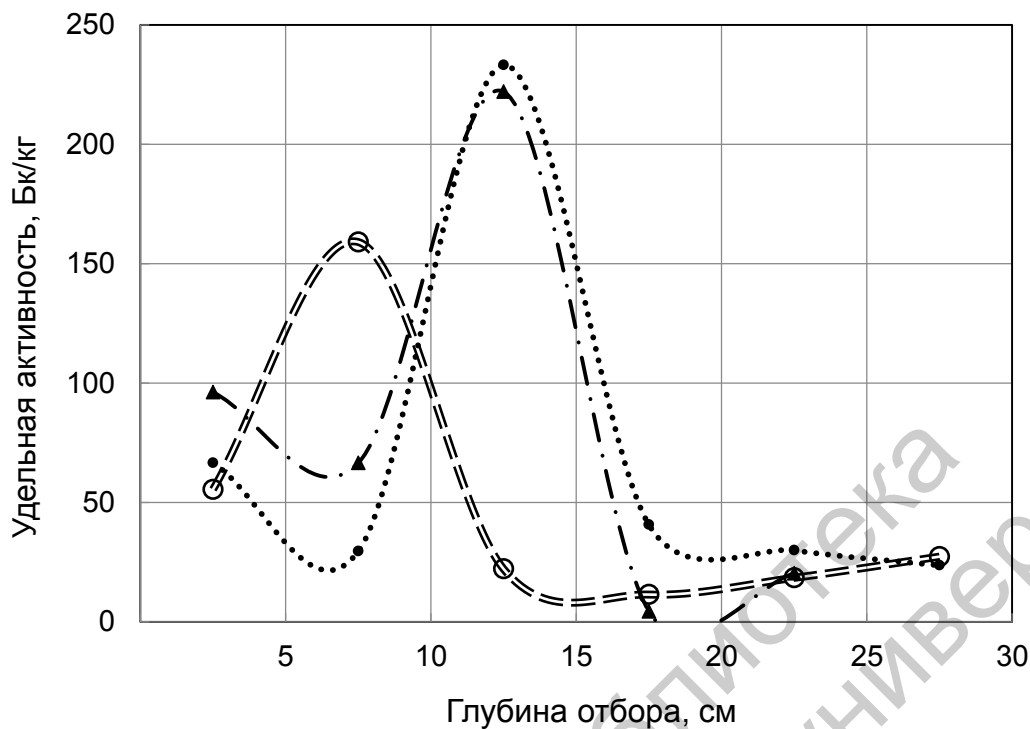


Рисунок 77 – Распределение активности ^{137}Cs по профилю донных отложений оз. Каинкуль в трех разных точках отбора в 1982 г.

На рисунках 78 и 79 показано распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю прибрежной почвы оз. Урускуль через 10–11 лет после образования ВУРСа в разных точках отбора.

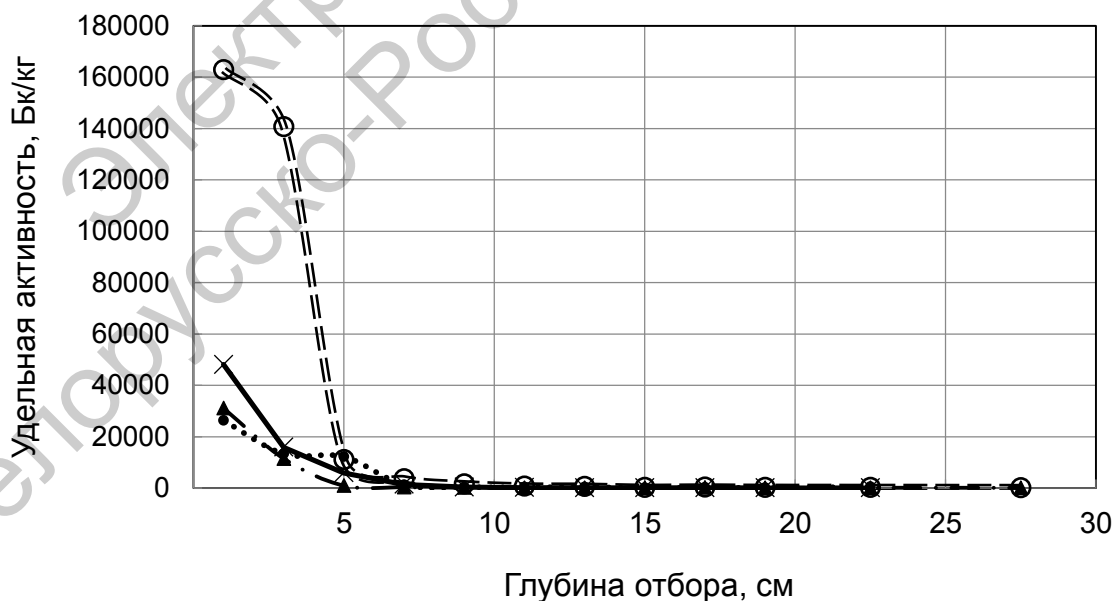


Рисунок 78 – Распределение ^{137}Cs в прибрежной почве оз. Урускуль в четырех разных точках отбора в 1967 г.

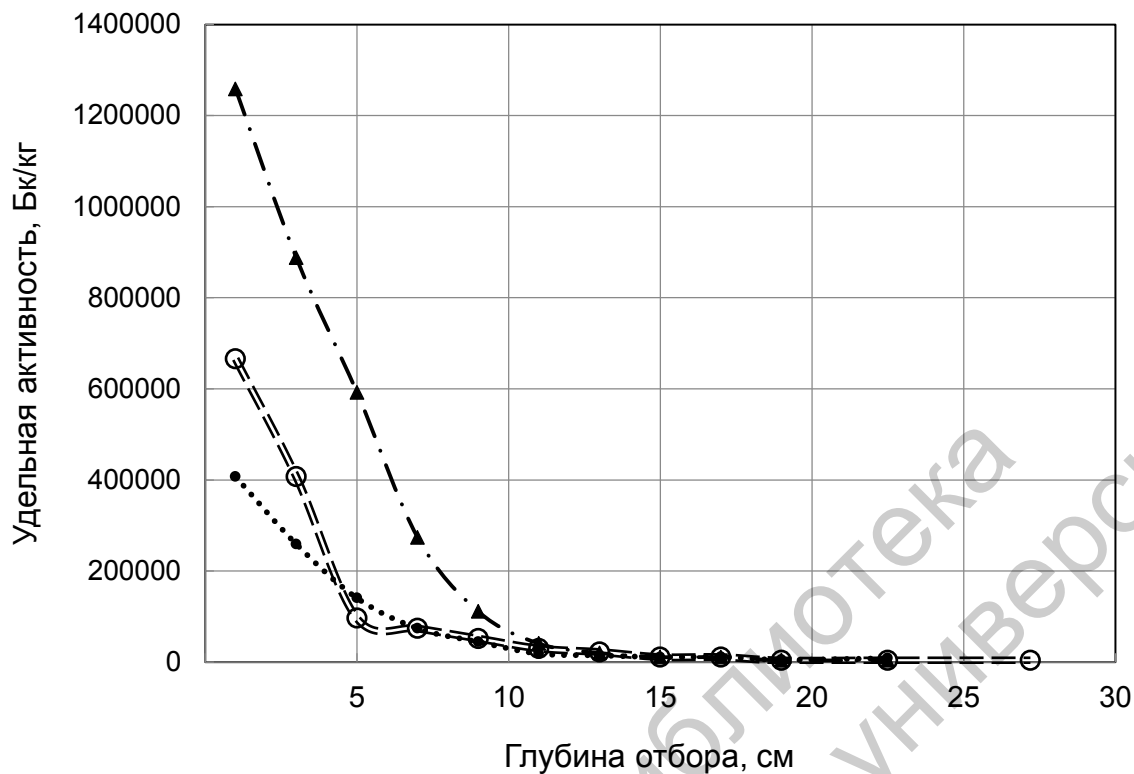


Рисунок 79 – Распределение ^{90}Sr в прибрежной почве оз. Урускуль в трех разных точках отбора в 1968 г.

Как видно на рисунках 78 и 79, в прибрежной почве также не произошло смещения максимума и так же, как в донных отложениях, распределение в разных точках отбора сильно различается, что не позволяет построить корректную модель миграции.

Экспериментальные исследования А. В. Носова с соавторами на водоемах после аварии на Чернобыльской АЭС показали, что особую роль в перераспределении радионуклидов между водной массой и дном играет верхний, подвижный слой донных отложений толщиной 3–12 мм. За счет процессов сорбции и седиментации загрязненной взвеси верхний слой быстро накапливает активность, определяя в дальнейшем процессы обмена радиоактивной примеси между водой и нижележащими донными отложениями. Чтобы учесть влияние этого слоя, ими предложена трехкамерная модель, в которой донные отложения представлены последовательно соединенными камерами верхнего обменного и эффективного нижележащего слоев [109]. Пространственная неоднородность донных отложений, неоднородность выпадений и другие причины не позволяют использовать общепринятые методы эмпирико-статистического моделирования и верифи-

кации моделей. Кроме того, в большинстве случаев не является необходимым подробное исследование «озера вообще» и создание детальной модели. Также имеет очень ограниченное применение исследование воздействия радиоактивного загрязнения на биоту, поскольку Г. А. Тряпицыной с соавторами показано, что даже в технологических водоемах Теченского каскада воздействие на большинство живых организмов незначительно [161].

Практический смысл имеет исследование динамики радиоактивного загрязнения воды, донных отложений и почвы в местах активного водопользования: отбора питьевой и технической воды, водопоя и выпаса скота, рекреационных зон, а также исследование загрязнения рыбы в местах лова.

Целью таких исследований должна быть оценка риска получения дозы внешнего и внутреннего облучения населения, превышающей радиационно-гигиенические нормативы. В частности, определение вероятности превышения радиационно-гигиенических нормативов по МЭД, активности радионуклидов в воде, рыбе, а также молоке, мясе, яйце домашних и промысловых животных.

7.4.1.3 Современное состояние непроточных водоемов ЮУПТРИ.

В 2009–2013 гг. исследовали уровни радиоактивного загрязнения воды, донных отложений и прибрежной почвы 25 озер на территории ЮУПТРИ и одного озера (Еловое, г. Чебаркуль) вне ЮУПТРИ, а также зимних осадков, выпадающих на поверхность льда на этих озерах на территории в радиусе до 40 км от радиохимического предприятия ПО «Маяк». Пробы зимних осадков отбирали в третьей декаде марта в местах активного водопользования озер. В этих же точках в мае–июне отбирали пробы воды, донных отложений и почвы. Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, донных отложениях и почве определяли однократно в 2009–2011 гг., активность ^3H – 1–4 раза в 2009–2013 гг.

Расположение озер и значения объемной активности радионуклидов в воде озер показаны на рисунке 80. В таблице 24 сопоставлены значения объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое (0–10 см) донных отложений и прибрежной почвы. Также в таблице 24 приведены значения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое автоморфной почвы с водосборной территории (почва ареала).

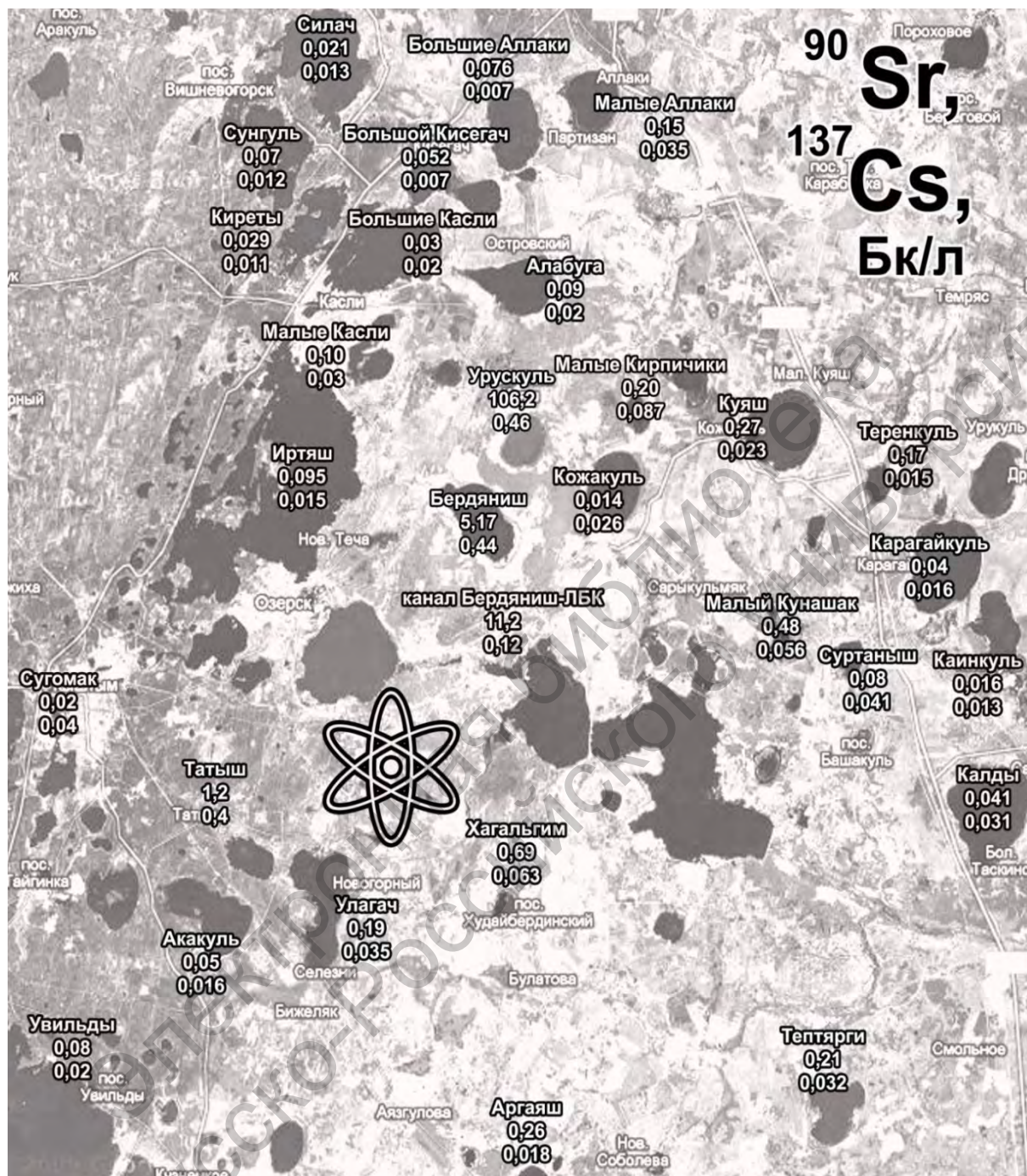


Рисунок 80 – Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер

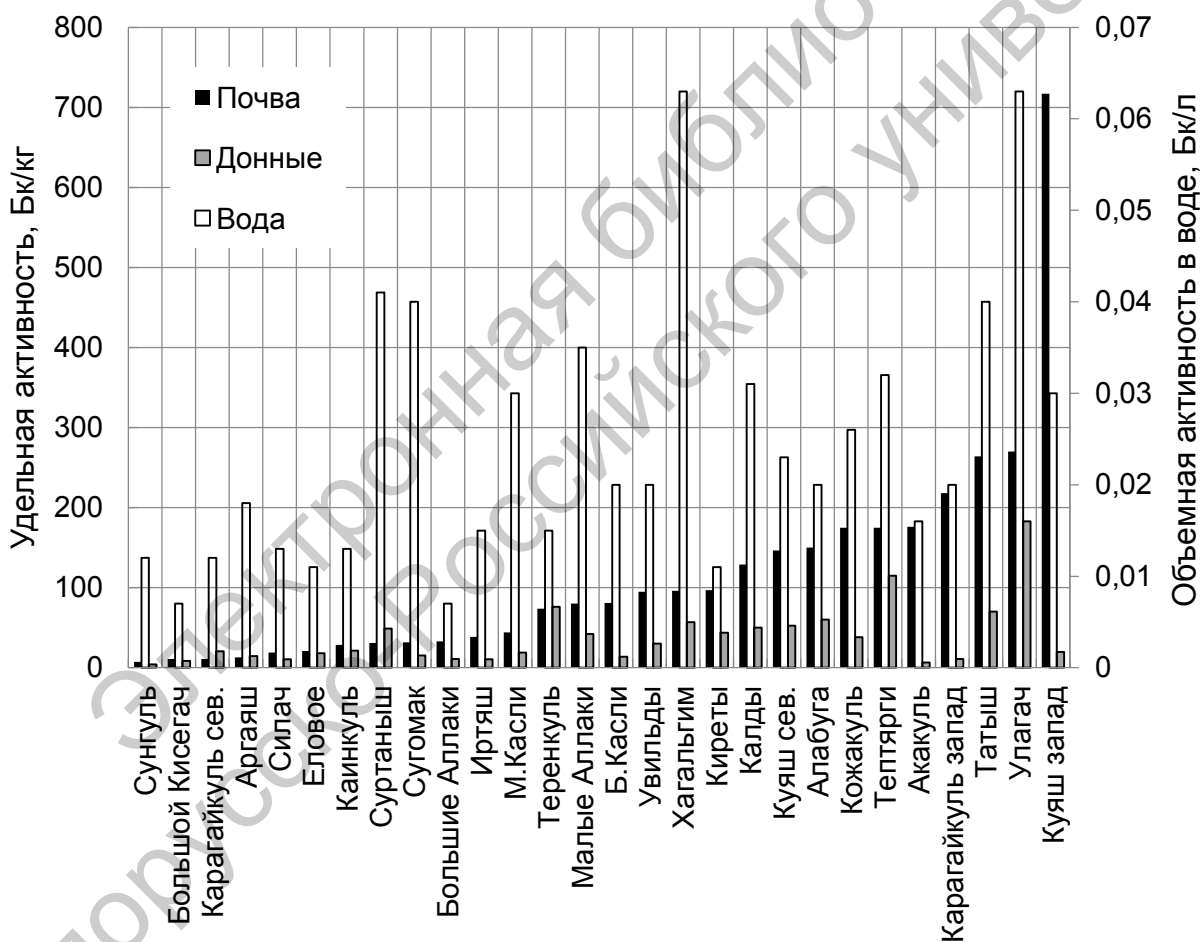
Как видно из таблицы 24, содержание радионуклидов в воде всех озер во много раз ниже уровня вмешательства [144]. На рисунках 81 и 82 сопоставлены значения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в абиотических компонентах озер, отсортированные по уровню загрязнения прибрежной почвы.

Таблица 24 – Содержание радионуклидов в абиотических компонентах озерных экосистем

Озеро	Вода, Бк/л			Донные, Бк/кг		Почва прибрежная, Бк/кг		Почва ареала, Бк/кг	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	³ H	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Акакуль	0,016	0,05	36,2	6,6	6,9	176	26,3	211	62,4
Алабуга	0,02	0,09	25,4	60	14,9	150	116	961	6370
Аргаяш	0,018	0,26	22,2	14,4	4,3	12,9	5,5	46,8	29,1
Большие Касли	0,02	0,03	12,5	13,7	13,1	80,9	88,3	39,8	20
Большие Аллаки	0,007	0,076	16,1	10,8	3,9	32,9	29	28,4	52,1
Большой Кисегач	0,007	0,052	20,9	8,6	7,7	10,9	14	12,7	23,8
Иртяш	0,015	0,095	29,4	10,4	6,8	38,5	37,9	19,8	23,6
Каинкуль	0,013	0,016	21,8	21,5	13,7	28,6	24	199	53
Калды	0,031	0,041	24,2	50	4,6	129	8,8	191	52,8
Карагайкуль западный берег	0,02	0,04	39	10,8	25,4	218	90,8	86	14,9
Карагайкуль северный берег	0,012	0,04	27,3	20,6	12,6	11,1	6,95	4,1	10,4
Киреты	0,011	0,029	14,6	43,6	15,5	97	74,2	39,8	20
Кожаккуль	0,026	0,014	36,4	38,3	13	175	50,8	520	125,2
Куяш западный берег	0,03	0,37	24	19,6	6,9	717	137	230	94,9
Куяш северный берег	0,023	0,25	21,4	52,7	48,2	146,4	113,8	200	58,9
Малые Касли	0,03	0,1	32,2	19,1	2,7	44,2	55,4	33,8	25,8
Малые Аллаки	0,035	0,151	12,3	42,2	3,5	80	16,4	215,7	73,8
Силач	0,013	0,021	10,6	10,6	9,1	18,9	28,5	35,8	72,2
Сугомак	0,04	0,02	14,1	15,3	7,6	31,6	23,5	23	12,1
Сунгуль	0,012	0,07	11	4,2	7,7	7,2	6,5	35,8	72,2
Суртаныш	0,041	0,08	40,7	49	17,8	31	56	27,9	40,2
Татыш	0,04	1,2	62,4	70	432	264	102,7	268	103,1

Окончание таблицы 24

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Тептярги	0,032	0,21	23,6	115	16,8	175	76,9	86	14,9
Теренкуль	0,015	0,17	25,7	76	33,3	73,9	76	73,6	77,2
Увильды	0,02	0,08	9,6	30,1	4,3	94,9	16,6	26	22,6
Улагач	0,063	0,19	50	183	5,3	270	45,5	934	258
Хагальгим	0,063	0,69	51,9	57	17	96	56,4	210	76,7
Еловое (контроль)	0,011	0,042	5,9	18,1	14,7	21,1	9,2	9,8	20,5

Рисунок 81 – Содержание ^{137}Cs в абиотических компонентах озер

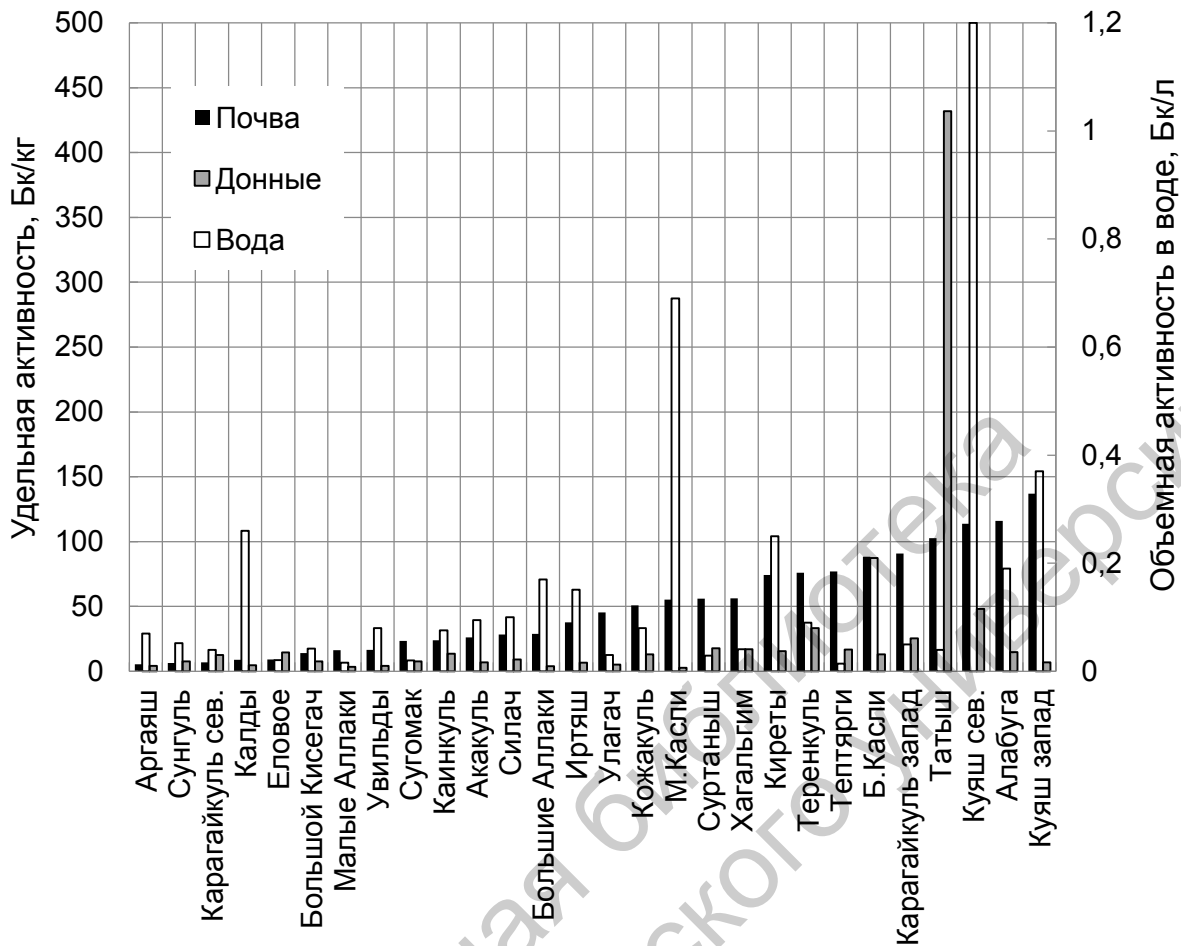


Рисунок 82 – Содержание ^{90}Sr в абиотических компонентах озер

Удельная активность радионуклидов в прибрежной почве мало связана с активностью в почве ареала, активность донных отложений в большинстве случаев ниже, чем активность прибрежной почвы и почвы ареала. Это объясняется тем, что в зоне водопользования большинства исследуемых озер почва и донные отложения грубые, скелетные и практически не содержат илистых частиц. Исключение составляет оз. Татыш, в которое производили сбросы ЖРО, поэтому уровень загрязнения воды и донных отложений значительно выше, чем у прибрежной почвы. В таблице 25 приведены значения коэффициентов корреляции между объемными активностями радионуклидов в воде, удельными активностями в донных отложениях, прибрежной гидроморфной почве и автоморфной почве на водосборной территории (почва ареала).

Таблица 25 – Значения коэффициентов корреляции Пирсона между удельной активностью радионуклидов в компонентах водных экосистем ЮУПТРИ

Номер параметра	Среда	Радионуклид	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Вода	^{137}Cs	0,49 ²	0,61 ²	0,64 ²	0,20	0,31	0,18	0,42 ¹	-0,04
2		^{90}Sr		0,64 ²	0,30	0,83 ²	0,37	0,39 ¹	0,13	-0,05
3		^3H			0,45 ¹	0,54 ²	0,30	0,29	0,40 ¹	0,00
4	Донные (0–10 см)	^{137}Cs				0,18	0,26	0,26	0,61 ²	0,13
5		^{90}Sr					0,21	0,33	0,07	-0,02
6	Прибрежная почва (0–10 см)	^{137}Cs						0,65 ²	0,37	0,06
7		^{90}Sr							0,32	0,34
8	Почва ареала (0–10 см)	^{137}Cs								0,65 ²
9		^{90}Sr								

Примечание – ¹ – статистически значим при $p < 0,05$; ² – статистически значим при $p < 0,01$

Как и следовало ожидать, активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде коррелирует с их активностью в донных отложениях. Активность ^{137}Cs в воде и донных отложениях, а также ^3H в воде коррелирует с активностью ^{137}Cs в слое 0–10 см почвы ареала. Действительно, на территории ЮУПТРИ, за исключением ВУРСа, преобладает загрязнение ^{137}Cs , которое, как и загрязнение ^3H , зависит от направления господствующих ветров.

Корреляция активностей ^3H в воде и ^{137}Cs в ареале позволяет предположить, что загрязнение ^{137}Cs в ареале также обусловлено в основном технологическими выбросами, а не ветровым разносом с оз. Карачай [52, 54].

Для оценки влияния атмосферных выпадений на уровни радиоактивного загрязнения озерной воды были отобраны пробы зимних осадков с поверхности льда 14 озер. В таблице 26 представлены значения плотности выпадений ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs со снегом и активности ^3H в талой снеговой воде.

Количество ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H , выпадающих с зимними осадками, может различаться в разные годы наблюдения. В большинстве точек отбора выпадения ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H в 2011 г. были ниже, чем в 2010 г., но в ареале н. п. Новогорный (оз. Улагач, Татыш) значительно увеличились.

Таблица 26 – Выпадение радионуклидов на поверхность озер с осадками в зимний период в сравнении с годовыми выпадениями в населенных пунктах

Место отбора	Расстояние от ПО «Маяк», км	Ази-мут °	¹³⁷ Cs, Бк/м ²		⁹⁰ Sr, Бк/м ²		³ H, Бк/м ²		³ H, Бк/л		
			2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2013
Улагач	8	196	8,5 83 ¹ 1,8 ² 15,7 ³	15,2 68 ¹ 3,1 ² 17,6 ³	6,9 81 ¹ 13,4 ³	37,6 43 ¹ 17,6 ³	2110	10200	26,6	87,1	59,6
Татыш	8	236	2,7 1,5 ²	–	4,8	15,4	1130	1140	20,8	40,2	48,7
Акакуль	11	224	14,9	3,5	14,0	3,8	1980	1960	16,8	29,9	25,8
Аргаяш	23	164	5,3	–	3,5	–	380	–	5,4	–	–
Хагальгим	10	146	6,0 92 ¹ 1,8 ² 7,8 ³	12,1 53 ¹ 1,4 ² 9,8 ³	3,4 72 ¹ 7,56 ³	3,4 87 ¹ 29,0 ³	740	620	13,3	8,6	9,9
Карагайкуль	29	74	6,1	3,7	4,8	2,0	640	460	6,0	4,6	8,9
Калды	30	100	5,8	0,68	12,8	2,5	1440	230	12,9	3,3	14,7
Иртяш	17	355	1,55 (2009) 2,9 (2010)	5,0 40 ¹ 1,2 ²	6,9 (2009) 4,4 (2010)	4,1 50 ¹	420	3020	15,8	32,3	24,1
Сугомак	19	278	5,6	–	2,2	–	1140	–	10,8	–	–
Кривое	17	330	10,4	–	3,1	–	1670	–	18,9	–	–
Б. Касли	25	353	6,0 73 ¹ 1,8 ² 4,5 ³	0,82 32 ¹ 1,2 ² 3,7 ³	2,5 38 ¹ 2,88 ³	0,96 69 ¹ 28,3 ³	1200	250	14,6	12,7	28,3
Куяш	25	55	5,1 109 ¹ 1,8 ² 4,4 ³	0,67 60 ¹ 1,1 ² 1,9 ³	14,2 37 ¹ 4,56 ³	2,6 48 ¹ 12,5 ³	240	99	1,6	4,4	2,4
Б. Акуля	14	244	5,1	–	3,7	–	1300	–	12,0	–	–
Кожакуль	18	48	4,2 (2009)	4,1 44 ¹ 1,4 ² 4,1 ³	1,49 (2009)	2,2 71 ¹ 16,6 ³	–	710	–	7	13,6

Примечание – ¹ – годовые выпадения радионуклидов в ближайшем населенном пункте по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» [131, 132]; ² – содержание радионуклидов в снеге в ближайшем населенном пункте по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» [131, 132]; ³ – годовые выпадения радионуклидов в ближайшем населенном пункте по данным Уральского УГМС [131, 132]

На большинстве озер общее содержание ^{137}Cs в снеговых выпадениях было больше, чем в озерной воде, в среднем отношение вода/снег составило $0,53 \pm 0,22$. Учитывая, что только $(40 \pm 10) \%$ ^{137}Cs , выпавшего на 1 м^2 , находилось в водорастворимой форме (в талой воде), остальное – в нерастворимой (твердом остатке), можно предполагать, что талые воды по активности ^{137}Cs в период исследования примерно соответствовали озерной воде и не оказывали влияния на уровень ее загрязнения. Содержание ^{90}Sr и ^3H в снеге, напротив, было в несколько раз меньше, чем в озерной воде, и отношение вода/снег составило для ^{90}Sr – $4,9 \pm 3,5$, а для ^3H – $4,5 \pm 3,2$ (в 2010–2011 гг.) и $3,3 \pm 2,1$ (в 2013 г.). В водорастворимой форме находилось $(59 \pm 12) \%$ ^{90}Sr , поэтому талая снеговая вода, по-видимому, способствовала разбавлению озерной воды и снижению в ней активности ^{90}Sr и ^3H . При этом нужно учитывать, что объем осадков в разные годы может значительно различаться, как и количество радиоактивных выпадений.

Как и следовало ожидать, в наибольшей степени загрязнены ^3H пробы снега на расстоянии не более 10 км от промплощадки. Его максимальная активность в снеговой воде, зафиксированная на этой территории, составила 89,2 Бк/л, на расстоянии 10–20 км – 32,2 Бк/л, 20–30 км – 28,3 Бк/л.

В н. п. Новогорный в 2010–2013 гг. активность ^3H в снеговой воде колебалась от 26,6 до 87,1 Бк/л (по данным НПО «Тайфун», среднегодовое содержание ^3H в осадках в н. п. Новогорный в 2011 г. составило 46,6 Бк/л, максимальное – 186,1 Бк/л – в феврале [131, 132]).

Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер не коррелировала с их содержанием в снеге в пересчете на объем талой воды.

Коэффициент корреляции между удельной активностью ^3H в талой воде из снега и воде водоема в 2010 г. составил 0,78 ($p < 0,05$), в 2013 г. – 0,49 ($p > 0,05$).

Коэффициент корреляции между плотностями выпадений ^3H и ^{137}Cs за 2010–2011 гг. составляет 0,61 ($p < 0,01$), ^3H и ^{90}Sr – 0,83 ($p < 0,01$), ^{90}Sr и ^{137}Cs – 0,54 ($p < 0,01$).

В таблице 26 также отражены данные о суммарных выпадениях радионуклидов за год и выпадениях со снегом на территории населенных пунктов, расположенных на берегу или на небольшом расстоянии от исследованных озер. Эти данные получены ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральским УГМС и приведены в ежегодных изданиях «Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств» [131, 132]. Согласно этим

данным, в большинстве случаев выпадения со снегом в населенных пунктах в несколько раз ниже, чем определенные выпадения на поверхности льда озер. Суммарные же выпадения за год, по данным ЦЗЛ ПО «Маяк», оказались довольно высокими. Возможно, это объясняется тем, что на территории населенных пунктов в бесснежный период переносится немалое количество пыли. Обращает на себя внимание большое различие данных ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральского УГМС по годовым выпадениям радионуклидов. При этом годовые выпадения, по данным Уральского УГМС, в ряде случаев ниже, чем полученные данные только по зимним выпадениям. Выпадение с осадками ^{137}Cs и ^3H в целом соответствует данным Челябинского центра гидрометеорологии, а ^{90}Sr на поверхность льда оз. Улагач, Татыш, Акакуль, расположенных в ареале н. п. Новогорный, а также оз. Калды, находящегося в 30 км от промплощадки ПО «Маяк», только в зимний период может выпадать более 12 Бк/м², что превышает данные Центра гидрометеорологии [116, 135]. В 2002–2005 гг. М. Я. Чеботина и др. наблюдали более высокие концентрации ^3H в снеговой воде: в радиусе 10 км от ПО «Маяк» – в среднем 93 Бк/л, 10–20 км – 56 Бк/л, 20–30 км и далее – 24 Бк/л [168].

