

Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение высшего образования
«Российский государственный педагогический университет
им. А. И. Герцена»

На правах рукописи

Казачёнок Нина Николаевна
**«Закономерности формирования техногенных биогеохимических
провинций радиоактивных изотопов»**

Специальность: 25.00.36 – геоэкология (Науки о Земле)

Диссертация на соискание ученой степени доктора географических наук

Научный консультант:
доктор педагогических наук,
кандидат геолого-минералогических наук,
профессор
Е.М. Нестеров

Санкт-Петербург, 2018

Оглавление

Введение.....	7
Глава 1. Техногенные биогеохимические провинции радиоактивных изотопов.....	19
1.1 История возникновения и развития понятий «биогеохимическая провинция» и «биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов»	19
1.2 Современные принципы определения границ техногенных биогеохимических провинций, как географических объектов	25
1.3 Причины и источники радиоактивного загрязнения геосистем.....	32
1.4 Современные техногенные биогеохимические провинции радиоактивных изотопов	47
Глава 2 Общие закономерности поведения радионуклидов в экосистемах биогеохимических провинций.....	59
2.1. Влияние рельефа и растительной формации на распределение первичных выпадений и перераспределение радионуклидов	59
2.2 Влияние физико-химических процессов, происходящих при взаимодействии радионуклидов с почвой на их перераспределение	71
2.3 Влияние биотических факторов на перераспределение радионуклидов в почве	91
Глава 3 Закономерности поведения радионуклидов в компонентах педосферы	98
3.1 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю автоморфной почвы элювиальных ландшафтов	98
3.2 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю гидроморфных почв супераквальных ландшафтов	116
Глава 4 Закономерности поведения радионуклидов в компонентах гидросферы	126
4.1 Современные уровни радиоактивного загрязнения водных экосистем суши.....	126
4.2 Закономерности поведения радионуклидов в абиотических компонентах экосистем водоемов	128
4.2.1 Динамика радиоактивного загрязнения воды водоемов..	128
4.2.2 Динамика загрязнения донных отложений водоемов	145

4.2.3	Закономерности распределения радионуклидов между абиотическими компонентами водоемов.....	161
4.3	Закономерности поведения радионуклидов в речной экосистеме.....	167
4.3.1	Динамика радиоактивного загрязнения воды рек ППРИ и ВБПРИ.....	167
4.3.2	Динамика радиоактивного загрязнения воды в системе реки Теча (ЮУПРИ).....	170
4.3.3	Влияние погодно-климатических условий на уровень загрязнения воды в речной экосистеме.....	178
4.3.4	Миграция радионуклидов в донных отложениях и пойменной почве.....	183
4.4	Динамика радиоактивного загрязнения подземных вод.....	194
Глава 5.	Закономерности поведения радионуклидов в компонентах биосферы.....	197
5.1	Особенности накопления радионуклидов высшими растениями и грибами наземных экосистем.....	197
5.1.1	Особенности накопления радионуклидов дикорастущими растениями и грибами ЮУПРИ.....	197
5.1.2	Особенности накопления радионуклидов дикорастущими растениями и грибами ППРИ и ВБПРИ.....	207
5.2	Закономерности накопления радионуклидов водными растениями.....	215
Глава 6.	Закономерности временной и пространственной динамики радиационной ситуации в социосфере.....	222
6.1	Динамика радиационной ситуации в населенных пунктах ЮУПРИ.....	222
6.1.1	Начальный период развития радиационной обстановки в населенных пунктах ЮУПРИ.....	222
6.1.2	Современная радиационно-гигиеническая обстановка в населенных пунктах ЮУПРИ.....	231
6.2	Динамика радиационной обстановки в населенных пунктах ППРИ и ВБПРИ.....	240
Глава 7.	Методология геоэкодиагностики, моделирования и прогнозирования радиационной ситуации на территории биогеохимических провинций радиоактивных изотопов.....	246

7.1 Проблемы геоэкодиагностики и прогнозирования радиоактивного загрязнения компонентов геоэкосистем.....	246
7.2 Оценка риска получения сельскохозяйственной продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, в личных хозяйствах	259
7.3 Проблемы моделирования миграции радионуклидов в наземных экосистемах	266
7.4 Применение виртуальной машины для моделирования переноса радионуклидов и других ксенобиотиков в неоднородной среде	274
7.5 Применение методов решения задач оптимизации для оценки вклада источников радиоактивного загрязнения речной системы при невозможности прямых измерений стока.....	278
Заключение	283
Литература	287

Сокращения

- АЭС – атомная электростанция
- $A_{эфф}$ – эффективная активность естественных радионуклидов, суммарная удельная активность естественных радионуклидов в материале, определяемая с учетом их биологического воздействия на организм человека
- В-4 – водоем № 4 Теченского каскада водоемов
- В-6 – технологический водоем ПО «Маяк» «озеро Татыш»
- В-9 – технологический водоем ПО «Маяк» «озеро Карачай» (в настоящее время засыпан)
- В-10 – водоём № 10 Теченского каскада водоемов
- В-11 – водоём № 11 Теченского каскада водоемов
- В-17 – технологический водоем ПО «Маяк» «Старое болото»
- ВБПРИ – Восточно-Белорусская провинция радиоактивных изотопов
- ВУРС – Восточно-Уральский радиоактивный след
- ГХК – горно-химический комбинат
- ДОВ – донные отложения водоёма (водотока)
- ЕРН – естественные радионуклиды
- КДА – коэффициент донной адсорбции
- K_n – коэффициент накопления, отношение удельной активности радионуклида в товарной части продукции к удельной активности в почве
- K_n – коэффициент перехода, отношение активности радионуклида в последующем звене цепи миграции к его активности в предыдущем звене
- K_t – транспортный коэффициент, отношение удельной активности радионуклида в товарной части продукции к плотности загрязнения почвы
- 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
- ОНИС – Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк»
- ОЯТ – отработавшее ядерное топливо
- ПБК – правобережный обводной канал Теченского каскада водоёмов
- ППК – почвенный поглощающий комплекс

ППРИ – Полесская провинция радиоактивных изотопов
ТКВ – Теченский каскад водоемов
ТРИ – техногенные радиоактивные изотопы
УНПЦ РМ – ФГБУН Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России
ФИБ-4 – Филиал института биофизики № 4
ЧАЭС – Чернобыльская атомная электростанция
ЮУПРИ – Южно-Уральская провинция радиоактивных изотопов
ЯТЦ – ядерный топливный цикл

Введение

Актуальность темы исследования.

Исследование закономерностей формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов имеет важное значение для географических наук.

Техногенные провинции возникают в результате крупных аварий, приводящих к резкому изменению хозяйственно-экономических и социальных условий в регионах, вызывающих демографические сдвиги, принудительную и добровольную миграцию населения. Мероприятия по реабилитации загрязненных территорий и защите населения оказывают значительное влияние на структуру производства и экономику государства в целом.

Создание и испытание ядерного и термоядерного оружия, деятельность отрасли атомной энергетики привели к ряду негативных последствий. Согласно материалам Государственного доклада «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Российской Федерации в 2015 году» [216] в 4413 загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС населенных пунктах России проживало около 1,5 миллионов человек. В 276 населенных пунктах Брянской области средняя годовая эффективная доза облучения населения превышает 1 мЗв/год, в 8 населенных пунктах – превышает 5 мЗв/год. В результате деятельности радиохимического предприятия ПО «Маяк» значительное число жителей Курганской, Свердловской и Челябинской областей накопили дозу облучения, которая превышает установленный предел дозы, накопленной за жизнь [216].

В настоящее время продолжается радиоактивное загрязнение территории Российской Федерации.

В 2010-2011 гг. предприятия Росатома выбрасывали в атмосферу 45 видов радиоактивных изотопов, в гидрографическую сеть – 31 вид. В зоне влияния действующих предприятий Росатома расположено 474 км² загрязненных земель, из них – 447 км² в зоне ПО «Маяк» [250].

В 2011 г. в результате аварии на АЭС «Фукусима-1» во всех регионах Российской Федерации объемная активность ¹³⁷Cs в приземном воздухе повысилась на порядок. В 2012 г. в поселке Новогорный Челябинской области отмечена объемная активность ¹³⁷Cs в 170 раз превышающая средневзвешенное значение по России. В 2015 г. повышенная объемная активность ¹³⁷Cs в воздухе зафиксирована в Брянске, Курске и в зоне ПО «Маяк». В 2015 г. на территории России зарегистрирован 31 случай объемной

суммарной β -активности приземных аэрозолей более, чем в пять раз превышающей фоновый уровень, и 13 случаев высоких значений суммарной β -активности атмосферных выпадений. [250].

В настоящее время 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 необходимо знать закономерности формирования биохимических провинций радиоактивных изотопов в зонах аварийного радиоактивного загрязнения.

Б.И. Кочуров [143, 144] обосновал введение в систему географических наук раздела «Геоэкодиагностика», задачей которого является оценка состояния природно-хозяйственных систем (геоэкосоциосистем) с целью совершенствования их хозяйственной структуры.

Совершенствование методологии прогнозирования формирования и развития радиационных ситуаций на территориях, сопоставимых по масштабам с физико-географическими и природно-хозяйственными провинциями позволяет оптимизировать систему защитных и реабилитационных мероприятий, изменить структуру производства сельскохозяйственной продукции и организовать жизнедеятельность населения с наименьшими социальными и экономическими потерями.

Биогеохимические провинции радиоактивных изотопов отличаются от провинций стабильных изотопов рядом особенностей, вследствие которых стандартные методы исследования могут иметь ограниченное применение:

1. Концентрации техногенных радиоактивных изотопов в природных объектах очень малы, и практически не оказывают влияния на физико-химические, биохимические и геохимические процессы в экосистеме.

2. При радиоактивном распаде изотопов действие на живой организм ионизирующего излучения является стохастическим и, преимущественно, неспецифичным.

3. Не доказано существование биогеохимических провинций дефицитных по радиоактивным изотопам.

4. Принципиальным отличием биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов от биогеохимических провинций стабильных элементов является существенное изменение хозяйственно-

экономических и социальных условий в регионе, вследствие радиоактивного заражения местности.

5. Содержание большинства радиоактивных изотопов в компонентах экосистем со временем уменьшается не только за счет выноса, но и за счет распада. Это позволяет на основании сходных физико-химических свойств ионов и соединений изотопов с различными периодами полураспада проводить более точную датировку динамики процессов в экосистемах.

Выявление закономерностей поведения радиоактивных изотопов в компонентах географических оболочек Земли позволит также усовершенствовать методологию исследований локальных и глобальных круговоротов веществ, определить временные и пространственные координаты процессов в геоэкологических системах.

В итоге исследование закономерностей поведения радионуклидов в экосистемах дает возможность совершенствования методологии моделирования и прогнозирования развития геоэкологических систем при действии различных антропогенных факторов.

Поэтому изучение закономерностей формирования и развития техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов имеет большое практическое значение и представляет теоретический интерес.

Выявлением 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) [142].

Большая группа специалистов из России, Украины и Беларуси в 2018 г. под руководством Н.И. Санжаровой и С.В. Фесенко подготовили книгу «Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий» [253].

С. В. Мамихин на основе принципов структуродинамики разработал подробные схемы миграции радионуклидов в наземных экосистемах и использовал их для имитационного моделирования [170-176].

И. Ю. Катрич в 2009 г. в диссертации «Мониторинг трития в природных водах СССР (России)» [137], обобщил опыт исследования про-

странственно-временных закономерностей распределения трития в атмосферных осадках и речных водах.

В. Г. Линник в 2018 г. в монографии «Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов» [165] описал закономерности ландшафтной дифференциации техногенных радионуклидов в автоморфных и гидроморфных ландшафтах.

Е. М. Коробова в ряде работ [132-134], а также в 2016 г. в диссертации «Генезис и закономерности пространственной организации современных биогеохимических провинций» [135] обосновала критерии выделения биогеохимических провинций стабильных и радиоактивных изотопов с точки зрения отклонения от оптимальных для биоты геохимических параметров, и рассмотрела закономерности организации этих провинций.

Особое место занимает работа А. Е. Бахура, который в диссертации «Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды» [30] (2008 г.) предложил стандартизованный комплекс универсальных высокочувствительных методов определения естественных и техногенных радионуклидов в природных объектах, определил научно-методическую основу радиационного контроля природных вод, выявил ряд закономерностей миграции радионуклидов, форм их нахождения и изотопных отношений, для идентификации источников загрязнения, и прогнозирования изменения радиоэкологической обстановки.

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 дальнейшее изучение влияния на развитие радиационной ситуации режима загрязнения, природно-климатических условий, антропогенного воздействия, в том числе реабилитационных мероприятий, и других факторов. Недостаточно изучено влияние поведения населения на рассеяние радиоактивных изотопов.

Основным **объектом исследования** является Южно-Уральская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ЮУПРИ) – территория в зоне влияния радиохимического комбината ПО «Маяк» на Южном и Среднем Урале и Зауралье. Рассматриваются также Полесская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ППРИ) – территория зоны отчуждения Чернобыльской АЭС и прилегающая к ней территория Полесья и Восточно-Белорусская техногенная

биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ВБПРИ) – территория восточных районов Могилевской и Гомельской областей и прилегающая к ним западная часть Брянской области.

Предметом исследования являются общие закономерности и характерные отличия формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов, образовавшихся при разных режимах и условиях радиоактивного загрязнения, методология моделирования и прогнозирования развития радиационной ситуации после радиоактивного загрязнения больших территорий, оценки перспективы хозяйственной деятельности на загрязненных территориях.

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 методологии моделирования и прогнозирования развития геоэкологических систем при радиоактивном загрязнении и действии прочих антропогенных факторов.

Задачи исследования:

1. Исследовать динамику содержания и закономерности поведения долгоживущих техногенных радионуклидов в абиотических компонентах входящих в сферу хозяйственной деятельности человека наземных и водных экосистем Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов.

2. Исследовать закономерности миграции долгоживущих техногенных радионуклидов в биотические компоненты названных экосистем.

3. Сопоставить результаты исследований с современными данными о закономерностях поведения техногенных радионуклидов в абиотических и биотических компонентах экосистем иных техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов.

4. Оценить возможность применения стандартных статистических методов для анализа и прогнозирования развития радиационной ситуации и перспектив хозяйственной деятельности на территории биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов.

5. Обосновать методологию прогнозирования и моделирования развития радиационной ситуации и перспектив хозяйственной деятельности на территории подвергшейся неоднородному техногенному загрязнению.

Связь работы с научными программами и темами НИР

Исследования экосистем ЮУПРИ проводились согласно плану НИР ФМБА России в соответствии с темами: «Закономерности формирования радиационно-гигиенической обстановки и доз облучения населения на территории Уральского региона, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварий на ПО «Маяк» (2007-2008 гг.)», «Современное состояние радиоактивного загрязнения территорий, подвергшихся воздействию выбросов ПО «Маяк» (2009-2011 гг.)», «Исследование современных источников и уровней радиоактивного загрязнения реки Теча (2012 г.)», «Исследование радиационного и экологического состояния водных экосистем, расположенных в зоне влияния ПО «Маяк» (2013 г.)». Сравнительный анализ закономерностей формирования провинций радиоактивных изотопов и разработка методов моделирования и прогнозирования радиационных ситуаций проводились также в рамках НИР Белорусско-Российского университета «Повышение энергоэффективности, безопасности и управляемости техногенных систем и их элементов» по плану Министерства образования Республики Беларусь и Министерства образования и науки Российской Федерации (2016-2017 гг.).

Научная новизна исследования:

1. Впервые проведено комплексное исследование закономерностей развития техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов за срок до 60 лет:

- сформулированы новые критерии определения техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов, отличающиеся учетом изменения функционирования природно-хозяйственного комплекса региона;
- впервые исследована динамика содержания и закономерности поведения ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{238,239,240}\text{Pu}$ в компонентах педосферы и гидросферы, ^{90}Sr и ^{137}Cs в биоте Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов с момента ее образования за срок до 60 лет;
- впервые проведена комплексная геоэкодиагностика состояния радиоактивного загрязнения природно-хозяйственных систем в масштабах провинции через 60 лет после начала загрязнения;
- впервые исследован перенос ^3H с осадками от технологических водоемов в озера;

2. Впервые проведен комплексный сравнительный анализ развития радиационных ситуаций в различных биогеохимических провинциях радиоактивных изотопов:

- впервые проведен сравнительный анализ динамики содержания и закономерностей поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах геосфер трех техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов: Южно-Уральской, Полесской и Восточно-Белорусской;
- показано, что, общие закономерности поведения радионуклидов в компонентах геосистем являются универсальными и позволяют использовать единые методы прогнозирования для различных биогеохимических провинций лесной и лесостепной зон, несмотря на различие природно-климатических условий, источников, режимов и уровней радиоактивного загрязнения

3. Обоснована методология оценки и прогнозирования развития радиационной ситуации с использованием методов решения задач оптимизации, нечёткой логики, метода Байеса, имитационного моделирования поведения радионуклидов в неоднородных природных средах по принципу виртуальных машин и других методов:

- впервые обосновано, что, вследствие неоднородности радиоактивного загрязнения и природных условий, а также особенностей ведения хозяйства, статистические распределения значений уровней загрязнения объектов природно-хозяйственной среды не являются стандартными;
- доказано, что при геоэкодиагностике, подвергшихся неоднородному радиоактивному загрязнению, стандартные статистические методы не всегда являются корректными;
- впервые обосновано применение метода Байеса и нечёткой логики для планирования хозяйственной деятельности в зоне неоднородного радиоактивного загрязнения;
- впервые осуществлено имитационное моделирование вертикальной миграции радионуклидов в неоднородной почве с помощью виртуальной машины;

4. Разработана методика оценки целесообразности ведения сельского хозяйства на загрязненных территориях;

- разработана новая методика оценки риска получения в мелкотоварном производстве или в личных хозяйствах сельскохозяйственной

продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, при неоднородном загрязнении;

5. Разработана методика выявления источников загрязнения речной системы:

- впервые обосновано применение метода решения задач оптимизации для выявления вклада потенциальных источников загрязнения речной системы при невозможности прямых измерений их стока.