В целом активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в зимних осадках и суммарных годовых выпадениях, по сравнению с уровнями загрязнения почвы на водосборной территории, очень мала, плотность выпадений на два-три порядка ниже, чем плотность загрязнения окружающей территории даже вне ВУР-Са. Однако при сопоставлении количества годовых выпадений ^{137}Cs , по данным ЦЗЛ ПО «Маяк», с активностью ^{137}Cs в воде можно предполагать, что годовые выпадения могут оказывать влияние на уровень загрязнения воды. Тем не менее удельная активность ^{137}Cs в воде озер, даже с учетом возможных колебаний вследствие атмосферных выпадений, остается на два-три порядка ниже уровня вмешательства.

Плотность выпадения ^3H на территории в зимний период зависит от общего количества снега и от уровня его загрязнения. Если общее количество осадков определяется погодными условиями и рельефом местности, то уровень загрязнения снега зависит как от погодных условий, так и от расположения площадки отбора относительно источника выбросов. Считается, что в 2010 г. и 2011 г. выбросы ^3H в атмосферу ПО «Маяк» не производились [131, 132]. В таком случае загрязнение снега может происходить посредством испарения с технологических водоемов, не замерзающих в зимний период.

Для того чтобы оценить влияние расположения площадки отбора на уровень загрязнения снега, рассчитали коэффициенты корреляции Пирсона между активностью ^3H в снеговой воде, плотностью выпадений ^3H на 1 м^2 , расстоянием места отбора от промплощадки ПО «Маяк» и углом отклонения азимута места отбора относительно промплощадки от румбов С, СВ, В, ЮВ, Ю, ЮЗ, З, СЗ.

Оказалось, что коэффициенты корреляции расстояния от промплощадки, а также угла отклонения азимута от румба с активностью ^3H в снеговой воде были выше, чем с плотностью выпадений. Из всех румбов в наибольшей степени коррелировали с активностью ^3H в снеге Запад и Северо-запад (в 2013 г.). Значения коэффициентов корреляции активности ^3H с расстоянием от промплощадки ПО «Маяк» и с направлениями, связь с которыми наиболее высока r_{max} , приведены в таблице 27.

Таблица 27 – Значения коэффициентов корреляции загрязнения снега ^3H , расстояния и направления от ПО «Маяк»

Площадки, пробы отбора	Количество площадок отбора	Корреляция ^3H с расстоянием, км	Корреляция ^3H с отклонением азимута от румба сноса осадков, °		Множественная корреляция (от расстояния и отклонения)
			Направление сноса осадков при r_{max}	r_{max}	
Площадки отбора	19	-0,457	Запад	-0,300	0,474
Проб в 2010 г.	14	-0,674 ²	Запад	-0,502	0,706 ¹
Проб в 2011 г.	11	-0,522	Запад	-0,659 ¹	0,706
Проб в 2013 г.	15	-0,494	Северо-запад	-0,489	0,570
Всего проб за 2010–2013 гг.	40	-0,473 ²	Запад	-0,432 ²	0,536 ²
<i>Примечание</i> – ¹ – $p < 0,05$; ² – $p < 0,01$					

Как видно из таблицы, зависимость уровня загрязнения снега от расположения площадки отбора в период исследований была относительно слабой. По-видимому, особенности испарения с технологических водоемов оказывают большее влияние на распределение ^3H на исследованной территории. Тем не менее для прогнозирования сноса загрязненных осадков необходимо учитывать погодные условия.

Многолетние наблюдения Озерской метеослужбы показывают, что в зимний период в г. Озерске преобладают западные, юго-западные и южные ветры [15]. Однако, согласно результатам расчетов (см. таблицу 27), наиболее загрязненный снег выпадал к западу и северо-западу от ПО «Маяк». Зимой 2012–2013 гг. наибольшее количество снега выпало при юго-восточном ветре, что и объясняет преимущественный снос загрязненных осадков на северо-запад от ПО «Маяк».

Наблюдается также статистически значимая связь между количеством твердого остатка в пробах снега и ^3H , выпавшего на 1 м^2 : в 2010 г. $r = 0,70$ ($p < 0,01$), в 2011 г. – $0,99$ ($p < 0,01$). Главным источником пылевого загрязнения на исследуемой территории является Аргаяшская ГРЭС, находящаяся в н. п. Новогорный. В зимний период на аэрозольных частицах происходит конденсация и кристаллизация паров воды, в том числе НТО. Количество твердого осадка в снеговых пробах отражает погодные условия сезона и, вероятно, может служить маркером радиоактивных выпадений в зоне воздействия ПО «Маяк». В безморозный период, по видимому, значительное влияние на содержание ^3H в атмосферном воздухе и выпадающих осадках оказывает также испарение с поверхности технологических водоемов ПО «Маяк».

С. В. Казаков с соавторами, проанализировав большое количество моделей переноса и накопления радионуклидов в водоемах, разделили их на три группы.

1 Модели, имеющие ограничения по использованию. Самыми распространенными ограничивающими факторами в этих моделях являются неучет процессов сорбции радионуклидов на взвеси и переход их в донные отложения и потребность модели в такой входной информации (по составу и по количеству), что ее практическое применение нереально.

2 Модели конкретных водных объектов и модели, требующие специальной адаптации под каждый конкретный водоем.

3 Модели общего типа, в которых характеристики водоема задаются через параметры.

В результате анализа моделей переноса и накопления радионуклидов в водоемах С. В. Казаков сделал следующие выводы.

1 Большинство моделей переноса радионуклидов учитывают процессы адвекции, турбулентной и иной дисперсии, поступление радионуклидов из внешних источников, радиоактивный распад.

2 Для простых случаев может быть получено аналитическое решение.

3 Многие модели не включают описание эффектов поглощения радионуклидов взвесями и донными отложениями, процессов осаждения и взмучивания взвесей, их применение ограничено прогнозированием на короткие промежутки времени либо использованием для слабо сорбируемых радионуклидов.

4 Влияние биоты на накопление радионуклидов, их перенос и вторичное загрязнение является несущественным, однако вклад биоты во внутреннее облучение человека может быть решающим.

5 Многие существующие модели требуют большого количества данных, которые трудно получить на практике, что ограничивает их реальное применение.

6 Имеется потребность в моделях, которые можно просто и быстро адаптировать к данным гидрологических наблюдений и радиационного мониторинга.

7 Использование моделей для реальных водоемов требует верификации на основе данных по этим водоемам.

По мнению С. В. Казакова, в настоящее время нет компьютерных систем, способных осуществлять полный цикл прогнозирования и анализа последствий радиационного загрязнения широкого круга водных объектов [50].

Двухкамерную модель для прогноза поведения радионуклидов в водоемах применяли также П. М. Стукалов и А. И. Смагин. При этом они использовали ряд допущений:

- радиоактивные вещества, внесенные в водоем, распределяются по всему объему водной массы мгновенно и равномерно;
- механизмы переноса радионуклидов в водоем описываются уравнениями первого порядка с постоянными коэффициентами;
- миграция радионуклидов на взвеси полидисперсного гранулометрического состава описывается процессами, определяемыми монодисперсной взвесью характерного размера с эквивалентными сорбционными свойствами;

- процессы сорбции, десорбции радионуклидов взвесью и донными отложениями мгновенны, обратимы и описываются линейной изотермой;

- донные отложения, участвующие в процессах обмена, являются средой с одинаковыми сорбционными и водно-физическими свойствами.

В процессах взаимодействия с водой главную роль играет эффективный слой донных отложений, мощность которого определяется экспериментально. В основу модели вторичного загрязнения воды положены физические представления о существовании на дне водоема слоя подвижных частиц с концентрацией, равной мутности взмыва. Мутность взмыва зависит от физических свойств донных отложений и гидродинамического воздействия. При расчетах вторичного загрязнения воды учитывается только абиотическая взвесь [153].

А. В. Носовым, С. В. Казаковым с соавторами создан комплекс моделей «Кассандра», для работы которого необходимо предварительное получение в эксперименте значений коэффициентов и параметров. В комплекс входят двухкамерные и трехкамерные модели. Для верификации этих моделей использовали, в частности, данные об уровне загрязнения р. Течи [109].

7.4.2 Поведение радионуклидов в речной системе.

7.4.2.1 Динамика радиоактивного загрязнения воды р. Течи. До 1956 г. истоком р. Течи являлось оз. Иртяш с транзитом воды через оз. Кызылташ. С 1956 г. по 1964 г. верховье реки было перекрыто каскадом плотин, которые позволили локализовать большую часть депонированных в верховьях радиоактивных веществ. В настоящее время исток реки формируется ниже плотины П-11 за счет сброса воды из ЛБК и ПБК и фильтрации под плотинной [15].

ЛБК используется для перехвата и отведения поверхностного и подземного стоков с территорий, расположенных к северу от ТКВ, отведения сточных вод г. Озерска и паводковых вод из Иртяшско-Каслинской системы озер и оз. Бердяниш. В ПБК поступает вода из р. Мишеляк, в том числе дренажные воды из канавы у оз. Татыш, сточные воды из п. Новогорный и Аргаяшской ТЭЦ, поверхностный и подземный стоки с территорий к югу от ТКВ. В верхнем течении ПБК имеет точку равных уровней с водоемом В-10 в районе водопоста № 1. У плотины П-10 снижение уровня воды в канале, по сравнению с водоемом, составляет около 1 м. В нижнем течении ПБК участок длиной около 8 км всегда имеет уровень воды ниже уровня водоема В-11 [97].

ЛБК построен в 1950–1960 гг. Его протяженность составляет более 32 км. Средний уклон – 0,004, водосборная площадь – 168 км². На ЛБК находятся следующие технические сооружения: вододеливатель, регулирующий подачу воды в канал из оз. Иртяш; порог-регулятор в районе плотины П-10 и консольный водосброс в конце канала. Высота водосброса – 7 м. Со стороны водоёмов канал защищен земляной дамбой высотой до 3 м и шириной до 6 м. На наиболее водопроницаемых участках борта и дно канала выстланы бетонными плитами. ЛБК пересекают три лога, образовавшихся в понижениях рельефа (Лог 2) и на месте заброшенных (Лог 1, Лог 3). Годовой сброс воды по ЛБК, измеряемый на консольном водосбросе, меняется по годам – от 20,9 (1996) до 242 млн м³ (2000). В 2005 г. сброс воды на консольном водосбросе составил 129,9 млн м³/г. ПБК построен в 1950–1960 гг. и является продолжением русла р. Мишеляк. Канал заканчивается консольным сбросом в р. Течу в 4 км ниже плотины П-11, высота консольного сброса составляет 6 м, протяжённость канала – 26,7 км, средний уклон – 0,004. Со стороны водоёмов канал защищен земляной дамбой высотой до 3 м и шириной не менее 5 м. На наиболее водопроницаемых участках борта и дно канала выстланы бетонными плитами. Годовой сброс воды, измеряемой на консольном водосбросе, меняется по годам – от 5,8 (1996) до 16,4 млн м³ (2000). В 2005 г. сброс составил 14,5 млн м³/г [15].

По особенностям строения долины и русла в пределах Челябинской области р. Течи можно разделить на два участка. Первый участок: исток – с. Муслюмово. Пойма двухсторонняя, преобладающая ширина – 2,0–2,5 км, в сужениях – 0,4–0,8 км, в конце участка – до 150–120 м. Поверхность поймы заболоченная, кочковатая. Пойма затапливается ежегодно во время половодья слоем 0,2–1,0 и до 2 м в высокое половодье. Река выходит из болот у с. Муслюмово. Глубина реки на перекатах составляет 0,3–0,8 м, на плесах – до 5 м, скорость течения – 0,1–0,4 м/с. Второй участок: с. Муслюмово – с. Нижнепетропавловское, длина – 60 км. Пойма двухсторонняя, асимметричная, ширина в среднем составляет 300–400 м с колебаниями от 30–35 м у с. Муслюмово до 700 м у с. Нижнепетропавловское. Затапливается пойма на всем протяжении при обычных половодьях на глубину 0,5–2,5 м. Глубина на перекатах – 0,4–0,6 м, на плесах – 2–3 м. Скорость течения на перекатах – до 1,2 м/с, на плесах – до 0,4 м/с. Основные притоки: р. Мишеляк, Зюзелга, Басказык. Половодье проходит обычно в апреле. Наибольшая интенсивность подъема уровней воды во время половодья составляет 30 см/с, наибольшая интенсивность спада – 70 см/сут. Меженные

уровни неустойчивы. Колебания их в году довольно резкие, но незначительные – 20–50 см. Дождевые паводки не характерны для р. Течи [97].

Вода реки имеет $pH \approx 7,4$. Водный сток реки в устье равен $0,35 \text{ км}^3$ в год. В районе Бродокалмака и Затеченского расход воды в половодье примерно одинаков и составляет около $300 \text{ м}^3/\text{с}$, в межень сток снижается до $1\text{--}1,3 \text{ м}^3/\text{с}$. Максимальная величина твердого стока отмечена для устья в период половодья ($123,7 \text{ кг/с}$). В межень – $1\text{--}20 \text{ г/с}$ [97].

Ледостав на различных участках р. Течи происходит неодновременно. Раньше замерзают плесы, а через 1–3 (иногда 5–8) дня – перекааты. Нижние участки реки замерзают на 4–6 дней раньше верхних. Первые ледовые явления (сало, забереги, внутриводный лед, шуга и др.) на р. Тече наблюдаются в среднем с 21 по 25 октября. Река замерзает с 6 по 10 ноября, причем в верхнем и среднем течениях ледостав образуется на 3–4 дня позже, чем в нижнем. Лед начинает разрушаться в среднем с 1 по 7 апреля. Причем в верхнем течении лед начинает разрушаться раньше, чем в среднем, а в нижнем течении позже всего. Ледостав заканчивается 11 апреля в с. Муслюмово, а через 3–5 дней – в среднем и нижнем течениях р. Течи. Последние ледовые явления на реке отмечаются с 15 по 22 апреля. Продолжительность ледостава изменяется от 153 сут в с. Муслюмово до 159 сут в с. Першинское. В течение всей зимы происходит увеличение толщины льда. К началу разрушения льда, т. е. в конце марта – начале апреля, его толщина достигает 66 см в с. Першинское и 98 см в с. Муслюмово. В верхнем течении река в холодный период промерзает полностью, в среднем и нижнем течениях – на отдельных участках. В результате этого образуются наледи, которые заполняют русло и пойму. Ниже устья р. Басказык наледи практически не наблюдаются. Ледяной покров ровный [97].

Дно р. Течи торфянисто-илистое, неровное в верхнем течении реки, изобилует углублениями до 5 м и более протяженностью до 25–40 м, расположенными на расстоянии 150–250 м друг от друга. На плесах дно песчаное неплотное, у берегов – чаще вязкое, суглинистое. В верхнем течении от истока до с. Большое Исаево дно реки состоит преимущественно из крупнозернистого речного песка, часто с галькой и щебнем. В местах углубления дна и на плесах наблюдаются ил и глинистые частицы. В районе «Асановских болот» дно русла илистое, с небольшим содержанием торфа. Ниже с. Большое Исаево дно становится скальным, отмечается большое количество перекаатов. От н. п. Белоярка-2 дно сложено из песка с включением гальки, велика доля илистых частиц. Торфяные грунты, слагающие донные отложе-

ния р. Течи, имеют меньшую, по сравнению с торфами поймы, пористость вследствие присутствия в них песчаного и глинистого материала. Пористость песчано-илистых грунтов колеблется от 25 до 30 %. Наибольшее содержание обменных катионов наблюдается в торфяно-болотных пойменных почвах и в торфе из русла р. Течи; наименьшее – в песках, которые слагают донные отложения среднего и нижнего течений р. Течи [97].

Исток р. Течи в настоящее время находится ниже плотины П-11 в Асановском болоте. Вода фильтрата плотины и обводных каналов разливается по обширному Асановскому болоту, определить активность смешанного раствора напрямую не представляется возможным. Поэтому первым по течению реки гидрологическим створом был выбран «Асанов мост» на месте разрушенного моста у отселенной д. Асаново.

Вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении от Асанова моста до д. Муслимово (≈ 54 км от плотины В-11). В период с 2000 г. по 2012 г. удельная активность ^{90}Sr в воде на этом участке колебалась от 1,6 до 60,0 Бк/л и в среднем по 121 пробе составила $(17,1 \pm 2,2)$ Бк/л. Активность ^{137}Cs колебалась от 0,06 до 11,5 Бк/л, в среднем – $(1,0 \pm 0,4)$ Бк/л, активность ^3H – от 11,2 до 451 Бк/л, в среднем – (240 ± 33) Бк/л, активность $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0,096 Бк/л, в среднем – $(0,019 \pm 0,02)$ Бк/л. Таким образом, в верхнем течении реки только ^{90}Sr постоянно и значительно превышает уровень вмешательства [144].

На рисунках 83 и 84 показаны значения удельной активности радионуклидов в воде по руслу р. Течи на различном удалении от плотины В-11 в среднем за 2000–2012 гг.

В большинстве проб загрязнение воды радионуклидами снижалось на участке от Асанова моста до Нового моста ($\approx 5,5$ и ≈ 16 км от плотины В-11), где в Течу впадает р. Зюзелга (≈ 9 км от плотины В-11), содержание радионуклидов в воде которой близко к фоновому (активность ^{90}Sr – $(0,12 \pm 0,05)$ Бк/л, ^3H – $(10,0 \pm 2,0)$ Бк/л). Снижение активности радионуклидов наблюдали также после впадения крупных притоков. Однако наиболее значительно активность всех исследованных радионуклидов падает на участке от н. п. Муслимово до н. п. Бродокалмак (≈ 91 км от плотины В-11), где нет крупных притоков.

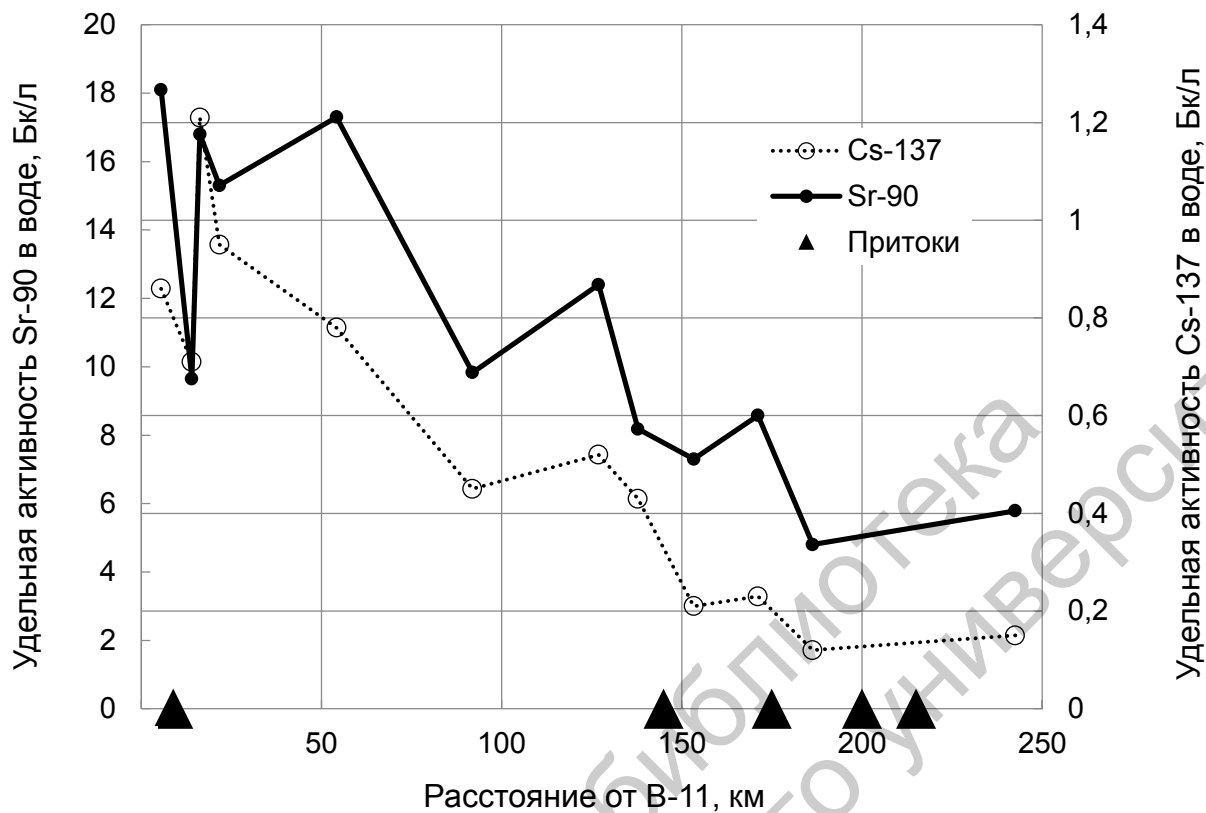


Рисунок 83 – Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в зависимости от расстояния (в среднем за 2000–2012 гг.)

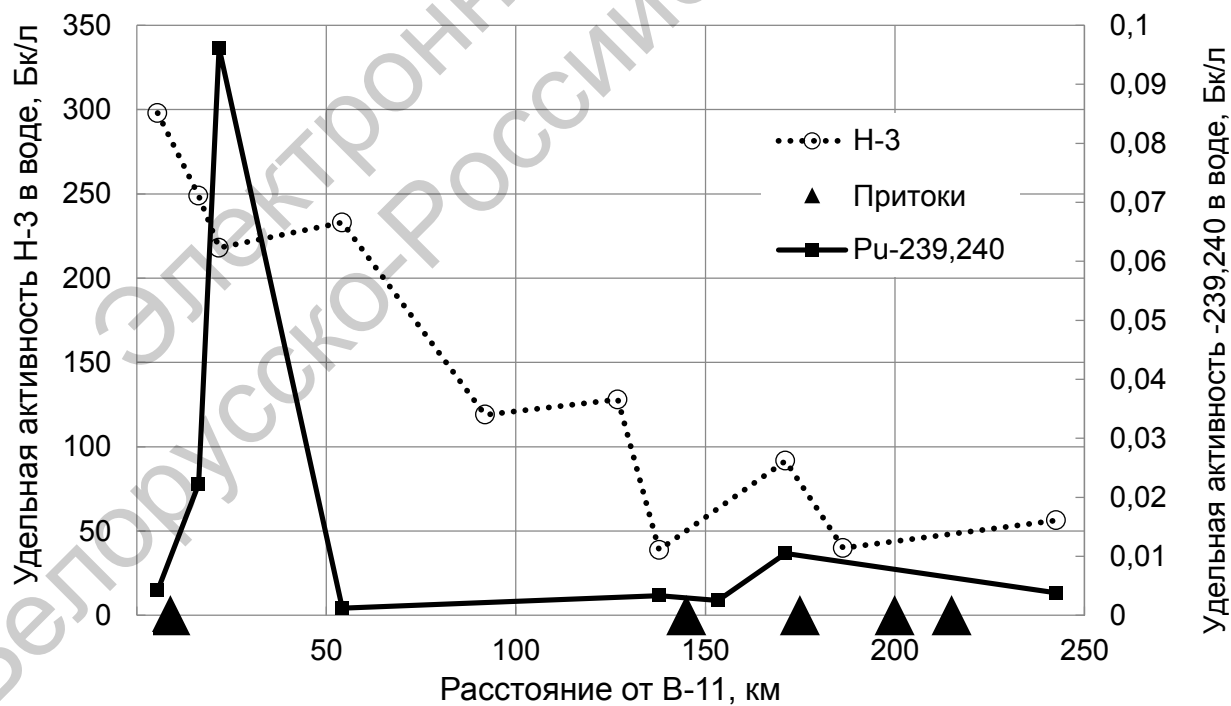


Рисунок 84 – Изменение концентрации ^3H и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде в зависимости от расстояния (в среднем за 2000–2012 гг.)

Снижение активности ^3H , безусловно, не связано с сорбцией донными грунтами. По-видимому, ^{137}Cs и ^{90}Sr также мало сорбируются, т. к. дно здесь преимущественно каменистое либо песчаное. Вероятно, разбавление происходит за счет выхода грунтовых вод и мелких ручьев, пересыхающих в засушливый период.

Активность ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$, как видно на рисунках 83 и 84, заметно повышается на заболоченном участке от Асанова моста до Надырова моста (≈ 22 км от плотины В-11), несмотря на разбавление из р. Зюзелги. Далее по руслу реки активность $^{239,240}\text{Pu}$ резко падает, активность ^{137}Cs изменяется синхронно с активностью ^{90}Sr . Активность ^{90}Sr понижается после разбавления водой из р. Зюзелги, затем повышается на участке от Нового моста до Надырова моста.

На рисунке 85 показано, как изменяется активность ^3H и ^{90}Sr по течению реки при отборе проб в период времени, сопоставимый с временем добегания (2–3 сут). В 2009 г. на участке Асанов мост – Новый мост активность ^{90}Sr в воде упала на 15,6 %, ^3H – на 16,7 %.

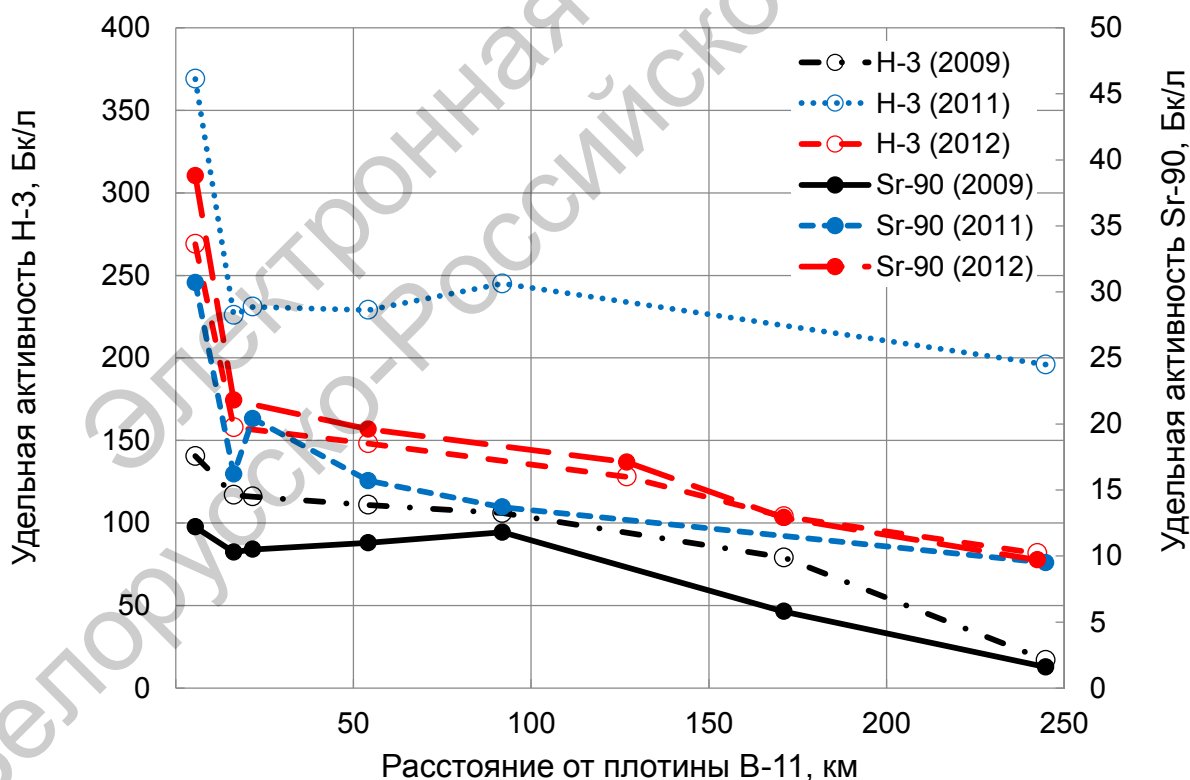


Рисунок 85 – Динамика активности ^{90}Sr и ^3H в воде по руслу реки при отборе в течение времени добегания

В 2011 г. снижение составило 47,2 и 38,7 % соответственно, однако активность ^{90}Sr и ^3H на всем протяжении реки все равно была более высокой, чем в 2009 г. В 2012 г. активность ^{90}Sr в воде упала на 43,8 %, ^3H – на 41,3 %. Такие совпадения снижения активностей ^{90}Sr и ^3H позволяют предположить, что на данном участке сорбция и десорбция ^{90}Sr относительно сбалансированы, что обеспечивается разбавлением водой из р. Зюзелги.

На рисунке 85 видно также, что удельные активности ^{90}Sr и ^3H в воде взаимосвязаны. В верхнем течении реки в 40 пробах, отобранных в 2009–2012 гг., коэффициент корреляции между ними составил 0,759. В среднем за этот период в верхнем течении активность ^3H превышала активность ^{90}Sr в $(11,2 \pm 1,2)$ раза. В нижнем течении это соотношение несколько снижается и составляет $(9,3 \pm 1,6)$ раза. Дальнейшее исследование соотношений удельных активностей радионуклидов в воде позволит выявить степень влияния каждого источника загрязнения.

Необходимо отметить, что удельные активности радионуклидов очень сильно варьируют в течение года. На рисунках 86–88 показаны значения удельной активности ^{90}Sr , ^3H и ^{137}Cs в отдельных пробах воды, отобранных в 2009–2012 гг.

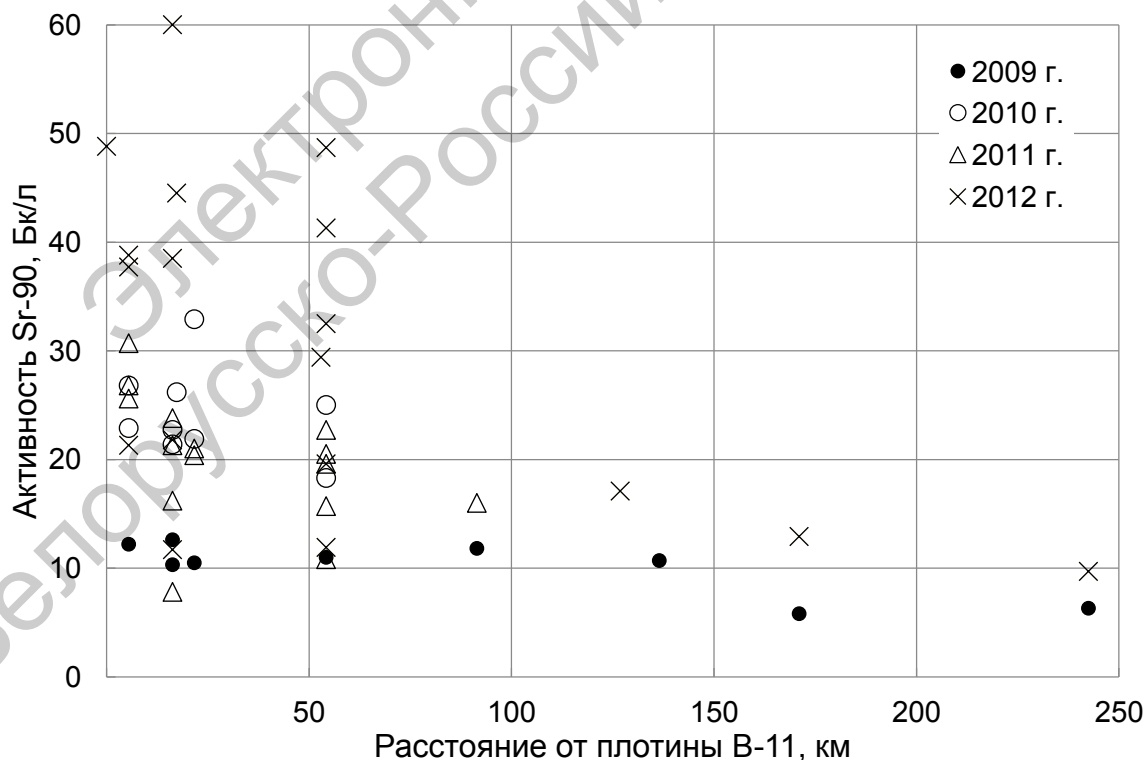


Рисунок 86 – Удельная активность ^{90}Sr в воде р. Течи в период 2009–2012 гг.

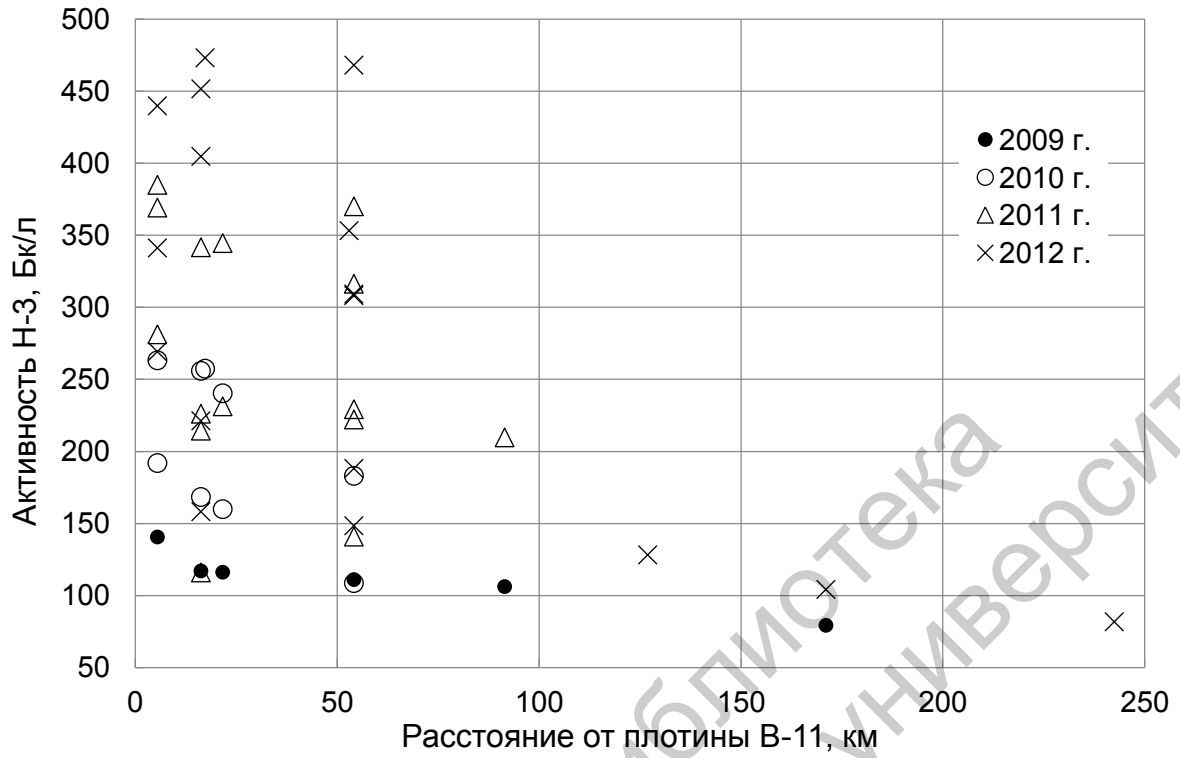


Рисунок 87 – Удельная активность ^3H в воде р. Течи в период 2009–2012 гг.

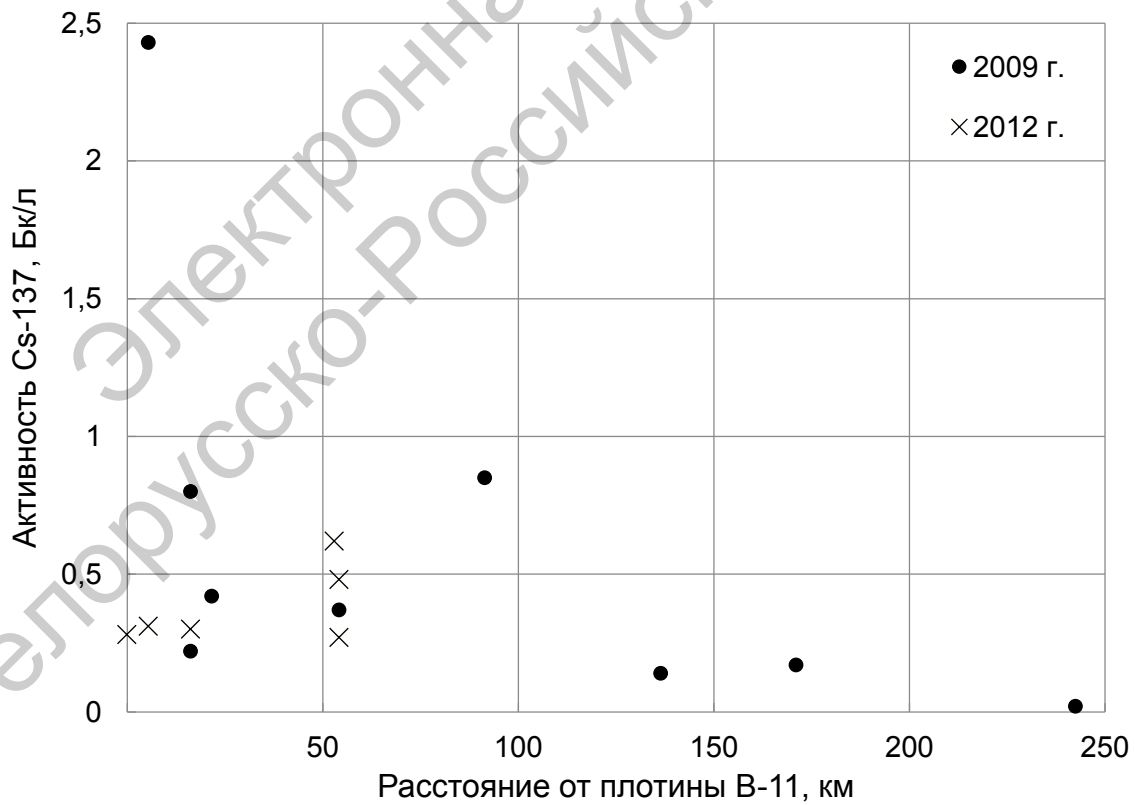


Рисунок 88 – Удельная активность ^{137}Cs в воде р. Течи в период 2009–2012 гг.

Как видно из рисунков 86–88, активность радионуклидов в воде может изменяться в несколько раз в течение года.

Были рассчитаны коэффициенты вариации для значений активностей ^{90}Sr в воде в 2000–2012 гг. В верхнем течении р. Течи от створа «Асанов мост» до створа «Муслумово» в наименьшей степени варьировали значения удельной активности ^{90}Sr в пробах, отобранных в один и тот же месяц года, коэффициент вариации для этих проб составлял в среднем 0,28.

Для проб, отобранных в течение одного года, коэффициент вариации составил в среднем 0,41; для проб, отобранных в одной точке за весь период исследования, – от 0,52 до 0,73, в среднем – 0,62. Можно предполагать, что содержание ^{90}Sr в воде на данном участке в меньшей степени зависит от места отбора и расстояния от плотины В-11, чем от погодных условий и, соответственно, водности реки.

Действительно, средняя активность ^{90}Sr в воде у Асанова моста в период 2000–2012 гг. составила $(18,7 \pm 4,6)$ Бк/л, у Нового моста – $(15,6 \pm 3,4)$ Бк/л, у Надырова моста – $(14,4 \pm 4,4)$ Бк/л, у д. Муслумово – $(17,0 \pm 3,9)$ Бк/л. То есть, хотя наблюдается тенденция снижения загрязнения воды с удалением от В-11, однако различия не являются статистически значимыми.

Необходимо отметить, что с 2009 г. по 2012 г. активность ^{90}Sr и ^3H существенно выросла как в отдельных пробах, так и в среднем за год. Значительные колебания уровня радиоактивного загрязнения наблюдали и ранее, о чем свидетельствуют материалы базы данных УНПЦ РМ. На рисунках 89 и 90 приведены значения объемной активности радионуклидов в речной воде, отобранной в створе у с. Муслумово с 1975 г. по 2012 г.

За этот период активность радионуклидов в воде изменялась в широких пределах, однако в целом наблюдается тенденция к снижению уровня загрязнения воды. Для того чтобы оценить динамику содержания радионуклидов в воде Течи с 1975 г. по 2012 г., рассчитали уравнения экспоненциальных аппроксимирующих кривых вида $y = ae^{bx}$, где b характеризует скорость снижения объемной активности воды. Для ^{90}Sr b составляет $-0,49$, для ^{137}Cs – $(-0,033)$.

Если бы сорбция и десорбция в донных отложениях находились в равновесии и снижение объемной активности воды происходило только за счет распада радионуклидов, коэффициент b составил бы около $-0,023$. Однако рассчитанные эмпирические значения b превышают эту величину. Данное явление не объясняется поступлением менее загрязненных частиц грунта с водосборной территории, т. к. водосборная территория верховьев

р. Течи загрязнена не меньше, чем донные отложения. Вероятно, до настоящего времени сорбция в донных отложениях преобладает.

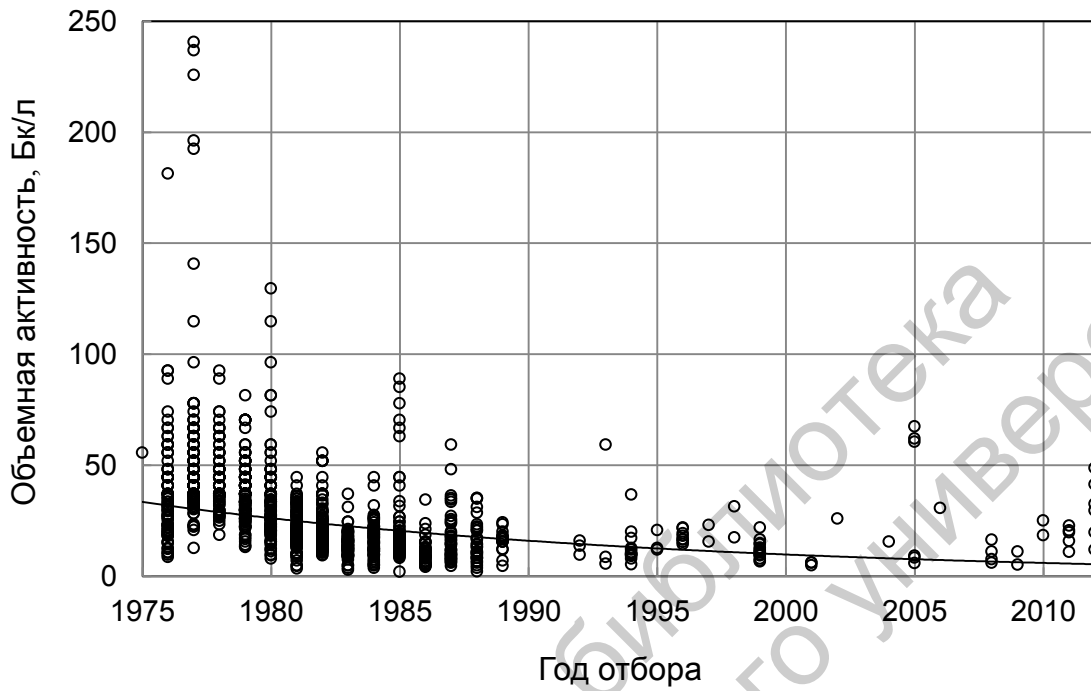


Рисунок 89 – Объемная активность ^{90}Sr в воде у с. Муслиумово

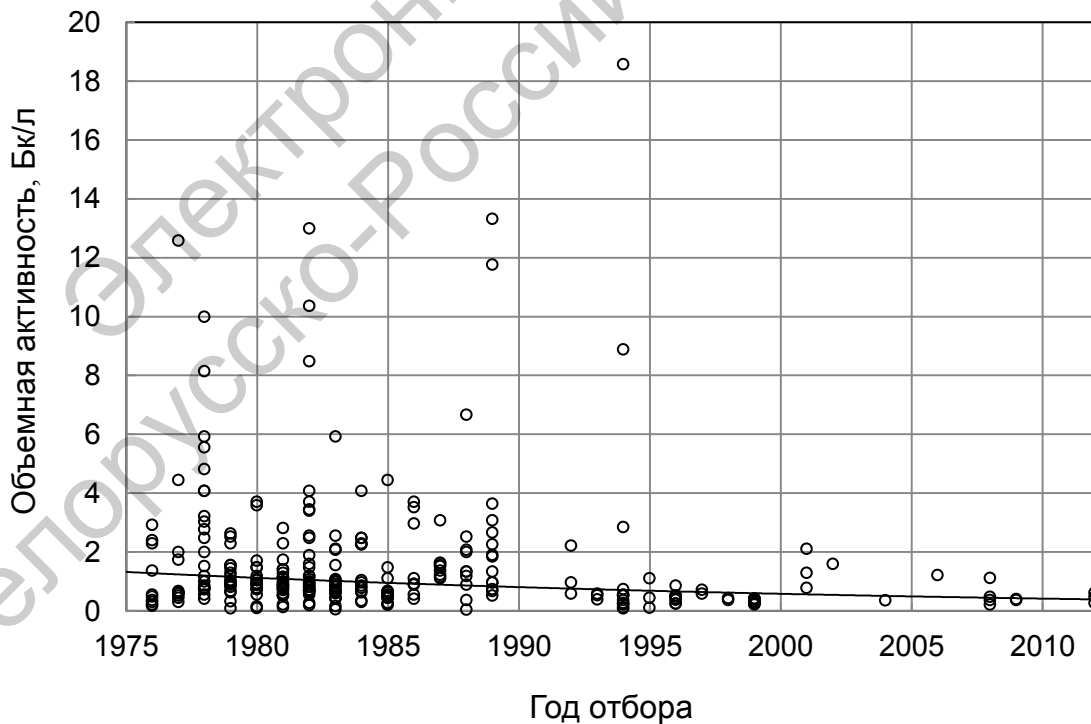


Рисунок 90 – Объемная активность ^{137}Cs в воде у с. Муслиумово

7.4.2.2 Влияние погодных условий на уровень загрязнения воды. На рисунке 91 показано, что в створе «Муслумово» в апреле и мае активность ^{90}Sr в воде действительно была самой низкой. Однако увеличение содержания ^{90}Sr в воде не всегда связано с летней меженью. Активность ^3H , по-видимому, повышается в холодное время года.

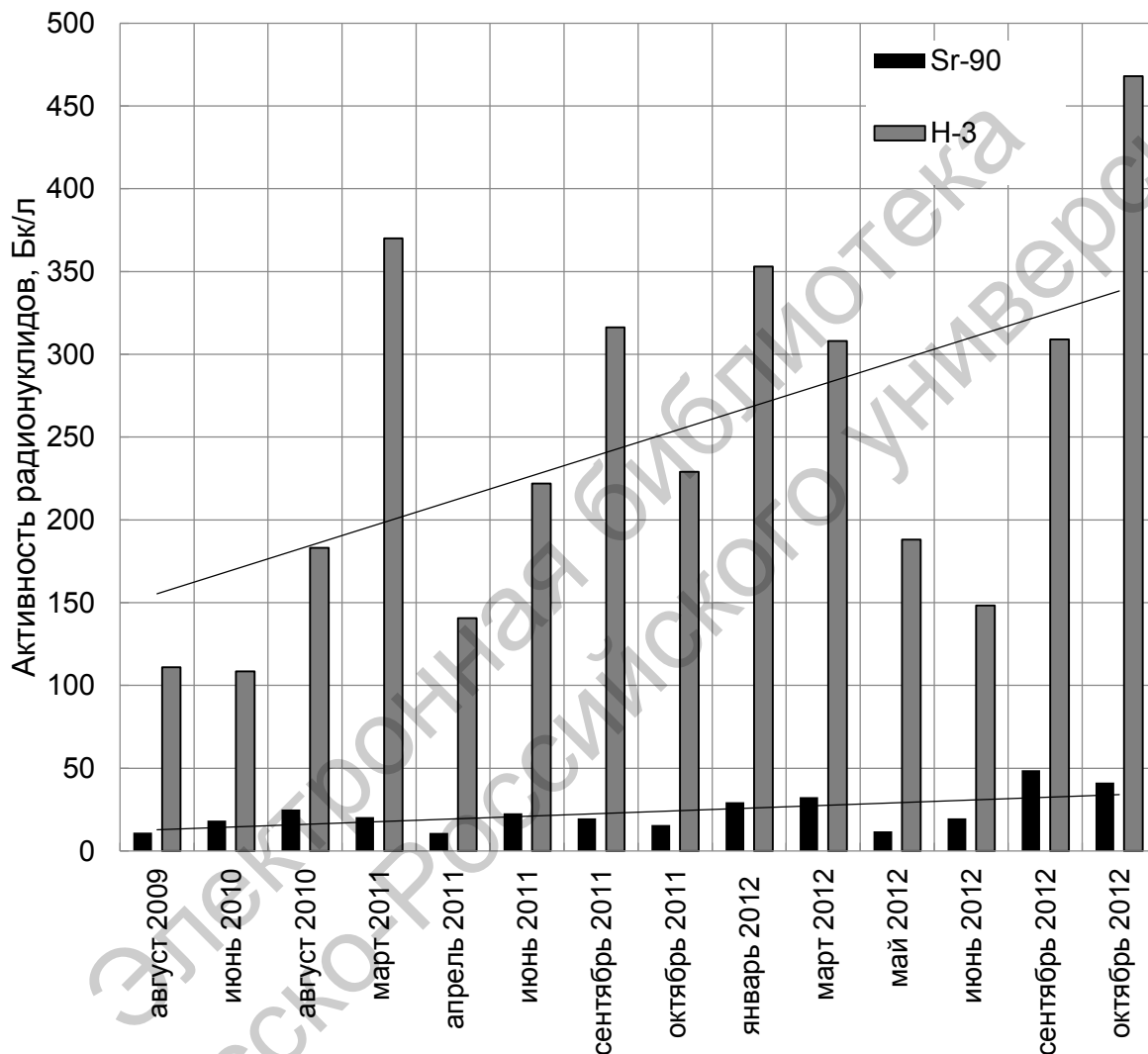


Рисунок 91 – Динамика активности ^{90}Sr и ^3H в воде р. Течи у с. Муслумово в 2009–2012 гг.

На рисунке 92 представлена сезонная динамика активности ^{90}Sr в воде в верхнем течении р. Течи в период 2000–2012 гг. В период весеннего половодья и после осенних дождей активность ^{90}Sr в воде наименьшая. Повышение активности характерно не столько для летней межени, сколько для поздnezимнего (что может быть связано с кристаллизацией воды) и раннеосеннего периодов. Такую динамику трудно привязать к помесеч-

ному выпадению осадков, т. к. с ноября по март количество осадков не влияет на расход воды, в апреле и начале мая расход воды определяет период половодья, а в июле, когда в Челябинской области выпадает наибольшее количество осадков, активность ^{90}Sr практически такая же, как в относительно сухом июне.

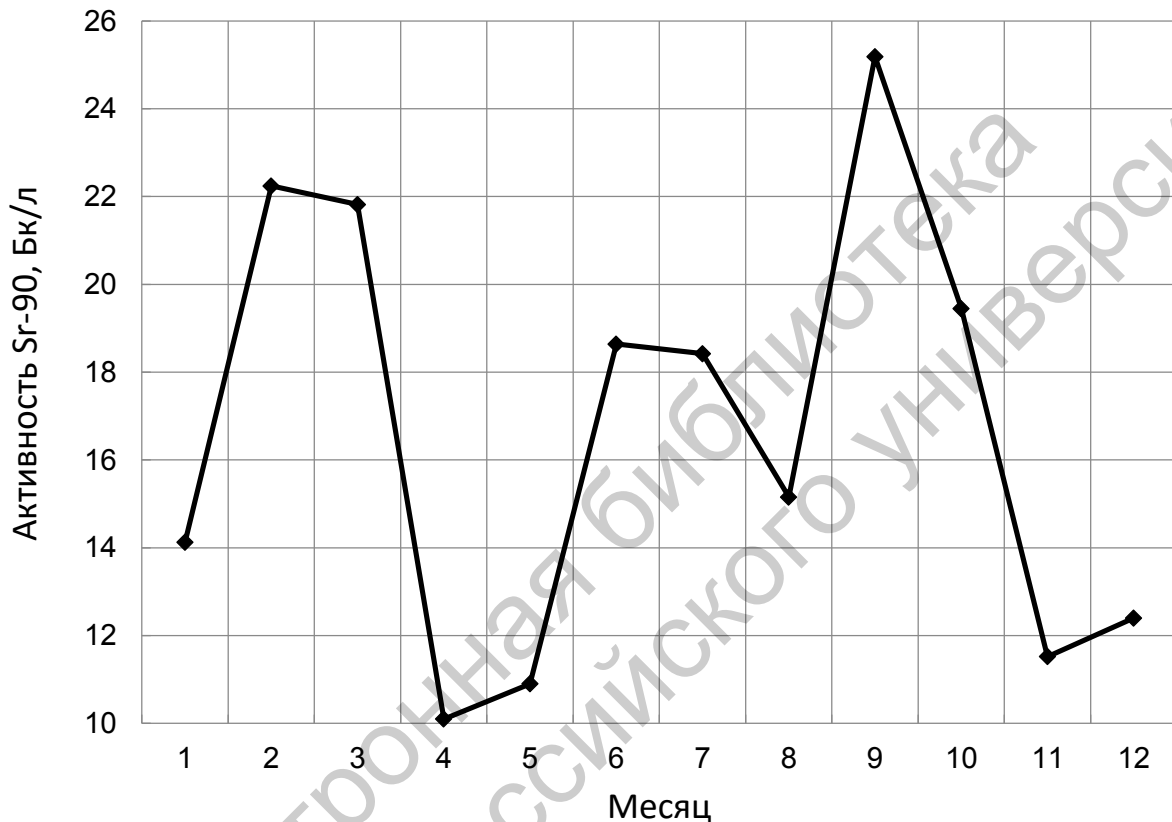


Рисунок 92 – Сезонная динамика активности ^{90}Sr в воде в верхнем течении р. Течи в период 2000–2012 гг.

Были рассчитаны коэффициенты корреляции между удельной активностью радионуклидов в воде в верховьях Течи в безморозный период 2004–2012 гг. и количеством осадков за декаду, предшествующую отбору пробы; активностью и суммой температур за декаду, активностью и гидротермическим коэффициентом. Все коэффициенты не превышают 0,1 и статистически незначимы. Слабая отрицательная корреляция на границе значимости ($-0,29$ для 45 проб) обнаружена только между активностью ^3H и количеством осадков за декаду.

Таким образом, зависимости уровней загрязнения радионуклидами воды р. Течи от предшествующих погодных условий не обнаружено.

При анализе динамики среднегодовых значений активности ^{90}Sr в воде в верховьях р. Течи (от Асанова моста до с. Муслумово) оказалось, что годовые колебания активности некоторым образом связаны с количеством выпавших за год осадков.

На рисунке 93 сопоставлены среднегодовые значения активности ^{90}Sr и суммарное количество осадков за год.

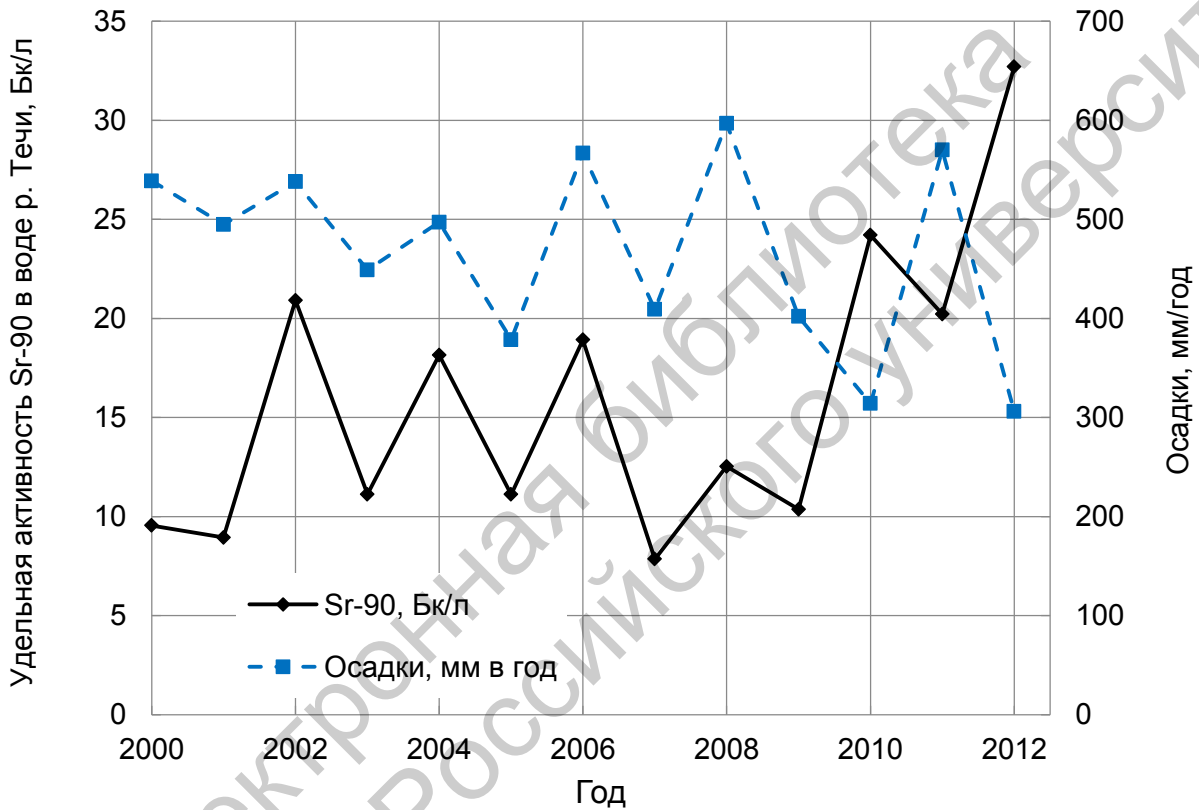


Рисунок 93 – Динамика среднегодовой активности ^{90}Sr в верхнем течении реки и осадков с 2000 г. по 2012 г.

Активность ^{90}Sr в воде в верхнем течении, как правило, возрастала в годы с наибольшим количеством осадков. Это объясняется тем, что во влажные годы подъем уровня воды в водоемах ТКВ приводил к увеличению фильтрации радионуклидов в обводные каналы и через плотину В-11, что не было скомпенсировано разбавлением менее загрязненной водой с водосборной территории. В 2010–2012 гг., после реконструкции плотины, колебания активности ^{90}Sr в воде верховьев реки происходили в противофазе с колебаниями осадков.

По-видимому, погодные условия могут оказывать на уровни загрязнения воды в реке двойное влияние. С одной стороны, при выпадении дождей увеличивается разбавление в реке и ТКВ, в том числе за счет относительно чистой воды из притоков. С другой стороны, может увеличиваться сток с загрязненной территории и фильтрация из ТКВ.

На рисунках 94 и 95 отображена динамика активности ^{90}Sr и ^3H в воде водоема В-11. Следовало ожидать, что выпадение большего количества осадков либо приведет к снижению активности ^{90}Sr в воде, либо, вследствие восстановления равновесия между растворенным и депонированным в илах ^{90}Sr , его активность будет стабильной.

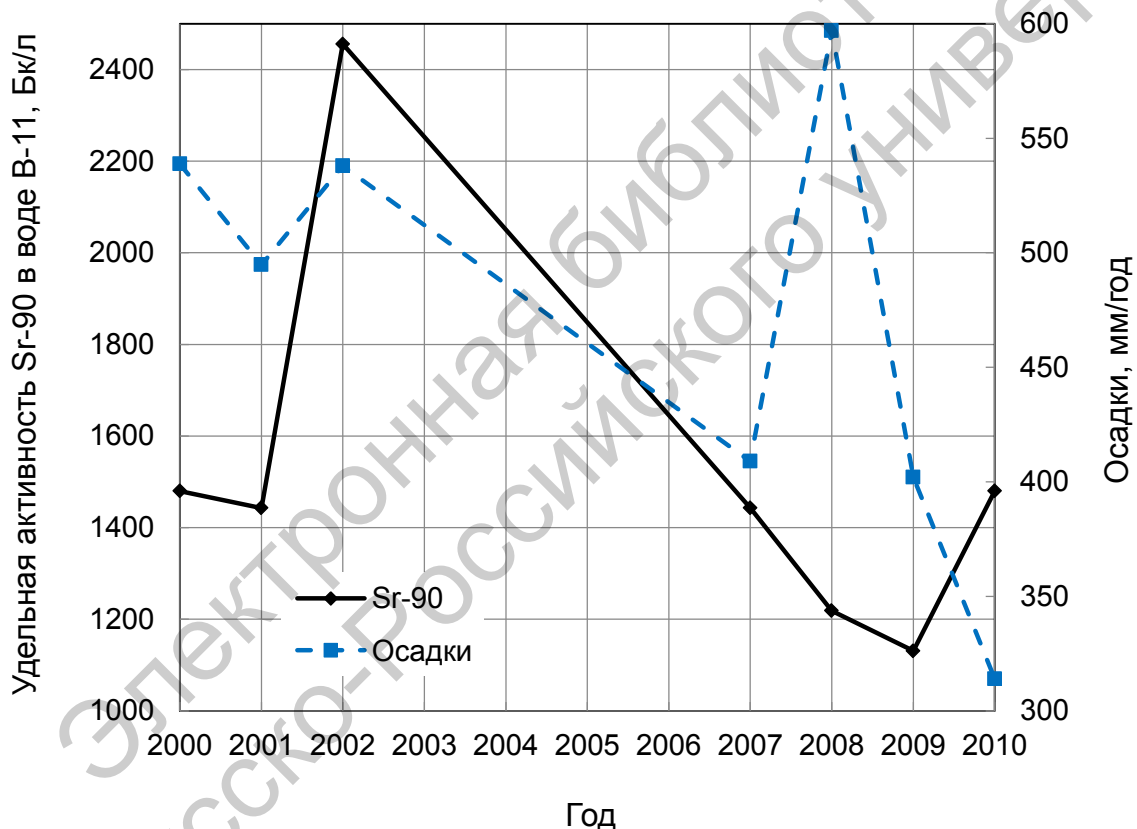


Рисунок 94 – Динамика активности ^{90}Sr в воде В-11

Тем не менее на рисунке 94 видно, что активность ^{90}Sr с 2001 г. по 2002 г. выросла почти в 2 раза, несмотря на увеличение количества осадков. Начиная с 2007 г. возрастание количества осадков сопровождалось снижением активности ^{90}Sr . До 1991 г. расход воды и активность ^{90}Sr изменялись практически синхронно, с 1995 г. – скорее в противофазе. Корреляции между этими величинами за указанный период не выявлено.

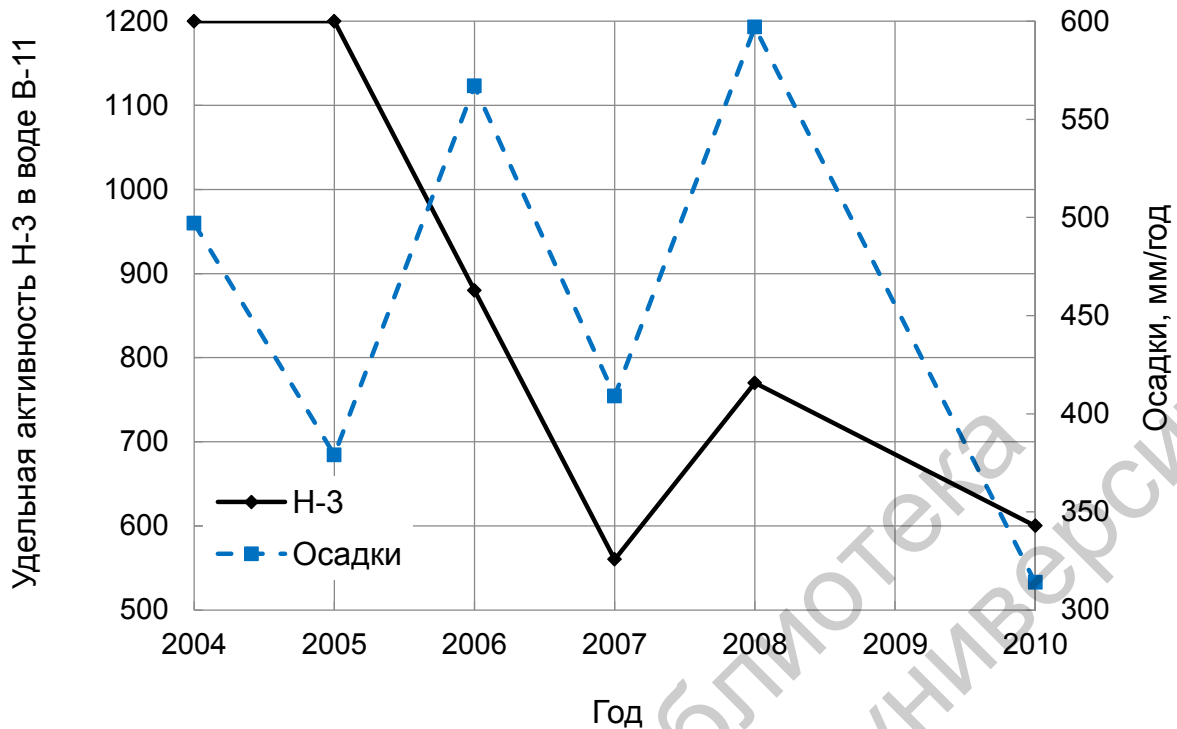


Рисунок 95 – Динамика активности ^3H в воде В-11

Для ^3H зависимость противоположная: с 2007 г. наблюдали совпадение по фазе. Возможно, повышение уровня воды в ЛБК способствовало фильтрации из него в В-11 ^3H . Могли оказывать влияние и неучтенные перепуски из В-10 в В-11.

Воздействие погодных условий на уровни загрязнения радионуклидами речной воды системы Течи требует дальнейшего изучения.

7.4.2.3 Миграция радионуклидов в донных отложениях и прибрежной почве. Поскольку суммарный сброс ^{90}Sr и ^{137}Cs в период 1949–1954 гг. был практически одинаковым [104] и периоды полураспада у ^{90}Sr и ^{137}Cs очень близки, следовало ожидать, что уровни загрязнения донных отложений этими радионуклидами не будут существенно отличаться. Однако удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в отдельных слоях может различаться в сотни раз, что связано, по-видимому, с неоднородной миграцией и с преимущественным выносом ^{90}Sr . Общеизвестно, что ^{137}Cs значительно прочнее фиксируется в почвах и грунтах, чем ^{90}Sr . Расчет общего запаса радионуклидов по всему профилю показывает, что на расстоянии 15 км и более от плотины В-11 запас ^{137}Cs может превышать запас ^{90}Sr в 1,5–10 раз, а на расстоянии 4–14 км – в 22–207 раз. Ю. В. Глаголенко с соавторами рассчитали, что на 2005 г. в верхнем течении р. Течи

до с. Муслюмово запас ^{90}Sr в донных отложениях и пойме составлял 19 ТБк, ^{137}Cs – 155 ТБк, а от с. Муслюмово до устья реки – 1,1 и 17 ТБк соответственно [32]. Исследование А. В. Трапезниковым с соавторами речной системы «Теча – Исеть – Тобол» показало, что в грунтах р. Исети содержится в 2 раза больше ^{90}Sr , чем в грунтах р. Течи, а ^{137}Cs – в 50 раз меньше [159]. Таким образом, скорость миграции ^{90}Sr по руслу реки значительно выше, чем ^{137}Cs , поэтому ^{90}Sr будет представлять большую опасность для экосистемы в нижнем течении водотока, чем ^{137}Cs при равных сбросах в составе жидких радиоактивных отходов.

Ранее было отмечено, что в болотной почве поймы в верхнем течении р. Течи наибольшее количество ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ содержится в слоях 20–40 см, а ^{90}Sr мигрирует по всему профилю и аккумулируется в различных слоях [53].

На рисунках 96–105 показано распределение радионуклидов по профилю донных отложений. В 1979 г. максимальная активность ^{137}Cs на расстоянии 4,5 км от В-11 отмечена на глубине 10–15 см, на расстоянии 15 км основное количество ^{137}Cs распределилось в слоях 0–5 и 5–10 см. Ниже по течению ^{137}Cs находился в верхнем слое донных отложений.