Положения, выносимые на защиту:

– Установлено, что в настоящее время хозяйственная деятельность на территории Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов не связана с риском получения лесной и сельскохозяйственной продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, за исключением единичных случаев грубых нарушений режима радиационного заповедника;

– Установлено, что от начала формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов (ЮУПРИ, ППРИ, ВБПРИ) до настоящего времени различия природно-климатических условий и режима загрязнения этих провинций не привели к существенным различиям в поведении радионуклидов в компонентах экосистем, что позволяют использовать для разных провинций лесной и степной зон единые методы моделирования и прогнозирования развития радиационной ситуации;

– Показано, что для эмпирических статистических распределений параметров радиоактивного загрязнения природных сред и продуктов хозяйственной деятельности характерны форма «трамплин» и бимодальное распределение, которые отражают как причины пространственно-временной неоднородности распределения радионуклидов, так и особенности организации ведения хозяйства на загрязненной территории;

– Показано, что нестандартные формы статистических распределений не позволяют в полной мере отразить закономерности формирования и развития провинций традиционными методами моделирования и прогнозирования, а также препятствует надежной верификации существующих моделей отдельных процессов;

– Обоснована целесообразность применения методов решения задач оптимизации, нечёткой логики, метода Байеса, имитационного моделирования поведения радионуклидов в неоднородных природных средах по принципу виртуальных машин для геоэкодиагностики и прогнозирования

ния развития радиационной ситуации при ведении хозяйства на территориях с неоднородным загрязнением;

– Показана эффективность использования ^3H в качестве трассера для совершенствования методологии исследования локальных круговоротов воды в масштабах провинции и эффективность использования ^{137}Cs в качестве трассера миграции $^{238,239,240}\text{Pu}$ в педосфере

– Показано, что вследствие пространственно-временных параметров переноса ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs с осадками геоэкологические исследования целесообразно проводить в масштабе биогеохимических провинций.

Практическая значимость исследования:

1. Направлены материалы «Закономерности развития радиационной обстановки в случае радиационной аварии с включением сухопутной территории и водоемов» (авторы: Аклеев А.В., Казаченок Н.Н., Костюченко В.А., и др.) в Российскую научную комиссию по радиологической защите (РНКРЗ).

2. Направлены справки: «О результатах анализа почвы и сельскохозяйственной продукции ООО «Совхоз Береговой» в 2007 году», «О результатах определения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в кормах, молоке и мясе в ООО «Совхоз Береговой» в 2007 году», «Об уровнях загрязнения долгоживущими радионуклидами территории населенных пунктов и их ареалов в северном, северо-западном и западном направлениях в пределах 30-км зоны ПО «Маяк», «Об уровнях загрязнения долгоживущими радионуклидами водоемов расположенных в северном, северо-западном и западном направлениях в пределах 30-км зоны ПО «Маяк», «Об уровнях загрязнения долгоживущими радионуклидами территории населенных пунктов и их ареалов в южном, юго-восточном и восточном направлениях в пределах 30-км зоны ПО «Маяк» в Администрацию Челябинской области.

3. Разработаны «Методика оценки возможности использования земель в сельскохозяйственном производстве по текущей плотности загрязнения их радионуклидами», «Методика оценки источников радиоактивного загрязнения речной системы», которые переданы в ФМБА России.

4. Написаны и зарегистрированы в ФИПС России компьютерные программы: «Расчет плотности радиоактивного загрязнения почвы», «Расчет удельной активности Cs-137 в пробах природных объектов по данным радиохимического анализа», «Расчет удельной активности Sr-90 в пробах природных объектов по данным радиохимического анализа», «Определение вероятностей векторов миграции ксенобиотиков в однородной среде»,

«Моделирование и визуализация миграции ксенобиотиков в неоднородной среде».

Методология исследований

Методология полевых исследований опиралась на разработанные А. Е. Бахуром [30, 31] научно-методические основы радиоэкологической оценки.

Ретроспективный анализ данных, накопленных с 1957 г. до 2007 г. проводили по архиву данных и по рабочим журналам отдела внешней среды ФГБУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России. Начиная с 2007 г. все исследования были проведены при участии автора или лично автором.

Мощность экспозиционной дозы определяли по МР 2.6.1.0006-10 «Проведение комплексного экспедиционного радиационно-гигиенического обследования населенного пункта для оценки доз облучения населения» [205].

Пробы воды, супераквальной почвы и донных отложений озёр отбирали на участках активного водопользования: водопоя, мест отдыха. Отбор проб воды, донных отложений, почвы поймы, растительности в системе реки Теча производили в гидрологических створах, а также на других участках речной системы, в зависимости от цели исследования. Отбор проводили в соответствии с общепринятыми стандартными методиками отбора проб [66, 67, 69, 271]. Пробы донных отложений отбирали с использованием пробоотборников «Гойна».

Пробы почвы в природных экосистемах отбирали в виде монолитов, которые затем разделяли на слои. В агроэкосистемах с помощью почвенного бура отбирали сборные пробы с исследуемого участка методом конверта.

Пробы надземной травянистой фитомассы в природных экосистемах, а также в агроэкосистемах сельскохозяйственного предприятия ООО «Совхоз Береговой» отбирали в радиусе 0,5 м от места отбора пробы почвы. Пробы овощей, картофеля и пробы почвы с приусадебных хозяйств отбирали в конце вегетационного периода после сбора урожая. Пробы молока из личных хозяйств отбирали в стойловый и пастбищный период.

Обработка проб и подготовка к анализу производилась по стандартным общепринятым методикам.

Удельную активность гамма-излучающих радионуклидов (^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) определяли с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра «Прогресс» и гамма-спектрометра МИ 2143-91. С 2011 г. использовали спектрометр МКС-01А «МУЛЬТИРАД». Из малоактивных проб ^{137}Cs выделяли после экстракции его из озоленной пробы 0,4 н HCl и концентрирования на ферроцианиде никеля радиохимическим путем в виде сурьмянойодидной соли [268].

^{90}Sr определяли по дочернему ^{90}Y , выделенному с использованием МИОМФК с использованием стабильного носителя для контроля выхода [269]. После радиохимического выделения радионуклидов их активность определяли на малофоновых β -метрических установках УМФ-1500 и УМФ-2000.

Определение ^3H в воде проводили на жидкостном α -, β -радиометре Quantulus 1220 после дистилляции с добавлением перманганата К.

$^{234,238}\text{U}$ из проб воды концентрировали на гидроксиде Fe, экстракционно отделяли от других радионуклидов и железа. $^{238,239,240}\text{Pu}$ концентрировали и очищали на анионообменной смоле. Измерение α -активности $^{234,238}\text{U}$ и $^{238,239,240}\text{Pu}$ производили после электрохимического осаждения их на стальные диски на α -спектрометрической установке с ионизационной импульсной камерой. В качестве индикаторной метки использовали (^{236}Pu или ^{242}Pu).

Эффективную активность ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K рассчитывали согласно [68].

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

Измерение pH и уровня минерализации (в пересчете на NaCl) в воде озер и осадках проводили на pH-метре АНИОН 4100 с комбинированным стеклянным электродом ЭСК-10601/7.

Содержание биологически доступных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в высушенной и просеянной серой лесной, дерново-подзолистой почвах и черноземе определяли по общепринятой методике. Дистиллированной водой экстрагировали водорастворимые формы, 1 н. уксуснокислым аммонием – обменные формы, 1 н. соляной кислотой – кислоторастворимые формы. После последней экстракции кислотой остаток почвы высушивали и определяли содержание прочнофиксированных радионуклидов.

Все применяемые методики измерения имели Государственные свидетельства о метрологической аттестации. Методики выполнения измере-

ний были аттестованы в ГОСТ-стандарте. Применяемые средства измерений проходили государственную поверку в центре стандартизации и метрологии.

Для постановки ряда экспериментов нами были разработаны собственные методики, описание которых приведено в тексте.

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

В работе использованы архивные материалы исследований сотрудников ФГУН Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России (УНПЦ РМ) и материалы собственных исследований автора.

Архивы данных УНПЦ РМ отражают результаты исследований З. Г. Антроповой, В. А. Батурина, Е. И. Беловой, М. И. Воробьевой, П. В. Голощапова, 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, Е. А. Пряжина, А. М. Скрябина, В. Л. Шведова, Б. И. Шуховцева и многих других сотрудников Челябинского филиала Ленинградского НИИ радиационной гигиены, с 1962 года – Филиала Института биофизики № 4, в 1992 году преобразованного в УНПЦ РМ

Автор принимала непосредственное участие в полевых и камеральных исследованиях с 2007 г. по 2014 г.

Глава 1. Техногенные биогеохимические провинции радиоактивных изотопов

1.1 История возникновения и развития понятий «биогеохимическая провинция» и «биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов»

Для прогнозирования медицинских, социальных, экологических и экономических последствий радиационных аварий, для планирования защитных и реабилитационных мероприятий необходимо знать закономерности формирования и развития биогеохимических аномалий, возникающих в зонах аварийного радиоактивного загрязнения. Эти исследования становятся еще более актуальными, когда аномалии техногенных радиоактивных изотопов, занимают территории, не ограниченные отдельными ландшафтами. В этом случае можно говорить о формировании целых биогеохимических провинций.

В. И. Булатов [43] считает, что на современном этапе в задачи географии и геоэкологии входит:

1. Экологическая идентификация и ранжирование разномасштабных объектов ядерно-топливного цикла;
2. Сравнительная оценка степени воздействия и потенциального риска при функционировании ядерноопасных 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» [43].

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 [268].

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 [124].

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 [124].

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 Б. Б. Польшин (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. [63].

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 [231] предложил различать:

- «глобальные аномалии, охватывающие весь земной шар или большую его часть;
- региональные техногенные аномалии, распространяющиеся на части материков, отдельные страны, области, зоны, провинции;
- локальные техногенные аномалии, связанные с конкретным эпицентром (рудником, заводом и т. д.)» [231].

Р. М. Алексахин и Ф. А. Тихомиров в 1974 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» [11]. То есть, основанием для выделения биогеохимических провинций радиоактивных изотопов они считали особые условия миграции радионуклидов независимо от факта и масштабов техногенного загрязнения.

Р.М. Алексахин выделил два крупных региона, загрязненных ^{137}Cs глобальных выпадений и характеризующихся повышенной скоростью его миграции по цепям питания: территория Крайнего Севера (Север СССР, скандинавские страны, Аляска) и районы полесий России, Украины и Беларуси. Здесь распространены легкие, кислые, бедные гумусом гидроморфные почвы, в которых значительная доля ^{137}Cs находится в подвижной, доступной для растений форме.[11]. В районах Крайнего Севера дополнительную опасность для населения представляет быстрое поступление ^{137}Cs в рацион по специфической «северной цепочке» [11] – «лишайник-олень-человек» [11].

Сопоставление загрязненных радионуклидами территорий с географическими или геологическими провинциями проводили и другие исследователи. Например, О.Д. Хвалей [299] рассматривал поведение радионуклидов в водных экосистемах Восточно-Белорусской геологической провинции.

Безусловно, при исследовании и прогнозировании формирования техногенных биогеохимических аномалий важнейшим параметром являются условия миграции стабильных или радиоактивных изотопов химических элементов в экосистемах и за их пределами. Однако, для того, чтобы отнести какую либо территорию к биогеохимической аномалии, в том числе – масштаба провинции, необходимо, чтобы содержание этих изотопов в компонентах природной среды, рационе человека приводило или могло привести к существенным отклонениям в состоянии этих компонентов, представляло бы потенциальную опасность для здоровья населения.

Е.М. Коробова обосновала в качестве критерия выделения биогеохимической провинции степень отклонения фактического содержания исследуемого элемента от содержания, оптимального для компонентов биоты [134] и рассматривает всю поверхность Земли как «мозаику» радиобио-

химических провинций, характеризующихся иерархически организованными условиями миграции [135].

До аварии на Чернобыльской АЭС данные об уровнях радиоактивного загрязнения выбросами промышленных реакторов, отходами радиохимических предприятий, продуктами ядерного взрыва после испытаний ядерного оружия и «мирных взрывов» не публиковали в открытой печати. Однако выходили статьи и монографии о закономерностях поведения радионуклидов в компонентах водных и наземных экосистем. В книге А. Н. Марея «Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами» [177], был обобщен опыт исследования динамики радиоактивного загрязнения компонентов системы реки Теча. Результаты исследований поведения радионуклидов в водной экосистеме, описанные А. Н. Мареем, имели огромное научное и практическое значение. На основе этих исследований разрабатывались мероприятия по защите населения, проживающего в прибрежной зоне реки Теча. Впоследствии рекомендации А.Н. Марея использовались при ликвидации последствий аварии на ЧАЭС.

После аварий в Челябинской области (29.09.1957 г.) и в Уиндскейле на северо-западе Англии (10.10.1957 г.), а также глобального загрязнения в результате ядерных испытаний стали появляться статьи и книги о закономерностях поведения техногенных радионуклидов в наземных и пресноводных биогеоценозах и в агроэкосистемах. Исследователи, работавшие на аварийно загрязненных территориях, писали о «модельных системах», использовали иносказания («вносили в почву без носителя») [236, 237]. После аварии на Чернобыльской АЭС в открытой печати появились материалы об уровнях радиоактивного загрязнения компонентов конкретных экосистем. Это позволило использовать уровень техногенного загрязнения в качестве критерия отнесения территории к категории техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов.

По нашему мнению, биогеохимические провинции радиоактивных изотопов отличаются от провинций стабильных изотопов рядом особенностей, вследствие которых стандартные методы исследования могут иметь ограниченное применение:

1. Концентрации техногенных радиоактивных изотопов в природных объектах очень малы, и практически не оказывают влияния на физико-химические, биохимические и геохимические процессы в экосистеме. Исключение могут составлять природные объекты, превращенные в техноло-

гические водоемы, в которых выделение энергии при радиоактивном распаде может привести к повышению температуры и испаряемости.

2. При радиоактивном распаде изотопов действие на живой организм ионизирующего излучения является стохастическим и, преимущественно, неспецифичным. Поэтому для провинций радиоактивных изотопов не определены специфические эндемические заболевания. При этом частота отдельных неэндемических заболеваний (рак щитовидной железы, лейкемия) может быть значительно повышена.

3. Не доказано существование биогеохимических провинций дефицитных по радиоактивным изотопам. Не выявлены биогенные, необходимые для живых организмов радиоактивные изотопы.

4. Принципиальным отличием биогеохимических провинций техногенных радиоактивных изотопов от биогеохимических провинций стабильных элементов является существенное изменение хозяйственно-экономических и социальных условий в регионе, вследствие радиоактивного заражения местности. Это связано с тем, что распространение техногенных радиоактивных изотопов до масштабов провинции может быть только в случае крупных радиационных аварий. Кроме того, большинство стабильных изотопов и их соединений имеют пороговое действие на живой организм. Это позволяет установить для них предельно допустимые концентрации в компонентах природной среды. Радиоактивные изотопы отличаются беспороговым действием на уровне малых доз. Поэтому даже при относительно невысоком уровне загрязнения рекомендуется применять определенные ограничения при ведении хозяйственной деятельности.

5. Содержание большинства радиоактивных изотопов в компонентах экосистем со временем уменьшается не только за счет выноса, но и за счет распада. Сопоставление физико-химических свойств и поведения в экосистемах ионов и соединений различных изотопов позволит усовершенствовать методологию определения пространственно-временных параметров процессов в экосистемах.

Однако содержание радионуклидов в компонентах природной среды не является достаточным критерием для оценки состояния экосистемы и отнесения ее к категории техногенной радиоактивной биогеохимической аномалии. Для сравнительной оценки геохимических систем обычно используют кларки концентрации элементов. Однако техногенные радиоактивные изотопы (ТРИ) не встречались в литосфере, до середины XX века. Ряд изотопов, образовался как при распаде природного урана, так и в ре-

зультате применения и испытаний ядерного оружия и «мирных» взрывов. Их содержание в почве не соответствует содержанию в горных породах и постоянно изменяется, в том числе, в результате радиоактивного распада. Поэтому кларк ТРИ определить либо невозможно, либо это не имеет практического смысла. Концентрация ТРИ в объектах природной среды ничтожна и не определяется химическим путем. Общепринятая характеристика содержания ТРИ – удельная (объемная) активность – не всегда определяется непосредственно. ^{90}Sr и другие β -излучающие изотопы часто определяют по γ -излучению продуктов их распада, что увеличивает погрешность измерения. Кроме того, энергия излучения разных изотопов может различаться на несколько порядков, поэтому оценка комбинированного действия ТРИ на компоненты экосистем – весьма сложная и трудоемкая задача.

Г. Г. Поликарпов [239] разработал классификацию зон биологического действия хронического облучения, в которой в качестве основного критерия использовал мощность экспозиционной дозы (МЭД). Однако для большинства техногенных аномалий характерно загрязнение комплексом ТРИ с разным типом распада, разными физико-химическими свойствами, поражающими различные системы и органы. Поэтому при равной МЭД на живой организм в нем могут происходить самые разные патологические процессы.

До сих пор остается актуальной проблема определения критериев интегральной оценки состояния техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов.

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 наблюдается повышенное или пониженное содержание химических элементов в почве, воде и живых организмах, и «могут наблюдаться» эндемические болезни. Е.М. Коробова предложила разделить территорию, подвергшуюся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, на провинции согласно плотности загрязнения и опасности для проживания людей [135]. Такой подход полностью оправдан при планировании защиты населения, однако он не является универсальным. Так как таким образом можно считать биогеохимической провинцией, как след, образовавшийся после под-

земного взрыва «Кратон-3», так и большую часть Европейского континента, загрязненную при аварии на ЧАЭС.

По нашему мнению целесообразно предложить следующие критерии для отнесения исследуемой территории к категории техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов:

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

2. Повышение удельной или объемной активности техногенных радионуклидов в компонентах экосистем, по сравнению с уровнем глобальных выпадений, приводящее к изменению функционирования природно-хозяйственного комплекса региона.

3. Масштабы биогеохимической аномалии техногенных радиоактивных изотопов соответствуют масштабам физико-географической провинции.

1.2 Современные принципы определения границ техногенных биогеохимических провинций, как географических объектов

Любое, в том числе геоэкологическое, исследование еще на подготовительном этапе предусматривает определение объекта исследования. Критерии выделения объекта из целостного окружающего мира определяются целью и задачами исследования. При выявлении и изучении закономерностей формирования и развития биогеохимических провинций в первую очередь необходимо определить, какая часть земной поверхности будет исследована, как единая целостная геоэкологическая система, для которой, собственно, и выявляются названные закономерности.