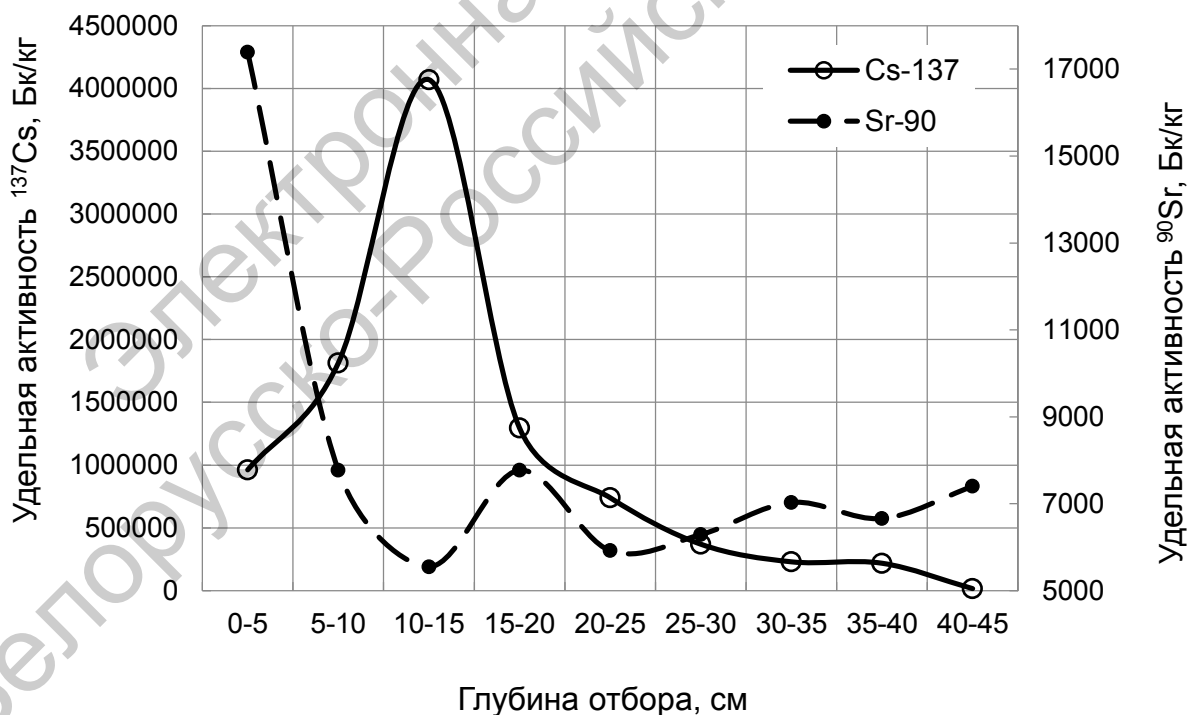


Рисунок 96 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 4,5 км от плотины В-11 в 1979 г.

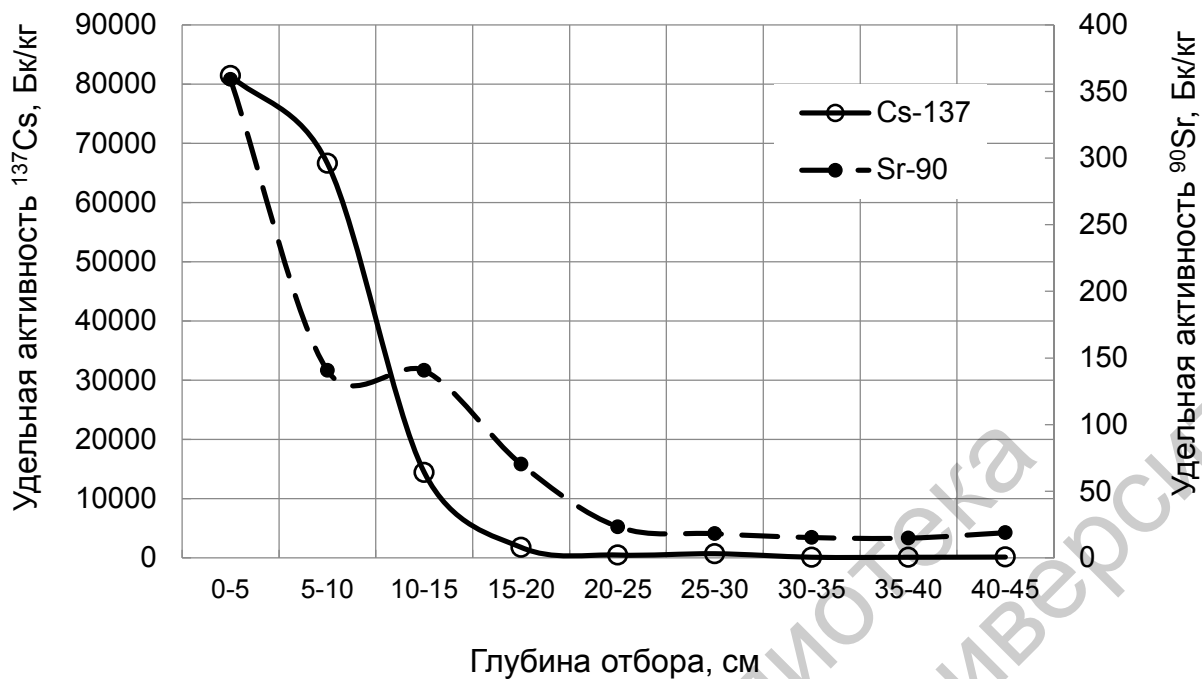


Рисунок 97 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 15 км от плотины В-11 в 1979 г.

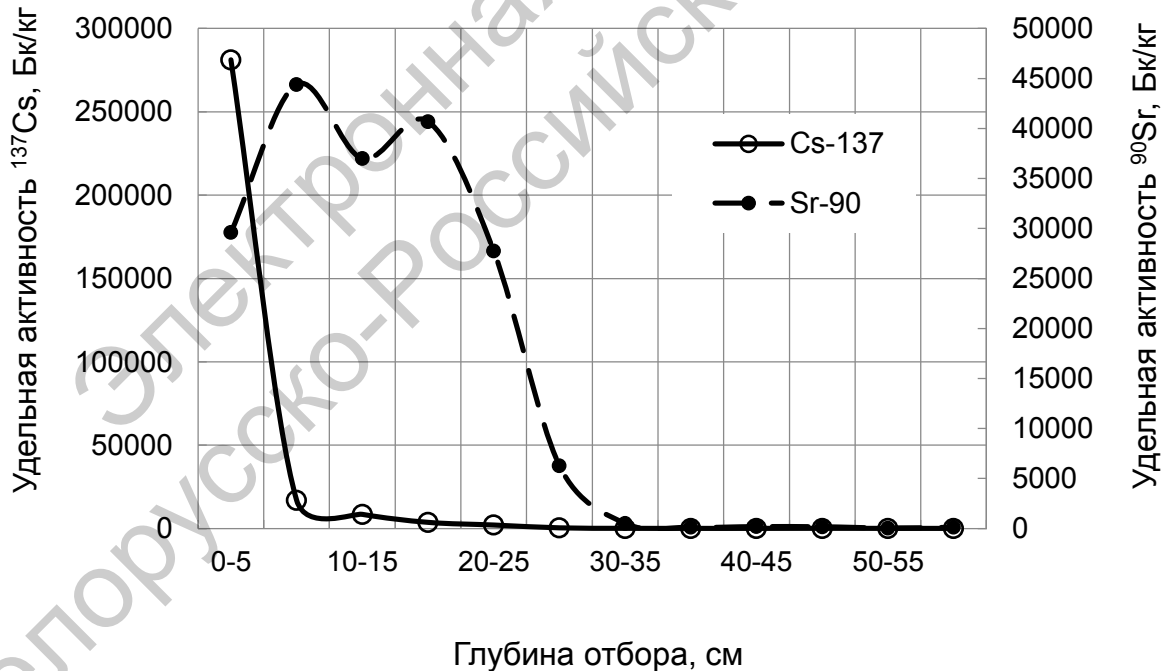


Рисунок 98 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 25 км от плотины В-11 в 1979 г.

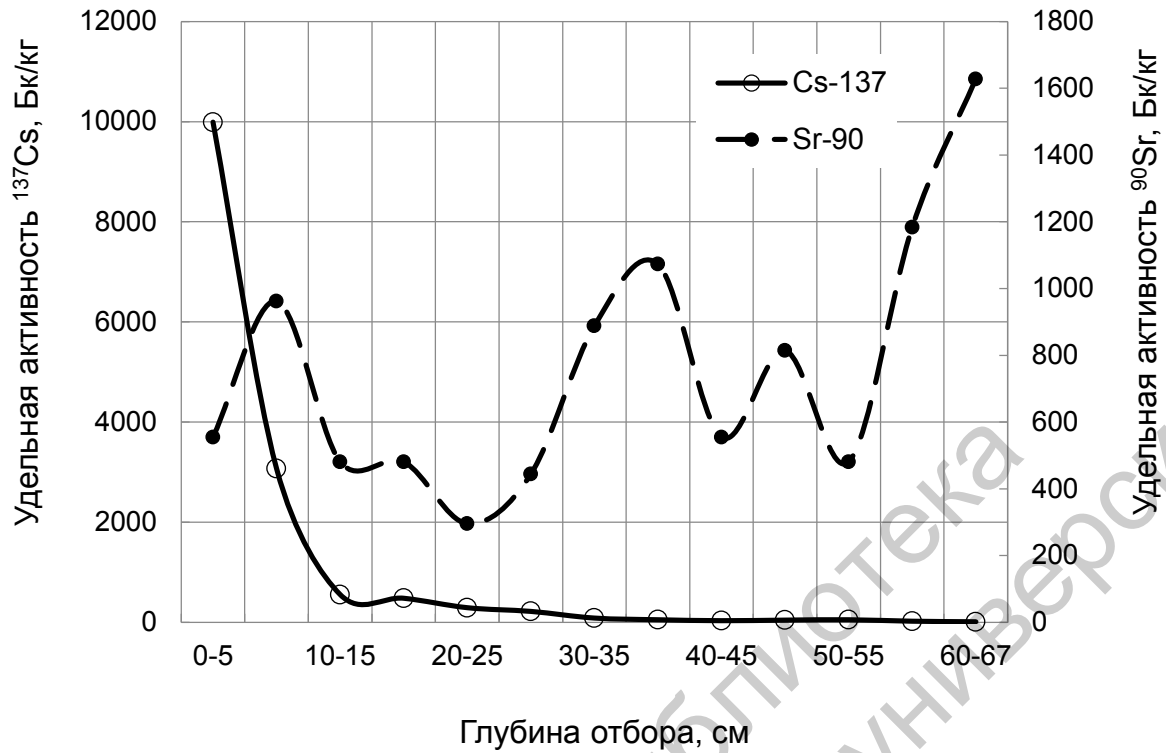


Рисунок 99 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 32 км от плотины В-11 в 1979 г.

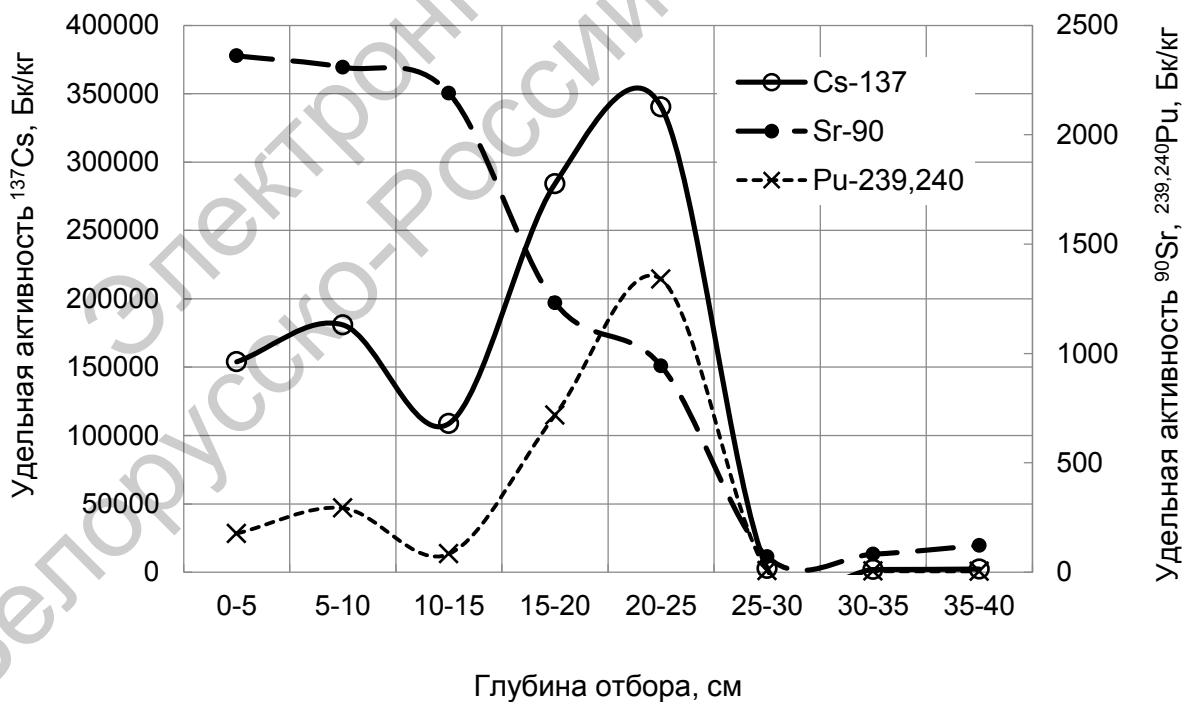


Рисунок 100 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 4,5 км от плотины В-11 в 1992 г.

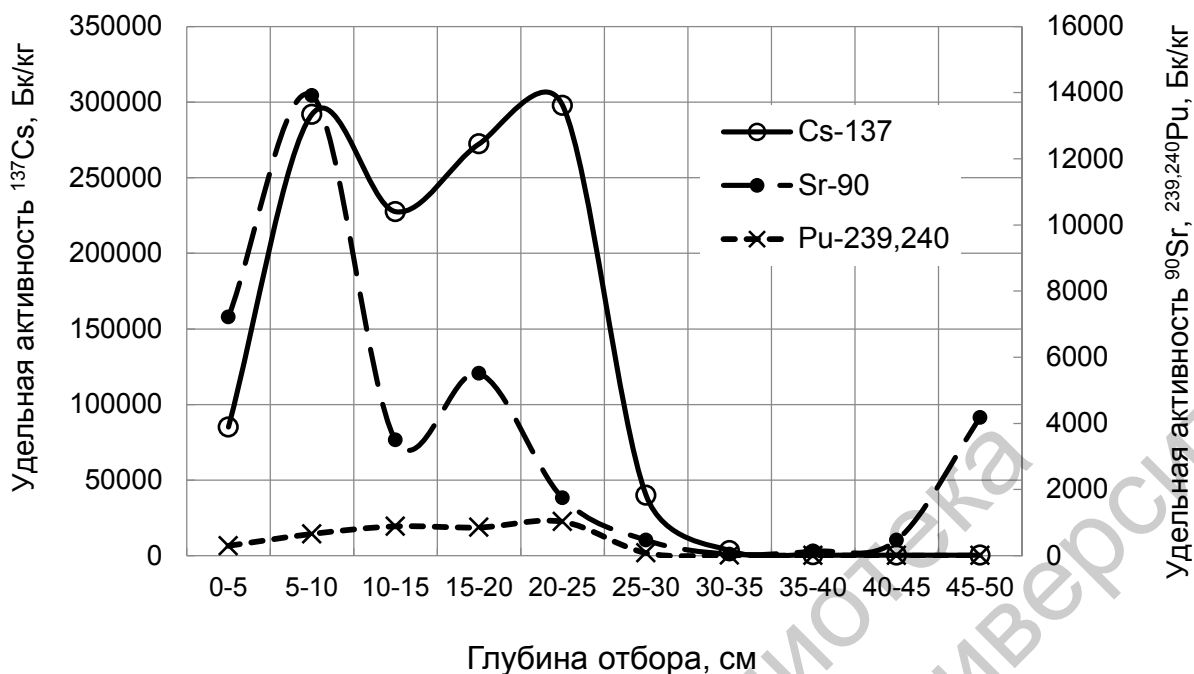


Рисунок 101 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 7 км от плотины В-11 в 1992 г.

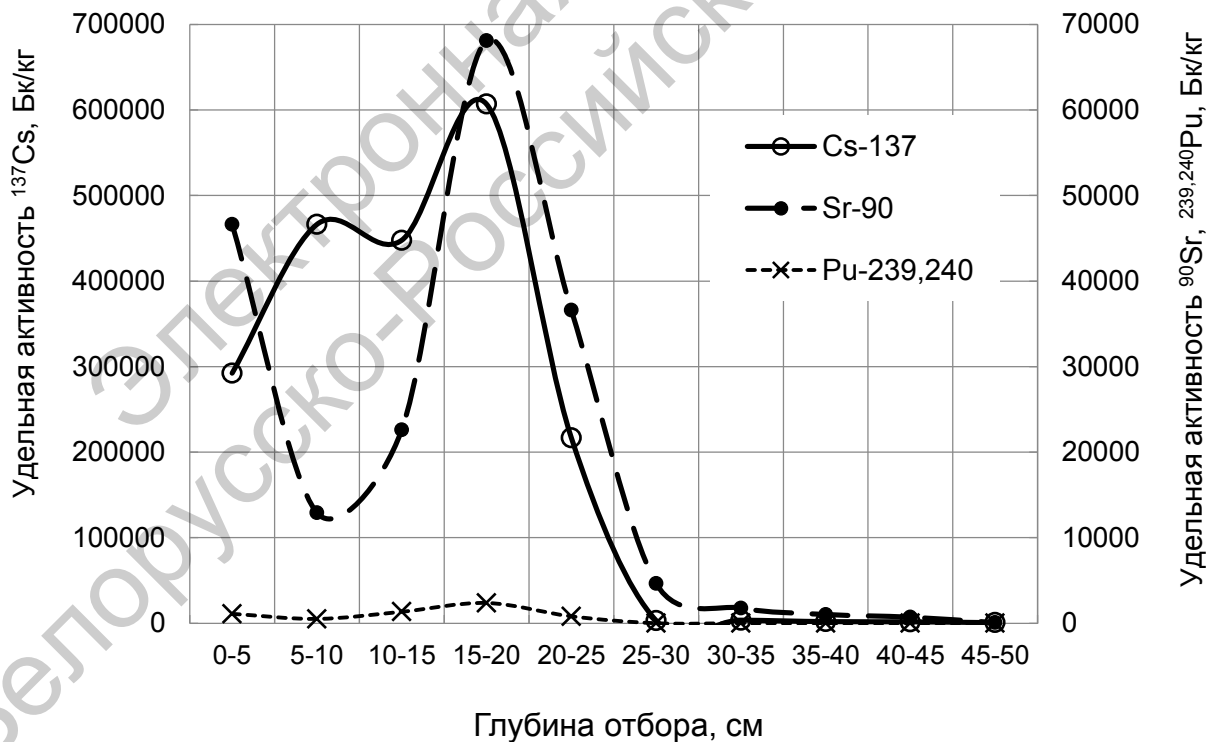


Рисунок 102 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 14 км от плотины В-11 в 1992 г.

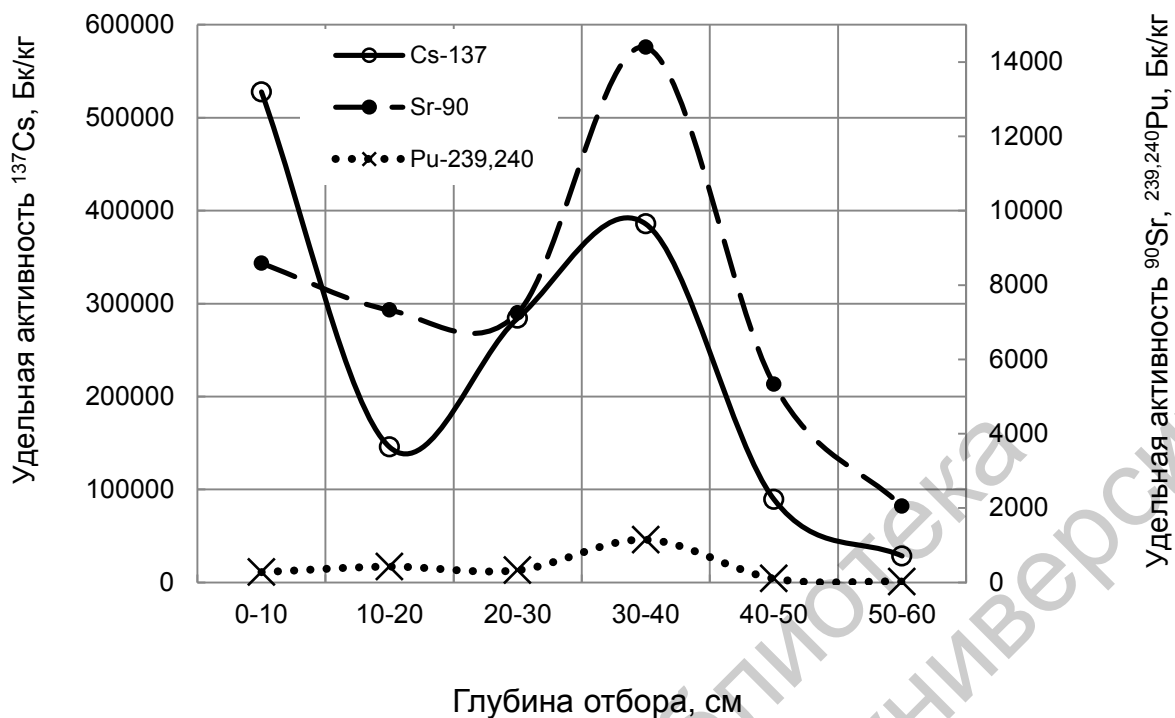


Рисунок 103 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 19 км от плотины В-11 в 1993 г.

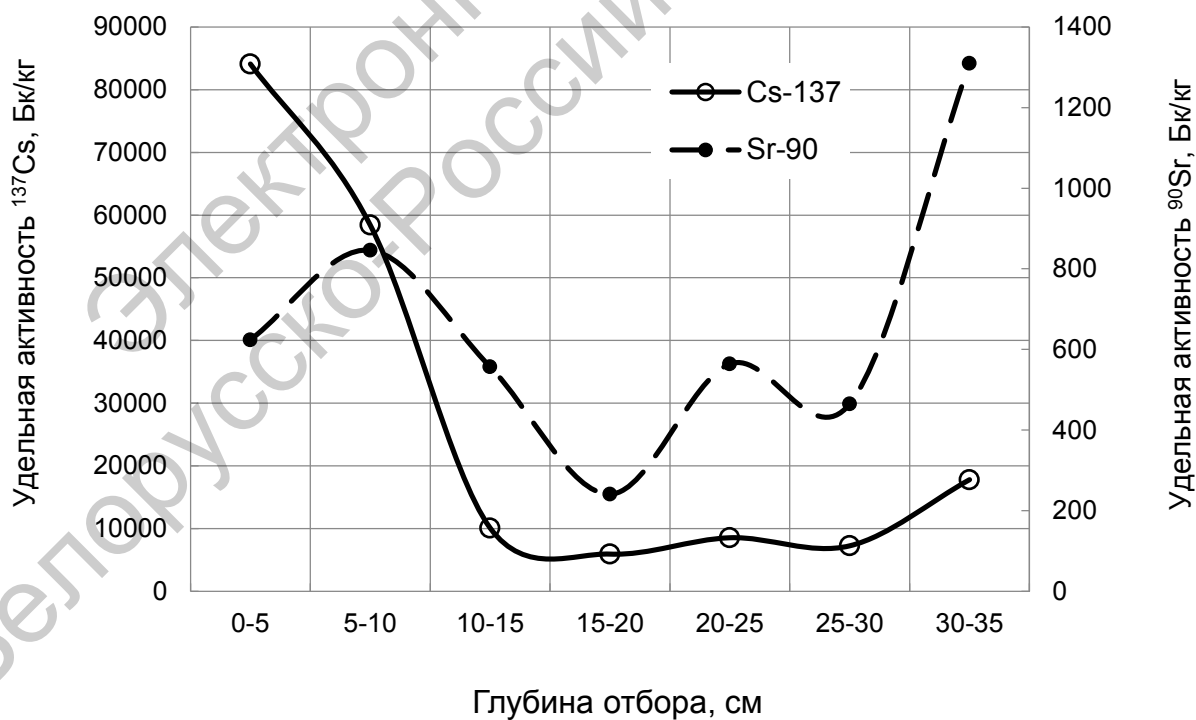


Рисунок 104 – Распределение радионуклидов по профилю донных отложений Течи на расстоянии 14 км от плотины В-11 в 2007 г.

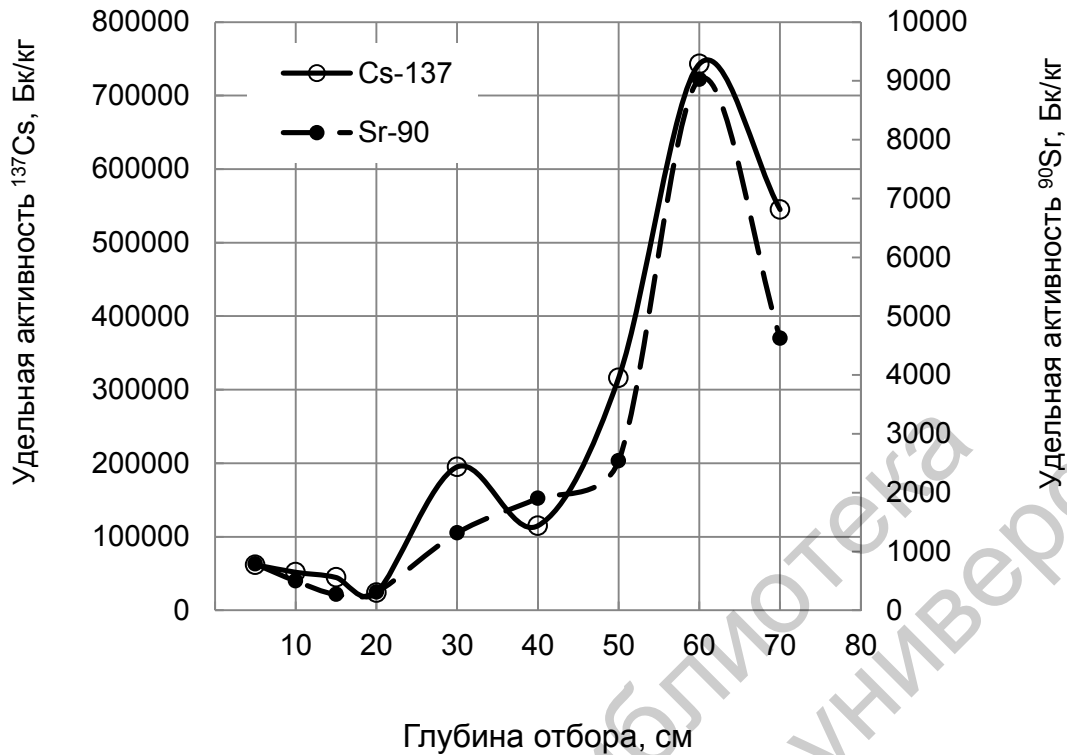


Рисунок 105 – Распределение радионуклидов по профилю наносов, формировавшихся с 1965 г. по 2005 г.

В 1992–1993 гг. наблюдали по два пика активности ^{137}Cs : в верхнем течении – в слоях 5–10 и 20–25 см, далее – 5–10 и 15–20 см и 0–5 см – 30–40 см. Таким образом, со временем ^{137}Cs заглубляется и скорость заглубления его снижается по мере удаления от истока. Поскольку в донных отложениях, в отличие от почвы, нет нисходящего потока воды, диффузия против градиента концентрации невозможна, а промывание верхнего слоя не приводит к смещению пика загрязнения вниз по профилю, такое смещение можно было бы объяснить накоплением менее загрязненных осадков с водосборной территории.

Однако на рисунках 102–103 видно, что верхний слой почвы на прибрежной части водосборной территории загрязнен значительно больше, чем донные отложения.

Кроме того, трудно объяснить наличие второго пика и того факта, что в 1993 г. и в 2007 г. наиболее загрязненным оказался верхний слой.

Распределение ^{90}Sr по профилю донных отложений в ряде случаев сходно с распределением ^{137}Cs , но в целом, так же как и для пойменной почвы, можно сказать, что ^{90}Sr распределяется неравномерно по всему профилю.

А. В. Трапезниковым с соавторами в грунтах р. Течи у впадения в Исеть в 1992 г. обнаружены пики ^{90}Sr в слоях 12–14 и 32–34 см, а на расстоянии около 19 км от плотины В-11 (Надыров мост) – пик ^{137}Cs на глубине 14–16 см [159].

На рисунке 105 показано, как изменяется удельная активность радионуклидов в слоях наносов, откладывавшихся после строительства Нового моста с 1965 г. по 2005 г. на расстоянии 14 км от В-11. Сопоставление характера распределения радионуклидов по профилю донных отложений и по профилю наносов дает основание предполагать, что пики активности ^{137}Cs в донных отложениях все же связаны с перекрыванием первично загрязненного слоя наносами с водосборной территории, уровень загрязнения которых зависит от условий водной эрозии соответствующего года.

На рисунке 106 отображено, как изменилась активность радионуклидов и их распределение в пойменной почве в районе Асанова моста в 2012 г. в сравнении с распределением в 1979 г.

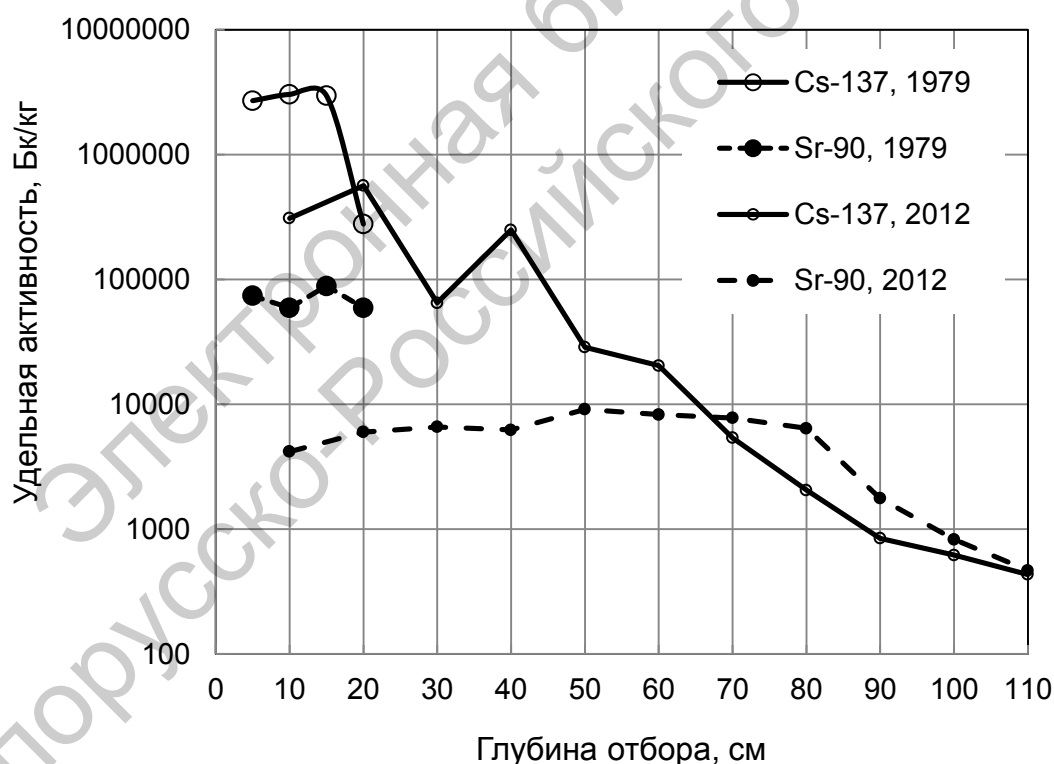


Рисунок 106 – Изменение активности радионуклидов по профилю почвы у Асанова моста

На опорной площадке за время, близкое к одному периоду полураспада, удельная активность радионуклидов в верхних слоях почвы снизилась на порядок. Однако необходимо учитывать неоднородность горизонтального распределения загрязнения, которое хорошо иллюстрирует рисунок 107. В целом, как для проб воды, так и для проб почвы можно отметить падение максимальных значений активности радионуклидов, однако временная и пространственная неоднородность радиоактивного загрязнения не позволяет рассчитать параметры снижения радиоактивности воды и почвы р. Течи с достаточной точностью.

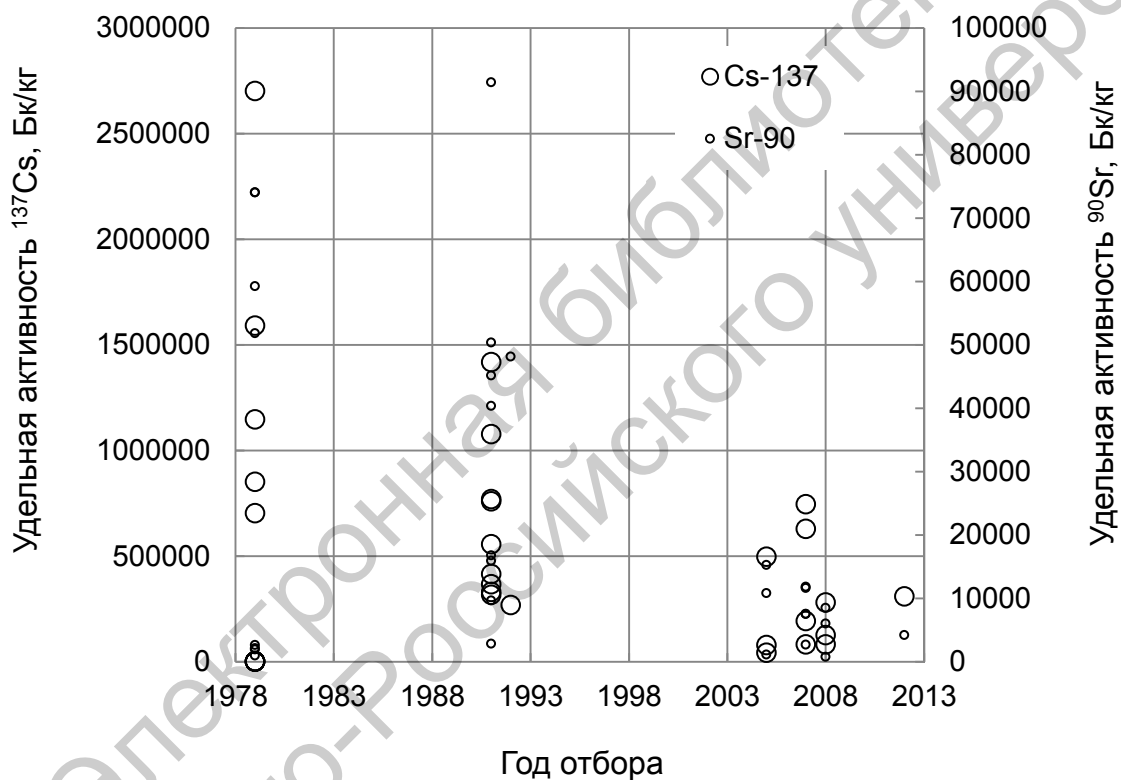


Рисунок 107 – Удельная активность радионуклидов в верхних слоях почвы (до 10 см) на расстоянии до 50 м от уреза воды у Асанова моста

Без специальных исследований невозможно определить, какой вклад в загрязнение поверхностного слоя вносят диффузия из более загрязненных глубоких слоев, осаждение наносов, сальтация и другие процессы. Этот вопрос требует более глубокого изучения.

При сопоставлении удельных активностей радионуклидов в пробах оказалось, что горизонтальное и вертикальное распределение ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в почве и донных отложениях сходно. Для проб донных отложе-

ний, отобранных на разнообразных участках по руслу, на разном расстоянии от уреза воды реки и на различной глубине, коэффициент достоверности аппроксимации кривой зависимости между активностями этих радионуклидов составил 0,847 (рисунок 108). Для проб почвы – 0,815 (рисунок 109). Эта зависимость позволяет ориентировочно оценивать уровень загрязнения почвы и донных отложений $^{239,240}\text{Pu}$ по результатам γ -спектрометрического определения ^{137}Cs .

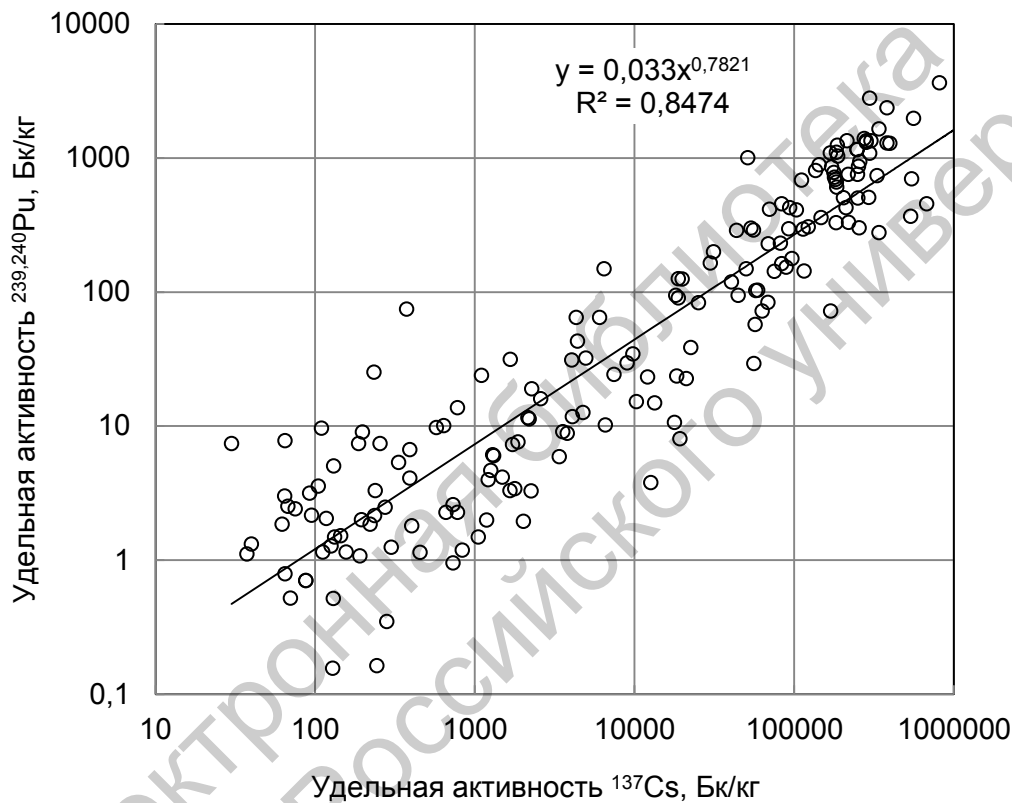


Рисунок 108 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробах донных отложений

Механизмы миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs различаются, и за время, прошедшее после массированных сбросов, соотношение между радионуклидами изменилось. Поэтому для расчета уравнения для определения активности ^{90}Sr по активности ^{137}Cs выбрали только пробы, отобранные не ранее 2007 г. На рисунке 110 показана зависимость удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах почвы, отобранных с различной глубины. На рисунке 111 – в пробах из верхнего слоя. Уравнения аппроксимирующих кривых и коэффициенты детерминации приведены на тех же рисунках.

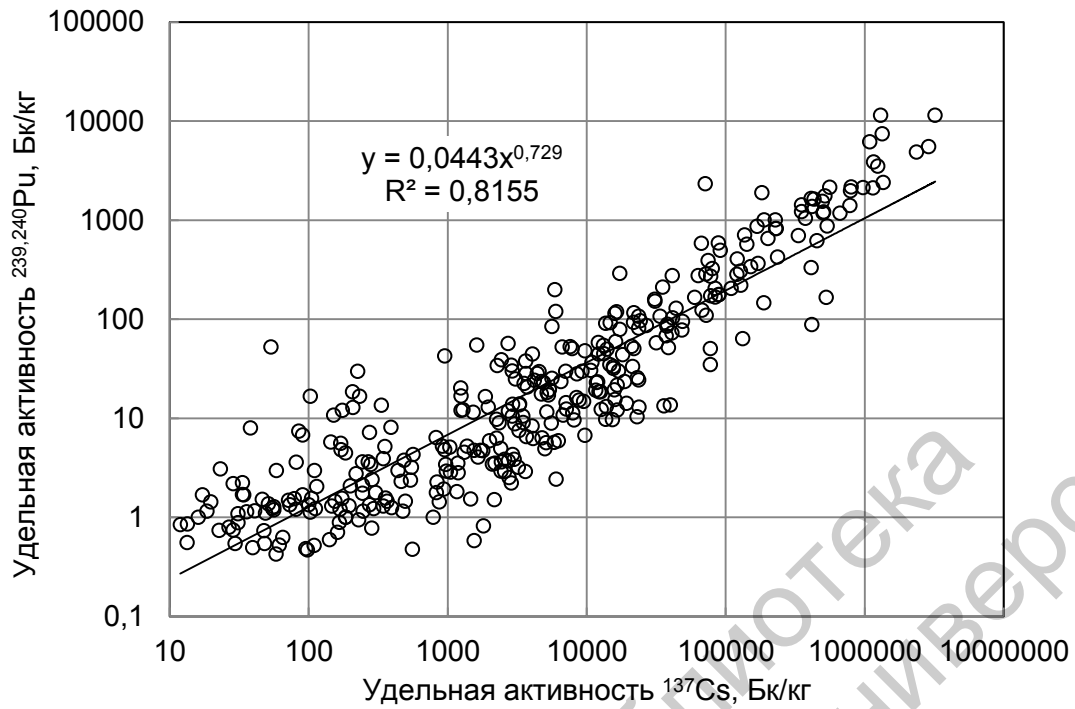


Рисунок 109 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробах пойменной почвы

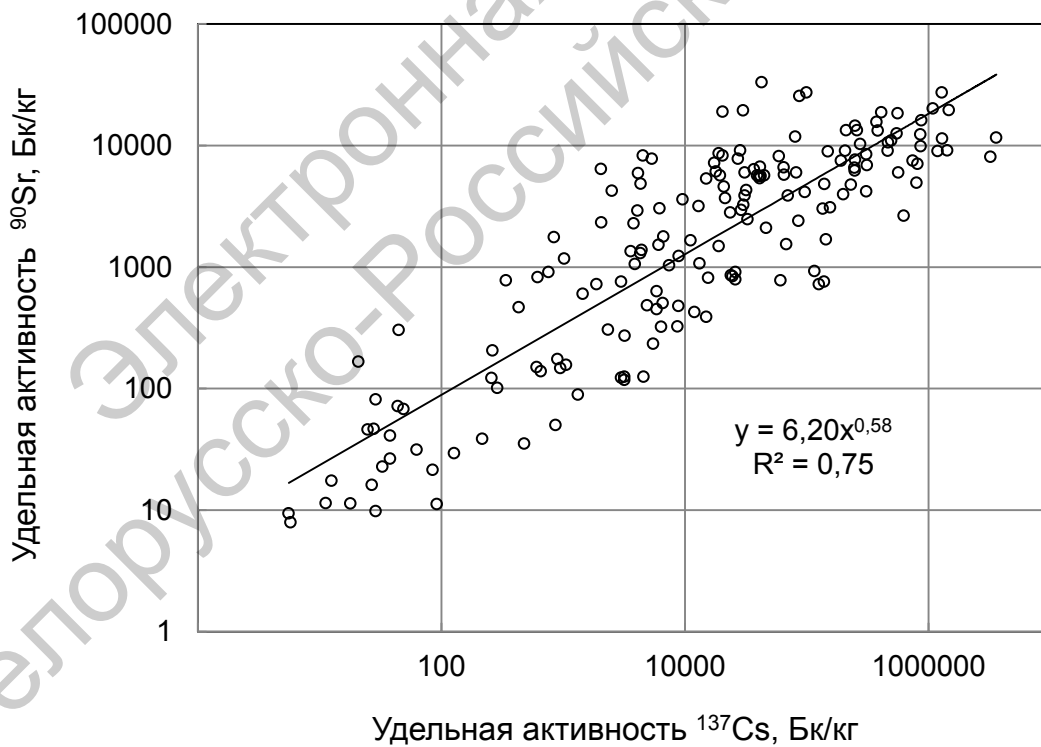


Рисунок 110 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr для всех проб пойменной почвы

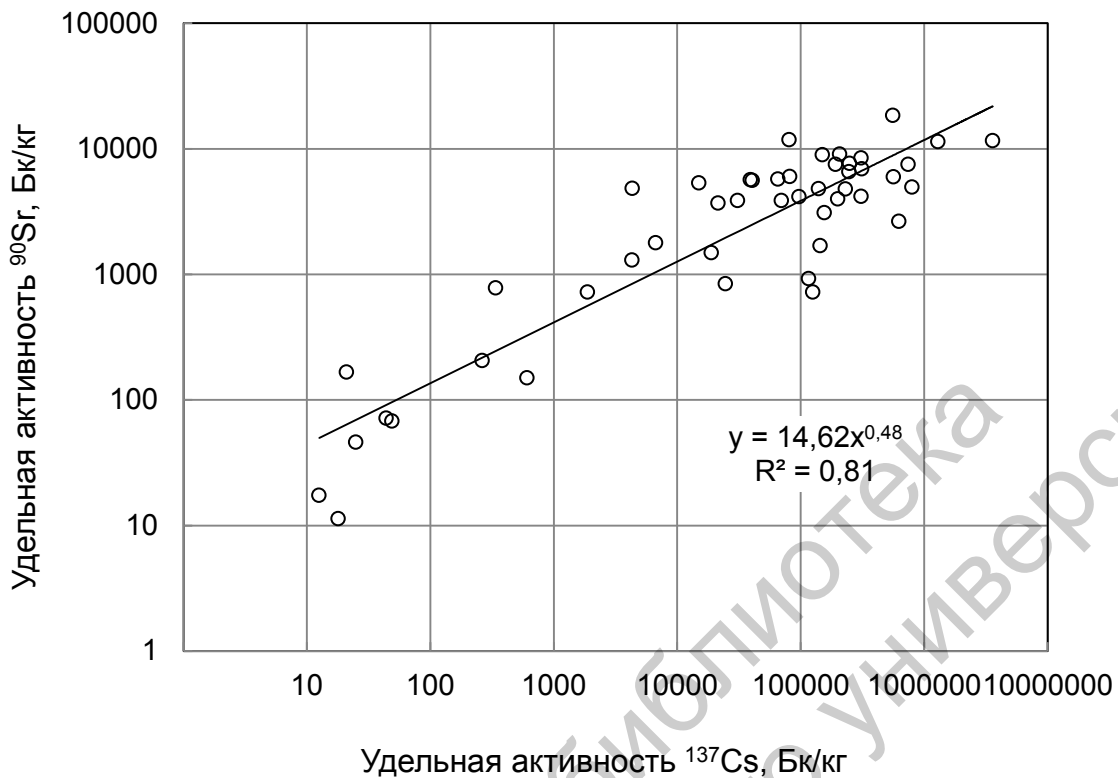


Рисунок 111 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах почвы из слоя 0–10 см

8 Методы оценки, моделирования и прогнозирования радиационной ситуации на территории биогеохимической провинции радиоактивных изотопов

8.1 Оценка источников радиоактивного загрязнения речной системы

Возникновение и развитие атомной энергетики, создание ядерного оружия привели к загрязнению среды обитания человека техногенными радионуклидами. Для снижения уровней радиоактивного загрязнения населенных территорий и экологических систем необходимо планирование эффективных мероприятий, направленных в первую очередь на выявление и ликвидацию или локализацию источников текущего радиоактивного загрязнения. Особое место среди загрязненных территорий занимают речные системы. Радионуклиды переносятся с речной водой на большие расстоя-

ния, загрязняют источники питьевого водоснабжения, попадают в Мировой океан.

Согласно Методическим указаниям Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека [107] «в случае загрязнения источника водоснабжения техногенными радионуклидами выше уровней вмешательства защитные мероприятия проводятся обязательно, независимо от наличия других факторов... если содержание техногенных радионуклидов в воде не превышает соответствующих уровней вмешательства, то защитные мероприятия должны быть направлены на ограничение интенсивности или ликвидацию путей поступления техногенного загрязнения в питьевую воду».

При радиационной аварии принцип обоснования относится не к источникам излучения и условиям облучения, а к защитному мероприятию. При этом в качестве величины пользы следует оценивать предотвращенную данным мероприятием дозу. Однако мероприятия, направленные на восстановление контроля над источниками излучения, должны проводиться в обязательном порядке [151].

Для планирования защитных эффективных мероприятий по ликвидации радиоактивного загрязнения речных систем и его последствий необходимо выявить текущие источники первичного и вторичного (вследствие перераспределения радионуклидов между компонентами системы) радиоактивного загрязнения речной системы, оценить их вклад в формирование уровней загрязнения и определить последовательность мероприятий по его ликвидации или локализации. Также нужно выявить потенциальные источники загрязнения и определить факторы и условия, влияющие на степень риска активизации этих источников.

В ряде случаев не представляется возможным измерить объемный расход воды и активности радионуклидов из всех источников загрязнения непосредственно перед точкой смешивания. Так, в системе р. Течи сточные воды из обводных каналов и фильтрат плотины не изливаются непосредственно в водоток, а разливаются по заболоченной местности, в которой затем формируется русло. При этом часть радионуклидов сорбируется, но со временем депонированные в болоте радионуклиды могут стать источником вторичного загрязнения. Для того чтобы выявить ведущий источник загрязнения, может быть достаточно определить относительные значения вклада каждого из потенциальных источников.

Методика применяется для речных систем при следующих условиях.

- 1 Факт радиоактивного загрязнения речной системы доказан.
- 2 Есть основания считать, что загрязнение продолжается в настоящее время и будет продолжаться в перспективе вследствие внешних (техногенных) факторов либо вследствие перераспределения радионуклидов между компонентами внутри системы.
- 3 Есть основания считать, что продолжающееся радиоактивное загрязнение речной системы наносит (или может нанести) ущерб здоровью людей или оказывает существенное негативное воздействие на биоту данной системы и сопредельных экосистем.
- 4 Не выявлены источники продолжающегося радиоактивного загрязнения речной системы или не оценен их вклад в формирование уровней загрязнения ее компонентов.
- 5 Прямые измерения гидрологических и иных факторов, влияющих на поступление радионуклидов в речную систему, невозможны, неоправданно трудоемки или недостаточно оперативны.

8.1.1 Оценка источников загрязнения воды.

8.1.1.1 Исследование структуры и морфологии речной системы в целом. На первом этапе необходимо исследовать структуру речной системы, ее морфологические и гидрологические особенности.

1 Гидрографическая сеть. При ее описании нужно отметить: основные водотоки, естественные притоки (постоянные и пересыхающие); родники; технологические каналы, коммуникации и другие источники сточных вод; естественные и технологические водоемы (проточные и непроточные). Также определить территорию водосбора, для заболоченных участков поймы – контур стекания.

2 Климатические особенности и связанный с ними гидрологический режим. Определяют количество осадков и испаряемость в течение года, время ледостава, сроки половодий и межени. Также учитывают технологические особенности гидрологического режима: характер регулирования уровня воды, периодичность и объем попусков, объем сбросов сточных вод, фильтрацию из каналов и водоемов и т. д.

8.1.1.2 Разбиение речной системы на модули. На втором этапе с учетом морфологии речной системы ее русло разбивают на модули – водотоки или их участки с прилегающей поймой, для которых предполагается однородность условий и характера загрязнения.

При первичном разбиении ориентируются на:

- технологические каналы и стоки;
- крупные притоки;
- сопряжения геохимических ландшафтов.

Для радионуклидов с небольшим периодом полураспада (порядка нескольких суток) протяженность модулей выбирают так, чтобы время добегающего было значительно меньше периода полураспада, либо рассчитывают поправку на распад.

Протяженность модулей должна быть такова, чтобы поправкой на испаряемость воды можно было пренебречь.

На границе модулей определяют места замыкающих гидрометрических створов.

8.1.1.3 Сравнение стока радионуклидов в модулях. На третьем этапе для каждого модуля в замыкающем створе определяют суммарный (жидкий и твердый) сток исследуемых радионуклидов. Для этого в живом сечении створа берут составную пробу из серии проб глубинного профиля [38]. Время последовательного отбора проб в замыкающих створах модулей рассчитывают с учетом времени добегающего для каждого модуля. По утвержденным методикам определяют удельную активность растворенных и взвешенных в воде радионуклидов, а также объемный расход воды модуля водотока [152]. Произведение удельной активности растворенного и взвешенного радионуклида на объемный расход воды соответствует суммарному стоку радионуклида F .

Обозначают суммарный сток в замыкающем створе модуля i как F_i , а суммарный сток в замыкающем створе предыдущего модуля $(i-1)$ как $F_{(i-1)}$.

Если $F_{(i-1)} > F_i$, то в модуле преобладает «самоочищение» воды за счет сорбции радионуклидов в донных отложениях (а в паводок и в почве) и, соответственно, загрязнение донных отложений и почвы. В таком случае загрязнителем является речная вода. Тогда

$$\Delta_F = (F_{(i-1)} - F_i) / S,$$

где S – площадь русла (в межень) или поймы (в паводок) определяет среднюю скорость загрязнения русла или поймы за расчетный период.

Если $F_{(i-1)} < F_i$, то в модуле происходит загрязнение воды.

В этом случае модуль i разбивают на модули второго порядка, выделяют на них замыкающие створы и повторяют п. 8.1.1.3 до локализации источника. Таким источником могут быть не выявленный ранее техногенный сток, поверхностный сток с загрязненной поймы, сток грунтовых

вод и выход в речную систему загрязненных подземных вод (подобно Карачаевской линзе).

Если $F_{(i-1)} \approx F_i$, то внутри модуля сорбция и десорбция радионуклидов, взмучивание и осаждение взвешенных радиоактивных частиц сбалансированы. Источника, оказывающего заметного влияния на уровни загрязнения компонентов речной системы, на момент исследования не обнаружено.

Факторы, влияющие на суммарный сток радионуклидов (скорость воды, сечение русла, действующая площадь водосбора, инфильтрация, модуль стока с водосборной территории, коэффициент стока, коэффициент подземного питания реки и другие характеристики), изменяются в разные годы и в течение одного года. Поэтому исследования проводят неоднократно с учетом гидрологического режима речной системы.

8.1.1.4 Оценка вклада источника в загрязнение речной системы. Для предварительной оценки вклада каждого из выявленных источников используют метод задач оптимизации. Этот метод можно применять и в тех случаях, когда объемный расход воды из разных источников неизвестен или его невозможно измерить прямым способом.

Для постановки задачи оптимизации необходимо сформулировать правила, определить переменные, ввести ограничения и задать целевую функцию.

В качестве правил выступают конкретные значения удельных активностей радионуклидов в воде в замыкающих створах источников загрязнения (модулей $(i - 1)$). В качестве переменных – значения объемных расходов воды в этих створах. Ряд параметров, которые невозможно или излишне трудоемко определять прямым методом (склоновый, почвенный, подземный сток и т. п.), также задается как переменные. Начальные значения переменных задают с учетом математических требований (ненулевые значения делителей и др.). Ограничения устанавливают исходя из математических требований и из имеющейся информации о закономерностях гидрологического режима, поведения радионуклидов в различных средах и т. п. Целевая функция представляет собой сумму квадратов отклонений расчетных и фактических значений удельных активностей радионуклидов в замыкающем створе модуля смешивания (i) . Поскольку активности различных радионуклидов (например, ^{137}Cs и ^3H) могут отличаться на порядки, для целевой функции используют не абсолютные, а относительные значения отклонений: $(A_{\text{факт}} - A_{\text{расч}})/A_{\text{факт}}$.

Необходимо учитывать, что при данном методе расчета определяются не действительные объемы и активности, а те, которые в наибольшей степени удовлетворяют условиям задачи. Поэтому для окончательных выводов следует провести расчеты для разных пар радионуклидов в пробах воды, отобранных в различные периоды гидрологического года, и, сопоставляя результаты расчетов, определить «рейтинг» источников и его зависимость от разнообразных факторов.

Примеры решения такой задачи средствами Microsoft Excel 2010 приведены далее.

8.1.1.5 Выявление источников загрязнения на водосборе и в русле. Действующая площадь водосбора становится источником загрязнения в результате:

- смыва растворенных и взвешенных радионуклидов с поверхности загрязненной почвы;
- инфильтрации дождевой и талой воды до водоупорного слоя и формирования пласта загрязненных почвенно-грунтовых вод.

Донные отложения становятся источником загрязнения в результате:

- растворения и десорбции депонированных в них радионуклидов;
- образования влекомых наносов при взмучивании донных наносов;
- сальтации.

Для выявления и оценки источников радиоактивного загрязнения в русле и на водосборе необходимо определить участки русла и пойменной почвы:

- наиболее загрязненные;
- наиболее подверженные абразии и эрозии;
- наиболее благоприятные по микрорельефу для миграции радионуклидов по профилю;
- наиболее благоприятные по физико-химическим условиям для высокой подвижности химических соединений, включая соединения радиоактивных изотопов.

Для предварительной оценки уровней загрязнения донных отложений и поймы и выявления участков, оказывающих воздействие на процессы вторичного загрязнения, на первом этапе необходимо использовать значения мощности экспозиционной дозы γ -излучения (МЭД). Измерения МЭД проводятся в межень на затопливаемой пойме. От береговой линии (параллельно ей) до контура стекания прокладывают маршруты для гамма-съемки в поисковом режиме. В наиболее загрязненных участках маршрута,

а также в понижениях рельефа (овражках, западинах, руслах временных водотоков с водосборной территории и т. п.) измеряют МЭД и рассчитывают среднее значение согласно [6, 7]. МЭД на поверхности донных отложений измеряют дозиметром с гидроизолированным датчиком.

По значениям МЭД можно ориентировочно определить удельную активность ^{137}Cs в почве. Например, в верхнем течении р. Течи в 2012 г. получили следующие соотношения:

$$A_{20} = 5064e^{0,0047x} \quad (R^2 = 0,90);$$

$$A_{10} = 9022e^{0,0037x} \quad (R^2 = 0,83),$$

где A_{20} и A_{10} – удельная активность, Бк/кг, ^{137}Cs в слое почвы 0–20 и 0–10 см соответственно;

x – МЭД, мкР/ч.

При наличии полевого спектрометра-радиометра уровни загрязнения верхних слоев почвы γ -излучающими радионуклидами определяют совместно с МЭД.

На значение МЭД могут оказывать влияние затопление, изменение влажности почвы, распределение γ -излучающих радионуклидов по профилю почвы и т. п. Поэтому указанные соотношения нельзя использовать непосредственно для оценки уровней загрязнения поймы ^{137}Cs , а только для выявления участков поймы для более подробного исследования.

На участках, где значения МЭД максимальны, отбирают пробы почвы и донных отложений согласно ГОСТу [36].

Наиболее оперативным методом определения активности радионуклидов в почве является γ -спектрометрия. Поэтому в первую очередь в пробах почвы определяют активность ^{137}Cs и других γ -излучающих радионуклидов по утвержденным методикам (например, [114]).

Поведение и особенности миграции в почве ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ очень близки. Поэтому для тех речных систем, первичное загрязнение которых происходило вследствие единовременного (аварийного) сброса или сбросов с относительно постоянным соотношением изотопов, по известному значению удельной активности ^{137}Cs в почве можно рассчитать активность $^{239,240}\text{Pu}$. Так, для пойменных почв р. Течи

$$A_{\text{Pu}} = 0,044(A_{\text{Cs}})^{0,73} \quad (R^2 = 0,82);$$

для донных отложений

$$A_{\text{Pu}} = 0,033(A_{\text{Cs}})^{0,78} \quad (R^2 = 0,85),$$

где A_{Pu} и A_{Cs} – удельные активности $^{239,240}Pu$ и ^{137}Cs в пробе.

Также по удельной активности ^{137}Cs в почве можно ориентировочно определить удельную активность ^{90}Sr . Для пойменных почв р. Течи

$$A_{Sr} = 11,6 \cdot x^{0,56} \quad (R^2 = 0,56);$$

$$A_{Sr10} = 41,7 \cdot x^{0,42} \quad (R^2 = 0,52),$$

где A_{Sr} и A_{Sr10} – удельные активности ^{90}Sr в любой пробе почвы из речной системы Течи и в пробе из слоя почвы 0–10 см из верховьев Течи соответственно;

x – удельная активность ^{137}Cs в этой же пробе.

После определения ориентировочных уровней загрязнения почвы расчетными методами выделяют участки, являющиеся наиболее вероятными источниками загрязнения. Особое внимание обращают на понижения, западины, старицы и другие места, в которых скапливается дождевая и талая вода, переносящая растворенные и взвешенные радионуклиды и создающая давление водяного столба, способствующее инфильтрации.

При этом учитывают, что при инфильтрации вода проходит по всему профилю почвы, включая почвообразующую породу до водоупорного слоя. В пойменных почвах, вследствие миграции по профилю и русловых процессов, максимальная удельная активность ^{137}Cs может обнаруживаться на различных глубинах. Так, в почвах верховьев р. Течи наиболее загрязненные ^{137}Cs слои находились на глубине от 0–5 до 30–40 см. В Чернобыльской зоне отчуждения на участках быстрой инфильтрации, приуроченных к западинам рельефа, в которых скапливается до 60 % осадков, глубина проникновения радионуклидов (стронция и цезия) к 2000 г. достигла 17 м [171].

На карте-схеме, учитывая рельеф местности, намечают линии от этих участков до русла (или истока) реки, предположительно соответствующие потокам ливневого стока и почвенно-грунтовых вод. Особое внимание обращают на следы линейной эрозии (промоины, овражки и др.). На этих линиях на расстоянии 1–3 м от уреза воды отбирают пробы грунтовых вод. Отбор грунтовых вод производят из верховодки (в паводок) и первого от поверхности водоносного горизонта (в межень) после желонирования или прокачки скважины (шурфа) и восстановления уровня [150].

Если активность радионуклидов в грунтовой воде сопоставима с активностью в речной воде или превышает ее, соответствующий участок

поймы исследуют для выявления факторов, способствующих миграции радионуклидов из почвы в реку.

На этих участках отбирают пробы почвы послойно до водоупорного горизонта и определяют активность радионуклидов радиохимическими методами [114, 39]. Параллельно в пробах определяют физико-химические свойства почвы, оказывающие влияние на подвижность радионуклидов. Известно, что доля подвижных радионуклидов значительно увеличивается при:

- легком гранулометрическом составе;
- $\text{pH} < 4$;
- понижении окислительно-восстановительного потенциала E_h [68, 80].

Если активность радионуклидов в грунтовой воде значительно ниже активности в речной воде, а уровни загрязнения донных отложений высоки, соответствующий участок русла исследуют для выявления факторов, способствующих миграции радионуклидов из донных отложений в воду. Особое внимание обращают на участки береговой линии, подверженные абразии, и на участки русла, где происходит образование наносов.

Полученные данные используют при планировании защитных мероприятий (известкование, засыпка грунтом, создание водоупорных экранов и т. п.).

8.1.2 Примеры использования метода решения задачи оптимизации для определения вклада источников в загрязнение модуля водотока.

8.1.2.1 Пример расчета вклада источников радиоактивного загрязнения р. Течи в верхнем течении в створе «Асанов мост». На рисунках 112 и 113 представлены значения удельной активности ^{90}Sr и ^3H в воде источников загрязнения и в р. Тече на 17.05.2012 г. Требуется оценить вклад в радиоактивное загрязнение воды в створе «Асанов мост» следующих источников: левобережного обводного канала (ЛБК), правобережного обводного канала (ПБК), фильтрата плотины водоема В-11, Асановского болота (до створа «Асанов мост»). Сточные воды не изливаются непосредственно в водоток, а разливаются по заболоченной местности, в которой затем формируется русло. При этом часть радионуклидов сорбируется, и со временем депонированные в болоте радионуклиды могут стать источником вторичного загрязнения.



Рисунок 112 – Удельная активность ^{90}Sr в пробах воды р. Течи

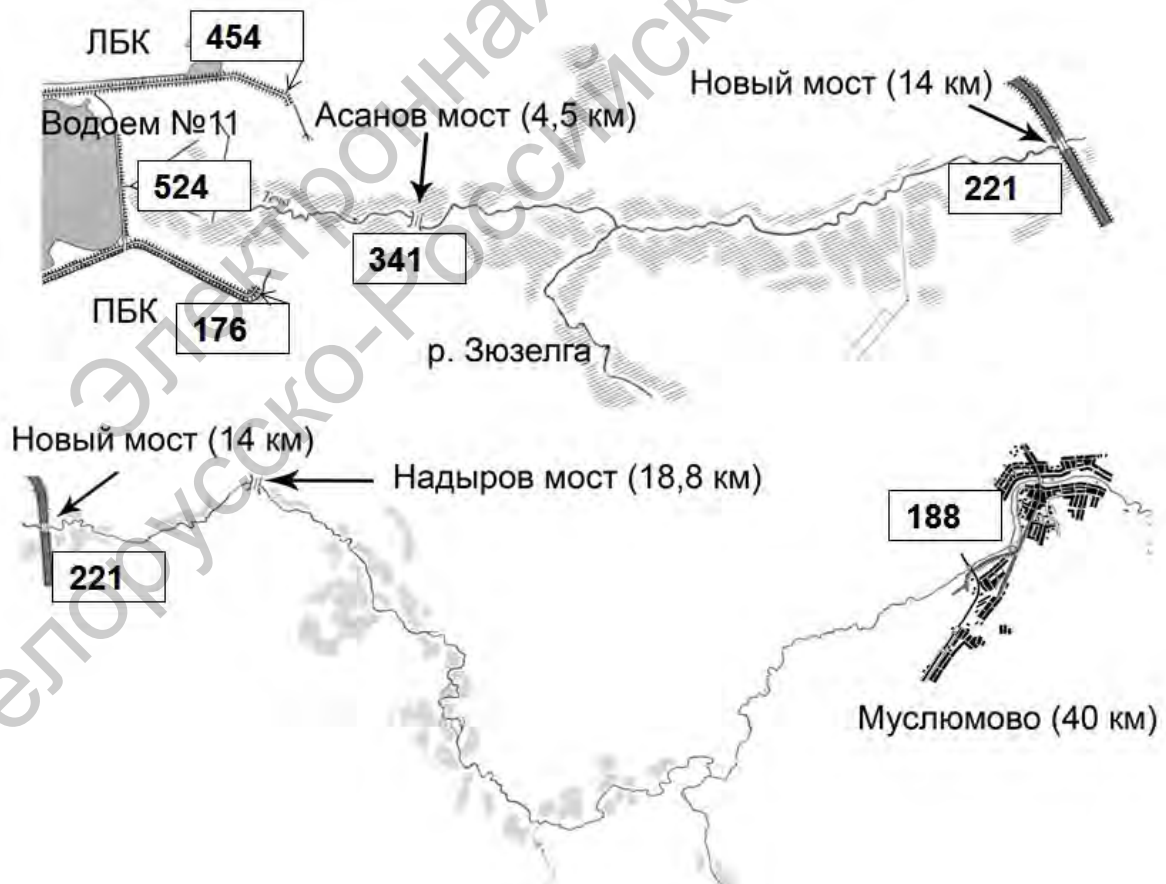


Рисунок 113 – Удельная активность ^3H в пробах воды р. Течи

Для расчета значений объемов загрязненной воды использовали опцию «Поиск решения» в программе Microsoft Excel 2010.

Алгоритм расчета.

1 В ячейки В2-В4 и С2-С4 выставляют фактические значения удельных активностей радионуклидов (в данном примере – ^{90}Sr и ^3H) в воде исследуемых источников загрязнения (ЛБК, фильтрат плотины В-11, ПБК).

2 В ячейки В5 и С5 выставляют начальные значения удельных активностей радионуклидов в стоке, формирующемся в Асановом болоте. Эти значения будут подвергнуты оптимизации. В данном примере – 0 и 0.

3 В ячейки D2-D5 выставляют начальные значения объемных расходов воды (в условных единицах), которые также будут подвергнуты оптимизации. В данном примере начальные значения были приняты за 1.

4 В ячейки E2-E5 выставляют формулы расчета суммарной активности ^{90}Sr , поступающей в створ «Асанов мост» (стока), т. е. произведения удельной активности на объемный расход воды: $=B2*D2$; $=B3*D3$; $=B4*D4$; $=B5*D5$. В ячейки F2-F5 – соответственно для ^3H : $=C2*D2$; $=C3*D3$; $=C4*D4$; $=C5*D5$.

5 В ячейки D6-F6 выставляют функции СУММ(D2-D5); СУММ(E2-E5); СУММ(F2-F5). Здесь будут рассчитаны суммарный объем воды в створе «Асанов мост» в условных единицах и суммарное количество ^{90}Sr и ^3H в этом суммарном объеме (сток).