В значительной степени эту задачу призвана решить методология эколого-географического районирования. На завершающем этапе исследования, при обосновании планирования хозяйственной деятельности и реабилитационных мероприятий, целесообразно использовать принципы политико-административного деления территории. Однако на этапе выявления процессов, механизмов и закономерностей, при разработке моделей необходимо использовать объективные критерии определения представительных геоэкологических систем, основанные на типовых комплексах природных условий и факторов.

Геоэкологическое районирование территорий – одно из направлений исследования экологических проблем, выраженных в виде ранжирования территорий по степени экологической напряженности, экологического риска или бедствия. Его цель – выявление территориальной дифференци-

ции и интеграции отдельных территорий со специфическим взаимодействием природных и социально-экологических факторов. [55]. А.Г. Исаченко [89] описывает, в частности, принципы регионального и мезорегионального деления территории. В качестве «каркаса» регионального деления России на высшем уровне приняты, с одной стороны, глобальная система широтных ландшафтных зон (с подзонами), а с другой – система «азональных» секторов Евразийского континента, в которой отражена степень влияния океанов на ландшафты суши в связи с орографическим и структурно-тектоническим строением континента. Мезорегиональный уровень ландшафтной дифференциации представлен ландшафтными провинциями и подпровинциями. Эти таксоны образуются в результате наложения сетки ландшафтных областей на систему широтных зон и подзон. Азональные области выделяются по строению геологического фундамента, характеру орографии, гидрографической сети, чертам сходства в происхождении и возраста ландшафтов; в силу специфики географического положения и рельефа, ландшафтам одной области присуща определенная общность в климатическом отношении [89].

А. И. Баканов [25] указывает, что в наиболее общем смысле под районированием понимается процесс многофакторного деления территории на множество непересекающихся целостных районов, представляющих собой компактные сгущения некоторых исходных ячеек (точек) как в трехмерном физическом, так и в многомерном признаковом пространстве. Частное районирование производится по одному признаку. Им обычно занимаются узкие специалисты в рамках конкретной задачи. К отраслевому относится районирование по группе показателей, характеризующих какой-либо компонент экосистемы с разных сторон. При комплексном районировании используется множество показателей, характеризующих различные компоненты территории, близкие понятия – ландшафтное или ландшафтно-географическое районирование. А. И. Баканов [25] обращает внимание на то, что центры участков отличаются друг от друга объективно, но они связаны плавными переходами, поэтому проведение границ между районами во многом субъективно. В зависимости от масштаба исследований границу можно изобразить в виде линии или полосы разной ширины. Особые затруднения вызывает проведение границ в том случае, когда характер сообщества плавно меняется по градиенту факторов. Границы районов выделенных по характеру изменений одного компонента, как правило, не совпадают с границами районов, выделенных по другим компонентам.

Границы могут быть постоянными или переменными. Поскольку проведение границ – одна из самых сложных задач районирования, то с целью большей достоверности, логичности и однозначности решения этой задачи Д.Л. Армандом с соавт. была разработана специальная инструкция, регламентирующая все операции по проведению границ для сухопутных ландшафтов. В ней подробно излагается техника этой работы, указаны критерии выбора оптимальных решений. [25].

Однако до настоящего времени не существует единой методики определения границ географического объекта. Так А. Б. Косолапов считает, что однородность выдела внутри границ оказывается мнимой, так как авторы районирования, например ландшафтоведы, не могут учитывать все географические характеристики, существенные для эколога-географа [138].

В.Е.Шувалов, анализируя историю развития теории и практики экономического районирования, считает, что в эколого-экономическом районировании наблюдается разнотенность мнений, на который дополнительно накладывается размытость понятия этого вида районов [309].

Д.В. Черных, анализируя существующие в настоящее время принципы районирования, отмечает, что существует немало разногласий по поводу вопроса об объективной/субъективной природе районов. Чаще всего в качестве ведущего использовался принцип наложения (сопоставления) частных видов районирования. При этом линии или зоны совпадения границ частных видов районирования принимались в качестве границ комплексных географических районов. В среде географов все большее признание получает теория полиструктурности географического пространства. Это означает переход от единой (универсальной, объективной) модели природно-территориальной организации к множеству моделей, что, безусловно, дает более разнообразную картину процессов интеграции и дифференциации в географической оболочке, обогащает представления о механизмах этих процессов. [294].

По мнению В.М. Умывакина с соавт., на практике, в основном, используются следующие интегральные оценки сложных геосистем: аддитивная и мультипликативная. Эти интегральные оценки обладают определенными недостатками, а именно: 1) чаще всего аддитивная «свертка» частных природно-хозяйственных показателей не имеет никакого конкретного геосистемного смысла, когда показатели являются разнородными (разноименными) и/или имеют различную размерность; 2) отсутствует

возможность их вероятностной интерпретации; 3) аддитивные свертки и большинство мультипликативных не удовлетворяют существенному свойству «ограниченной компенсации», т.е. условию невозможности улучшения значений некоторых частных показателей за счет компенсации сколь угодно большого снижения качества по другим частным показателям. [295].

В.И. Блануца предлагает выделять районы в среде информационно-коммуникационных сетей методами информационно-сетевой географии. По его мнению, представление о целостности района будет трансформироваться от однородного пространства (первый подход) к пространственно-временному взаимодействию (второй подход) и далее к темпоральной идентичности (третий подход). Районы нового класса В. И. Блануца называет «эволюционными», а процедуру их выделения – эволюционным районированием. [35-36].

Прохоровым Б.Б. проведено медико-экологическое районирование, в результате которого выделены территории с относительно однородными условиями формирования общественного здоровья. При разработке схемы медико-экологического районирования России был использован коэффициент суммарной оценки здоровья населения. Т.А. Мусихина при районировании экологической опасности за таксономическую единицу принимала территорию муниципального образования, как минимальную административную единицу, на которой должно производиться управление экологической безопасностью для населения и окружающей среды. [206].

В. И. Булатов и Н. О. Игенбаева считают, что в эколого-географическом и ландшафтно-экологическом районировании, в отличие от физико-географического, общие принципы необходимо дополнять специальным содержанием. По их мнению, включение принципа устойчивости границ в общие принципы районирования имеет смысл в том случае, если изучаемый процесс динамичен, и для целей территориального управления или удобства интерпретации результатов необходимо оперировать фиксированными границами. Компромиссом является выделение устойчивых (во времени и в пространстве) границ и определение «характерного времени» различных отрезков границ. Проведение границ системы переносится на заключительный этап исследования. При таком подходе границы геосистем имеют характер совокупности переходных зон, тем более, что поведение живых организмов, органических и минеральных компонен-

тов геосистем имеет различные закономерности, и области их проявления никогда не совпадают полностью. [44].

В.И. Блануца считал, что экологическое районирование территорий основано на наличии пространственной неоднородности окружающей природной среды и, являясь распознаванием образов, может проводиться и экспертным путем и в формальных процедурах. А также, что в настоящее время нет единой концепции его проведения, особенно в форме интегрального, а не отраслевого районирования, отсутствует единство в базовом понятии экологического района, а также в подходах по оптимизации числа признаков, «информативных по измеряемому явлению» [35].

По мнению А. В. Антиповой, главной задачей эколого-географического анализа России является изучение региональных экологических ситуаций. Одним из наиболее сложных проблем эколого-географического анализа она считает методику определения границ комплексных экологических ситуаций. В большинстве исследований определение границ основывалось на экспертной оценке значимости отдельных показателей и проблем. При подготовке «Карты экологических ситуаций в границах бывшего СССР» она определяла ареалы экологических ситуаций с помощью сопряженного анализа элементов, характеризующих состояние окружающей среды и формирующих геосистемную структуру территории: характер и устойчивость естественных ландшафтов, их природно-ресурсный потенциал и уникальность, вид использования земель, размещение и плотность населения. [16].

Выделение границ биогеохимических провинций имеет свои особенности. В.В. Сюткин считает, что для геохимического районирования необходимо знание распространения микроэлементов в почвах и степени антропогенного загрязнения [282]. По мнению В.В. Ковальского в основу комплексной системы биогеохимического районирования входят особенности взаимодействия химических факторов внешней среды и организмов при биогенной миграции элементов по трофическим цепям [123]. Е.М. Коробова основным критерием считает степень отличия содержания элемента от оптимального [134-135].

Большое количество предложенных методов и принципов геоэкологического, эколого-географического, ландшафтно-экологического районирования говорит в первую очередь о том, что такие методы и принципы могут быть универсальными только на каком-либо высоком уровне обоб-

щения. На практике они каждый раз обосновываются в зависимости от целей и задач конкретного исследования.

По нашему мнению, понятие «граница» также необходимо обосновывать заново не только для каждого конкретного исследования, но и на каждом этапе исследования.

Еще при планировании работы назначают границы объекта будущего исследования. В процессе изучения объекта выявляют границы проявления существенных для решения задач условий, факторов, явлений, определяют критерии граничности и устанавливают границы подсистем объекта и его структурных компонентов. В результате исследования формулируют критерии границ применимости предлагаемых моделей и методов прогнозирования.

Необходимо также различать границы:

- организационного характера – при выделении зон ответственности субъектов хозяйствования, зон реализации реабилитационных или иных мероприятий и зон, попадающих под воздействие этих мероприятий или хозяйственной деятельности;

- геоморфологического характера;

- функционального характера;

- биогеохимического характера и другие.

Собственно говоря, итогом научного исследования является либо компартиментализация изучаемого объекта на группу подсистем, для которых могут быть применены предлагаемые методы прогнозирования и управления, либо интегрирование группы объектов в систему более высокого ранга, для которой так же предложены соответствующие методы прогнозирования и управления.

Б.И. Кочуров с соавт. считает, что географические принципы структурирования информации позволяют представить геопространство в виде объектно-ориентированной базы данных [143-144].

Нами [110] предложено для практических целей компартиментализации или интегрирования экосистем рассматривать множества значений, характеризующих отдельные пространственно-временные локусы: координаты точки измерения (места отбора проб), даты измерения (отбора), результаты измерения (анализа образцов) и другие параметры. В таком случае объект исследования представляется как результат операций с данными множествами.

Так, биогеохимическую провинцию радиоактивного изотопа можно представить, как результат пересечения множеств:

$$A \cap B = \{x: x \in A \text{ и } x \in B\},$$

где A – множество локусов x , характеризующихся принадлежностью к экосистеме a , B – множество локусов x , характеризующихся заданными значениями плотности загрязнения радионуклидом b .

Например, на территории центральной Европы, подвергшейся загрязнению ^{137}Cs в результате аварии на ЧАЭС в 1986 г. можно определить B как множество локусов с плотностью загрязнения ≥ 37 кБк/м² (1 Ки/км²). Кроме того, можно выделить группу множеств A_i , в числе которых: A_1 , как множество локусов, находящихся на территории Великой Полесской низины, A_2 – Оршанско-Могилевской равнины, A_3 – Среднерусской возвышенности и так далее.

На территории абразионно-эрозионной платформы лесостепной зоны Зауралья, загрязненной различными техногенными радионуклидами можно выделить множество локусов A и группу множеств B_i с соответствующими плотностями загрязнения по каждому радионуклиду.

Используя разные критерии, локусы можно группировать в различные множества согласно целям исследования. В таком случае, определение границ применимости разработанных моделей связано с определением этих критериев. На местности границы отдельных зон могут быть связаны с пространственными координатами локусов. [110].

Принципиально важно отметить, что зонирование и районирование в таком случае не предусматривает деления территории на целостные непересекающиеся районы. Зоной будет являться множество локусов, характеризующихся заданными значениями параметров.

При работе с базами данных аналогами пространственно-временных локусов являются кортежи с ключевыми полями, определяющими координаты и дату измерения. А «зоной» будет считаться результат запроса по требуемым критериям.

При этом необходимо учитывать, что выявленные в ходе исследования закономерности и методы прогнозирования могут быть применены только к соответствующим множествам локусов.

1.3 Причины и источники радиоактивного загрязнения геоэко-систем

Производство ядерного оружия

При разработке ядерного оружия в США были созданы: лагерь «Х» (Вудс Холл, штат Теннесси) для строительства завода по производству ^{235}U ; лагерь «W» (Хэнфорд, штат Вашингтон) для производства плутония; лагерь «Y» (Лос-Аламос, штат Нью-Мексико), где размещались исследовательские и экспериментальные лаборатории для создания собственно бомбы [13]. Ядерный центр в Хэнфорде (США) начал производство плутония в 1943 г. Для охлаждения первых восьми прямоточных реакторов использовали воду из реки Колумбия, которую сбрасывали обратно в реку после выдержки в специальном бассейне. В жидких сбросах преобладал ^{24}Na , его суммарная активность за 1944-1987 гг. составила 481 ПБк. [245].

В Великобритании сброс радиоактивных отходов завода в Уиндскейле (Селлафилд) начался в 1952 г.. В 1952 г. в море было сброшено $3,7 \cdot 10^{14}$ Бк, в 1953 г. сбрасывалось $7,4 \cdot 10^{13}$ Бк/мес.. После пуска установки по переработке ОЯТ (1964 г.) реакторов «Магнокс» сброс увеличился и достиг максимума в 1975 г. Всего радиохимическим заводом «Селлафилд» в Ирландское море было сброшено более 41 ПБк ^{137}Cs , по 18,5 ПБк ^{241}Pu и ^3H , другие долгоживущие радионуклиды. Общая активность β -излучающих изотопов, сброшенных радиохимическим комплексом в Ирландское море в 1952-1992 гг., составила 130 ПБк. [245].

В СССР создание ядерного оружия было связано в первую очередь с комбинатами № 815, 816 и 817. Первым начал работу радиохимический комбинат № 817, (в настоящее время – ПО «Маяк», г. Озерск, Челябинская область). Он был создан по Решению СНК СССР от 1 декабря 1945 года. В состав комбината вошли: промышленный реактор (объект «А»), радиохимический завод (объект «Б»), металлургический завод по производству плутония (объект «В»). [13]. 19 июня 1948 года был выведен на проектную мощность промышленный реактор, 22 декабря 1948 года начал работать радиохимический завод [193].

Комбинат № 816 (в настоящее время ОАО «Сибирский химический комбинат» (СХК) – крупнейшее предприятие по производству плутония, урана, трансурановых элементов) был создан по решению Совета Министров СССР от 26 марта 1949 г. Промплощадка СХК расположена вблизи г. Северска в 15 км к северо-западу от г. Томска. В поверхностных и подземных хранилищах предприятия содержится около $4,2 \cdot 10^{19}$ Бк РАО.

Сточные воды после очистки отводятся в промышленно-ливневую канализацию и через водохранилище № 1 сбрасываются в реку Томь. [245].

26 февраля 1950 г. принято решение о строительстве комбината № 815 в Красноярском крае. Красноярский Горно-химический комбинат (ГХК) является крупнейшим в мире подземным комплексом по производству плутония. В первый год работы ГХК были случаи выбросов радиоактивных веществ в производственные помещения. Работа реакторов АД и АДЭ-1 до 1992 г. и ряда производств предприятия со сбросом ЖРО в реку привела к радиоактивному загрязнению поймы реки Енисей. Ежегодное поступление ЖРО от радиохимического производства составляло более 45000 м³. В настоящее время ЖРО захоранивают в глубоком хранилище («полигон Северный»). [245].

Также в СССР построены рудоуправления: Лермонтовское (в Ергинском районе), Малышевское (в Зауральском районе); Восточный горно-обогатительный комбинат (в Кировоградском районе), ряд ГХК: Прикаспийский (в Мангышлакском районе), Навойский (в Кызыл-Кумском районе), Целинный (в Северо-Казахстанском районе), Приаргунский (в Стрельцовском районе Забайкалья) [245].

Несмотря на факты загрязнения окружающей среды отходами обогатительного реакторного и радиохимического производств, территории, подвергшиеся загрязнению, в большинстве случаев относительно невелики и не соответствуют масштабам провинции. Исключение составляет территория Южного Урала.

Формирование техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов на Южном Урале связано главным образом с деятельностью радиохимического комбината № 817 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, Свердловской области), Белоярскую АЭС, однако роль этих предприятий в радиоактивном загрязнении Урала значительно меньше.

Первоначально из-за недостатка ресурсов и времени использовали недостаточно безопасные схемы обращения с радиоактивными отходами. До 60-х гг. были значительные газоаэрозольные выбросы радиоактивных веществ через высокие (до 150 м) трубы в атмосферу; впоследствии была создана эффективная система газоочистных установок [281].

Основным источником выбросов было радиохимическое производство. В атмосферу поступали продукты активации (^{14}C , ^{41}Ar , ^{51}Cr , ^{54}Mn и др.), продукты деления (^{90}Sr , ^{89}Sr , $^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$, $^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$, ^{131}I , ^{137}Cs , $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$, инертные радиоактивные газы, и др.), α -излучающие изотопы (^{239}Pu , ^{241}Am и т. п.). Ориентировочный состав технологических выбросов в атмосферу представлен в таблице 1.

Таблица 1 – Технологические выбросы в атмосферу ПО «Маяк», ГБк [245]

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

Наиболее опасны были выбросы ^{131}I , на его долю, приходилось около 75% накопленной эффективной эквивалентной дозы. До конца 1961 года, в связи с увеличением производительности завода и переводом переработки облученного топлива с завода Б на завод ДБ, количество выбросов увеличивалось. С середины 1970 года по 1972 год мощность выбросов начала снижаться, в связи с совершенствованием газоочистного оборудования и технологии производства [243].

Выбросы радионуклидов из труб заводов ПО «Маяк» привели к радиоактивному загрязнению всех компонентов наземных и водных экосистем, расположенных в зоне влияния ПО «Маяк», загрязнение почвы в районе предприятия составило около 10^{13} Бк/км² по ^{90}Sr и ^{137}Cs , и 10^{10} Бк/км² по изотопам Pu. [281].

Благодаря разбавлению выбросов за счет высоты трубы концентрация радиоактивных веществ в воздухе не превышала допустимых значений. Сбросы ЖРО в открытую гидрографическую сеть и локальные водоемы предусматривались в проектах. ЖРО реакторных заводов сбрасывались в озеро Кызылташ, реку Теча; радиохимических заводов – в озеро Кызылташ, Карачай (водоем В-9), Старое Болото (В-17), реку Теча; ЖРО химико-металлургического производства сбрасывали в озеро Татыш (водоем В-6) [245]. Первоначально планировалось, что в р. Течу будут сбрасывать низкоактивные, ЖРО после очистки, в количестве не более 0,1 ТБк/сут. Но после пуска завода «Б» из-за аварий, неполадок, дезактивации оборудова-

ния, протечек и т.п. образовалось большое количество среднеактивных ЖРО, обработка и хранение которых на заводе «Б» не было организовано. Очистка ЖРО перед сбросом их в р. Течу также не производилась. Основная доля сбросов ЖРО в р. Течу была сделана в 1949-1951 гг. на начальном этапе работы комбината. [245].