6 В ячейку В7 выставляют формулу $=E6/D6$, соответствующую расчетному значению удельной активности ^{90}Sr в створе «Асанов мост», в ячейку С6 – формулу $=F6/D6$, соответствующую активности ^3H .

7 В ячейки В7 и С7 выставляют фактические значения удельной активности ^{90}Sr и ^3H в воде в створе «Асанов мост».

8 В ячейки В8 и С8 выставляют относительные значения разностей между расчетными и фактическими значениями удельной активности ^{90}Sr и ^3H : $=(B7-B6)/B6$; $=(C7-C6)/C6$. В ячейки В9 и С9 – квадраты этих разностей: $=B8*B8$; $=C8*C8$.

9 В ячейке С10 выставляют целевую функцию. Она равна сумме квадратов разностей между расчетными и фактическими значениями удельных активностей ^{90}Sr и ^3H : $=B9+C9$. Эта функция в процессе оптимизации должна быть минимизирована.

10 На вкладке «Данные» выбирают «Поиск решения».

11 В диалоговом окне в строке «Оптимизировать целевую функцию» указывают адрес ячейки, содержащей целевую функцию, в данном примере – C10.

12 Переключатель «До» устанавливают на «Минимум».

13 В строке «Изменяя ячейки переменных» указывают адреса ячеек, в которые были выставлены начальные значения, подлежащие оптимизации. В данном примере – \$D\$2:\$D\$5;\$B\$5:\$C\$5.

14 С помощью кнопки «Добавить» в свободное поле добавляют ограничивающие условия:

– расчетные удельные активности ^{90}Sr и ^3H в воде болота (ячейки B6-C6) ≥ 0 ;

– расчетные объемы жидкостей (ячейки D2-D5) ≥ 1 .

15 После заполнения диалогового окна с помощью кнопки «Поиск решения» рассчитывают оптимально соответствующие условиям данной задачи значения объемов воды (в условных единицах) и суммарные активности ^{90}Sr и ^3H , содержащиеся в этих объемах.

16 Обычным способом, принимая расчетный суммарный объем воды в створе «Асанов мост» за 100 %, рассчитывают процентное соотношение вклада различных источников радиоактивного загрязнения в формирование в этом створе радиоактивного стока ^{90}Sr (ячейки H2-H5) и ^3H (ячейки I2-I5).

На рисунке 114 представлены результаты расчета значений относительного количества радионуклидов, поступивших из разных источников в створ «Асанов мост».

Выводы.

1 Наибольший вклад в загрязнение воды р. Течи ^{90}Sr на момент отбора вносили ЛБК и фильтрат плотины В-11, ^3H – ЛБК.

2 Вода Асановского болота мало загрязнена и способствовала снижению удельной активности радионуклидов за счет разведения.

Анализ грунтовой воды из скважины у Асанова моста в целом подтверждает эти выводы: активность ^{90}Sr в воде – 0,19 Бк/л, ^3H – 42 Бк/л.

8.1.2.2 *Пример расчета вклада фильтрации из водоема В-11 в радиоактивное загрязнение воды Правобережного обводного канала.* На рисунке 114 представлены также результаты расчета вклада раствора, фильтрующегося из водоема В-11, в загрязнение ПБК в мае и июне 2012 г. Здесь в систему ограничений были добавлены фактические значения удельной активности ^{90}Sr и ^3H в воде водоема В-11.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
1	Место отбора, параметр	$A_{Sr, \text{уд}}$	$A_{H, \text{уд}}$	V	A_{Sr}	A_H	V, %	$A_{Sr}, \%$	$A_H, \%$
2	ЛБК	11,9	454	3,054741	36,35141	1386,852	49,8	27,8	66,3
3	Фильтрат В-11	48,8	524	1,006443	49,1144	527,3759	16,4	37,6	25,2
4	ПБК	45,1	176	1	45,1	176	16,3	34,5	8,4
5	Болото	0	0,047659	1,068667	0	0,050932	17,4	0,0	0,0
6	Асанов мост (расчетно)	21,3	341	6,12985	130,5658	2090,279	100,0	100,0	100,0
7	Асанов мост (фактически)	21,3	341						
8	Δ	4,26E-09	6,48E-08						
9	Δ^2	1,81E-17	4,19E-15						
10	$\Sigma(\Delta^2)$		4,21E-15						

Результаты расчета значений относительного количества радионуклидов, поступивших из разных источников в створ «Асанов мост»

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
28	Место отбора, параметр	$A_{Sr, \text{уд}}$	$A_{H, \text{уд}}$	V	A_{Sr}	A_H	V, %	$A_{Sr}, \%$	$A_H, \%$
29	ВП 4	0,6	114,8	5395,196	3237,117	619368,4	87,42778	1,163114	57,09151
30	В-11	354,5566	600	775,8354	275077,6	465501,2	12,57222	98,83689	42,90849
31	ПБК консоль расч	45,10019	175,8004	6171,031	278314,7	1084870	100	100	100
32	ПБК консоль факт	45,1	175,8						
33	Δ	-4,3E-06	-2,3E-06						
34	Δ^2	1,86E-11	5,08E-12						
35	$\Sigma(\Delta^2)$		2,37E-11						

Результаты расчета значений относительного количества радионуклидов поступивших в ПБК от водомерного поста ВП 4 до консоли канала 17.05.2012

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
38	Место отбора, параметр	$A_{Sr, \text{уд}}$	$A_{H, \text{уд}}$	V	A_{Sr}	A_H	V, %	$A_{Sr}, \%$	$A_H, \%$
39	ВП 4	0,7	84,7	5730,104	4011,073	485339,8	86,80375	1,46064	48,14851
40	В-11	310,6367	599,9981	871,1128	270599,6	522666	13,19625	98,53936	51,85149
41	ПБК консоль расч	41,6	152,7	6601,217	274610,6	1008006	100	100	100
42	ПБК консоль факт	41,6	152,7						
43	Δ	-9,5E-08	-3,5E-09						
44	Δ^2	9,11E-15	1,26E-17						
45	$\Sigma(\Delta^2)$		9,12E-15						

Результаты расчета значений относительного количества радионуклидов поступивших в ПБК от водомерного поста ВП 4 до консоли канала 15.06.2012

Рисунок 114 – Результаты расчета значений относительного количества радионуклидов, поступивших из разных источников

Из результатов расчета следует, что ^3H из В-11 в ПБК фильтруется беспрепятственно, активность его в воде В-11 (≈ 600 Бк/л) и в поступающем в канал фильтрате одинакова. ^{90}Sr в значительной степени сорбируется грунтом, его расчетная активность в фильтрате составляет ≈ 21 – 24 % от активности в воде В-11 (1480 Бк/л). По данным, содержание водорастворимых форм ^{90}Sr в почвах разных типов составляет ≈ 15 – 20 %.

Таким образом, результаты расчета хорошо согласуются с экспериментальными данными.

8.2 Прогнозирование радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции

На территории России имеется большое количество земель, подвергшихся загрязнению радиоактивными изотопами. По данным [133], в конце 2012 г. в районе предприятий Росатома находилось 107548 тыс. м² земель, загрязненных радионуклидами, кроме того, на территории России насчитывалось 11312 населенных пункта, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. Согласно Государственному докладу «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2011 году» [111] в 2011 г. на 9 % обследованных земель было отмечено умеренно опасное и на 3,5 % опасное загрязнение комплексом металлов. Зачастую загрязнены пригородные земли, наиболее удобные для ведения высокотехнологичного производства свежих овощей, индивидуального строительства, садоводства и приусадебного хозяйства. Жители населенных пунктов, расположенных вне зоны отселения, вынуждены выращивать картофель и овощи на загрязненной почве приусадебных участков или использовать полученные земельные паи. Например, при ликвидации предприятия совхоз «Булзинский» бывшие работники совхоза приобрели в собственность земельные паи (по 9 га) на территории, прилегающей к Восточно-Уральскому радиоактивному следу.

К настоящему времени существует большое количество рекомендаций по ведению сельскохозяйственного производства на загрязненных землях. Однако они разработаны для крупнотоварных хозяйств. Кроме того, при выборе мер по снижению уровней загрязнения продукции в конкретном хозяйстве на заданный период времени необходимо принимать во внимание большое количество условий, которые обычно не рассматриваются в общих нормативных документах и рекомендациях: рыночную конъюнктуру, уровень цен на энергоносители, альтернативные возможности использования продукции и т. п. Следует учитывать, что на сегодняшний день не существует законодательной базы для принуждения собственников сельскохозяйственных предприятий к выполнению каких-либо рекомендаций. Таким образом, окончательное решение о целесообразности применения тех или иных защитных мер принимает руководитель конкретного хозяйства.

Достаточно часто контрмеры могут быть эффективны по одному из параметров, но в целом, по интегральной оценке, их применение является нецелесообразным. Например, комплексное применение мелиорантов

(известкование, использование повышенных доз органических и фосфорно-калийных удобрений, на легких почвах – внесение глинистых минералов) позволяло снизить содержание ^{137}Cs в растениях до 5 раз [143]. Однако внесение комплекса удобрений приводило к повышению урожайности зерновых и, как следствие, увеличению коллективной дозы, которое практически нейтрализовало снижение удельной активности ^{137}Cs в зерне. Кроме того, значительно возросли производственные расходы. Таким образом, предотвращенная доза, нормированная на затраты, составила всего 0,01–0,03 чел.-мЗв/млн р. (в ценах 1996 г.) [164].

Одним из эффективных методов снижения уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции является репрофилирование хозяйства [142]. Однако эта мера требует еще больших затрат, в том числе и на «обратное репрофилирование» в том случае, если окажется нерентабельной.

«Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду», изданное МАГАТЭ в 1994 г., указывает, что «основной целью введения какой-либо контрмеры должно быть снижение доз облучения населения и, как следствие, уменьшение риска здоровью людей. На практике это означает выбор такой стратегии контрмер, которая дает возможность производить продукты питания, имеющие уровни загрязнения ниже уровней вмешательства с наименьшими затратами, насколько это возможно, и с минимальными побочными эффектами» [142].

В современных экономических условиях сельскохозяйственное производство на загрязненной территории не всегда рентабельно. Повышение экономических затрат, связанное с выполнением рекомендаций по ведению сельского хозяйства на территории, загрязненной радионуклидами, для большинства хозяйств неприемлемо. Поэтому возникает необходимость оценить целесообразность вовлечения загрязненных земель в сельскохозяйственное производство при сохранении его рентабельности.

Для этого нужно прогнозировать уровни поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr в товарной части урожая на землях, подвергшихся радиоактивному загрязнению, и оценить вероятность получения продукции, соответствующей современным нормам радиационной безопасности.

Используя данные картирования радиационного загрязнения прошлых лет и значения периодов полураспада радионуклидов, можно ориентировочно определить среднюю плотность загрязнения территории и предполагаемый уровень загрязнения продукции. Однако для расчета

экономических рисков при возделывании конкретных культур на конкретных полях необходимы более подробные исследования.

В начальный период после аварии плотность загрязнения территории можно определить прямым методом. Так как радионуклиды расположены на поверхности почвы, достаточно отбирать верхний слой пробоотборником с известной площадью захвата.

В отдаленные сроки после радиоактивных выпадений характер распределения радионуклидов по почвенному профилю изменяется. В лесу и на целинных почвах уровень загрязнения определяется активностью верхних 20 см почвы. На обрабатываемых почвах характер распределения по профилю может быть различным. Так, на оси Восточно-Уральского радиоактивного следа через 50 лет после аварии в залежном черноземе на пашне 15–20 % радионуклидов находилось в слое 30–85 см. При регулярной обработке, особенно при поливе, загрязнение пахотного и подпахотного горизонтов может быть практически одинаковым. Так, соотношение плотностей загрязнения ^{137}Cs слоев 20–40 и 0–20 см на серой лесной тяжелосуглинистой почве в ООО «Совхоз Береговой» в 2007 г. на богаре составило $0,58 \pm 0,20$, а при поливе – $0,88 \pm 0,43$. Для ^{90}Sr эти соотношения составили $0,76 \pm 0,21$ и $1,16 \pm 0,29$.

Принято считать, что основная масса корней расположена в верхнем «корнеобитаемом» слое почвы. Однако всасывание воды и ионов происходит в зоне корневых волосков у кончиков корней, которые у сельскохозяйственных растений достигают глубины 2–3 м.

Поэтому для оценки плотности загрязнения обрабатываемой почвы рекомендуется иметь данные об удельной активности радионуклидов в слоях общей мощностью не менее 40 см.

Плотность загрязнения почвы определяют как произведение удельной активности радионуклида и массы загрязненной им почвы на единице площади. Массу почвы рассчитывают как произведение ее объемной массы, заданной площади и мощности загрязненного слоя.

Известно, что объемная масса почв зависит от их типа, содержания органического вещества, структуры и гранулометрического состава.

Несмотря на большое разнообразие агрофизических характеристик почв, можно считать, что в большинстве случаев объемная масса увеличивается в нижних горизонтах, где содержание органического вещества невелико, структурность менее выражена и скважность аэрации минимальна.

Данная закономерность проявляется более четко, если для сравнения использовать не абсолютные значения объемной массы почвы, а относительные. Такой метод позволяет сравнивать почвы с различной средней объемной массой метрового слоя и выявить зависимость объемной массы почвы от глубины отбора проб. Предлагаем полученные зависимости описывать монотонными функциями, т. к. для серых лесных почв и черноземов характерны плавные переходы между горизонтами.

На основании этого по опубликованным А. П. Козаченко [63] значениям объемной массы для разных слоев почв Челябинской области были рассчитаны эмпирические уравнения, позволяющие ориентировочно определить величину объемной массы почвы на заданной глубине.

Для серой лесной почвы

$$Y_x = -4 \cdot 10^{-5}x^2 + 6 \cdot 10^{-3}x + 0,829 \quad (R^2 = 0,986).$$

Для чернозема

$$Y_x = -4 \cdot 10^{-5}x^2 + 7,5 \cdot 10^{-3}x + 0,747 \quad (R^2 = 0,948),$$

где Y_x – относительное значение объемной массы на данной глубине x ; x – глубина отбора, см.

Соответственно, абсолютное значение объемной массы V_x на этой глубине

$$V_x = V \cdot Y_x,$$

где V – средняя объемная масса метрового слоя данной почвы.

Значения средней объемной массы метрового слоя для разных типов почв приведены в таблице 28.

При сравнении фактических и расчетных данных отклонение составило в среднем (7 ± 3) %, причем отклонение связано главным образом с неточностью фактических данных, обусловленной послойным отбором проб.

При наличии информации об объемной массе хотя бы верхних слоев исследуемой почвы можно использовать не усредненные табличные значения V , а рассчитать V для данной конкретной почвы, что повысит точность определения объемной массы по всем слоям.

Для этого необходимо фактическое значение объемной массы V_x в исследованном слое разделить на ее расчетное относительное значение Y_x ,

которое может быть получено из таблицы 29 или, более точно, рассчитано по приведенным ранее формулам.

Таблица 28 – Средняя объемная масса метрового слоя почв Челябинской области [63]

Почва	V, г/см	
	Пашня	Целина
Серая лесная тяжелосуглинистая	1,22	1,20
Серая лесная легкосуглинистая	1,59	1,45
Темно-серая лесная тяжелосуглинистая	1,23	1,20
Чернозем выщелоченный	1,21	1,09
Чернозем обыкновенный	1,26	1,24
Солонец черноземно-луговой	1,22	1,08
Солонец лугово-черноземный	1,12	1,11
Солонец черноземный	1,16	1,14

Таблица 29 – Расчетные относительные значения средней объемной массы почв

Слой, см	Y _x	
	Серая лесная почва	Чернозем
0–10	0,86	0,79
10–20	0,91	0,85
20–30	0,96	0,91
30–40	0,99	0,96
40–50	1,02	1,00
50–60	1,04	1,04
60–70	1,05	1,07
70–80	1,05	1,08
80–90	1,05	1,10
90–100	1,05	1,10

Для определения плотности загрязнения радионуклидом в заданном слое почвы P_i , Бк/м², можно использовать следующую формулу:

$$P_i = 10a_i \cdot V_i \cdot h_i,$$

где a_i – удельная активность радионуклида в исследуемом слое i , Бк/кг;

V_i – объемная масса почвы в этом слое, г/см³;

h_i – мощность слоя, см;

10 – коэффициент пересчета.

Для определения удельной активности радионуклида a_i , Бк/кг, в слое i почвы по известной плотности загрязнения применяют формулу

$$a_i = \frac{P_i}{10V_i \cdot h_i}.$$

Для определения плотности загрязнения радионуклидом по всему профилю почвы P , Бк/м², можно использовать формулу

$$P = \Sigma(10a_i \cdot V_i \cdot h_i).$$

На основании найденных зависимостей была создана программа для автоматизации расчетов плотности загрязнения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr чернозема и серой лесной почвы лесостепной зоны Зауралья по значениям удельной активности этих радионуклидов в почвенных слоях.

У подзолистых почв, солонцов, солодей и других почв, имеющих резкие различия агрофизических свойств в разных горизонтах, зависимость объемной массы от горизонта и глубины отбора будет описываться более сложными функциями. Однако на территории ВУРСа такие почвы встречаются редко, оценка их загрязнения имеет меньшее значение, поэтому при оперативной приближенной оценке плотности загрязнения подзолистых почв и солодей можно использовать формулу расчета для серых лесных почв, а при оценке загрязнения солонцов – формулу расчета для черноземов.

8.2.1 Использование функции нормального распределения для прогнозирования уровня загрязнения продукции.

При прогнозировании уровня загрязнения продукции на данном поле для планируемой культуры необходимо знать отношение уровня загрязнения радионуклидом товарной части урожая к плотности загрязнения почвы (коэффициент перехода K_n) либо отношение удельной активности радионуклида в сельхозпродукции к средней удельной активности в корнеобитаемом горизонте (коэффициент накопления K_n).

Как K_n , так и K_p различаются у разных сельскохозяйственных культур и сортов, на разнообразных типах почв и их разновидностях. Отмечено, что они снижаются со временем. Поэтому для возрастания точности прогноза рекомендуется рассчитать их средние значения и стандартные отклонения для конкретных хозяйств, в которых предполагается высокая вероятность получения продукции, не соответствующей гигиеническим нормативам.

По данным радиохимического анализа почвы и продукции рассчитывают коэффициенты накопления K_n для каждой точки отбора:

$$K_n = \frac{A_{пр}}{A_{п}},$$

где $A_{пр}$ – удельная активность радионуклида в растительной продукции;

$A_{п}$ – в почве.

Затем рассчитывают среднее по всем точкам значение K_n (\bar{x}) для всего поля и стандартное отклонение σ :

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{(n-1)}},$$

где x_i – каждое значение K_n ;

\bar{x} – среднее значение K_n ;

n – количество измерений.

Вероятность превышения заданной величины a (предельного допустимого уровня радионуклида в продукции) будет равна значению функции распределения [28]:

$$F(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} \int_{-\infty}^x e^{-\frac{(a-\bar{x})^2}{2\sigma^2}}.$$

Программа Microsoft Excel позволяет легко вычислить значение нормальной функции распределения.

Значения предельных допустимых уровней ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевой продукции представлены в таблице 30.

Таблица 30 – Допустимые уровни ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевой продукции [110, приложение 4]

Группа продуктов питания	^{137}Cs , Бк/кг(л)	^{90}Sr , Бк/кг(л)
Мясо, мясная продукция и субпродукты	200	–
Молоко и продукты переработки молока	100	25
Овощи, корнеплоды, включая картофель	80	40
Мука, крупы, хлопья, пищевые злаки, макаронные изделия	60	–

В таблице 31 в качестве примера приведены значения коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в товарной части сельскохозяйственных культур, отобранных в ООО «Совхоз Береговой» в 2007 г., а в таблице 32 – отобранных в 2008–2111 гг. в личных хозяйствах в населенных пунктах, расположенных на периферии ВУРСа и в 30-километровой зоне ПО «Маяк».

Таблица 31 – Средние значения коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в товарную часть сельскохозяйственных культур в ООО «Совхоз Береговой» и их стандартные отклонения (в скобках)

Культура	Продукция	^{137}Cs	^{90}Sr
Горох	Зерно	0,062 (0,036)	0,084 (0,029)
Пшеница	Зерно	0,078 (0,060)	0,036 (0,014)
Овес	Зерно	0,032 (0,018)	0,054 (0,031)
Ячмень	Зерно	0,039 (0,040)	0,070 (0,062)
Лук	Репка	0,016 (0,009)	0,026 (0,009)
Капуста	Кочан	0,019 (0,008)	0,029 (0,005)
Морковь	Корнеплод	0,146 (0,165)	0,237 (0,222)
Свекла	Корнеплод	0,016 (0,008)	0,026 (0,007)
Картофель	Клубни	0,008 (0,003)	0,020 (0,012)
Кукуруза	Трава	0,049 (0,041)	0,242 (0,189)
Суданская трава	Трава	0,083 (0,040)	0,175 (0,062)

Таблица 32 – Средние значения коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в товарную часть сельскохозяйственных культур в личных хозяйствах и их стандартные отклонения (в скобках)

Культура	Продукция	^{137}Cs	^{90}Sr
Картофель	Клубни	0,0128 (0,0120)	0,0083 (0,0067)
Морковь	Корнеплод	0,0379 (0,0786)	0,0193 (0,0140)
Свекла	Корнеплод	0,0156 (0,0124)	0,0172 (0,0099)

Из таблиц 31 и 32 видно, что стандартные отклонения довольно велики и в ряде случаев превышают \bar{x} . Это может быть связано с отклонением от нормального распределения. Например, в с. Багаряк при исследовании проб молока распределение оказалось бимодальным. Это связано с тем, что пастбища к северо-западу были загрязнены значительно больше, чем юго-восточные, т. е. пробы молока с разных пастбищ относились к разным совокупностям. В этом случае \bar{x} , σ и $F(x)$ рассчитывают отдельно для каждой совокупности.

Довольно часто встречается логнормальное распределение. При таком распределении при расчете $F(x)$ заменяют a на $\ln(a)$, при расчете \bar{x} и $\sigma - x$ на $\ln(x)$.

В тех случаях, когда известны K_n для какой-либо культуры и удельная активность радионуклида в почве A_n , но неизвестно его стандартное отклонение, можно рассчитать ориентировочный уровень загрязнения продукции $A_{пр}$ по формуле

$$A_{пр} = A_n \cdot K_n$$

и считать, что вероятность непревышения этого уровня равна 50 % (в случае нормального распределения).

В зависимости от назначения продукции и возможностей ее альтернативного использования (фураж, техническое сырье, посевной материал и т. п.) экономической службой хозяйства принимается допустимый для данного хозяйства уровень вероятности получения сельскохозяйственной продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, а также решение о введении земель в сельскохозяйственный оборот.

Необходимо отметить, что использование функций нормального распределения для прогнозирования уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции допустимо лишь при относительно равномерном загрязнении сельскохозяйственных угодий. То есть значения активностей радионуклидов в пробах почвы или продуктов питания, отобранных одновременно в одном населенном пункте, можно отнести к одной генеральной совокупности. Однако практика показывает, что даже в пределах одного населенного пункта значения удельной активности радионуклидов в объектах окружающей среды не всегда можно относить к единой генеральной совокупности. Это особенно важно для ареалов населенных пунктов, расположенных на периферии Восточно-Уральского радиоактивного следа, где выпадение радиоактивных аэрозолей было неравномерным. В этом случае необходимо использовать иные методы анализа данных и прогнозирования загрязнения сельскохозяйственной продукции.

8.2.2 Использование метода Байеса для оценки уровня радиоактивного загрязнения.

Для оценки уровня радиоактивного загрязнения природного или антропогенного объекта скорость отбора проб должна быть значительно больше, чем скорость изменения существенных характеристик объекта. Количество проб, которые можно исследовать у конкретного объекта за период отбора, конечно, и все эти пробы либо соответствуют, либо не соответствуют заданному критерию. Отобранные пробы не возвращаются обратно. В качестве примера можно представить как объект группу коров, имеющих в личных хозяйствах в населенном пункте. Их количество на период отбора проб конечно, количество проб молока, которое отбирают за период исследований от каждой коровы, определено методикой исследований и также конечно. Поэтому результаты отбора и исследования проб молока можно считать зависимыми событиями.

Зависимое событие (результат исследования пробы) связано с истинностью одной из несовместных гипотез $H_1, H_2, H_3, \dots, H_n$. Например, населенный пункт А является:

H_1 – незагрязненным;

H_2 – загрязненным.

Необходимо рассчитать вероятность истинности этих гипотез. До начала исследования населенного пункта определяют априорные вероятности гипотез, опираясь на уже имеющиеся данные. После получения результата анализа отобранной пробы (событие X) вероятности истинности

гипотез пересчитывают. Например, если проба X оказалась загрязненной, вероятность гипотезы H_1 увеличивается, а гипотезы H_2 уменьшается.

Допустим, в населенном пункте содержится 19 коров, от каждой коровы на данном этапе исследования отбирают по одной пробе. Определим населенный пункт как загрязненный, если хотя бы в одной пробе превышено ПДУ исследуемого радионуклида. Если хотя бы одна проба загрязнена, вероятность получения чистой пробы составит 0,947 или менее. Примем в качестве критерия отнесения населенного пункта к «незагрязненным» вероятность получения чистой пробы равной 0,95, к загрязненным – 0,94.

Наиболее простым случаем является расчет принадлежности исследуемого объекта к одной из двух категорий [56]. Пример алгоритма расчета вероятности трех гипотез методом Байеса.

1 Диапазон значений, вероятность получения которых при исследовании отлична от нуля, разбивают на поддиапазоны. Критерии разбиения выбирают соответственно задачам исследования. Например, разбиение на поддиапазон значений, не превышающих ПДУ, и поддиапазон значений, превышающих ПДУ.

2 Назначают категории объектов, к которым может быть отнесен исследуемый объект, и определяют критерии соответствия исследуемого объекта назначенным категориям. Например: объект A относят к категории «безопасные», если вероятность отбора пробы, характеризующейся значением, входящим в поддиапазон «не превышающие ПДУ», равна 0,95; объект A относят к категории «средней опасности», если вероятность отбора пробы, характеризующейся значением, входящим в поддиапазон «не превышающие ПДУ», равна 0,5; объект A относят к категории «опасные», если вероятность отбора пробы, характеризующейся значением, входящим в поддиапазон «не превышающие ПДУ», равна 0,05.

3 Формулируют гипотезы принадлежности исследуемого объекта к назначенным категориям.

H_1 – отобранная проба X будет принадлежать объекту A_1 (A является «безопасным»).

H_2 – отобранная проба X будет принадлежать объекту A_2 (A является «средней опасности»).

H_3 – отобранная проба X будет принадлежать объекту A_3 (A является «опасным»).

Вероятность того, что проба X окажется «не превышающей ПДУ», при отборе из A_1 $P_{H_1}(X) = 0,95$; при отборе из A_2 $P_{H_2}(X) = 0,5$; при отборе из A_3 $P_{H_3}(X) = 0,05$.

Вероятность того, что проба X' окажется «превышающей ПДУ», при отборе из A_1 $P_{H_1}(X') = 0,05$; при отборе из A_2 $P_{H_2}(X') = 0,5$; при отборе из A_3 $P_{H_3}(X') = 0,95$.

Априорные вероятности того, что проба отобрана от объекта, относящегося к категории «безопасный» $P(H_1)$, либо к категории «средней опасности» $P(H_2)$, либо к категории «опасный» $P(H_3)$, рассчитывают из имеющихся данных исследований. Если исследования ранее не проводили, то на первом этапе априорные вероятности можно принять равными.

$$P(H_1) = P(H_2) = P(H_3) = 1/3.$$

4 Проводят отбор и анализ пробы.

Пусть проба X оказалась «не превышающей ПДУ».

По формуле полной вероятности вероятность того, что проба X будет «не превышающей ПДУ»,

$$P(X) = P(H_1) \cdot P_{H_1}(X) + P(H_2) \cdot P_{H_2}(X) + P(H_3) \cdot P_{H_3}(X).$$

В таком случае по формуле Байеса рассчитывают апостериорные вероятности гипотез:

$$P_X(H_1) = (P(H_1) \cdot P_{H_1}(X)) / P(X);$$

$$P_X(H_2) = (P(H_2) \cdot P_{H_2}(X)) / P(X);$$

$$P_X(H_3) = (P(H_3) \cdot P_{H_3}(X)) / P(X).$$

Пусть проба X' оказалась «превышающей ПДУ».

Тогда вероятность того, что проба X' окажется «превышающей ПДУ», при отборе из A_1 $P_{H_1}(X') = 0,05$; при отборе из A_2 $P_{H_2}(X') = 0,5$; при отборе из A_3 $P_{H_3}(X') = 0,95$.

По формуле полной вероятности

$$P(X') = P(H_1) \cdot P_{H_1}(X') + P(H_2) \cdot P_{H_2}(X') + P(H_3) \cdot P_{H_3}(X').$$

По формуле Байеса рассчитывают апостериорные вероятности гипотез:

$$P_{X'}(H_1) = (P(H_1) \cdot P_{H1}(X')) / P(X');$$

$$P_{X'}(H_2) = (P(H_2) \cdot P_{H2}(X')) / P(X');$$

$$P_{X'}(H_3) = (P(H_3) \cdot P_{H3}(X')) / P(X').$$

5 Принимают апостериорные вероятности в качестве новых априорных и повторяют п. 4.

6 Через определенное количество итераций получают апостериорные вероятности, соответствующие задачам исследования.

Таким образом, если нет возможности рассчитать вероятность получения пробы, соответствующей/не соответствующей заданным параметрам, метод Байеса позволяет рассчитать вероятность того, что объект относится к категории, для которой характерна интересующая вероятность. В таблице 33 представлены результаты расчета вероятностей согласно приведенному примеру.

Таблица 33 – Пример расчета вероятности истинности трех гипотез методом Байеса

Номер пробы	Результат измерения	H ₁ (объект «безопасный»)		H ₂ (объект «средней опасности»)		H ₃ (объект «опасный»)	
		P _{H1} (X)	P _X (H ₁)	P _{H2} (X)	P _X (H ₂)	P _{H3} (X)	P _X (H ₃)
		до опыта	0,95	0,333333	0,5	0,333333	0,05
1	2	3	4	5	6	7	8
1	<ПДУ	0,95	0,633333	0,5	0,333333	0,05	0,033333
2	<ПДУ	0,95	0,781385	0,5	0,21645	0,05	0,002165
3	>ПДУ	0,05	0,261594	0,5	0,724638	0,95	0,013768
4	<ПДУ	0,95	0,406387	0,5	0,592487	0,05	0,001126
5	<ПДУ	0,95	0,565777	0,5	0,434141	0,05	8,25E-05
6	<ПДУ	0,95	0,712317	0,5	0,287677	0,05	5,47E-06
7	<ПДУ	0,95	0,824702	0,5	0,175297	0,05	3,33E-07
8	<ПДУ	0,95	0,899383	0,5	0,100617	0,05	1,91E-08
9	>ПДУ	0,05	0,471981	0,5	0,528019	0,95	1,91E-07
10	<ПДУ	0,95	0,629404	0,5	0,370596	0,05	1,34E-08
11	<ПДУ	0,95	0,763419	0,5	0,236581	0,05	8,54E-10
12	<ПДУ	0,95	0,859769	0,5	0,140231	0,05	5,06E-11

Окончание таблицы 33

1	2	3	4	5	6	7	8
13	>ПДУ	0,05	0,380078	0,5	0,619922	0,95	4,25E-10
14	>ПДУ	0,05	0,057769	0,5	0,942231	0,95	1,23E-09
15	<ПДУ	0,95	0,104336	0,5	0,895664	0,05	1,17E-10
16	<ПДУ	0,95	0,181221	0,5	0,818779	0,05	1,07E-11
17	<ПДУ	0,95	0,296037	0,5	0,703963	0,05	9,17E-13
18	>ПДУ	0,05	0,040356	0,5	0,959644	0,95	2,38E-12
19	<ПДУ	0,95	0,073989	0,5	0,926011	0,05	2,29E-13
20	<ПДУ	0,95	0,131802	0,5	0,868198	0,05	2,15E-14

Полученные методом Байеса вероятности истинности гипотез принадлежности объекта к назначенным категориям эквивалентны функциям принадлежности объекта к этим категориям. Поэтому результаты расчетов можно обрабатывать с помощью методов нечеткой логики.

8.2.3 Использование методов нечеткой логики для прогнозирования загрязнения сельскохозяйственной продукции.

Результаты исследований территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате деятельности предприятий атомной промышленности, неоднократно использовались для выявления закономерностей динамики радиоактивного загрязнения продуктов растениеводства и животноводства, прогнозирования развития радиационных ситуаций, подготовки рекомендаций по ведению сельского хозяйства на загрязненной территории. При этом авторы рекомендаций применяли средние арифметические или средние геометрические значения, в некоторых случаях также значение мод, медиан и квантилей, и исходили из того, что массивы данных имеют нормальное или логнормальное распределение. Такой подход, безусловно, оправдан при прогнозировании развития радиационной ситуации на участках с относительно однородным радиоактивным загрязнением. Однако на территориях с резко неоднородным загрязнением интерпретация полученных данных и их статистическая обработка вызывают серьезные затруднения.

Примером территории с резко неоднородным радиоактивным загрязнением является Восточно-Уральский радиоактивный след, сформировав-

шийся в 1957 г. в результате осаждения радиоактивного облака после взрыва емкости с отходами на радиохимическом предприятии по производству оружейного плутония, которое в настоящее время известно как ПО «Маяк».

С октября 1957 г. по 1960 г. включительно силами Центральной заводской лаборатории предприятия и экспедиции Института прикладной геофизики АН СССР была проведена радиационная съемка загрязненной территории. В отчетах было отмечено, что «поперечное распределение плотности радиоактивного загрязнения на следе имеет форму кривой с резко выраженным максимумом (соответствующим оси следа), которая в целом не может быть описана кривой гауссовского распределения вследствие наблюдающейся асимметрии. Асимметрия определяется более пологим ходом кривой в направлении сечения на юго-запад, и эта асимметрия возрастает по мере поворота следа. Каждую ветвь кривой для любого выбранного сечения следа можно аппроксимировать гауссоидой с дисперсией, меняющейся в зависимости от местоположения сечения. Дисперсия распределения загрязнения на юго-западной, относительно оси, стороне следа увеличивается с расстоянием, в то время как дисперсия на северо-восточной стороне сначала несколько возрастает, между 20 и 60 км снижается, затем снова растет. Указанные изменения пространственного распределения первоначальных выпадений не следует объяснять влиянием рельефа и характеристик подстилающей поверхности, которые достаточно однородны на всей территории следа. Причинами могут быть сочетание небольших временных изменений скоростей ветра на разных высотах при прохождении облака выброса и рассеяния частиц различной дисперсности. ... Отдельные участки с повышенными плотностями загрязнения, искажающие достаточно плавный общий ход изолиний плотности загрязнения, наблюдаются в местах расположения оз. Бердениш и Алабуга, с. Юго-Конево. Доказанных объяснений этим фактам не существует, однако следует признать эти аномалии результатом особых аэродинамических условий во время прохождения облака; в частности, можно предположить наличие «расширения» облака при прохождении над оз. Бердениш под воздействием восходящих потоков с акватории водоема, вода которого могла быть теплее окружающего воздуха» [113].

В базе данных Уральского научно-практического центра радиационной медицины (УНПЦ РМ), ранее являвшегося филиалом ЛИРГ, затем ФИБ-4, содержатся результаты исследований объектов окружающей среды, находящихся в зоне влияния радиохимического предприятия ПО «Маяк» и

подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие технологических выбросов и аварийных ситуаций. Эти исследования проводились сотрудниками УНПЦ РМ с 1958 г. по настоящее время.

При сравнении, исследовании динамики и прогнозировании уровней загрязнения компонентов окружающей среды радионуклидами необходимо пользоваться едиными статистическими параметрами.

Материалы, накопленные в базе данных УНПЦ РМ, дают основание предполагать, что применения обычных статистических методов для их анализа недостаточно. В большинстве случаев при обследовании населенного пункта, подвергшегося радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк», оказывалось, что активность радионуклидов в некоторых (около 10 %) пробах огородной почвы, молока, картофеля значительно превышает их активность в основной части проб. Сходные результаты были получены другими исследователями, например, авторами Международного чернобыльского проекта в 1992 г., где для анализа данных использовали, в частности, 90-процентный квантиль распределения [98]. При этом «правило трех сигм» не позволяет исключить наиболее грязную пробу, т. к. оставшиеся дают большой разброс и, соответственно, большую σ . Причиной появления «грязных проб» является либо неоднородность выпадения радионуклидов, либо нарушение отдельными жителями населенных пунктов режима санитарно-охранной зоны Восточно-Уральского радиационного следа.

Нарушения могут быть эпизодическими или систематическими, в зависимости от погодных условий и урожайности травянистой растительности жители могут использовать сено с более или менее загрязненных участков. Так, в 2010 г. вследствие засухи некоторые жители заготавливали корма на заведомо загрязненных территориях. Весной 2011 г. в н. п. Аллаки в трех приусадебных хозяйствах были отобраны пробы сена, в которых удельная активность ^{90}Sr составляла 112, 656 и 1132 Бк/кг, а в н. п. Караболка на одном из приусадебных участков активность ^{90}Sr в разных пробах сена была от 1709 до 2524 Бк/кг, почвы – от 239 до 820 Бк/кг, молока до 24,8 Бк/л. Хозяева признались, что косили сено для коровы на территории ВУРСа (болото Бугай). При этом в 2009–2011 гг. активность ^{90}Sr в молоке в 30-километровой зоне ПО «Маяк» в среднем по 90 % проб составляла 0,49 Бк/л, в сене – 23 Бк/кг, в огородной почве – 44,4 Бк/кг.

Нарушения могут иметь и экономические причины. По словам жителей н. п. Булзи, в 1970-е гг. во многих семьях заготавливали сено на территории ВУРСа, т. к. «это было бесплатно».

Анализ ретроспективных данных показывает, что практически все массивы данных имеют резко асимметричное распределение. Так, коэффициент асимметрии (КА) для распределения значений удельной активности ^{137}Cs в 396 пробах огородной почвы в н. п. Большой Куяш в 1993 г. составил 5,2; для ^{90}Sr (176 проб) – 5,4. Для ^{137}Cs в 63 пробах почвы из н. п. Сарыкульмяк в 1967 г. КА – 6,9. Для ^{90}Sr в 58 пробах картофеля в г. Касли в 1965 г. КА – 4,4. Логарифмирование значений снижает КА, но не во всех случаях можно получить и логнормальное распределение. Как видно из рисунков 115–117, при логарифмировании с разным основанием распределение остается бимодальным, что явно свидетельствует о том, что пробы относятся как минимум к двум генеральным совокупностям.



Рисунок 115 – Гистограмма распределения абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в картофеле в н. п. Касли в 1965 г.

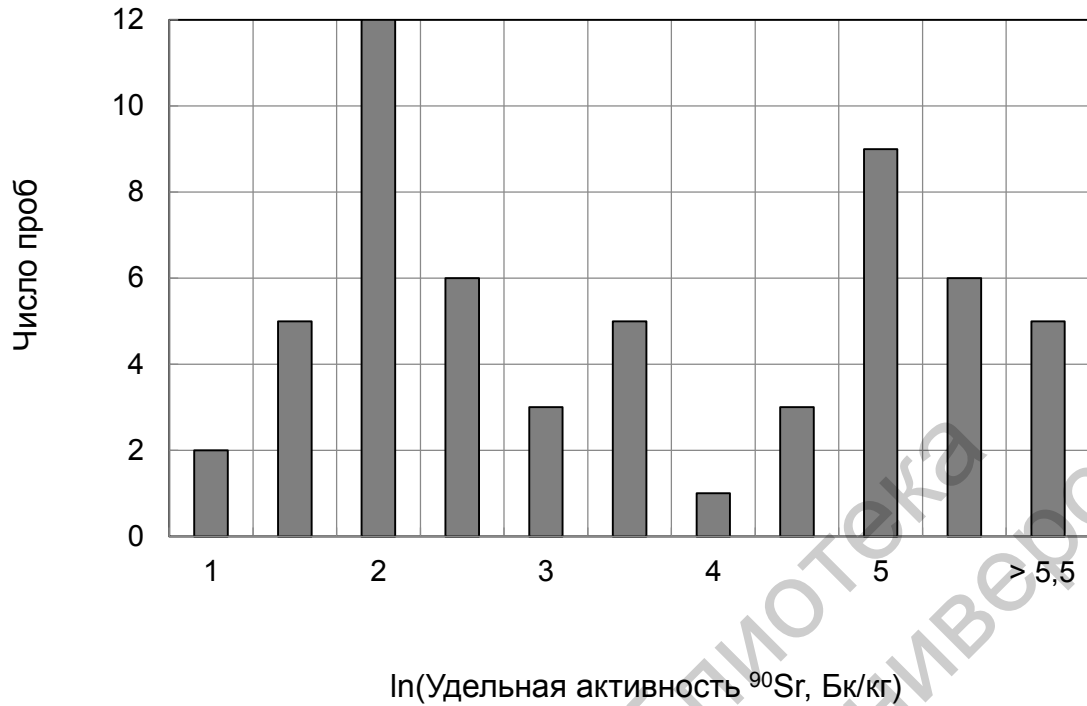


Рисунок 116 – Гистограмма распределения натуральных логарифмов абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в картофеле в н. п. Касли в 1965 г.



Рисунок 117 – Гистограмма распределения десятичных логарифмов абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в картофеле в н. п. Касли в 1965 г.

Даже симметричные распределения не всегда близки к нормальному. Так, в 1965 г. в н. п. Щербаково для ^{90}Sr в 89 пробах молока КА составил 0,008, однако гистограмма показывает, что распределение, по меньшей мере, бимодальное с «хвостом» в диапазоне приблизительно в 3 раза больше значения первой моды и приблизительно в 1,5 раза больше второй моды (рисунок 118).

Способ разбиения диапазона значений на «карманы» в некоторых случаях может значительно изменить картину распределения. Данные по активности ^{90}Sr в 161 пробе молока из н. п. Багаряк в 1983 г. укладываются в достаточно симметричное распределение с небольшим «хвостом» (рисунок 119), однако при изменении значений «карманов» распадаются на два диапазона, для каждого из которых получается практически равномерное распределение (рисунок 120).

По 53 пробам почвы с пастбищ, отобранных здесь же в этом же году, данные также распадаются на два диапазона: большая часть гистограммы – нечто среднее между нормальным и равномерным распределением и равномерно распределенный «хвост» (рисунок 121).

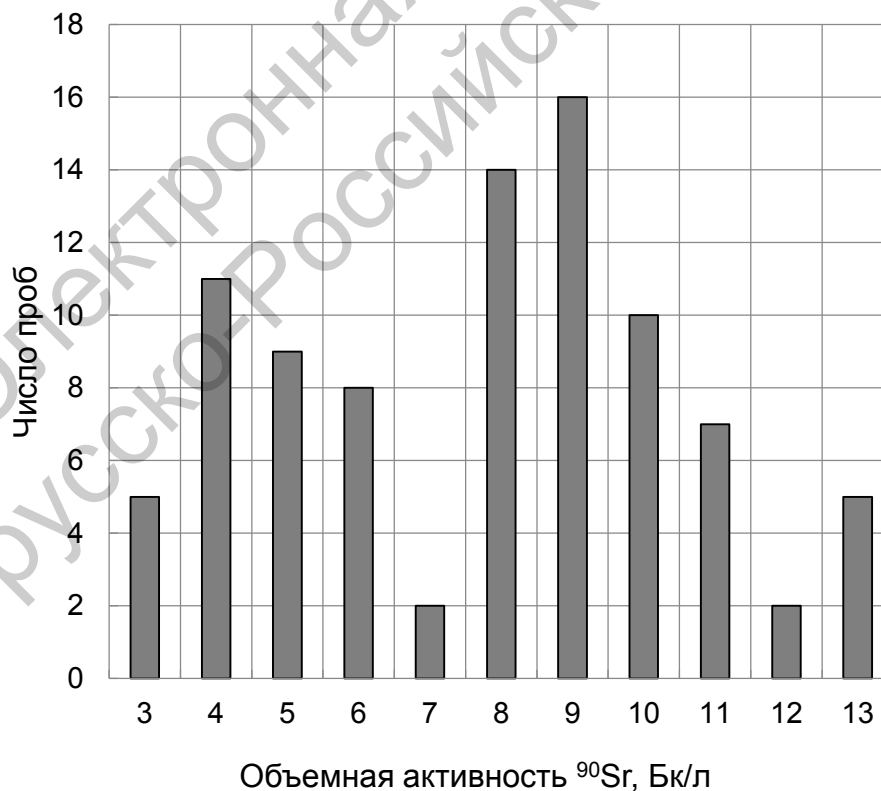


Рисунок 118 – Гистограмма распределения объемной активности ^{90}Sr в пробах молока в н. п. Щербаково в 1965 г.

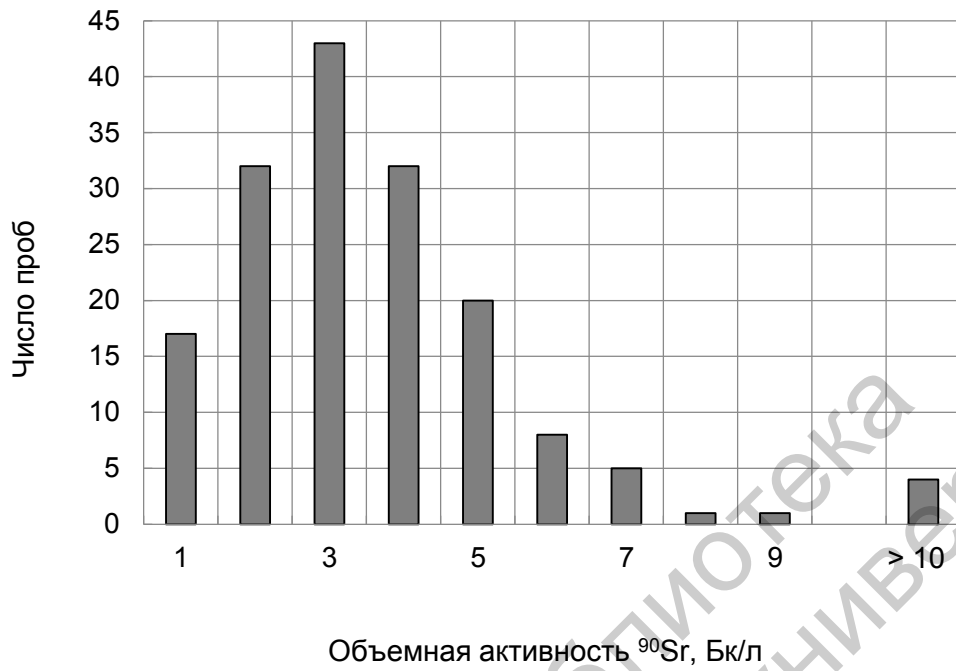


Рисунок 119 – Гистограмма распределения абсолютных значений объемной активности ^{90}Sr в пробах молока в н. п. Багаряк в 1983 г. (вариант 1)

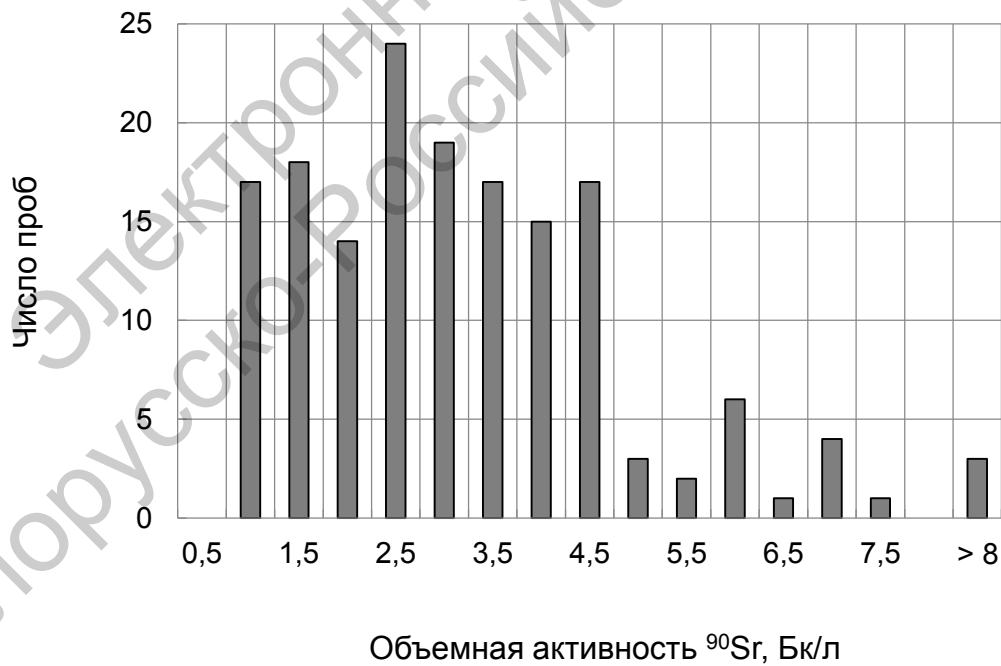


Рисунок 120 – Гистограмма распределения абсолютных значений объемной активности ^{90}Sr в пробах молока в н. п. Багаряк в 1983 г. (вариант 2)

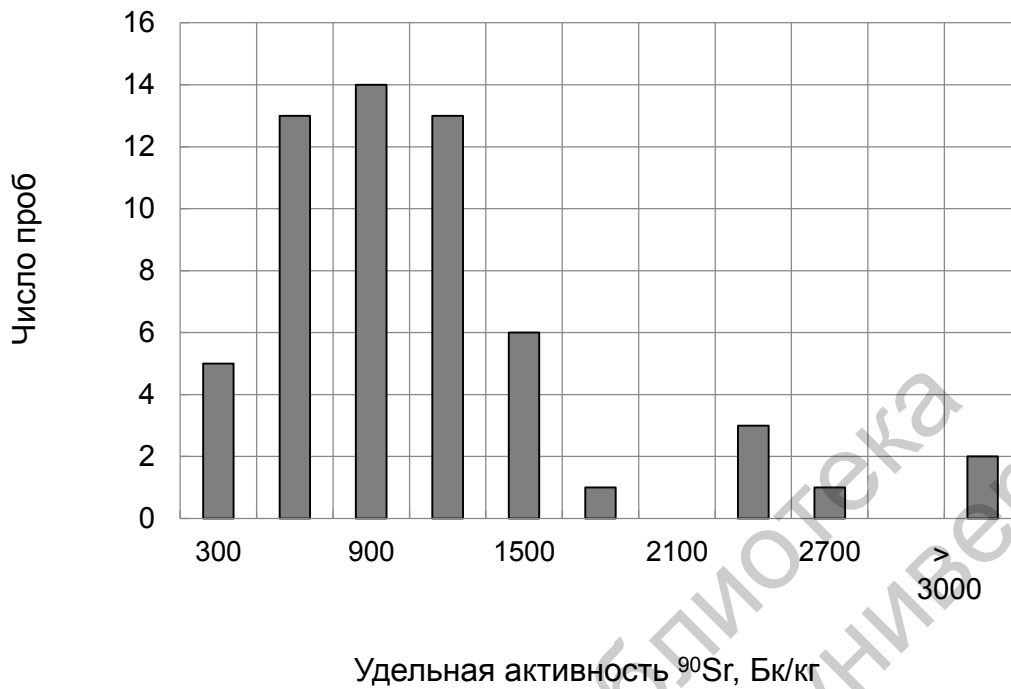


Рисунок 121 – Гистограмма распределения абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в пробах почвы пастбищ в н. п. Багаряк в 1983 г.

Неоднородность выборочных совокупностей также может быть связана с сезонными или годовыми изменениями условий содержания животных. Считают, что при пастбищном содержании лактирующих коров переход радионуклидов в молоко в среднем в 2–6 раз выше, чем при стойловом содержании, что связано с потреблением животными на пастбище почвенных частиц и различиями в составе рациона [16]. На рисунке 122 видно, что хотя линия тренда, соответствующая средним значениям удельной активности ^{90}Sr в молоке в пастбищный период, несколько выше, чем соответствующая стойловому, колебания средних значений активностей ^{90}Sr в стойловый период намного больше. Это может быть связано как с неправомерностью использования средних значений для массивов данных, не имеющих нормального распределения, так и с погодными условиями года, в котором заготавливали корма, и с несоблюдением режима санитарно-защитной зоны.

При обработке экспериментальных данных при неравномерном радиоактивном загрязнении перспективным направлением может быть использование методов нечеткой логики. Принципы применения этих

методов для анализа радиоактивного загрязнения почвы и сельскохозяйственной продукции были намечены еще в 2013 г. [51].

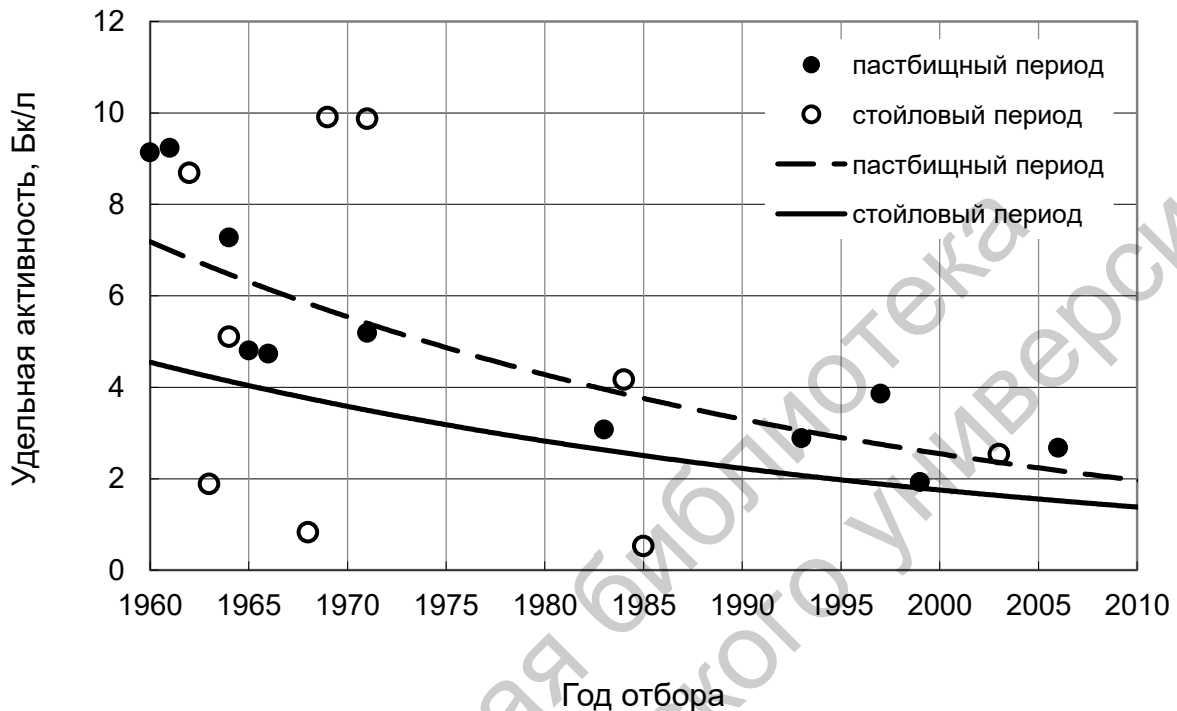


Рисунок 122 – Динамика средних значений удельной активности ^{90}Sr в молоке в н. п. Багаряк

Фактически имеет место объединение, по меньшей мере, двух подмножеств данных: результатов анализа проб, полученных в хозяйствах «законпослушных граждан» А и в хозяйствах «нарушителей» В. Такое объединенное множество АВ будет иметь либо полимодальное распределение, либо напоминающее логнормальное. Предполагается, что если подмножество А имеет симметричное распределение, то подмножество значений x из множества АВ при $x > M$ имеет функцию принадлежности к А, равную $\mu_A(x) = y(2M - x)/y(x)$, и функцию принадлежности к В, равную $\mu_B(x) = (y(x) - y(2M - x))/y(x)$, где M – мода (при полимодальном распределении – первая мода); $y(x)$ – частота x ; $y(2M - x)$ – частота значения, симметричного x относительно M [70].

Необходимо отметить, что использование нечётких моделей предлагается и другими исследователями. В частности, этот подход упоминается в обзорной работе М. Н. Тихонова и М. И. Рылова [158].

Такой подход позволит обосновать выявление «нарушителей», а также проводить более корректный анализ динамики уровней загрязнения компонентов окружающей среды в отдаленные сроки после аварийных выпадений.

Заключение

Формирование биогеохимической аномалии техногенных радиоактивных изотопов на Южном Урале связано главным образом с деятельностью радиохимического комбината по производству оружейного плутония ПО «Маяк».

Учитывая масштаб и характер загрязнения на территории, окружающей радиохимическое предприятие ПО «Маяк», включая Восточно-Уральский радиоактивный след, Карачаевский радиоактивный след и систему

р. Течи, можно утверждать, что на Южном Урале сформировалась мощная техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов. Эта провинция является, по-видимому, самой старой и второй по масштабам после Чернобыльской.

При исследовании и прогнозировании развития техногенных аномалий важнейшим параметром является миграция химических элементов или их радиоактивных изотопов в экосистемах и за их пределами.

За время существования ЮУПТРИ в автоморфных почвах не произошло смещения максимума загрязнения по профилю почвы. Почти во всех точках отбора наиболее загрязненными ^{137}Cs и ^{90}Sr оказались верхний слой почвы и лесная подстилка (в луговых почвах – дернина или степной войлок). Отношение удельной активности радионуклидов в слое 0–10 см к активности в слое 10–20 см не зависело от суммарной плотности загрязнения. В наибольшей степени на величину данного отношения влияет тип экосистемы. В лесах отношение удельной активности ^{137}Cs в слое 0–10 см к активности в слое 10–20 см составило в среднем $16,2 \pm 4,0$, для ^{90}Sr – $4,5 \pm 1,0$. На лугах это отношение для ^{137}Cs составило $2,1 \pm 0,6$, для ^{90}Sr – $2,0 \pm 0,5$.

Хотя удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в подстилке весьма высока, на суммарную плотность загрязнения она не оказывает большого влияния,

т. к. объемная масса подстилки на два порядка ниже объемной массы поч-

вы. Значение подстилки в аккумуляции радионуклидов для почв Зауралья значительно ниже, чем для лесных почв Полесского радиационного заповедника, загрязненного в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Растительный опад надземных органов обеспечивает незначительную долю плотности загрязнения подстилки и верхнего слоя почвы. Вероятно, высокое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое почвы поддерживается за счет капиллярного подъема почвенного раствора. В анаэробных условиях, создающихся на заболоченных берегах р. Течи, практически все содержащиеся в надземной травянистой фитомассе радионуклиды высвобождаются и поступают в почву менее чем за месяц.

Содержание биологически доступных форм ^{137}Cs выше в слое 5–10 см, а содержание прочносвязанных форм, остающихся в твердом остатке в этом слое, значительно ниже.

В автоморфных почвах различия активности ^{137}Cs и ^{90}Sr , зависящие от характера загрязнения, плотности загрязнения и типа почвы, наблюдаются только до глубины 20 см. Далее, вплоть до глубины 2–3 м, содержание этих радионуклидов не различается.

В гидроморфных пойменных почвах, вследствие миграции по профилю, трансгрессии береговой линии и русловых процессов, максимальная удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs может обнаруживаться на различных глубинах.

Поведение и особенности миграции в почве ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ очень близки. Поэтому для тех речных систем, первичное загрязнение которых происходило вследствие единовременного (аварийного) сброса или сбросов с относительно постоянным соотношением изотопов, по известному значению удельной активности ^{137}Cs в почве можно рассчитать активность $^{239,240}\text{Pu}$.

Общей проблемой моделирования процессов миграции радионуклидов в экосистеме является неоднородность абиотических компонентов как в пространстве, так и во времени.

Несмотря на очень большое количество и немалое разнообразие типов моделей, до сих пор не существует простого и надежного способа прогнозирования развития радиационной ситуации. Чрезмерная детализация неоправданно усложняет большинство моделей и по общему признанию делает их непригодными для решения конкретных задач. При этом не учитываются такие важные аспекты, как загрязнение водосборной территории, сезонные явления, поступление радионуклидов в пойменную

почву и обратно, влияние особенностей водоупорного слоя на перемещение загрязненных грунтовых вод, трансгрессия береговой линии и мн. др.

Верификация моделей производится по единичным точкам, хотя многолетние исследования показывают исключительную неоднородность как наземных, так и водных экосистем. Амплитуда колебаний результатов отдельных измерений как в пространстве, так и во времени весьма велика и корректное выделение из них реперных точек для определения параметров системы и верификации модели не представляется возможным.

В большинстве случаев высокая детализация параметров не требуется. Целью прогнозирования развития радиационной ситуации достаточно считать определение динамики риска опасного облучения человека и биоты. Для этого необходимо разработать интегральные критерии оценки радиационной ситуации.

При относительно равномерном распределении радионуклидов по абиотическим компонентам экосистем рекомендуется использовать стандартные методы статистической обработки данных.

Для решения отдельных задач текущей оценки радиационной ситуации и прогнозирования ее развития при неоднородном распределении радионуклидов рекомендуется применять методы имитационного моделирования, в частности, метод клеточных автоматов, методы решения задач оптимизации, метод оценки вероятности гипотез по формуле Байеса и методы нечеткой логики.

Список литературы

1. **Авраменко, М. И.** Авария 1957 г. Оценка параметров взрыва и анализ характеристик радиационного загрязнения территории / М. И. Авраменко, А. Н. Аверин, Ю. В. Глаголенко // Вопросы радиационной безопасности. – 1997. – № 3. – С. 18–28.
2. **Агапкина, Г. И.** Содержание и формы соединений ^{137}Cs в почвенных растворах / Г. И. Агапкина // Проблемы экологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2006. – Вып. 8. – С. 324–346.
3. **Агеева Т.Н.,** Чегерова Т.И., Щур А.В., Шапшеева Т.П. Роль радиоэкологических и социальных факторов в формировании доз внутреннего облучения сельских жителей территории радиоактивного загрязнения / Т. Н. Агеева [и др.] // Эколог. вестн. – 2010. – № 2 (12). – С. 40–49.
4. **Агеец, В. Ю.** Система радиоэкологических контрмер в агрофере Беларуси / В. Ю. Агеец. – Гомель : Ин-т радиологии, 2001. – 250 с.
5. **Агре, А. Л.** О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме / А. Л. Агре, В. И. Корогодин // Мед. радиология. – 1960. – № 5 (1). – С. 67–73.
6. **Алексахин, Р. М.** Биогеохимические аспекты миграции естественных и искусственных радионуклидов / Р. М. Алексахин, Ф. А. Тихомиров // Биогеохимические циклы в биосфере : материалы VII Пленума СКОПЕ, Москва, 15–22 нояб. 1974 г. – М., 1976. – С. 285–291.
7. **Андрюшин, И. А.** Укрощение ядра / И. А. Андрюшин, А. К. Чернышев, Ю. А. Юдин. – Саров : Красный Октябрь, 2003. – 481 с.
8. **Антропова, З. Г.** Изучение распределения и миграции стронция-90 и цезия-137 в различных биогеоценозах / З. Г. Антропова, Е. И. Белова // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 112–113.
9. **Антропова, З. Г.** Радиационно-гигиенические и радиоэкологические исследования в районах мирных ядерных взрывов и на загрязненных долгоживущими изотопами территориях Южного Урала / З. Г. Антропова, Л. И. Пантелеев, А. М. Скрябин // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 113–114.
10. **Апонин, Ю. М.** Модель эвтотрофикации в проточной системе «хищник–жертва» / Ю. М. Апонин, А. Д. Базыкин // Математическое моделирование в экологии : материалы III школы по математическому модели-

рованию сложных биологических систем. – М., 1978. – С. 101–110.

11. **Арастович, Т. В.** Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов / Т. В. Арастович // Изв. Нац. акад. наук Беларуси. Сер. аграрных наук. – 2004. – № 2. – С. 62–65.

12. **Аринушкина, Е. В.** Динамика подвижных форм соединений марганца и меди в почвах разного типа леса / Е. В. Аринушкина, Нгай Тран-Ктанг // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. – Ростов н/Д, 1962. – С. 25–28.

13. **Аркадьева, З. А.** Промышленная микробиология / З. А. Аркадьева. – М. : Высш. шк., 1989. – 688 с.

14. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю. А. Израэля. – М. : ИГ-КЭ Росгидромета и РАН. Фонд «Инфосфера» – НИА-Природа, 2013. – 140 с.

15. Атлас геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ФГУП «ПО «Маяк». – Озерск : Геоспецэкология, 2007. – 106 с.

16. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия–Беларусь) / Под ред. Ю. А. Израэля, И. М. Богдевича. – М. : Фонд «Инфосфера» – НИА-Природа ; Минск : Белкартография, 2009. – 140 с.

17. Теченский каскад водоемов ФГУП «ПО «Маяк» : текущее состояние и перспективы / С. В. Баранов [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 1. – С. 5–14.

18. **Батурин, В. А.** Вертикальная миграция радионуклидов в почве Восточно-Уральского следа и ее влияние на интенсивность исходящего излучения / В. А. Батурин // Атомная энергия. – 1997. – Вып. 1, т. 82. – С. 44–48.

19. **Бахур, А. Е.** Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды : автореф. дис. ... д-ра геол.-минералог. наук / А. Е. Бахур. – М., 2008. – 48 с.

20. **Беднягин, Г. В.** Радиационная обстановка на территориях Аргаяшского района, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк», и рекомендации по ведению на этих территориях сельскохозяйственного производства / Г. В. Беднягин, А. В. Дергунова, Ю. А. Дорошенко. – Челябинск, 2001. – 24 с.

21. **Белицкий, А. С.** Охрана подземных вод от радиоактивных загрязнений / А. С. Белицкий, Е. И. Орлова. – М. : Медицина, 1968. – 208 с.

22. **Бондаренко, Г. П.** Динамика подвижных форм некоторых микроэлементов в перегнойно-торфянисто-глеевых почвах поймы р. Москвы / Г. П. Бондаренко // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. – Ростов н/Д, 1962. – С. 46–48.

23. **Булатов, В. И.** Задачи географии и геоэкологии в условиях разрастания прессы радиоактивности на территории России / В. И. Булатов // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин : сб. науч. тр. – Екатеринбург, 2007. – Вып. 11. – С. 223–258.

24. **Бусленко, В. Н.** Автоматизация имитационного моделирования сложных систем / В. Н. Бусленко. – М.: Наука, 1977. – 240 с.

25. **Варава, В. П.** Ядерное оружие и национальная безопасность. Институт стратегической стабильности Росатома / В. П. Варава, В. А. Дронов, В. П. Думик ; под ред. В. Н. Михайлова. – Саранск : Красный Октябрь, 2008 – 187 с.

26. **Виленкин, Б. Я.** Взаимодействующие популяции / Б. Я. Виленкин // Математическое моделирование в экологии : материалы III школы по математическому моделированию сложных биологических систем. – М., 1978. – С. 5–16.

27. **Востокова, Т. А.** Стронций-90 и цезий-137 в почвах моренных ландшафтов / Т. А. Востокова, Э. Б. Тюрюканова // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 111–112.

28. **Гельман, В. Я.** Решение математических задач средствами Excel / В. Я. Гельман. – СПб. : Питер, 2003. – 240 с.

29. **Геннадиев, А. Н.** Почвы и время: модели развития / А. Н. Геннадиев. – М. : МГУ, 1990. – 232 с.

30. Гигиеническое обоснование размеров и режима контролируемых зон вокруг предприятия атомной промышленности, ядерных энергетических установок и на локально загрязненных радиоактивными веществами территориях : отчет о НИР / УНПЦ РМ. – Челябинск, 1976. – 53 с. – Инв. № 1164.

31. **Гиляров, А. М.** Популяционная экология / А. М. Гиляров. – М. : МГУ, 1990. – 191 с.

32. **Глаголенко, Ю. В.** Особенности формирования радиоактивного загрязнения р. Течи / Ю. В. Глаголенко, Е. Г. Дрожко, Ю. Г. Мокров // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 2. – С. 27–36.

33. **Глазовская, М. А.** Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу / М. А. Глазовская // Биогеохимические циклы

в биосфере : материалы VII Пленума СКОПЕ, Москва, 15–22 нояб. 1974 г. – М., 1976. – С. 99–118.

34. **Глинский, М. Л.** Наблюдения за состоянием геологической среды на ФГУП «ПО «Маяк» / М. Л. Глинский, Н. В. Кочергина // Безопасность окружающей среды. – 2008. – № 2. – С. 32–35.