В состав сбросов в р. Течу входили все средне- и долгоживущие продукты распада урана, в том числе ^{90}Sr и ^{137}Cs (таблица 2).

Таблица 2 - Параметры сбросов в реку Теча с 1949 г. по 1953 г. [77]

Изотоп	Доля, %	Суммарная активность, ПБк
$^{89}\text{Sr} + ^{140}\text{Ba}$	8,8	8,9
^{90}Sr	11,6	11,8
^{137}Cs	12,2	12,9
РЗЭ	26,8	27,3
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	13,6	1,4
$^{103}\text{Ru} + ^{106}\text{Ru}$	25,9	26,3
Прочие	1,1	-
Итого		88,7

С 28 октября 1951 г. в р. Течу сбрасывали нетехнологические низкоактивные отходы, технологические ЖРО по промканализационной линии отводили на оз. Карачай. Затем наиболее загрязненные участки русла р. Течи были перекрыты земляными плотинами (рисунок 1). В 1956 году сбросы ЖРО в открытую гидрографическую сеть были прекращены. Однако земляные плотины периодически разрушались во время весенних паводков [245].

Кроме того, накопленные в водоемах запасы радионуклидов по разным причинам сбрасывались в речную систему. Так, 6 октября 1951 г. из водоема В-3 было спущено в Метлинский пруд (В-4) около 300 тыс. м³ воды, 13-17 октября вода из В-3 и В-4 была спущена в р. Течу. 17-22 октября была произведена промывка этих водоемов водой из оз. Кызылташ. При этом были смыты в реку и взмученные донные отложения из этих водоемов. Большая часть загрязненных илов осела в Асановских болотах. [193, 245].

В 1954 г. и 1955 г. в Течу сбрасывали воду из озера Кызылташ. После аварии 1957 г., приведшей к образованию ВУРС, из озера Бердяниш в головной части ВУРС сбросили воду, затем промыли озеро Бердяниш водой из озера Иртяш [193]. Эти мероприятия снизили уровень загрязнения технологических водоемов, однако в заболоченных верховьях Течи осело

большое количество сильно загрязненных илов, а радионуклиды, находящиеся в растворенной форме, были вынесены с водой в реку Исеть. Кроме того через тело земляной плотины водоема В-10 происходила сильная фильтрация [193].

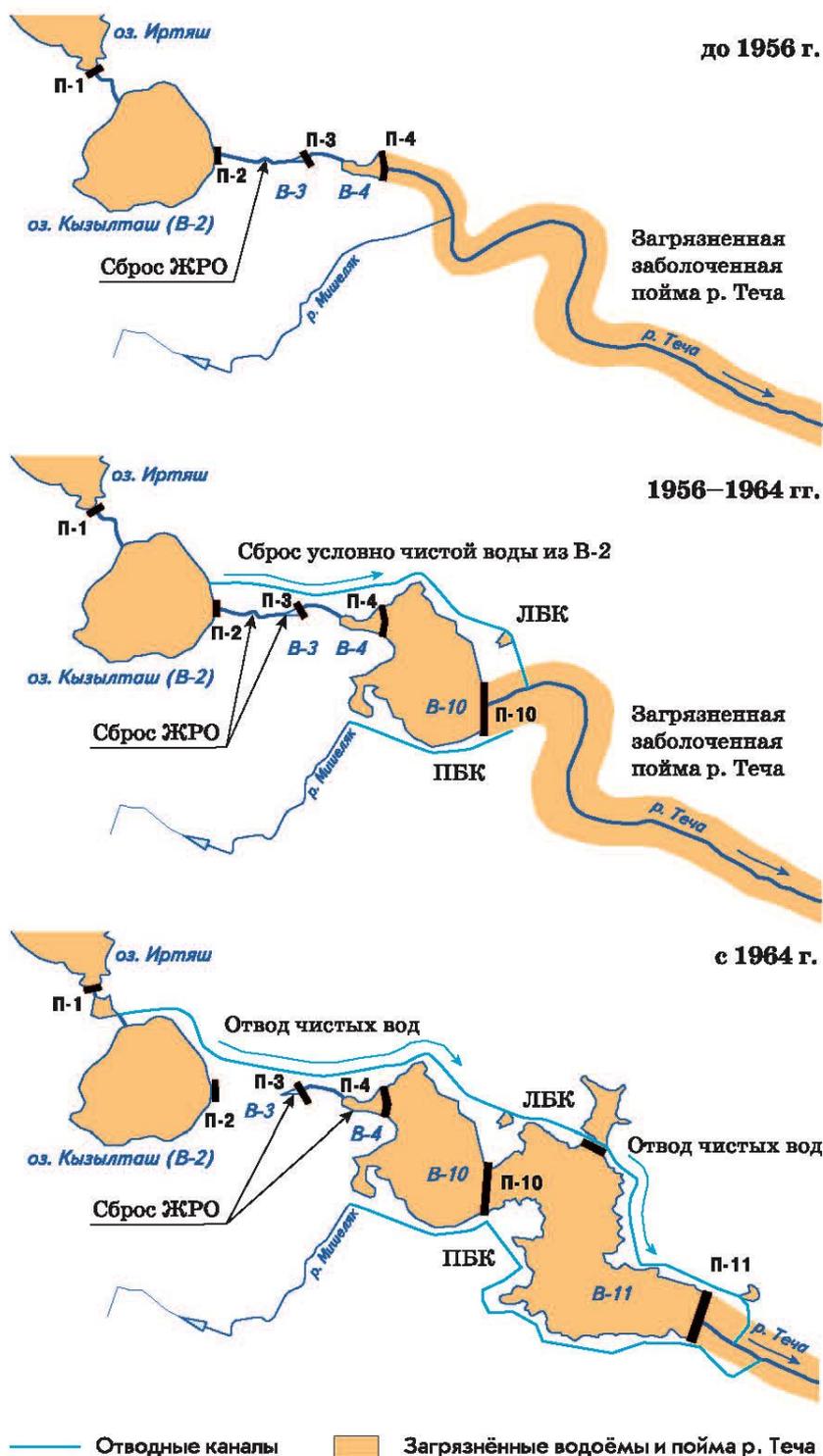


Рисунок 1 – Гидротехнические методы регулирования стока ЖРО в системе реки Теча [22]

В настоящее время невозможно точно оценить сток радионуклидов в систему реки Теча. Ю.Г. Мокров приводит данные расчетов по реконструкции радиоактивного стока, согласно которым «в 1949-1954 г. в речную систему в точке сброса ЖРО поступило, 47,1 кКи $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, из них 30,3 кКи – в растворенном состоянии, остальные в составе природных и техногенных взвешенных частиц; 49,9 кКи $^{137}\text{Cs}+^{137\text{m}}\text{Ba}$, из них 42,4 – в составе взвешенных частиц, остальное в растворенном состоянии. В створе с. Муслимово за этот период сток $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ составил 29,3 кКи, $^{137}\text{Cs}+^{137\text{m}}\text{Ba}$ – 5,6 кКи» [200].

В 1956 г. и в 1964 г. были построены плотины и образованы водоемы В-10 и В-11. (рисунок 1). По расчетам НПО «Тайфун» [247-249] в Теченском каскаде водоемов (ТКВ) накоплено около $3,1 \cdot 10^5$ Ки только долгоживущих β -активных радионуклидов. Из ТКВ и других технологических водоемов радионуклиды поступают в атмосферу, подземные и поверхностные воды. Фильтрация воды загрязненной ^{90}Sr и ^3H в гидрографическую систему р. Течи происходит через боковые ограждающие дамбы ПБК и ЛБК и под ними, а также под телом плотины № 11 [23, 27, 108, 109, 112, 212, 247-249, 302]. В 2006-2009 гг. в реку из ЛБК поступало около 13 Ки ^{90}Sr в год, из ПБК около 17 Ки в год [27]. Основной фильтрационный поток из В-11 проходит под телом плотины, поступления ^{90}Sr с этим потоком не наблюдается и не прогнозируется, что объясняется высокими сорбционными свойствами грунта. Фильтрация ^{90}Sr составляет от 8 Ки в год (уровень воды 215,5 м) до 50 Ки в год (уровень 216,8 м). Исследование зависимости фильтрационного поступления ^{90}Sr в обводные каналы от уровня водоема В-11 показало нелинейный характер. [27].

В 2007-2008 гг. были проведены работы по сооружению противофильтрационного экрана в теле плотины №11. В 2009 году была создана система мониторинга состояния плотины с использованием пьезометров. В настоящее время объемная активность ^{90}Sr в воде В-11 колеблется в пределах 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. Загрязненные подземные воды распространяются до обводных каналов, а к югу от В-11 их ореол распространяется до 200 м от ПБК [27].

Загрязнение подземных вод наиболее велико в окрестностях водоемов В-9, В-17 и Теченского каскада. Основные загрязнители – долгоживущие радионуклиды (^{90}Sr , ^3H , ^{137}Cs), нитрат- и сульфат-ионы. Еще до 2007 г. ареалы распространения нитрат-иона (по изолинии, равной

ПДК), ^{90}Sr , U , ^{60}Co (по изолиниям равным уровням вмешательства) распространились далее русла реки Мишеляк в ее верхнем течении, а ареал ^3H достигал ее русла [23].

Ядерные испытания и глобальные выпадения техногенных радионуклидов

Глобальные выпадения радионуклидов на земную поверхность связаны, главным образом с проведением ядерных испытаний. До 1997 г. было проведено:

в США – 1032 ядерных взрыва. Большая часть испытаний проходила на Невадском полигоне (904 взрыва). На остальной территории США – 17 взрывов, в Полинезии – 102, в Тихом океане – 4, в Атлантическом океане – 3, в Японии (Хиросима и Нагасаки) – 2.

В СССР проведено 715 ядерных испытаний: на Семипалатинском полигоне (456 взрывов), Северном полигоне на Новой Земле (130 взрывов), на остальной территории СССР (129 взрывов преимущественно в мирных целях) [50].

Мирные ядерные взрывы, произведены в Казахстане (37), в Архангельской области (19), в Республике Саха (12), в Краснодарском крае (9), в Пермской области (8), в Тюменской области (8), в Башкортостане (7), в Оренбургской области (5), в Республике Коми (4 взрыва), в Мурманской области (2), в Иркутской области (2), в Узбекистане (2), в Украине (2), в республике Калмыкия (1), в Ставропольском крае (1), в Ивановской области (1), в Кемеровской области (1), в Читинской области (1), в Туркмении (1). [121].

Великобританией проведено 45 ядерных испытаний (Австралия – 12, Полинезия – 9, Невадский полигон – 24); Францией – 210 ядерных испытаний (Алжир – 17, Полинезия – 193); Китаем – 47 ядерных испытаний (Лобнор), Индией – 3, Пакистаном – 2. [50].

Всего было взорвано 2398 ядерных устройств. Атмосферных испытаний проведено 495, подземных – 1394 [50].

В ряде случаев при взрывах согласно проекту или вследствие аварийных ситуаций произошло радиоактивное загрязнение местности (взрывы «Тайга», «Кристалл», «Глобус-1» и «Кратон-3»). [255].

В результате ядерного взрыва образуется более двухсот различных радиоактивных продуктов деления. Часть этих продуктов выпадала недалеко от места испытания. Другая часть переносилась ветром в нижних слоях атмосферы на большие расстояния, задерживаясь в воздухе около месяца и постепенно выпадая на землю. Большая часть продуктов деления по-

падала на высоту 10-50 км, в течение нескольких месяцев рассеивалась по всей поверхности планеты, образуя глобальные выпадения. [121].

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 [198]. По данным UNSCEAR (1993 г.) в поясе между 50° и 60° с.ш. интегральная плотность загрязнения ^{90}Sr составляла 1,5 кБк/м², ^{137}Cs – 2,4 кБк/м² [239]. В «Атласе геоэкологических карт по зоне наблюдения ПО «Маяк» (2007 г.) указано, что загрязнение территории за счет глобальных выпадений ^{137}Cs составляет 2,2 кБк/м², ^{90}Sr – 1,3 кБк/м², ^{239}Pu – 0,11 кБк/м²[23].

На рисунке 2 приведена карта загрязнения территории России и Беларуси ^{137}Cs накануне аварии на Чернобыльской АЭС. На этой карте хорошо видна зональность глобальных выпадений ^{137}Cs .



Рисунок 2 – Плотность загрязнения ^{137}Cs в результате глобальных выпадений до аварии на ЧАЭС [22]

Широтная зональность глобального радиоактивного загрязнения связана с зональностью глобальной циркуляции в высоких слоях атмосферы. Максимальные выпадения радиоактивных осадков происходили в широтном поясе 50-60°с.ш. Отмечено повышение уровней глобального загрязнения горных систем и территорий с большим

количеством атмосферных осадков (склоны Восточных Карпат, Главного Кавказского хребта, горы Южной и Восточной Сибири). [24].

Значительных уровней достигло загрязнение территории США. Так в штате Небраска удельная активность ^{137}Cs в почве достигает 216 Бк/кг [342].

По данным НКДАР ООН в результате испытательных ядерных взрывов, проведенных до 1976 года, ожидаемая коллективная доза для большинства мягких тканей тела человека от ^{14}C может достичь 26 млн. чел.-Зв. и от других радионуклидов – 4-8 млн. чел.-Зв. По расчетам коллективная доза в 30 млн. чел.-Зв за счет ядерных испытаний в атмосфере соответствует 4 годам облучения населения земного шара от природного радиационного фона. В 1963 году коллективная среднегодовая доза, связанная с ядерными испытаниями, составила около 7% дозы облучения от естественных источников; в 1966 году она уменьшилась до 2%, а в начале 80-х до 1% [121].

Технологические источники радиоактивного загрязнения

Наибольший вклад в радиоактивное загрязнение окружающей среды, связанное с технологическими процессами, вносят горнодобывающие и горнообогатительные предприятия ЯТЦ.

Наибольшая доза облучения персонала накапливается в реакторном производстве. По данным НКДАР, весь ядерный топливный цикл дает ожидаемую коллективную дозу облучения около 5,5 чел.-Зв на каждый ГВт-год вырабатываемой на АЭС электроэнергии. При этом, процесс добычи руды дает 0,5 чел.-Зв, 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. [121].

Считают, что в краткосрочной перспективе, загрязнение связано с процессом открытой добычи урановой руды, а обогатительные фабрики создают проблему долговременного загрязнения. В зоне действующих обогатительных фабрик скопилось 120 млн. т отходов, и прогнозируется рост до 500 млн. т. [121].

Например, в Северном Казахстане на ТОО «Степногорский горно-химический комбинат» при гидрометаллургической переработке урановой руды извлекаемые полезные компоненты составляли 0,2 % исходного сырья. Остальную массу породы складировали на хвостохранилище. Активность твердой фазы отходов хвостохранилища составляет 200 МБк/м³, а

общая активность достигает 150 ККи. Мощность дозы над поверхностью хвостовых отложений колеблется от 350 до 700 мкР/ч, на отдельном участке – 2280 мкР/ч. [276].

Урановый концентрат подвергается дальнейшей очистке и перерабатывается в ядерное топливо. При переработке образуются газообразные и жидкие радиоактивные отходы, однако дозы облучения от них намного меньше, чем на других стадиях ядерного топливного цикла. [121].

При штатной работе реактора и его техническом обслуживании образуются эксплуатационные отходы. Из-за дефектов оболочек топливных элементов продукты деления попадают в систему охлаждения реактора. В системе охлаждения происходит также нейтронная активация нерадиоактивных загрязнителей, присутствующих в воде охлаждающего контура. Источником радиоактивного загрязнения окружающей среды являются протечки циркуляционного контура и оборудования, промывка сорбентов систем очистки теплоносителя, дезактивационные растворы, канализационные стоки от дезактивации помещений и душевых, радиохимической лаборатории и другие. Твердые радиоактивные отходы АЭС образуются в результате нейтронной активации конструкционных материалов реактора, в результате радиоактивного загрязнения материалов жидкостями или аэрозолями. К твердым радиоактивным отходам относят также отработанное или поврежденное и загрязненное оборудование, защитную одежду, обтирочные материалы, инструменты. В процессе эксплуатации реактора образуются газообразные отходы: радиоактивные инертные газы (третий, Ar, Xe) и аэрозоли. Это связано с дефектами оболочек ТВЭЛов, коррозией конструкционных материалов реактора, с проведением дезактивации или ремонта технологического оборудования. [76].

При эксплуатации типичного легководного реактора АЭС мощностью 1000 МВт образуется 200-300 м³ твердых низко- и среднеактивных отходов в год. Отработанное топливо содержит около 95% ²³⁸U, 3 % продуктов деления и трансурановых изотопов и примерно по 1% изотопов Pu и ²³⁵U. В США, Швеции, Финляндии для производства электроэнергии используют открытый ядерный топливный цикл, в котором топливо после выработки ресурса подлежит захоронению в специальных герметичных контейнерах из коррозионностойких материалов. В России, Франции, Великобритании, используют замкнутый ЯТЦ. ОЯТ перерабатывают и извлекают U и Pu для изготовления мокс-топлива. При переработке ОЯТ образуются жидкие радиоактивные отходы. Высокоактивные отходы состав-

ляют не более 1% всех ЖРО, но в них сосредоточена основная доля продуктов деления (99%). Переработка ОЯТ приводит также к образованию твердых (низко- и среднеактивных) и газообразных отходов, содержащих изотопы I, Kr, Xe. [76].

При выводе АЭС из эксплуатации 10000-15000 тонн бетона и других строительных материалов и конструкций относят к низкоактивным твердым отходам. Около 10% отходов являются среднеактивными [76].

Причиной радиоактивного загрязнения окружающей среды длительное время являлись исследования нефтяных месторождений с помощью растворов меченых ^3H и другими радионуклидами. Они впервые были применены в 1956 г. на Октябрьском месторождении Чечено-Ингушской АССР и применялись до середины 80-х годов [308]. Например, при исследовании Ромашкинского месторождения (Татарстан) только в нагнетательную скважину б6а было закачано 30 м^3 раствора с суммарной активностью 60 Ки [207].

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 произошло более двадцати серьезных аварий [215].