35. **ГОСТ 17.1.5.01-80.** Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность (1980). – М. : Изд-во стандартов, 2002. – 5 с.

36. **ГОСТ 28168-89.** Почвы. Отбор проб (1989). – М. : Стандартформ, 2008. – 6 с.

37. **ГОСТ 30108-94.** Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов. – Минск : МНТКС, 1995. – 15 с.

38. **ГОСТ Р 51592-2000.** Вода. Общие требования к отбору проб (2000). – М. : Госстандарт, 2000. – 22 с.

39. **ГОСТ Р 54041-2010.** Почвы. Метод определения ^{90}Sr (2010). – М. : Стандартформ, 2012. – 16 с.

40. **Губернаторова, Т. Н.** Нелинейная кинетика деструкции органического вещества в водной среде / Т. Н. Губернаторова, Б. М. Долгоносков // Экология и научно-технический прогресс. – Пермь, 2005. – С. 151–154.

41. **Давыдов, М. Г.** Радиоактивность литосферы / М. Г. Давыдов. – Режим доступа : <http://www.phys.rsu.ru/web/nuclear/radioecologie/FREG.htm>. – Дата доступа : 12.02.2017.

42. Технологические основы системы управления радиоактивными отходами / С. А. Дмитриев [и др.]. – М. : ГУП МосНПО «Радон», 2007. – 376 с.

43. Современное состояние подземной гидросферы в районе ПО «Маяк» / Е. Г. Дрожко [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 1996. – № 1. – С. 11–19.

44. **Егоров, Ю. А.** Экологическая безопасность АЭС РФ / Проблемы радиозащиты и пограничных дисциплин / Ю. А. Егоров. – Екатеринбург, 2006. – Вып. 9. – С. 12–76.

45. **Ефремов, И. В.** Моделирование почвенно-растительных систем / И. В. Ефремов. – М. : ЛКИ, 2008. – 152 с.

46. **Жихаревич, В. В.** Аппроксимация решения нестационарного уравнения теплопроводности методом вероятностных непрерывных асинхронных клеточных автоматов для одномерного случая // Компьютерные исследования и моделирование / В. В. Жихаревич, Л. М. Шумиляк. – 2012. –

Т. 4, № 2. – С. 293–301.

47. **Жихаревич, В.** Моделирование процессов самоорганизации и эволюции систем методом непрерывных асинхронных клеточных автоматов / В. Жихаревич, С. Остапов // Компьютинг. – 2009. – Вып. 3, т. 8. – С. 61–71.

48. **Ивченко, Б. П.** Информационная экология. Ч. 1. Оценка риска техногенных аварий и катастроф. Статистическая интерпретация экологического мониторинга, моделирование и прогнозирование экологических ситуаций / Б. П. Ивченко, Л. А. Мартыщенко. – СПб. : Нордмед-Издат, 1998. – 208 с.

49. **Истомин, А. Д.** Математическое моделирование миграции радионуклидов в поверхностном слое грунта / А. Д. Истомин, С. А. Кораблева, М. Д. Носков // Изв. Том. политехн. ун-та. – 2005. – Т. 308, № 3. – С. 74–78.

50. **Казаков, С. В.** Моделирование переноса, перераспределения и накопления радионуклидов в водоемах. Прогнозирование долгосрочного переноса и накопления радионуклидов в речном русле при помощи информационно-моделирующей системы «Кассандра» / С. В. Казаков, В. П. Киселев, А. Л. Крылов // Тр. ИБРАЭ РАН / Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. – М., 2007. – С. 241–285.

51. **Казачёнок, Н. Н.** Использование принципов нечеткой логики при оценке радиационной ситуации в населенных пунктах / Н. Н. Казачёнок // Сахаровские чтения 2013 года : экологические проблемы XXI века : материалы 13 Междунар. науч. конф., Минск, 16–17 мая 2013 г. – Минск, 2013. – С. 225–226.

52. **Казачёнок Н.Н.,** Костюченко В.А., Попова И.Я., Перемыслова Л.М., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Коновалов К.Г., Копелов А.И., Мельников В.С. Современные уровни радиоактивного загрязнения ВУРСа и других территорий в зоне влияния ПО «Маяк» / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 2014. – № 1. – С. 33–48.

53. **Казачёнок Н.Н.,** Попова И.Я., Мельников В.С., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Коновалов К.Г., Копелов А.И. ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в системе реки Течи / Н. Н. Казаченко [и др.] // Вода : химия и экология. – 2013. – № 11. – С. 10–15.

54. **Казачёнок Н.Н.,** Попова И.Я., Мельников В.С., Полянчикова Г.В., Тихова Ю.П., Коновалов К.Г., Копелов А.И. Радиоактивное загрязнение воды озёр на территории Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов / Н. Н. Казаченко [и др.] // Во-

да : химия и экология. – 2014. – № 10. – С. 16–22.

55. **Казачёнок Н.Н.**, Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С. Исследование перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в подвижные формы в пойменном почвенно-растительном комплексе при различных режимах увлажнения в модельном эксперименте / Н. Н. Казаченок [и др.] // Медико-биологические проблемы жизнедеятельности. – 2010. – № 2 (4). – С. 24–30.

56. **Канеман, Д.** Принятие решений в неопределенности / Д. Канеман, П. Словик, А. Тверски. – Харьков : Гуманитарный центр, 2005. – 632 с.

57. **Караваева, Е. Н.** Накопление радиоизотопов растениями и распределение их в системе «почва – растение» в зависимости от режима почвенного увлажнения / Е. Н. Караваева, И. В. Молчанова // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 121.

58. **Карпачевский, Л. О.** Пестрота почвенного покрова в лесном биогеоценозе / Л. О. Карпачевский. – М. : МГУ, 1977. – 312 с.

59. **Кипнис, М. М.** Короткий курс математики : модели социальных явлений / М. М. Кипнис. – Челябинск : ЧГПУ, 1998. – 48 с.

60. Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними / А. А. Ключников [и др.] – Киев : Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины, 2005. – 487 с.

61. **Ковда, В. А.** Биогеохимические циклы в природе и их нарушение человеком / В. А. Ковда // Биогеохимические циклы в биосфере : материалы VII Пленума СКОПЕ, Москва, 15–22 нояб. 1974 г. – М., 1976. – С. 19–85.

62. **Коготков, А. Я.** О влиянии характера растительных остатков и условий их разложения на поведение ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{144}Ce и ^{106}Ru в почве / А. Я. Коготков, Е. И. Белова // Радиоактивные изотопы во внешней среде и организме. – М. : Атомиздат, 1970. – С. 55–61.

63. **Козаченко, А. П.** Обоснование приемов рационального использования обработки и мелиорации земель сельскохозяйственного назначения Челябинской области / А. П. Козаченко. – Челябинск : ЧГАУ, 1999. – 146 с.

64. **Комов, С. В.** Введение в экологию / С. В. Комов. – Екатеринбург : УралЭкоЦентр, 2001. – 224 с.

65. **Конаков, Д. Е.** Накопление и перераспределение техногенных радионуклидов в лесных биогеоценозах Ульяновской области : автореф.

дис. ... канд. с.-х. наук / Д. Е. Конаков ; Мар. гос. техн. ун-т. – Йошкар-Ола, 2004. – 26 с.

66. **Корнеев, Н. А.** Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства / Н. А. Корнеев, А. Н. Сироткин, Н. В. Корнеева. – М. : Колос, 1977. – 208 с.

67. Оценка радиационной обстановки на территории, загрязненной в результате ветрового переноса радиоактивных аэрозолей в районе предприятия в 1967 г. : реферат / Ю. Д. Корсаков [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 1996. – № 4. – С. 50–59.

68. **Костенков, Н. М.** Окислительно-восстановительные режимы в почвах периодического переувлажнения / Н. М. Костенков. – М., 1987. – 195 с.

69. **Костюченко В.А.,** Аклеев А.В., Перемыслова Л.М., Попова И. Я., Казаченок Н.Н., Мельников В. С., Тихова Ю.П., Дерябина Л. В. Особенности миграции долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs на Восточно-Уральском радиоактивном следе / Восточно-Уральский радиоактивный след / В. А. Костюченко [и др.]. – Челябинск, 2012. – С. 82–121.

70. **Кофман, А.** Введение в теорию нечетких множеств : пер. с фр. / А. Кофман. – М. : Радио и связь, 1982. – 432 с.

71. **Кравец, А. П.** Радиологические последствия радионуклидного загрязнения почв и растений / А. П. Кравец. – К. : Логос, 2006. – 180 с.

72. **Крайнов, С. Р.** Геохимия подземных вод хозяйственно-питьевого назначения / С. Р. Крайнов, В. М. Швец. – М. : Недра, 1987. – 237 с.

73. Распределение активности ^{137}Cs в компонентах лесного биогеоценоза влажной субори Украинского Полесья / В. П. Краснов [и др.] // Лесная наука на рубеже XXI века : сб. науч. тр. – Гомель, 1997. – Вып. 46. – С. 405–407.

74. Краткая ежегодная справка о радиационной обстановке на территории Российской Федерации в 2008 году. – Режим доступа : <http://www.rosenergoatom.ru/rus/press/main-themes/article/?article-id=90B5C541-A32B-409D-9D50-CDD0AD40B8EF>. – Дата доступа : 10.03.2009.

75. Краткая ежегодная справка Росгидромета РФ о радиационной обстановке на территории Российской Федерации в 2007 году. – Режим доступа : http://www.minatom.ru/news/8654_29.02.2008. – Дата доступа : 10.03.2009.

76. **Кудельский, А. В.** Радиационное состояние гидросферы Беларуси : 25 лет Чернобыльской катастрофы / А. В. Кудельский, В. И. Паш-

кевич // Изв. Нац. акад. наук Беларуси. – 2011. – № 3. – С. 5–22.

77. **Кузнецов, В. А.** Радионуклиды и коллоидные соединения марганца в ландшафтах / В. А. Кузнецов, В. А. Генералова // Літасфера / Lithosphere. – 1994. – № 1. – С. 146–159.

78. Компьютерное моделирование миграции загрязняющих веществ в природных дисперсных средах / С. П. Кундас [и др.] ; под общ. ред. С. П. Кундаса. – Минск : МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2011. – 212 с.

79. **Левина, С. Г.** Современная радиэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа / С. Г. Левина, А. В. Аклеев. – М. : Ин-т леса НАН Беларуси, 2009. – 272 с.

80. Влияние биогенного восстановления железа в почвах на миграционное поведение радионуклидов и тяжелых металлов / Е. К. Легин [и др.] // Тр. Радиевого ин-та им. В. Г. Хлопина. – М., 2007. – Т. 12. – С. 148–168.

81. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС : состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Под ред. В. А. Ипатьева. – Гомель : Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.

82. **Летова, А. Н.** Суточная динамика включения радиоизотопов в растения / А. Н. Летова // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 131.

83. **Лярский, П. П.** Санитарные последствия загрязнения территории долгоживущими продуктами деления и организация на ней санитарно-профилактических мероприятий : дис. ... д-ра мед. наук / П. П. Лярский. – М., 1962. – 928 с.

84. **Мамихин, С. В.** Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий) / С. В. Мамихин. – М. : Моск. ун-т, 2003. – 172 с.

85. **Мамихин, С. В.** Биологическая доступность радионуклидов почв и воспроизведение ее динамики в имитационных моделях наземных экосистем / С. В. Мамихин // Вестн. Моск. ун-та. Сер. Почвоведение. – 2004. – № 2. – С. 16–21.

86. **Мамихин, С. В.** Опыт имитационного моделирования динамики техногенных радионуклидов в наземных экосистемах // Проблемы радиэкологии и пограничных дисциплин / С. В. Мамихин ; под ред. В. И. Мигунова, А. В. Трапезникова. – Екатеринбург, 2005. – Вып. 6. – С. 269–291.

87. **Мамихин, С. В.** Имитационная модель поведения ^{90}Sr в почве и древесном ярусе соснового леса / С. В. Мамихин, М. В. Никулина // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45, № 4. – С. 218–226.

88 **Мамихин, С. В.** Исследование биогеохимической миграции радиоуглерода с помощью информационно-прогностической системы «ЭКОРАД» / С. В. Мамихин, Ф. А. Тихомиров // Геохимия. – 2000. – № 9. – С. 995.

89 **Марей, А. Н.** Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами / А. Н. Марей. – М. : Медгиз. – 1958. – 91 с.

90 Динамика состояния и миграции стронция-90 в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа / В. В. Мартюшов [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 1996. – № 3. – С. 28–38.

91 Формы нахождения стронция-90 и цезия-137 и связь стронция-90 с макро- и микроэлементами в почвах ВУРСа / В. З. Мартюшов [и др.] // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2004. – Вып. 5. – С. 67–75.

92 Оценка уровней загрязнения лесной продукции поймы р. Течи / Л. Н. Мартюшова [и др.] // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2004. – Вып. 5. – С. 9–20.

93 **Маслов, В. И.** Аккумуляция урана, радия и тория животными радиоэкологической группы тесного контакта с радиоактивными веществами в среде обитания / В. И. Маслов // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 100–101.

94 **Маслов, В. И.** Перераспределение радиоактивных элементов в природных биогеоценозах в результате роющей деятельности мышевидных грызунов / В. И. Маслов // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 99–100.

95 **Матвеевко, Т. И.** Динамика накопления радионуклидов в почвенном покрове юга Хабаровского края / Т. И. Матвеевко // Политематический сетевой электрон. науч. журн. Кубан. гос. аграр. ун-та. – 2006. – № 21 (05). – С. 59–79.

96 **Машков, И. Л.** Накопление и вертикальная миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесной почве Полесского ГРЭЗ / И. Л. Машков, Л. В. Маленок // Радиация и экосистемы : материалы Междунар. науч. конф. – Гомель, 2008. – С. 35–37.

97 Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Течи / Под ред. А. В. Аклеева, М. Ф. Киселева. – М. : Медбиозэкстрем, 2001. – 531 с.

98 Международный чернобыльский проект. Технический доклад. Оценка радиологических последствий и защитных мер. – Вена : МАГАТЭ, 1992. – 740 с.

99 Методические рекомендации по применению классификации запасов к месторождениям радиоактивных металлов. – М. : МПР России, 2005. – 68 с.

100 **Мешалкина, Н. Г.** Радиоэкологическая характеристика открытых непроточных водоёмов, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения : дис. ... канд. биол. наук / Н. Г. Мешалкина. – М., 1966. – 163 л.

101 **Моисеев, А. А.** Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене / А. А. Моисеев, В. И. Иванов. – М. : Энергоатомиздат, 1990. – 252 с.

102 О некоторых закономерностях поведения цезия-137 в системе «почва – сельскохозяйственные растения» / И. Т. Моисеев [и др.] // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 122.

103 **Моисеев, И. Т.** Мировая динамика Форрестера и актуальные вопросы экологической эволюции / И. Т. Моисеев // Форрестер Д. Мировая динамика. – М., 2003. – С. 264–290.

104 **Мокров, Ю. Г.** Реконструкция радиоактивного стока основных радионуклидов с водами р. Течи в период 1949–1954 гг. / Ю. Г. Мокров // Бюллетень сибирской медицины. – 2005. – № 2. – С. 110–116.

105 **Молчанова, И. В.** Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова / И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева, Л. Н. Михайловская. – Екатеринбург : УрО РАН, 2006. – 89 с.

106 Влияние опада древесных растений и условий его разложения на миграцию радионуклидов в почвах / И. В. Молчанова [и др.] // Тр. ИПГ. – 1979. – Вып. 38. – С. 114–123.

107 **МУ 2.6.1.2719-10.** Радиационный контроль и гигиеническая оценка источников питьевого водоснабжения и питьевой воды по показателям радиационной безопасности. Оптимизация защитных мероприятий источников питьевого водоснабжения с повышенным содержанием радионуклидов [Электронный ресурс]. – 2010. – Режим доступа : http://www.ohranatruda.ru/ot_biblio/normativ/59/59081/php. – Дата доступа : 13.02.2017.

108 Контроль за разработкой нефтяных месторождений инди-

каторными методами / Р. Х. Муслимов [и др.] // Контроль и регулирование разработки, методы повышения нефтеотдачи пластов – основа рациональной разработки нефтяных месторождений : тр. Всерос. совещ. по разраб. нефтяных месторождений, Альметьевск, 5–9 июня 2000 г. : в 2 ч. – Альметьевск, 2000. – Ч. 1. – С. 154–159.

109 Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / А. В. Носов [и др.] ; под ред. Р. В. Арутюняна. – М. : Наука, 2010. – 253 с.

110 О безопасности пищевой продукции : техн. регламент Таможенного союза : ТР ТС 021/2011: утв. решением Комиссии Таможенного союза от 9 дек. 2011 г. № 880 [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.gosstandart.gov.by/ts-pr.reg.php](http://www.gosstandart.gov.by/ts-pr.reg.php). – Дата доступа : 14.02.2017.

111 О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2011 году. Государственный доклад [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.mnr.gov.ru/regulatory/list.php?part=1101](http://www.mnr.gov.ru/regulatory/list.php?part=1101). – Дата доступа : 14.02.2017.

112 Об обеспечении функционирования Федерального банка данных по дозам облучения граждан за счет естественного и техногенно-измененного радиационного фона в 2005 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // 46cge.rospotrebnadzor.ru/documents/ros/letters/89](http://46cge.rospotrebnadzor.ru/documents/ros/letters/89). – Дата доступа : 14.02.2017.

113 Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк». Изучение радиоэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массированного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958–1984 гг.) : отчет по теме «Мираж». Т. 3. Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопасности». Из архивов ПО «Маяк», № 4/ Сост. Л. А. Милакина, П. М. Стукалов. – Озерск : ВРБ, 2005. – 132 с.

114 **ОСТ 10 071-95.** Стандарт отрасли. Почвы. Методика определения Cs(137) в почвах сельхозугодий. – М. : Минсельхозпрод, 1995. – 16 с.

115 Официальный веб-сайт органов государственной власти Ханты-Мансийского автономного округа [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.adhmao.ru/committe/ dep_graj/rabota3.htm](http://www.adhmao.ru/committe/dep_graj/rabota3.htm). – Дата доступа : 20.03.2010.

116 Оценка уровней радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха в ретроспективе ведения наблюдений на территории Челябинской области [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // _chelpogo-](http://_chelpogo-)

da.ru_pages_310.htm. – Дата доступа : 14.02.2017.

117 **Переволоцкий, А. Н.** Прогнозирование вертикального распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных почвах Республики Беларусь / А. Н. Переволоцкий, Т. В. Переволоцкая // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52, № 6. – С. 625–635.

118 **Переволоцкий, А. Н.** Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А. Н. Переволоцкий. – Гомель : Ин-т радиологии, 2006. – 255 с.

119 **Перельман, А. И.** Геохимия биосферы и ноосферы / А. И. Перельман // Биогеохимические циклы в биосфере : материалы VII Пленума СКОПЕ, Москва, 15–22 нояб. 1974 г. – М., 1976. – С. 86–98.

120 **Перемыслова, Л. М.** Современные основы для реабилитации и изменения статуса части территории ВУРСа 1958–1999 гг. / Л. М. Перемыслова, В. А. Батурин, И. Я. Попова // Вопросы радиационной безопасности. – 1999. – № 3. – С. 24–29.

121 Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа : уровни загрязнения, биологические эффекты / В. Н. Позолотина [и др.]. – Екатеринбург : Гошицкий, 2008. – 204 с.

122 **Поликарпов, Г. Г.** Радиационная экология как научная основа радиационной защиты биосферы и человечества / Г. Г. Поликарпов // Проблемы экологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2006. – Вып. 8. – С. 3–28.

123 **Полуэктов, Р. А.** Динамические модели экологических систем / Р. А. Полуэктов, Ю. А. Пых, И. А. Швытов. – Л. : Гидрометеиздат, 1980. – 288 с.

124 Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / Под ред. С. К. Шойгу. – М. : Комтехпринт, 2002. – 287 с.

125 Последствия Чернобыля : биологические эффекты малых доз радиации [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // library.by/shpargalka/belarus/ecology/001/ecl-005.htm](http://library.by/shpargalka/belarus/ecology/001/ecl-005.htm). – Дата доступа : 19.10.2011.

126 Природа моделей и модели природы / Под ред. Д. М. Гвишиани, И. Б. Новика, С. А. Пегова. – М. : Мысль, 1986. – 270 с.

127 Проблемы ядерного наследия и пути их решения : в 2 т. / Под ред. Е. В. Евстратова, А. М. Агапова, Н. П. Лаверова, Л. А. Большова. – М. : Энергопроманистика, 2010. – Т. 1. – 376 с.

128 **Прохоров, В. М.** Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / В. М. Прохоров ;

под ред. Р. М. Алексахина. – М. : Энергоиздат, 1981. – 98 с.

129 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. Ежегодник / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск : Росгидромет, 2009. – 298 с.

130 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. Ежегодник / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск : Росгидромет, 2010. – 316 с.

131 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. Ежегодник / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск : Росгидромет, 2011. – 282 с.

132 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году. Ежегодник / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск : Росгидромет, 2012. – 297 с.

133 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2012 году. Ежегодник – Обнинск : Росгидромет, 2013. – 344 с.

134 Радиационная обстановка на территории Челябинской области в 2006 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.chelrogoda.ru/pages/421.php](http://www.chelrogoda.ru/pages/421.php). – Дата доступа : 14.02.2017.

135 Радиационная обстановка на территории Челябинской области в 2007 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.chelrogoda.ru/pages/526.php](http://www.chelrogoda.ru/pages/526.php). – Дата доступа : 14.02.2017.

136 Радиоэкологическая обстановка в Иркутской области // Экологический журнал «Волна». – № 47 [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.baikalwave.org/biblioteka/95-magazin-volna](http://www.baikalwave.org/biblioteka/95-magazin-volna). – Дата доступа : 14.02.2017.

137 Урал и экология / А. Л. Анфимов [и др.]. – Екатеринбург : Банк культурной информации, 2001. – 285 с.

138 **Рамзаев, В. П.** Мирные ядерные взрывы : проблемы и пути обеспечения радиационной безопасности населения / В. П. Рамзаев, В. С. Репин, Е. В. Храмцов // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 2. – С. 27–33.

139 **Реймерс, Н. Ф.** Популярный биологический словарь / Н. Ф. Реймерс. – М. : Наука, 1991. – 538 с.

140 Руководство по ведению агропромышленного и лесного хозяйства на территории санитарно-защитной зоны ВУРСа. – Челябинск : Обл. упр. с.-х., 1999. – 22 с.

141 Руководство по ведению агропромышленного производства в

условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь на 1997–2000 г. : утв. М-вом сельского хоз-ва и продовольствия Респ. Беларусь ; М-вом по чрезвычайным ситуациям Респ. Беларусь от 11.03.1997 г. [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www. spravka-iurist.com/ base/part-pd/tx_zswxca/](http://www.spravka-iurist.com/base/part-pd/tx_zswxca/). – Дата доступа : 15.02.2017.

142 Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www- pub.iaea.org/MTCD/ publi- cations/PDF/te_745r_prn. pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_745r_prn.pdf). – Дата доступа : 15.02.2017.

143 Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н. И. Санжарова [и др.] // Рос. хим. журн. – 2005. – Т. 49, № 3. – С. 26–34.

144 СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). – М. : Роспотребнадзора, 2009. – 255 с.

145 Сапрыкин, Ф. Я. Геохимия почв и охрана природы. Геохимия, повышение плодородия и охрана почв / Ф. Я. Сапрыкин. – Л. : Недра, 1984. – 231 с.

146 Сафронова, Н. Г. О горизонтальной миграции стронция-90 и цезия-137 в условиях локального загрязнения территории // Восточно-Уральский радиоактивный след : сб. ст., посвященный последствиям аварии 1957 года на ПО «Маяк» / Н. Г. Сафронова. – Челябинск, 2012. – С. 5–8.

147 Смагин, А. И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале : автореф. дис. ... д-ра биолог. наук / А. И. Смагин. – Пермь, 2008. – 50 с.

148 Советов, Б. Я. Моделирование систем / Б. Я. Советов. – М. : Высш. шк., 2003. – 295 с.

149 Софронова, Л. И. Влияние отходов ураноперерабатывающих предприятий Северного Казахстана на состояние компонентов экосистем : автореф. дис. ... канд. биолог. наук / Л. И. Софронова. – Кокшетау, 2012. – 28 с.

150 СП 11-102-97. Инженерно-экологические изыскания для строительства. – 1997 [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.ohranatruda.ru/ot_biblio/ normativ/5/51551/](http://www.ohranatruda.ru/ot_biblio/normativ/5/51551/). – Дата доступа : 15.02.2017.

151 СП 2.6.1.2612-10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 99/2010). – 2010 [Электронный ресурс]. – Режим доступа : [http : // www.ohranatruda.ru/ ot_biblio/normativ/58/](http://www.ohranatruda.ru/ot_biblio/normativ/58/)

58883/. – Дата доступа : 15.02.2017.

152 **СП 33-101-2003.** Определение основных расчетных гидрологических характеристик. – М. : Госстрой России, 2004. – 84 с.

153 **Стукалов, П. М.** Моделирование поведения радионуклидов в водоемах, расположенных в головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа / П. М. Стукалов, А. И. Смагин // Изв. вузов. Ядерная энергетика. – 2001. – № 2. – С. 37–44.

154 Определение параметров десорбции радионуклидов из техногенных илов водоема В-9 (Карачай) / П. М. Стукалов [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 1. – С. 3–16.

155 **Стукалов, П. М.** Радиоэкологическая изученность зоны влияния ПО «Маяк» / П. М. Стукалов, С. И. Ровный // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – № 8. – С. 5–13.

156 **Тараборин, Д. Г.** Радиология нефтегазоносных районов Западного Оренбуржья / Д. Г. Тараборин, В. Г. Гацков, Т. Я. Демина. – Оренбург : ИПК ГОУ ОГУ, 2003. – 160 с.

157 Поступление стронция-90 и цезия-137 в древесную растительность из почвы / Ф. А. Тихомиров [и др.] // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 139–141.

158 **Тихонов, М. Н.** После Чернобыля и Фукусимы-1 : выявление и оценка неопределенностей и маловероятных рисков с катастрофическими последствиями / М. Н. Тихонов, М. И. Рылов // АНРИ. – 2014. – № 2. – С. 2–28.

159 Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах : в 2 т. / А. В. Трапезников [и др.]. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2007. – Т. 1. – 480 с.

160 Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах : в 2 т. / А. В. Трапезников [и др.]. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2007. – Т. 2. – 400 с.

161 Оценка радиационного воздействия на гидробионтов некоторых специальных промышленных водоемов ПО «Маяк» / Г. А. Тряпицына [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2012. – Т. 52, № 2. – С. 207–214.

162 **Тюрюканова, Э. Б.** Стронций-90 в лесных биогеоценозах / Э. Б. Тюрюканова, Л. И. Беляева, Н. И. Конова // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 138–139.

163 Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном пресноводном водоеме / С. В. Фесенко [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44, № 4. – С. 466–472.

164 **Фесенко, С. В.** Оценка эффективности контрмер в сельском хозяйстве / С. В. Фесенко, Н. И. Санжарова, К. Б. Лисянский // Радиация и риск. – 1997. – Вып. 9. – С. 53–60.

165 **Фокс, Р.** Энергия и эволюция жизни на Земле / Р. Фокс. – М. : Мир, 1992. – 216 с.

166 **Форрестер, Д.** Мировая динамика / Д. Форрестер. – М. : АСТ, 2003. – 375 с.

167 **Фортескью, Дж.** Геохимия окружающей среды / Дж. Фортескью. – М. : Прогресс, 1985. – 360 с.

168 **Чеботина, М. Я.** Тритий в водных системах ПО «Маяк» / М. Я. Чеботина, О. А. Николин, А. И. Смагин // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий. – Челябинск, 2007. – С. 152–162.

169 Челябинская область : ликвидация последствий радиационных аварий / Под ред. А. В. Аклеева. – Челябинск : Медбиозэкстрем, 2006. – 344 с.

170 **Чернокожев, Д. А.** Совершенствование технологии индикаторных исследований для оценки фильтрационной неоднородности межскважинного пространства нефтяных пластов : дис. ... канд. техн. наук / Д. А. Чернокожев. – Дубна, 2008. – 29 л.

171 **Шестопалов, В. М.** Барьерная и автореабилитационная функция геологической среды (на примере Чернобыльской зоны отчуждения) / В. М. Шестопалов // Современные проблемы гидрогеологии и гидрогеомеханики. – СПб, 2002. – С. 237–246.

172 **Щеглов, А. И.** Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А. И. Щеглов. – М. : Наука, 1999. – 268 с.

173 **Щеглов, А. И.** Особенности содержания и распределения ^{137}Cs в почвах различных фитоценозов на современном этапе / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова, М. К. Богатова // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2006. – Вып. 9. – С. 122–158.

174 **Щур А.В.,** Виноградов Д.В., Агеева Т.Н., Шапшеева Т.П., Грязин В.А. Влияние радиоэкологической ситуации в приселитебных лесных массивах на дозы внутреннего облучения сельских жителей / А. В. Щур [и др.] // Вестн. Приволж. гос. технолог. ун-та. Сер. Лес. Экология. Природопользование. – 2016. – № 1 (29). – С. 79–86.

175 Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» / Под ред. А. В. Аклеева, М. Ф. Киселева. – М. : Медбиозэкстрем, 2001.

176 Челябинская область. Энциклопедия. – Челябинск : Каменный пояс, 2008. – 832 с.

177 **Ютанов, Н.** Инженер мира или эпоха нерешительности / Н. Ютанов // Мировая динамика. – М., 2003. – С. 5–6.

178 Ядерные испытания СССР / Под ред. В. Н. Михайлова. – Саратов : РФЯЦ-ВНИИЭФ, 1997. – 298 с.

179 **Ястребов, М. Т.** Поведение некоторых естественных и искусственных радионуклидов зональных почв в различных геохимических ландшафтах / М. Т. Ястребов // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С. 85–86.

180 **Kazachonok, N. N.** Migration of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Soil After Radiation Accidents / N. N. Kazachonok, I. Ya. Popova ; D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants, Springer International Publishing Switzerland 2014. – P. 297–314.

181 Partition Coefficients for Strontium // Understanding Variation in Partition Coefficient, Kd. Values. Volume II. Geochemistry and Available Kd Values for Selected Inorganic Contaminants. Appendix H: EPA 402-R-99-004B / US EPA, US DOE. – Washington, DC, 1999. – P. H.1–H.26.

182 **Popova I.Ya., Kazachonok N.N.** Regularities of accumulation of Cs-137 and other radionuclides in the aquatic vegetation in the territory of the South-Ural biogeochemical province of techno-genic radioactive isotopes/Impact of Cesium on Plants and the Environment /D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), Springer International Publishing Switzerland 2017. – С. 187–208.

183 **Schimmack W, Schultz W.** Migration of fallout radiocaesium in a grassland soil from 1986 to 2001. Part I: activity-depth profiles of (^{134}Cs) and (^{137}Cs) . Sci Total Environ. 2006 Sep 15;368(2-3):853-62. Epub 2006 May 3.

184 **Weesner AP, Fairchild RW.** Concentration of (^{137}Cs) in soil across Nebraska. Health Phys. 2008 Jun;94(6):574-80.

Оглавление

Сокращения	3
Введение	4
1 Биогеохимические провинции техногенных радиоактивных изотопов	10
1.1 Понятие о биогеохимических провинциях радиоактивных изотопов	10
1.2 Причины и источники формирования биогеохимических провинций радиоактивных изотопов	23
2 Формирование биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов на Южном Урале	42
2.1 Технологические выбросы в атмосферу	42
2.2 Сброс жидких радиоактивных отходов в систему р. Течи ...	46
2.3 Образование Восточно-Уральского радиоактивного следа и Карачаевского следа	53
3 Миграция радионуклидов в экосистемах	56
3.1 Исследование способности радионуклидов мигрировать в почвах и донных отложениях	56
4 Исследование вертикальной миграции радионуклидов на территории ЮУПТРИ	70
4.1 Распределение радионуклидов по почвенному профилю наземных экосистем	70
4.2 Влияние режима увлажнения и детритофагов на миграцию радионуклидов из растительного опада в почву	76
4.3 Динамика высвобождения ^{90}Sr и ^{137}Cs из пойменной почвы р. Течи	80
4.4 Динамика высвобождения ^{90}Sr и ^{137}Cs из растительного опада Асановских болот	85
5 Исследование влияния условий экстракции радионуклидов на содержание их водорастворимых форм	89
5.1 Переход ^{137}Cs и ^{90}Sr в водорастворимую форму при длительном экстрагировании	92
5.2 Влияние режимов экстрагирования на содержание подвижных форм радионуклидов	94
6 Моделирование поведения техногенных радиоактивных изотопов в экосистемах	100

6.1 Общие принципы моделирования экосистем	100
6.2 Системный подход в экологии	101
6.3 Основные типы моделей, используемых в экологических исследованиях	104
6.4 Этапы создания модели поведения экологической системы	106
6.5 Методы моделирования поведения экосистем	109
6.6 Современные модели миграции радионуклидов в наземных экосистемах	120
7 Закономерности поведения техногенных радионуклидов в геосферах.....	131
7.1 Закономерности поведения радионуклидов в педосфере	131
7.2 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю автоморфных почв	142
7.3 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю гидроморфных почв	148
7.4 Закономерности поведения радионуклидов в гидросфере	157
8 Методы оценки, моделирования и прогнозирования радиационной ситуации на территории биогеохимической провинции радиоактивных изотопов	226
8.1 Оценка источников радиоактивного загрязнения речной системы	226
8.2 Прогнозирование радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции	239
Заключение	261
Список литературы	264

Научное издание

Казачёнок Нина Николаевна

**ГЕОЭКОЛОГИЯ ТЕХНОГЕННЫХ
РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ**

Редактор И. В. Голубцова

Художественное оформление обложки В. П. Бабичева

Технический редактор А. Т. Червинская

Компьютерный дизайн Н. П. Полевничая

Подписано в печать 17.03.2017. Формат 60×84/16. Бумага офсетная. Гарнитура Таймс.
Печать трафаретная. Усл. печ. л. 16,5. Уч.-изд. л. 17,0. Тираж 600 экз. Заказ № 189.

Издатель и полиграфическое исполнение:

Государственное учреждение высшего профессионального образования
«Белорусско-Российский университет».

Свидетельство о государственной регистрации издателя,
изготовителя, распространителя печатных изданий

№ 1/156 от 24.01.2014.

Пр. Мира, 43, 212000, Могилев.