Наиболее крупная авария произошла на комбинате по производству оружейного плутония (в настоящее время – ПО «Маяк»). В результате аварии произошло радиоактивное загрязнение части территорий Челябинской, Свердловской и Тюменской областей.

29 сентября 1957 г. взорвалась емкость с $7,4 \times 10^{17}$ Бк высокоактивных ЖРО. Наиболее вероятной причиной взрыва считают тепловой взрыв сухого остатка солей. Образовалась воронка диаметром 20 м и глубиной 9-10 м. Около 90% содержимого емкости осело в пределах промышленной площадки предприятия. $7,4 \times 10^{16}$ Бк образовали Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). [245].

Ось ВУРС прошла через деревни Бердяниш, Салтыкова, Галикаева, Русская Караболка [241].

Второй крупный инцидент на ПО «Маяк» произошел в 1967 году. С 1951 г. основной поток ЖРО был направлен в естественное болото Карачай («Водоём В-9»), где постепенно накопилось более 120 МКи радионуклидов, из них 40 % ^{90}Sr и 60 % ^{137}Cs . 7 % радионуклидов находилось в

воде, 41 % – в суглинках ложа водоёма, 52 % – в подвижных донных отложениях. В апреле 1967 года на территории к востоку, северо-востоку и юго-востоку от водоема В-9 отмечали выпадения радиоактивной пыли. Считают, что причиной выпадений был ветровой перенос радиоактивной пыли с оголившейся из-за засушливой погоды береговой полосы оз. Карачай [22].

Изотопный состав смеси радиоактивных веществ в различных пробах объектов окружающей среды был примерно одинаков: $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ – 34 %; ^{137}Cs – 48 %; $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$ – 18 %.[22, 241].

В наибольшей степени были загрязнены деревни Метлино, Большой Куяш, Голубинка, Сарыкульмяк, Худайбердинск [306]. Территория, загрязненная в 1967 г. донными отложениями озера Карачай получила наименование Карачаевского радиоактивного следа (КРС).

Хотя на ВУРС 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 КРС ведущим радионуклидом оказался ^{137}Cs , хотя выпадения ^{90}Sr также были значительными. В таблице 3 приведены основные параметры радиационных ЧС.

Таблица 3 – Параметры радиационных чрезвычайных ситуаций на ПО «Маяк» [325]

Чрезвычайная ситуация	Основной дозообразующий радионуклид	Площадь загрязненной территории, км ²	Загрязнено населенных пунктов	Населения, тыс. чел.
Загрязнение Р. Теча	^{90}Sr	80	39	23,5
ВУРС	^{90}Sr	23000	217	270
КРС	^{137}Cs	1800	42	42

Преобладание ^{90}Sr в качестве основного радионуклида, формирующего дозу внутреннего облучения, является существенным отличием ЮУПРИ от других загрязненных территорий. На территории ВБПРИ и ППРИ на первом этапе наиболее опасным дозообразующим радионуклидом был ^{131}I , в отдаленный период – ^{137}Cs . Он формирует дозу и внешнего и внутреннего облучения, так как преобладает в рационе местных жителей.

К тяжелым последствиям, связанным с радиоактивным загрязнением окружающей среды, приводят аварии на АЭС, сопровождающиеся рас-

плавлением активной зоны реактора. К этому типу можно отнести аварию 1957 г. на английском исследовательском реакторе в Уиндскейле, в результате которой в атмосферу было выброшено более $7,4 \times 10^{10}$ Бк радиоактивности, а также аварию 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 реку Саскуганна 185 м^3 загрязненных радионуклидами вод [245].

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 выбросу ядерного топлива в окружающую среду. До конца мая из разрушенного реактора поступали в атмосферу газообразные и аэрозольные продукты деления. В результате в атмосферу попали: ^{133}I , ^{239}Np , ^{99}Mo , $^{132}\text{Te} + ^{132}\text{I}$, ^{131}I , $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$, ^{136}Cs , ^{141}Ce , ^{103}Ru , ^{89}Sr , ^{91}Y , $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$, ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{125}Sb , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{241}Am , ^{240}Pu , ^{239}Pu . [24].

На рис. 3 приведена карта загрязнения ^{137}Cs 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.

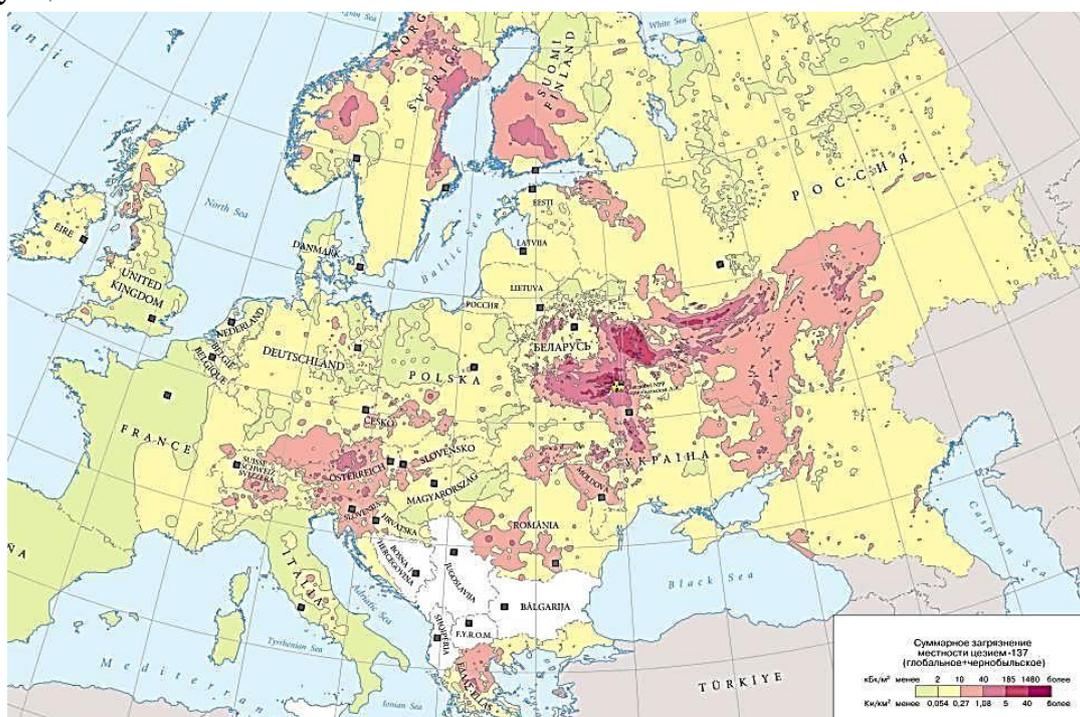


Рисунок 3 – Суммарное загрязнение ^{137}Cs европейской территории после аварии на ЧАЭС [24]

А.Н. Переволоцкий [230] отмечает следующие особенности аварии на Чернобыльской АЭС:

- «длительное время выброса радиоактивных веществ из активной зоны горящего реактора» [230];

- «различные погодные условия в течение всего срока радиоактивных выпадений: изменения температуры и направления движения воздушных масс, прохождение циклонов и фронтальных разделов. Так, при образовании северо-восточного следа выпадений отмечалось низкое прохождение облаков, турбулентное движение воздушных масс, преобладание сильных дождей с периодически обильными радиоактивными осадками, а западного – высокая облачность, струйчатое передвижение воздуха, слабое и равномерное рассеяние дождей, сочетание сухих и мокрых осадков» [230];

- «выход радионуклидов из аварийного реактора в составе частиц различной дисперсности, в зависимости от происходящих в нем процессов. Первоначально произошел взрывной выброс обломочного материала из топлива, графита, конструкционных материалов, характеризующегося большими размерами и скоростями осаждения из атмосферы. На почву осаждались главным образом частицы урано-графитовой смеси (топливные или «горячие» частицы) различной степени оплавления или окисления, обогащенными тугоплавкими радиоактивными изотопами трансурановых и редкоземельных элементов. Конденсационная компонента радиоактивных выпадений, представляла собой продукты конденсации легколетучих радионуклидов на различных носителях в остывающей воздушной массе. Газовая и аэрозольная компоненты выпадений связана с выходом при высокой температуре активной зоны легколетучих радионуклидов, инертных газов, галогенов и некоторых щелочных металлов» [230];

- «дифференциация форм и спектрального состава радиоактивных выпадений по мере удаления от реактора: уменьшение размеров частиц радиоактивных выпадений и снижение доли тугоплавких радиоактивных изотопов трансурановых и редкоземельных элементов, соответственно, с увеличением расстояния повышалась доля легколетучих радионуклидов» [230];

- «влияние рельефа земной поверхности, выражающееся в более интенсивном характере отложений радионуклидов на участках с выраженным неравномерным рельефом. Обычно, при прохождении радиоактивных

облаков на малых высотах несколько большие отложения наблюдаются на возвышенных участках» [230];

- «влияние типа растительности и ее высоты над поверхностью земли. Чем в большей степени развит растительный ярус и чем он выше, тем полнее происходит перехват им радиоактивных веществ из приземного слоя воздуха» [230];

- «влияние термофореза, проявлявшееся в осаждении аэрозолей над относительно прохладными и влажными ландшафтами (речные долины, болотные массивы, леса) и поднятии вверх с обхождением более теплых и сухих ландшафтов (относительно прогретые повышенные безлесные пространства, города и т.д.)» [230].

Радиационные аварии и инциденты различной степени тяжести продолжаются до настоящего времени.

Так, 6 апреля 1993 г. на Сибирском химическом комбинате произошел взрыв аппарата по экстракции урана и плутония. В атмосферу было выброшено около 0,6% ^{239}Pu и около 25% других радионуклидов, содержащихся в аппарате. Общая площадь следа, ограниченная линией изодоз 20 мкР/ч, составила около 150 км². В зону загрязнения попали деревни с населением более 300 человек. [245].

11 марта 2011 г. произошла авария на АЭС «Фукусима». Землетрясения и цунами привели к повреждению системы электроснабжения охлаждения реакторов АЭС. Объемная активность ^{137}Cs и ^{134}Cs в марте и апреле в приземной атмосфере вблизи АЭС изменялась в пределах от 10 до 100 Бк/м³. В марте-апреле 2011 г. «фукусимские» радионуклиды – ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , были зарегистрированы на территории Беларуси, на всей территории России. 28-30 марта отмечено резкое увеличение объемной активности ^{131}I в воздухе: в Обнинске – $2,7 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, в Подмосковной – $2,4 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, в Курске – $2,3 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³. В это же время в воздухе отмечены ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{132}I , ^{132}Te . Максимальное количество радионуклидов в России и в Беларуси зафиксировано 3-4 апреля: ^{131}I до $4,0 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, ^{134}Cs – до $1,04 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, ^{137}Cs – до $1,15 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³. К концу апреля объемная активность радионуклидов на европейской территории России стала ниже предела обнаружения ($1 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³). [48].

Можно предполагать, что аварийные ситуации на предприятиях атомной промышленности во всем мире неизбежно будут происходить и в дальнейшем.

1.4 Современные техногенные биогеохимические провинции радиоактивных изотопов

Анализ причин и источников радиоактивного загрязнения показывает, что не все загрязненные территории целесообразно относить к техногенным биогеохимическим провинциям радиоактивных изотопов. Значительная часть их локальна, находится в пределах одного ландшафта, поэтому выявленные закономерности поведения радиоактивных изотопов имеют ограниченное применение при прогнозировании развития радиационных ситуаций на других территориях. В ряде случаев уровень радиоактивного загрязнения практически не отличается от глобального. Так, на территории Тощкого полигона в Оренбургской области плотность загрязнения почвенно-растительного покрова ^{90}Sr не отличается от принятых фоновых значений, а уровень загрязнения ^{137}Cs превышает фоновые в 1,5-3 раза [290]. При низких уровнях загрязнения значительно возрастает погрешность измерения удельной активности радионуклидов в компонентах экосистем.

Территория, загрязненная в результате аварии на ЧАЭС занимает практически весь Европейский континент (рисунок 3), поэтому также не может считаться провинцией.

Е.М. Коробова выделила «зону чернобыльской аварии» как «классический образец крупной техногенной биогеохимической провинций регионального уровня» [135].

Как уже было сказано выше, нам представляется целесообразным выделить на европейской территории зоны относительно однородные по природно-климатическим условиям и соответствующие масштабам провинции. Например, Великой Полесской низины, Оршанско-Могилевской равнины, Среднерусской возвышенности и другие.

В настоящее время наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения отличаются:

- территория в зоне влияния радиохимического предприятия ПО «Маяк» на Южном и Среднем Урале и Зауралье;
- территория зоны отчуждения Чернобыльской АЭС и прилегающая к ней территория Полесья;
- территория восточных районов Могилевской и Гомельской областей и прилегающая к ним западная часть Брянской области.

По нашему мнению, для выявления закономерностей формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов целесообразно сравнить соответствующие этим территориям:

- Южно-Уральскую (ЮУПРИ);
- Полесскую (ППРИ);
- Восточно-Белорусскую (ВБПРИ)

техногенные биогеохимические провинции радиоактивных изотопов.

Южно-Уральская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ЮУПРИ)

Территория Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов (ЮУПРИ), подвергшаяся радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк» в административном отношении включает в себя часть территорий Челябинской области (Аргаяшского, Каслинского, Красноармейского, Кунашакского, Сосновского районов; городов Кыштым, Касли, Верхний Уфалей, Озерск, Снежинск), Свердловской области (Каменского, Богдановичского, Камышловского, Пышминского, Талицкого и Тугулымского районов; городов Каменск-Уральский, Богданович, Камышлов), Курганской области (Далматовского, Каргапольского, Катайского, Шадринского, Шатровского районов; городов Катайск, Далматово, Шадринск) [283]. Наиболее загрязнена северная часть Челябинской области на границе Зауральской равнины и хребтовой полосы Урала.

По физико-географическому районированию наиболее загрязненная часть территории ЮУПРИ относится к двум провинциям Уральской горной страны: провинции восточных предгорий горно-лесной зоны (озерно-лесная подзона сосново-лиственных пород) и провинции абразионно-эрозионной платформы лесостепной зоны (подзона предгорной лесостепи), а также к провинции первично-аккумулятивной озерно-морской равнины лесостепной зоны (подзона северной лесостепи) Западно-Сибирской низменной страны [304].

Предгорья восточного склона Урала – это узкая увалистая полоса останцовых гор и сопок. Они сложены метаморфическим комплексом в основном докембрийского возраста. Наиболее высокие участки – выходы устойчивых к выветриванию пород, (гранитогнейсов, сиенитов, пироксенитов и кристаллических сланцев). К востоку от предгорий расположен Зауральский пенеплен, который отделяется уступом, с цепью тектонических озер (Чебаркуль, Кисегач, Увильды, Иртяш и другие). Рельеф Зауральского

пенеплена равнинно-увалистый с высотами 300-500 м. Здесь расположено много мелких пресных или соленых озер с илистым дном. Пенеплен переходит в Западно-Сибирскую равнину. Реки относятся к бассейну реки Тобол. Долины рек могут быть узкими и глубокооврезанными (на участках сложенных гранитами, диоритами, эффузивами, известняками), либо широкими, с аллювиальными террасами (на песчаниках, глинистых сланцах, аргиллитах, конгломератах долины) [244]. Подстилающие породы в западной части ЮУПРИ представлены преимущественно архейскими отложениями (гнейсы, кристаллические сланцы, мигматиты), в средней части – силурийскими отложениями (эффузивы, кремнистые сланцы, известняки) с включениями пермских отложений (песчаники, алевролиты, конгломераты), девонских отложений (эффузивы, сланцы, известняки), каменноугольных отложений (сланцы, известняки, эффузивы), магматических сиенитов, в восточной части – палеогеновыми отложениями (пески, глины, опоки, диатомиты, алевролиты) [304].

В лесостепной зоне под лиственными лесами наиболее распространены серые лесные почвы. В северной части ЮУПРИ под хвойными и смешанными лесами преобладают подзолистые и дерново-подзолистые почвы. В низинах и долинах рек – тяжелые перегнойно-карбонатные почвы, луговые, болотные и аллювиальные почвы. Распространены солоди и осолоделые почвы. Черноземные почвы (северный и выщелоченный чернозём) встречаются в южной части ЮУПРИ. На Западно-Сибирской равнине встречаются солонцы и солончаки [242, 283].

В горной части лесной зоны преобладают хвойные и смешанные леса: сосна, ель, лиственница, пихта, береза, осина, кустарники, разнотравье. В лесостепной зоне преобладают березовые рощи и березово-осиновые колки, участки луговой и разнотравной степи. Сосновые боры обычно расположены на выходах гранитов в предгорной лесостепи или отложениях песка в долинах [283].

Климат лесостепной зоны континентальный. Постоянный снежный покров образуется 15-18 ноября и сохраняется 145-150 дней. Высота снежного покрова в среднем 30-40 см. Глубина промерзания почвы 90-130 см. Средняя температура воздуха в январе -15,5- -17,5° С. Средняя температура в июле равняется 18-19° С. [120].

Среднее годовое количество атмосферных осадков варьирует от 426-430мм (лесостепь Западной Сибири и Зауралья) до 557 мм (горно-лесная зона). Наименьшее количество осадков (13-20 мм) выпадает в феврале,

наибольшее (76-108 мм) – в июле. Средние годовые значения испаряемости 487-601 мм [283]. Относительная влажность воздуха в мае-июне – 58-61%, в декабре-феврале – 77-78%, в среднем за год 71%. Среднегодовая облачность 60% [23].

Направление господствующих ветров изменяется в течение года. С января по май – южные и югозападные ветры, в июне-августе – западные и северозападные, в сентябре-декабре – южные и юго-западные, Средняя скорость ветра 3-4 м/с, максимальная – 18-28 м/с. [120, 243].

На территории ЮУПРИ в настоящее время сохраняются высокие уровни активности долгоживущих радиоактивных изотопов в абиотических и биотических компонентах экосистем [102, 112, 140, 233, 334, 335].

Наибольшая плотность загрязнения радионуклидами сохраняется на территории Восточно-Уральского радиационного заповедника и в верхнем течении реки Теча [23]. Однако, и в ареалах населенных пунктов плотность радиоактивного загрязнения значительно превышает фоновое глобальное загрязнение. Значения МЭД относительно невысоки, так как основной дозообразующий радионуклид ^{90}Sr является β -излучателем. Измеренные нами значения МЭД колеблются в пределах 6,0-45,0 мкР/час. [102]. Активности ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H , в зимних осадках, значительно превышают фоновые уровни. В пределах 10 км от промплощадки ПО «Маяк» выпадения ^{137}Cs в зимний период в разных точках отбора составляли 2,7-14,9 Бк/м², ^{90}Sr – 3,4-37,6 Бк/м². Оценить сезонные выпадения ^3H не представляется возможным из-за сублимации НТО. Его активность в талой воде в разных точках отбора 8,6-87,1 Бк/л. На расстоянии более 10 км от промплощадки выпадения ^{137}Cs со снегом составили 0,67-6,1 Бк/м², ^{90}Sr – 0,96-14,2 Бк/м², активность ^3H в талой воде – 4,4-18,9 Бк/л. [101].

Плотность загрязнения почвы наземных экосистем ^{137}Cs в слое 0-20 см значительно превышает глобальный уровень на всей территории на расстоянии до 30 км от ПО «Маяк». К югу и юго-востоку от ПО «Маяк» и на оси ВУРС отмечена наиболее высокая плотность загрязнения ^{137}Cs (в ареале н. п. Новогорный – 70-117 кБк/м², н. п. Алабуга (отселен) – 98-116 кБк/м², н. п. Татыш – 48-51 кБк/м², н. п. Худайбердинск – 51 кБк/м², н.п. Большой Куяш – 55-69 кБк/м², н.п. Караболка – 44-50 кБк/м², н.п. Красный Партизан – 32 кБк/м², н.п. Аллаки – до 31 кБк/м², н.п. Мусакаева – 30 кБк/м²). Высокие уровни загрязнения отмечены также в ареалах населенных пунктов на КРС: н. п. Сулейманово – 79 кБк/м², Карагайкуль – 25 кБк/м². [102].

Высокие уровни ^{90}Sr сохраняются на территории ВУРС. На месте отселенной деревни Алабуга удельная активность ^{90}Sr в слое почвы 0-5 см достигала 17,9 кБк/кг. Суммарно по слою 0-20 см плотность загрязнения в этой точке отбора составила 2400 кБк/м². В других точках отбора в ареале н. п. Алабуга плотность загрязнения почвы ^{90}Sr колебалась от 94 до 913 кБк/м², активность ^{90}Sr в траве достигала 2630 Бк/кг сухой массы. В ареалах н. п. Караболка, Мусакаева, Булзи, Аллаки, Красный Партизан, Береговой отмечены участки с плотностью загрязнения ^{90}Sr 83-162 кБк/м². [99].

В ареалах н. п. Караболка и Аллаки по трансекте длиной 10 км проложенной перпендикулярно оси ВУРС на расстоянии ≈ 35 км от промплощадки активность ^{90}Sr в пробах травы в конце вегетационного периода (сентябрь) колебалась от 24 до 1400 Бк/кг сухой массы. [102].

90% проб огородной почвы содержали в среднем 58 Бк/кг ^{137}Cs и 44,4 Бк/кг ^{90}Sr . Около 10% всех проб были загрязнены в значительно большей степени, максимальная активность ^{137}Cs – 193 Бк/кг (н. п. Кызылбуляк), ^{90}Sr – 820 Бк/кг (н. п. Караболка). Активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке были выше, чем фоновые, но значительно ниже ПДУ. Средняя активность ^{137}Cs в пробах молока по 90-перцентиллю – 0,49 Бк/кг, максимальная по всем пробам – 4,52 Бк/кг. Для ^{90}Sr соответственно 0,49 Бк/кг и 24,8 Бк/кг (н. п. Караболка). Содержание ^{90}Sr в 90% проб сена в среднем составило 23 Бк/кг, однако в некоторых хозяйствах пробы превышали контрольный уровень для грубых кормов: в н. п. Аллаки 112 Бк/кг, 656 Бк/кг и 1132 Бк/кг, в н. п. Караболка – 1709 Бк/кг и 2524 Бк/кг. [102].

На территории ЮУПРИ протекают реки Теча и Синара, впадающие в Исеть, и их притоки: Зюзелга, Мишеляк, Караболка. Наиболее загрязнена вода реки Теча. Удельная активность ^{90}Sr в воде в верхнем течении от Асанова моста до н. п. Муслимово колебалась от 1,6 Бк/л до 60,0 Бк/л, и, в среднем за время наблюдения, составляла $17,1 \pm 2,2$ Бк/л. Активность ^{137}Cs соответственно – 0,06-4,9 Бк/л, в среднем – $0,9 \pm 0,3$ Бк/л, активность ^3H – 11,2-473 Бк/л, в среднем 240 ± 33 Бк/л, активность $^{239,240}\text{Pu}$ в среднем – $0,019 \pm 0,02$ Бк/л. Пойма реки Теча загрязнена в наибольшей степени в верхнем течении. Активность ^{137}Cs в пойменной почве (Асановские болота) в разных точках отбора – $1,6 \times 10^2$ - $1,6 \times 10^6$ Бк/кг, активность ^{90}Sr – $1,5 \times 10^2$ - $5,5 \times 10^4$ Бк/кг, активность $^{239,240}\text{Pu}$ – 286-2388 Бк/кг. Травя пойма в наибольшей степени загрязнена в Асановских болотах: на расстоянии 3-5 м от берега: содержание ^{137}Cs – 4673 Бк/кг, ^{90}Sr – 1380 Бк/кг сухого веса. В среднем течении активность ^{137}Cs в пробе травы составила 98 Бк/кг, ^{90}Sr –

671 Бк/кг. В нижнем течении активность ^{137}Cs в пастбищной траве составила $11,3 \pm 8,7$ Бк/кг, ^{90}Sr – 132 ± 45 Бк/кг. [99].

Площадь территории, загрязненной только в результате радиационных аварий (ВУРС, КРС, река Теча) составляет по ^{137}Cs 7297 км², по ^{90}Sr – 4645 км² [22, 201].

Таким образом, масштаб и характер радиоактивного загрязнения наземных и водных экосистем, а также населенных пунктов на территории, находящейся в зоне влияния ПО «Маяк», в том числе ВУРС, КРС, системы реки Теча с технологическими водоемами, дают основание отнести данную территорию к категории техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов.

Особенности Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов:

1. Уникальный режим загрязнения территории:

а). длительные технологические выбросы из различных типов реакторов;

б). технологические выбросы в атмосферу отходов радиохимического производства;

в). сбросы на водосборную территорию реки Теча отходов радиохимического производства разного срока выдержки;

г). промывания технологических водоемов, сопровождающиеся сбросами радиоактивной воды и взмученного ила в реку Теча;

д). тепловой взрыв емкости с отходами из которых был предварительно извлечён ^{137}Cs (образование ВУРС);

е). подъем и разнос смерчами на большую территорию прибрежного ила и воды из водоема В-9 Карачай (образование КРС).

2. Разнообразие изотопного состава радионуклидов вследствие различных режимов и источников загрязнения отдельных участков.

3. Разнообразие природных и антропогенных условий:

а). ландшафты предгорной лесостепной, северной лесостепной и лесной зоны;

б). экосистемы рек, озер, водохранилищ, включающие пойменные болота и луга;

в). агроэкосистемы, включающие земли сельскохозяйственного назначения сельскохозяйственных предприятий и приусадебных участков, сенокосы, пастбища и скот;

г). население, для которого применялись различные меры защиты (отселение, ограничения хозяйственной деятельности и природопользования, усиленное медицинское обследование и обслуживание).

По нашему мнению, ЮУПРИ является универсальным объектом для изучения и моделирования самых различных радиационных ситуаций в лесной и лесостепной зоне Евразии.

Полесская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ППРИ)

Территория Республики Беларусь в настоящее время разделяется по различным критериям. Так, Ю.П. Качков с соавт. критерием выделения провинции считает годовой ход элементов макроклимата, фациальные особенности почвенного покрова, биологическую продуктивность земель, и выделяет три природно-сельскохозяйственные провинции: Северную, Центральную и Южную. При этом Южная провинция во многом совпадает с границами Белорусского Полесья. [118].

А.А. Махнач [189] выделяет Полесскую провинцию сельскохозяйственно-лесных и лесных озерно-аллювиальных, болотных и аллювиальных террасированных ландшафтов, которая занимает южную часть республики Беларусь и долю северной части Украины. Восточная и центральная части Полесской провинции приурочены к Припятскому прогибу, западные – к Полесской седловине и Подляско-Брестской впадине. Южная часть расположена на Украинском щите; на крайнем северо-востоке находится участок погружения Воронежской антеклизы [189]. Антропогенные отложения ППРИ (озерно-аллювиальные, аллювиальные, болотные, водноледниковые и другие) имеют мощность 50-100 м, они сформировались под действием наревского, березинского и днепровского ледников. Рельеф ППРИ – плосковогнутая низменность с уклоном на юго-восток и участками понижений (до 105-140 м). Встречаются дюнно-бугристые формы, ложбины стока, котловины. На западе и востоке низменность переходит в волнистые равнины. Встречаются моренные гряды [159].

Средняя температура января – 4-7°C; июля – 18,5-19°C. Сумма активных температур – 2400°, осадки 500-650 мм в год [159]. В целом за год КУ на крайнем юге Гомельской области меньше 1, а за вегетационный период меньше 0,75 [122]. По мнению Н.В. Клебановича переувлажнение почв большей части территории Беларуси обусловлено не столько автохтонной влагой, сколько аллохтонной, но общее увлажнение должно быть достаточным для протекания процессов, свойственных полугидроморфным и гидроморфным условиям [122].

Поэтому заболоченные почвы (дерново-подзолистые заболоченные, торфяно-болотные, аллювиальные дерновые и др.) занимают 65% территории. Автоморфные почвы представлены главным образом дерново-подзолистыми и занимают 34 %. [159].

Низменные ландшафты занимают 70% территории, средневысотные – 25%, возвышенные – 5 %. Доминируют озерно-аллювиальные и болотные ландшафты (43%), субдоминанты – водно-ледниковые, пойменные, моренно-зандровые (50%). Встречаются холмисто-моренно-эрозионные, вторичноморенные (6%). 40 % территории покрыто лесами. Из них 54 % сосновых лесов и 22% мелколиственных. Распространены широколиственно-сосновые леса и дубравы. 8% занимают верховые и низинные болота [159].

Белорусское Полесье в геохимическом плане относится к южной литогеохимической провинции республики Беларусь. Она характеризуется преимущественным развитием песчаных аккумуляций одного генезиса, сильной перемытостью материала, пониженным содержанием оксидов Al, Fe, Ca, Mg, Na и максимальной концентрацией кремнезема. [40].

Большая часть земель, в том числе территории осушенных болот, занята сельскохозяйственными посевами. Пойменные земли и неудобья используются как сенокосы и пастбища. Сельское хозяйство в Полесье молочно-овощеводческое. Население питается, в основном, продуктами местного производства [197]. В почвах Полесья крайне низкое содержание подвижного К (7-110 мг/кг), большая часть которого находится в обменной форме. Содержание органического вещества в почвах колеблется в широких пределах – 0,9-26%. Прочность связи ^{137}Cs с органическим веществом незначительна, связи между содержанием органического вещества в почве и переходом ^{137}Cs в растительность не обнаружено [197].

Почвы в Белорусском Полесье песчаные, кислые, содержат низкомолекулярные подвижные органические соединения. Биологическая доступность радионуклидов глобальных выпадений и накопление их в пищевой продукции дали основание отнести эту территорию к биогеохимической провинции по техногенным радионуклидам задолго до аварии на ЧАЭС [11, 230].

Полесская провинция в наибольшей степени пострадала от аварии на Чернобыльской АЭС. На ее территории находится крупная зона отселения, где плотность загрязнения ^{137}Cs составляет от 40 до 100 Ки/км². Арел за-

грязнения простирается в западном направлении до меридиана Пинска, где плотность загрязнения ^{137}Cs снижается до 1-5 Ки/км². [159].

Радиоактивное загрязнение территории, связанное с аварией на ЧАЭС обусловлено двумя типами выпадений: твердыми высокоактивными аэрозолями и парогазовой фазой ряда радионуклидов [168].

При образовании западного следа неоднородность распределения выпадений была обусловлена сочетанием сухих и мокрых осадков, струйчатым передвижением воздуха. На распределение оказали влияние высокая облачность, слабые равномерные дожди [230].

На участках, прилегающих к реактору в северном и западном направлении, выпадения были представлены в основном малорастворимыми топливными частицами, на границах 30-км зоны – мелкодисперсными более растворимыми аэрозолями [318]. В 1988 г. в пробах западного следа доля конденсационной формы радиоактивных выпадений составляла 0,60 на расстоянии 20-25 км от ЧАЭС, а на расстоянии 20-60 км достигала 0,98 [59]. В наиболее крупных (1,5-4,0 мкм) шарообразных носителях конденсационного типа в илах и песках реки Припять содержалось 0,8% ^{137}Cs от общей активности. В наиболее мелких (60-70 нм) – 73,5% ^{137}Cs [262].

Уровни загрязнения ^{137}Cs показаны на рис. 4.

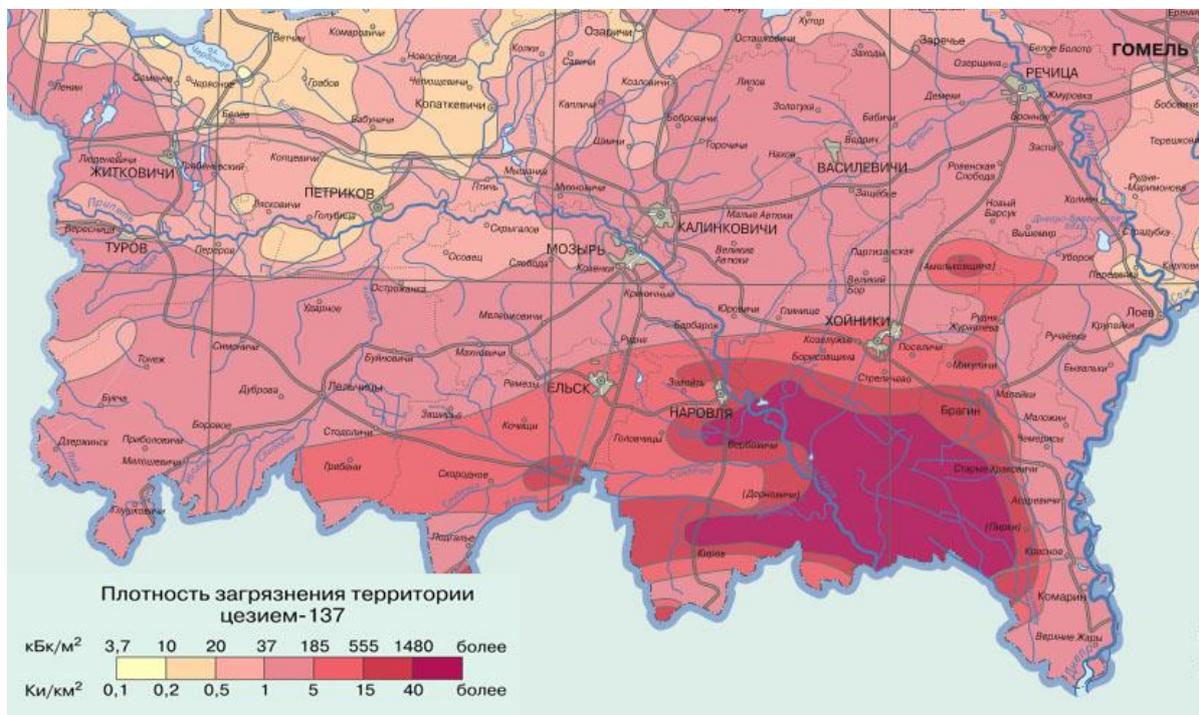


Рисунок 4 – Уровни загрязнения ^{137}Cs территории Белорусского Полесья [24]

На отдаленном этапе катастрофы на ЧАЭС особую актуальность приобретают долгоживущие трансурановые элементы (ТУЭ) и их поведение в пищевой цепи. Период полураспада альфа-излучающих ТУЭ составляет от 87,7 лет (^{238}Pu) до 24110 (^{239}Pu) лет. Высокое содержание в чернобыльском выбросе ^{241}Pu (период полураспада 14,4 года), одного из немногих изотопов трансурановых элементов, не образующих при своем распаде альфа-частиц, влечет за собой долговременное возрастание активности ^{241}Am (период полураспада – 452 года). В результате общая альфа-активность трансурановых элементов чернобыльского происхождения не убывает, а продолжает возрастать. Максимальное значение активности трансурановых элементов будет достигнуто к 2056 г., в этот период их суммарная активность в 2,5 раза превысит первоначальную и на 2/3 будет обусловлена активностью ^{241}Am . [209].

Восточно-Белорусская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов (ВБПРИ)

Восточно-Белорусская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов расположена на территории Могилевской, Гомельской и Брянской областей. Восточно-Белорусская биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов соответствует Восточно-Белорусской провинции сельскохозяйственных вторичноморенных и лессовых ландшафтов. Северная часть ВБПРИ расположена на Оршанской впадине, центральная часть на Жлобинской седловине, южная часть на Припятском прогибе. На юго-востоке ВБПРИ заходит на Воронежскую антеклизу. [189]. Антропогенные моренные и водноледниковые отложения имеют мощность 50-100 м. Рельеф на большей части территории провинции (Оршано-Могилевской равнине) волнистый и увалистый с высотами 150-200 м над уровнем моря. На севере находится Оршанская, на северо-востоке – Горещко-Мстиславская возвышенности с холмисто-увалистым, расчлененным долинами рек, рельефом. Встречаются моренные гряды, суффозионные западины, карстовые воронки, овраги и балки [159].

Климат ВБПРИ теплый, умеренно влажный. Средняя температура в январе $-7,5 - -8,2^{\circ}\text{C}$, в июле $17,8-18,5^{\circ}\text{C}$. Сумма активных температур $2200^{\circ}-2400^{\circ}\text{C}$, осадки 600-650 мм/год [159]. КУ на территории ВБПРИ за вегетационный период – 0,75-0,85 [122].

Дерново-подзолистые почвы, в том числе дерново-палево-подзолистые, занимают 57% территории. Дерново-подзолистые заболоченные почвы – 20%, аллювиальные – 10%, торфяно-болотные – 7%. Леса – преимущественно сосняки (35,5 %) и широколиственно-хвойные (26,5%) в

виде небольших участков площадью 10-15 км². Доминантные ландшафты – вторично-моренные (47%), субдоминантные – лессовые (21,5%). Природно-антропогенные ландшафты преимущественно сельскохозяйственные (51%), из них 63,5% пахотные и 36,5 % лугово-пахотные [159].

Крупнейшие реки равнины: Днепр, Сож с притоками Проня, Ипуть и Беседь. Долины в средних течениях рек глубокие (до 30-40 м), в верховьях узкие и мелкие. По склонам долин почти повсеместно развиты речные террасы. Небольшие широколиственно-еловые и дубовые леса, в некоторых местах сосновые, остались в верховьях Прони и близ Сожа на юг от Кричева. На северо-западе ельники чередуются с мелколиственными лесами (березняки, осинники), в поймах участки дубрав, черноольховых и ивовых зарослей. На юго-востоке преобладают боры. В елово-дубовых лесах густой подлесок из лещины. Низинные болота приурочены к речным долинам [222].

Уровни загрязнения ¹³⁷Cs территории Восточно-Белорусской провинции показаны на рис. 5.

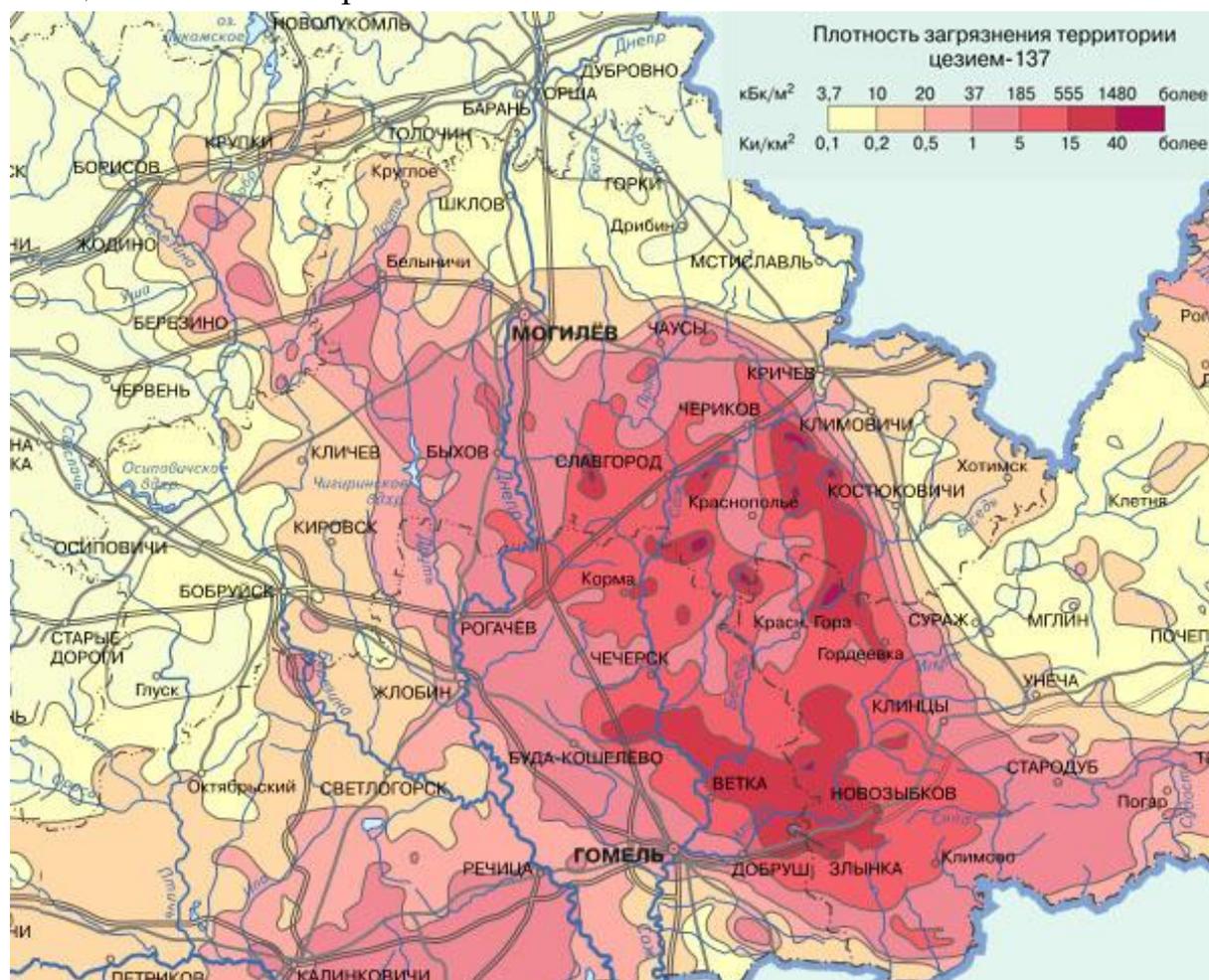


Рисунок 5 - Уровни загрязнения ¹³⁷Cs территории Восточно-Белорусской провинции [24]

На образование северо-восточного следа оказали влияние низкая облачность, турбулентное движение воздушных масс. Радиоактивные осадки выпадали преимущественно с сильными дождями [230]. В 1988 г. на северном по отношению к ЧАЭС следе на всем диапазоне расстояний конденсационная форма радиоактивных выпадений составляла 0,80 от общей активности [59].

Глава 2 Общие закономерности поведения радионуклидов в экосистемах биогеохимических провинций

2.1. Влияние рельефа и растительной формации на распределение первичных выпадений и перераспределение радионуклидов

Влияние рельефа и растительной формации на распределение глобальных выпадений

Рельеф оказывает двоякое влияние на распределение радионуклидов. Во-первых, рельеф во многом определяет распределение первичных атмосферных выпадений радиоактивных осадков и аэрозолей, во-вторых, определяет направление и интенсивность миграции радионуклидов и их перераспределение в ландшафте.

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. [57]. Распределение ^{90}Sr по профилю лесных почв зависело от места отбора. На вершине холма почти весь запас ^{90}Sr находился в верхнем слое, а у подножия холма распределение было более равномерным [56].

По мнению Э. Б. Тюрюкановой [294] влияние рельефа в период невысоких стабильных глобальных выпадений проявлялось меньше, чем в период более активных выпадений. В Белгородской области почвы склонов в 1963 г. содержали в два раза больше ^{90}Sr , чем почвы плакорных участков, а в 1971 г. содержание ^{90}Sr было одинаковым [294].

М.Т. Ястребов [328], напротив, отмечал, что основные количества ^{90}Sr и ^{137}Cs глобальных выпадений накапливались преимущественно в поверхностных горизонтах почв, приуроченных к понижениям местности водораздела и в лугово-болотных и лугово-черноземовидных почвах пойм [328].

С.Л. Романов [257] считал, что неоднородность условий миграции вещества является свойством геохимического ландшафта. Поэтому в одно-

типных ландшафтах формируются специфические вертикальные и горизонтальные структуры полей активности радионуклидов, либо концентраций других ксенобиотиков. Горизонтальные структуры определяются главным образом особенностями рельефа, условиями увлажнения и характером грунта. Вертикальные структуры связаны с генезисом и механическим составом почв, формой выпадения радионуклидов и видом хозяйственного использования [257].

Влияние рельефа и растительной формации ЮУПРИ на распределение радионуклидов

По-видимому, первые исследования влияния рельефа и растительной формации на горизонтальное распределение радиоактивных выпадений после техногенной аварии были выполнены сотрудниками ЦЗЛ ПО «Маяк» и экспедиции Института прикладной геофизики АН СССР, которыми с октября 1957 г. по 1960 г. была проведена радиационная съемка загрязненной территории ВУРС. Исследования показали, что в ареалах озер Бердяниш и Алабуга, села Юго-Конево у озера Большой Игиш плотность загрязнения повышалась. По мнению исследователей, причиной было «расширения» облака при прохождении над озерами под действием восходящих потоков более теплого воздуха с поверхности воды. [217].

По нашему мнению, восходящий поток теплого воздуха скорее должен был привести к уменьшению осаждения аэрозолей.

При радиационной съемке и других исследованиях было доказано влияние мезо- и микроландшафта и других природных факторов на горизонтальное распределение плотности радиоактивного загрязнения. Проведенные в более поздний период сотрудниками Опытной научно-исследовательской станции ПО «Маяк» (ОНИС) исследования показали, что макроструктура следа не связана с лесной растительной формацией, но на уровне мезо- и микроструктуры проявляется влияние даже отдельно стоящих деревьев [217].

При исследовании распределения радионуклидов по территории ВУРС были выявлены микро- и мезо- ландшафтные неоднородности и характерная макроструктура следа с четко выраженной осью и монотонным убыванием плотности загрязнения вдоль оси и в поперечном к оси направлении. Сравнительно простая макроструктура пространственного распределения радиоактивного загрязнения была обусловлена тем, что основная фаза формирования следа выпавшими радионуклидами протекала в условиях относительно устойчивого ветра, отсутствия осадков и при наличии сравнительно ровной подстилающей поверхности. Встречающееся чередование

элементов ландшафта на плотность выпадений существенно не повлияло. Распределение полей гамма- и бета-излучений на следе зависело не только от распределения поверхностного радиоактивного загрязнения, но и от характера вертикального распределения радиоактивного вещества в наземном растительном ярусе, почвенном покрове и водоемах. [217].

Относительная градация элементов ландшафта по их способности «заглублять» выпавшее радиоактивное вещество, без учета экранирования снежным покровом, может быть представлена следующим порядком возрастания заглубления: целинные участки с плотной почвой; участки в рыхлой почвой (пашня, пески); заболоченные участки и болота; водоемы. Макроструктура следа, определялась, главным образом, закономерностями первоначального рассеяния и осаждения частиц выброшенного радиоактивного вещества в атмосфере [217].

Подстилающая поверхность территории следа представлена чередованием различных элементов ландшафта (лесные массивы, отдельные лесные колки, пашня, луга, пустоши и заболоченные участки, водоемы, населенные пункты) с различной структурой, шероховатостью и продуваемостью ветров, с достаточно пестрым почвенным и растительным покровом. Юго-западная и центральная части территории следа находятся в пределах абразионно-эрозионной платформы, рельеф холмисто-увалистый, слаборасчлененный. Уклоны основных элементов рельефа не превышают $2-6^\circ$. До 30% территории относится к лесостепному ландшафту. Лес по преимуществу лиственный (березовые насаждения), остальные насаждения – смешанные, с примесью сосны, а также сосновые. Возраст лиственных насаждений – средний, запас биомассы хвойных насаждений – $20-30 \text{ кг/м}^2$. На территории следа до расстояния 100 км расположено 10 озер.

Роль лесных массивов и отдельных колков в изменении плотности загрязнения по сравнению с открытыми пространствами проявляется при турбулентном осаждении примеси, при изменении аэродинамических характеристик потока, инфильтрации потока в лесной массив насаждения, сопротивления потоку на фронтальной стороне массива. Для условий образования Восточно-Уральского радиоактивного следа этот фактор является значимым, поскольку гравитационное осаждение выброшенного радиоактивного вещества, на которое не влияет шероховатость поверхности, могло иметь место только на протяжении первых 10 км [217].

При радиационной съемке был обнаружен так называемый «опушечный эффект» – повышение плотности радиоактивного загрязнения на

фронтальной опушке лесного массива за счет инфильтрации набегающего потока и гашения его скорости в профиле лесного массива и уменьшение на противоположной опушке. Опушечный эффект зависит от высоты, конструкции и продуваемости массива. На опушке спелого соснового леса до глубины 30 м массива с наветренной стороны плотность загрязнения повышалась до 10 раз. [217].

В условиях радиоактивных выпадений 29 сентября 1957 г. лесные насаждения представляли подстилающую поверхность с большой шероховатостью, когда лиственные насаждения в момент загрязнения еще не сбросили листья, в результате чего не менее 80-90 % выпадений сосредоточилось в кронах и только 10-20 % выпадений попали на лесную подстилку и почву под пологом леса. После осаждения на кроны произошло закрепление и перераспределение радионуклидов в надземной части деревьев. В сосновых насаждениях архитектура ветвей и смолистых выделения обеспечили прочную фиксацию радиоактивного вещества в хвое и коре. Этот фактор является значимым еще и потому, что полное обновление хвои у сосны заканчивается в течение 4-5 лет и задержанное хвоей сосны радиоактивное вещество могло находиться в кроне, по крайней мере, на протяжении 3 лет [217].

Нами было показано, что в настоящее время плотность загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr слоя 0-20 см лесной почвы может быть до 7 раз выше, чем луговой, расположенной латерально относительно распространения следа на расстоянии 50-150 м [102]. При подобном расположении точек отбора в начальный период после образования ВУРС плотность загрязнения по суммарной β -активности в лесу на расстоянии 20 м от опушки была в 2,8 раз выше, чем на лугу в 100 м от опушки. Плотность загрязнения по трансектам «луг-опушка-лес» при различном расположении относительно оси следа различались в меньшей степени [217].

Однако причины горизонтальной неоднородности плотности радиоактивного загрязнения не ограничиваются условиями, в которых происходили первичные выпадения. Из таблицы 4 видно, что в настоящее время в лесных массивах плотность загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs в 1,5-7 раз больше, чем на лугу. При этом часть современных лесонасаждений находится на территории бывших полей и огородов отселенных деревень (Алабуга, Русская Караболка). По данным ОНИС [217] плотность выпадений на пашню была примерно в 2 раза меньшей, чем на лес. То есть, за 55 лет прошедших от аварии до отбора нами проб почвы различия в плотности загрязнения лесных и луговых экосистем не только не сгладились за счет

переноса растительного опада деревьев на поляны, но и возросли, или даже вновь возникли, если лес появился уже после аварии.

Для того, чтобы оценить влияние мезорельефа на горизонтальное распределение глобальных выпадений нами были проанализированы пробы почвы слоя 0-10 см с восточного склона горы Кургашлы (Башкортостан). Этот район по своим природно-климатическим характеристикам сходен с восточными склонами Зауральского пенеplена. У подножия горы в долине реки Нугуш активность ^{90}Sr в почве – $13,9 \pm 1,8$ Бк/кг, ^{137}Cs – $14,5 \pm 0,7$ Бк/кг. У вершины горы активность ^{90}Sr – $19,8 \pm 5,9$ Бк/кг, ^{137}Cs – $22,4 \pm 4,5$ Бк/кг.

Нами были также отобраны пробы на равнине и в предгорной лесостепи Зауралья, вне зоны влияния ПО «Маяк». В ареале н.п. Чебаркуль удельная активность ^{137}Cs в слое почвы 0-10 см на равнине составляла 9,3 Бк/кг в лесу и 10,2 Бк/кг на лугу, в предгорной зоне между городами Чебаркуль и Миасс в лесу – 26,7 Бк/кг. Плотность загрязнения ^{137}Cs слоя 0-20 см с подстилкой была соответственно на равнине 2,3 кБк/м² в лесу и 2,6 кБк/м² на лугу, 5,3 кБк/м² в лесу в предгорной зоне. Удельная активность ^{90}Sr в лесу и на лугу различалась в большей степени, чем активность ^{137}Cs , зато рельеф не оказал влияния. Активность ^{90}Sr в слое 0-10 см на равнине на лугу была 14,0 Бк/кг, в лесу 27,1 Бк/кг, а в предгорной зоне в лесу – 22 Бк/кг. Плотность загрязнения ^{90}Sr слоя подстилки и почвы 0-20 см на равнине, соответственно – 2,7 и 7,0 кБк/м², в предгорной зоне – 4,1 кБк/м².

Таблица 4 – Влияние растительной формации на плотность загрязнения радионуклидами [102]

Ареал населенного пункта	Место отбора	Плотность загрязнения слоя 0-20 см, кБк/м ²	
		^{90}Sr	^{137}Cs
Большой Куяш	3 км к Метлино, перелесок	20,4	69,4
	3 км к Метлино, луг	5,7	10,6
Караболка	2 км к северо-западу, лес	99,3	49,9
	2 км к северо-западу, поляна	12,7	7,1
Тюбук	1 км по трассе после поворота на Булзи, лес	6,8	11,6
	1 км по трассе после поворота на Булзи, поляна	4,2	3,5
Алабуга (отсел.)	Лес у опушки, к востоку от деревни	2401	98,3
	Луг, 150 м к озеру от леса	841,8	116,9
Аллаки	"100 км" по трассе Челябинск-Екатеринбург, лес	10,0	31,4
	"100 км" по трассе Челябинск-Екатеринбург, луг	4,7	12,5

По данным А.В. Трапезникова с соавт. [290], изучавшими распределение глобальных выпадений, на Среднем Урале, содержание ^{90}Sr в пойменных почвах реки Пышмы было в среднем в 1,5 раза ниже, чем в лесных почвах надпойменной террасы, ^{137}Cs – в 2 раза ниже. На Северном Урале также было отмечено изменение соотношения $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ в зависимости от рельефа. На вершине моренной гряды оно составляло 0,9, в средней части склона – 0,3, у подножия склона в оторфованном слое на глубине 2-7 см – 1,6, на глубине 7-12 см – 5,4. Содержание ^{90}Sr в заболоченных почвах больше, чем на вершине моренной гряды. На Южном Урале в Ильменском заповеднике содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах уменьшалось от водораздела к подножию склона. В Якутии на Приленском плато на вершине увала и склоне плотность загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr была практически одинаковой, а у подножия склона – в 1,5-2 раза выше. [290].

На рис. 6 и 7 представлено распределение плотности ^{90}Sr и ^{137}Cs в подстилке и корнеобитаемом слое серой лесной почвы по 5 точкам отбора, расположенным на ВУРС в районе отселенной деревни Алабуга в березовом лесу. Точки отбора располагались конвертом с длиной 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.

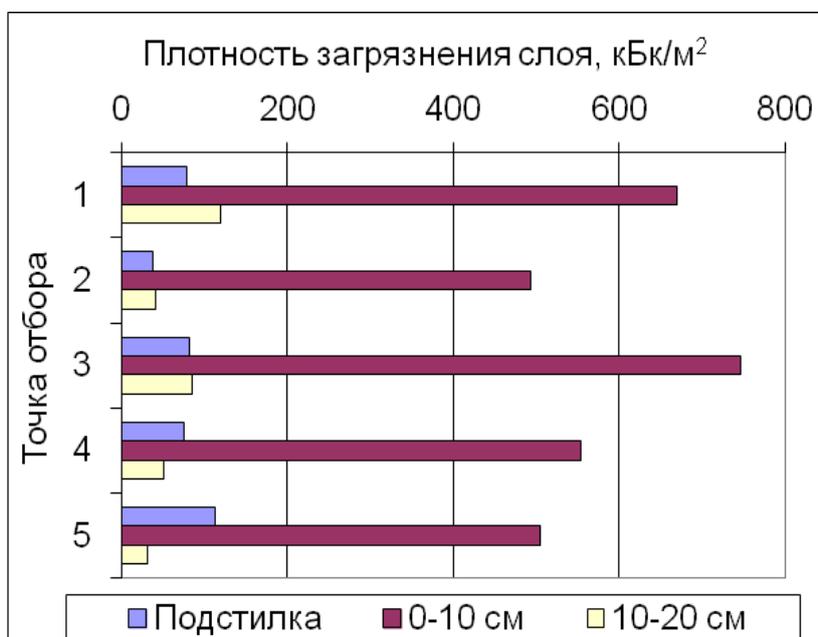


Рисунок 6 – Распределение ^{90}Sr по корнеобитаемому слою серой лесной почвы в элювиальном ландшафте на берегу озера Алабуга

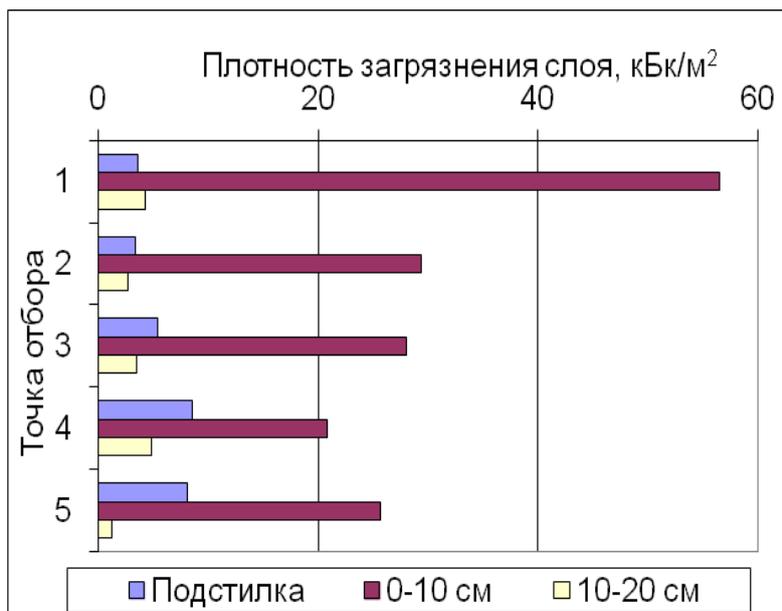


Рисунок 7 – Распределение ^{137}Cs по корнеобитаемому слою серой лесной почвы в элювиальном ландшафте на берегу озера Алабуга

От леса до берега озера Алабуга на склоне через каждые 20 м были отобраны пробы черноземной почвы по трансекте проходящей от опушки леса к берегу озера перпендикулярно оси ВУРС (рис. 8, 9).

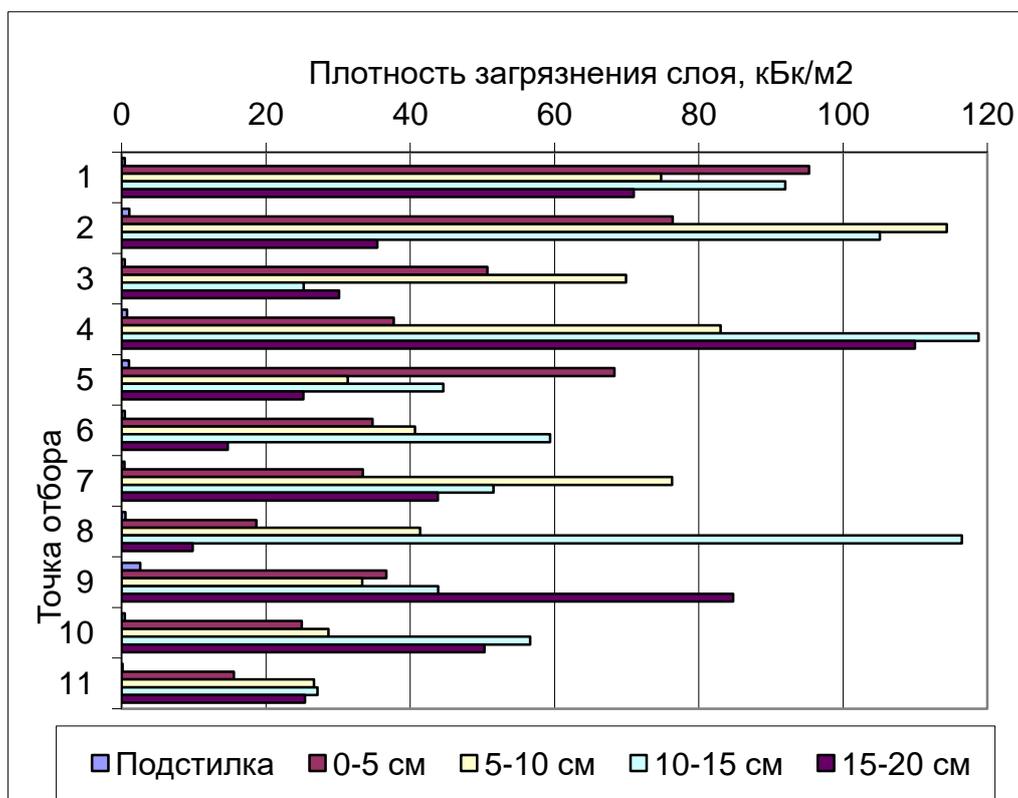


Рисунок 8 - Распределение ^{90}Sr по корнеобитаемому слою черноземной почвы в трансэлювиальном ландшафте на берегу озера Алабуга

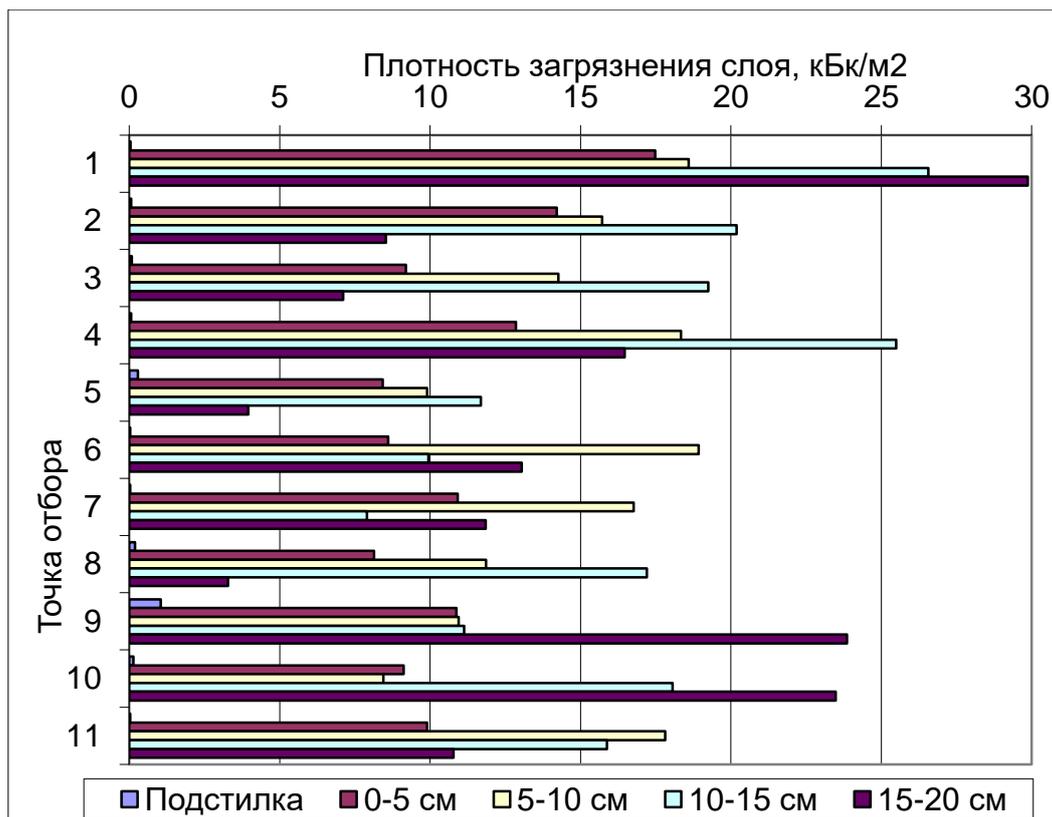


Рисунок 9 – Распределение ^{137}Cs по корнеобитаемому слою черноземной почвы в трансэлювиальном ландшафте на берегу озера Алабуга

Хотя плотность загрязнения на склоне к берегу постепенно снижается, никаких закономерностей распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхней части почвенного профиля между точками отбора не выявлено. 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. Поэтому можно предполагать, что различия в плотностях загрязнения на вершинах и у подножия склонов, отмеченные разными авторами, могут быть связаны с глубиной отбора проб и особенностями распределения по профилю.

Влияние рельефа и растительной формации ППРИ и ВБПРИ на распределение радионуклидов

Авария на Чернобыльской АЭС привела к радиоактивному загрязнению большей части Европы. На рисунке 3 видно, насколько неоднородным является загрязнение Европы в результате аварии на ЧАЭС. Причины этой неоднородности – длительный период поступления выбросов в атмосферу, изменение погодных условий, принудительное осаждение радионуклидов в наименее населенных районах и другие факторы.

При этом сочетанное действие различных факторов могло приводить к самым разным результатам. Так, в одних работах указывается, что наибольшие выпадения отмечались на водоразделах, а в других – в долинах и понижениях. При этом, выпадения в долинах связывают с их большей увлажненностью и связанным с ней явлением термофореза [253].

На почву и растения лесных экосистем зоны ЧАЭС в пределах геохимического ландшафта осаждение радиоактивных веществ было на 20-30% больше, чем на прилегающих безлесных участках [316], повышенное осаждение произошло также в заболоченных и задернованных понижениях рельефа. Особой мозаичностью загрязнения отличаются почвы в поймах рек. Запас радионуклидов в растительном покрове и верхнем слое 0-5см слое почвы, как правило, не зависит от мезорельефа ландшафта [202].

На водоразделе реки Припять лесные массивы также были загрязнены больше, чем необлесенные заболоченные участки. Повышенная плотность загрязнения была также на заболоченных депрессиях [290].

В почвах Белорусского Полесья через год после аварии на водоразделе содержание радионуклидов было снижено по сравнению с нижней частью склона долины. В притеррасной переувлажненной части поймы формируется мощный гумусовый горизонт, в котором концентрируется значительная часть радионуклидов. [15].

В Брянской области также отмечено накопление ^{137}Cs в нижней части залесенных склонов, балке, речной пойме [165].

Содержание радионуклидов верхнем слое 0-5 см пахотных почв Украинского Полесья повсеместно в 2 раза выше, чем в почвах луговых биоценозов. Под сосняками содержание нуклидов на поверхности почвы в два раза выше, чем под травами, что связано с неоднородностью первичных выпадений. [132].

В лесах практически полностью отсутствует миграция радионуклидов в системе геохимически сопряженных ландшафтов с поверхностным и внутрипочвенным стоком [286].

А.Н. Переволоцкий [230], обобщив результаты многочисленных исследований, проанализировал особенности осаждения выбросов ЧАЭС:

- осаждение радионуклидов на покрытую лесом поверхность при равных метеорологических условиях может быть в зависимости от скорости ветра в 6-12 раз выше, чем на луговую растительность;
- истощение радиоактивного облака при движении над лесом происходит в 3,7-5 раз быстрее, чем над травяной растительностью;

- опушечный эффект чернобыльских выпадений зафиксирован в 30-км зоне ЧАЭС, на лесных опушках шириной 20-50 м, в отдельных случаях до 300 метров, МЭД была в 2-2,5 раза выше, чем во внутренней части лесного массива, плотность загрязнения почвы была выше, чем в поле и внутри этого же лесного массива соответственно в 2,7 и 1,8 раза;

- на большом расстоянии от ЧАЭС опушечный эффект был выражен слабее, он практически не отмечался на западном следе, на южном следе отмечено повышение плотности загрязнения на опушках [230].

Показано, что наибольший эффект задержания показывают не сплошные лесные массивы, а продуваемые лесополосы. На расстоянии 5-10 высот древесного яруса скорость ветра снижалась в 2-3 раза, на расстоянии 20 высот – в 1,5 раза [253].

По мнению А.Н. Переволоцкого [230], несмотря на то, что невозможно сделать однозначный вывод об «опушечном» эффекте, на первичное осаждение радионуклидов значительное влияние оказала высокая лесистость ППРИ. При этом хвойные леса лучше задерживают радионуклиды, чем лиственные, молодняки лучше, чем спелые леса, эффект лучше проявляется в поздневесенний и летний период [230].

В годы последующие после аварийных выпадений радионуклидов происходило перераспределение их в отдельных элементах ландшафта и почвенных горизонтах.

А. Ф. Черныш и В.С. Аношко [310] указывали, что в Беларуси наблюдается горизонтальная миграция радионуклидов на склонах во время зимних оттепелей и весеннего снеготаяния, а также при выпадении ливневых дождей. Ими установлено увеличение в 1,5-2,0 раза радиоактивного загрязнения верхних горизонтов в зоне аккумуляции наносов (подножиях склонов и пониженных элементах рельефа) по сравнению с зоной смыва [310].

Отмечено, что вторичные скопления радионуклидов формируются на механических барьерах, представляющих миниатюрные конуса выносов у подножья склонов или в мелких ложбинах, где активность почвы возрастает на 100-300% по отношению к среднему уровню поля [275].

Влияние рельефа на процессы перераспределения определяется в значительной степени характером геохимических барьеров, приуроченных к определенным ландшафтам. Так, восстановительный (глеевый) геохимический барьер супераквальных и субаквальных ландшафтов почти целиком охватывает Полесье и Приднепровскую низменность. Окислительный гео-

химический барьер наиболее выражен в элювиальных ландшафтах положительных форм рельефа. Радиальные геохимические барьеры обычно связаны с генетическими горизонтами почв. Гумусово-окислительный барьер образуется в автоморфных условиях на плакорных участках. Он распространен на нормально увлажненных территориях Припятского, Мозырского и Гомельского Полесий, Чечерской равнины, Восточно-Белорусской провинции. Гумусово-окислительно-механический барьер приурочен к территориям конечно-моренных гряд, в частности, на Оршанско-Могилевской равнине. На гидроморфных почвах Полесья широко распространены гумусово-восстановительно-глеевый барьер и органогенно-восстановительно-глеевый барьер. [278].

Известно, что формирование типа почвы с характерным профилем и градиентом физико-химических свойств связано с водным режимом, который во многом зависит от мезо- и микрорельефа, и с растительной формацией. Таким образом, ландшафт определяет характерную картину вертикального и горизонтального распределения радионуклидов.

В первые годы после аварии В.П. Ильин [86] обнаружил, что в легких бедных гумусом дерново-подзолистых почвах водоразделов ППРИ большая часть ^{137}Cs содержится на глубине 3,5-4,5 см. В более тяжелых почвах максимум активности ^{137}Cs отмечается ближе к поверхности. В дерново-подзолистых заболоченных и торфяно-болотных почвах поймы отмечались области вторичного накопления ^{137}Cs и выноса его грунтовыми водами. В торфяниках ^{137}Cs обнаруживался на глубинах 25-30 см. [86].

В настоящее время известно, что в кислых болотных почвах подвижность ^{137}Cs резко увеличивается, чем и объясняется миграция ^{137}Cs на большую глубину.

В 2012 г., в сосняке лишайниковом (вершина холма) доля водорастворимой формы ^{137}Cs в подстилке составила 2,2%, мшистом (склон) – 7,9%, черничном (подножье котловины) – 16,9%, осоковом (низина) – 17,1% [45].

Т.В. Переволоцкая с соавт. на основе аналитических методов исследования распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в вертикальном профиле почвы геохимически сопряженных участков отметила более интенсивное очищение поверхностных почвенных слоев (0-5 и 0-10 см) на вершине и в верхней части склона при больших уклонах рельефа ($>30^\circ$). По мере продвижения по склону к подножию увеличивается период полуочищения почвы и снижается вклад миграционных процессов в ее очищение. Вершинные и верх-

ние части склонов при больших углах уклона рельефа можно рассматривать как элементы рельефа с более высокими параметрами переноса радионуклидов. [228].

Е.М. Коробова с соавт., напротив, показали, что в 2009-2010 гг. в долине реки Ипуть от трансэлювиальных позиций террасы к супераквальным запас ^{137}Cs в почве последовательно убывал [133].

В то же время на территории Тоцкого радиоактивного следа в степной зоне Оренбургской области максимальная плотность загрязнения отмечалась на аллювиальных пойменных почвах реки Самары [290].

Необходимо отметить, что влияние рельефа на миграционную способность и перераспределение радионуклидов может быть опосредовано физико-химическими свойствами радионуклидов и почвы, на которые, в свою очередь, оказывает влияние рельеф и ландшафт.

П.О. Будкевич с соавт. показали, что на территории ШПРИ вверх от реки по склону в аккумулятивном горизонте почвы прослеживается четкая тенденция снижения степени трофности почвы как в органическом (% гумуса): так и минеральном компонентах (содержании элементов питания и повышении кислотности). Почвенным фактором, наиболее четко отражающим особенности рельефа, является влажность почвы, величина которой в направлении от верхнего уровня склона к нижнему возрастает в 2 раза, что в значительной мере связано с весенним затоплением нижнего уровня склона и обуславливает нисходящий сток, вымывающий определенную часть минеральных и органических соединений в прибрежную часть ландшафта. Наиболее существенной миграцией с нисходящим стоком характеризуется ^{137}Cs , концентрация которого в аккумулятивном горизонте почвы нижнего уровня была выше более, чем в 2 раза, по сравнению с верхним уровнем. У америция и плутония процесс нисходящей миграции выражен слабее. Определенной связи распределения ^{90}Sr в почве с особенностями рельефа не установлено. [41].

Таким образом, можно сделать следующие выводы. При глобальных выпадениях рельеф определяет распределение первичных атмосферных выпадений радиоактивных осадков и аэрозолей. Рельеф определяет направление и интенсивность миграции радионуклидов и их перераспределение в ландшафте. В первые годы после массовых глобальных выпадений радионуклидов было отмечено, что плотность загрязнения больше в понижениях местности. Скорость миграции радионуклидов очень низкая,

поэтому есть основания предполагать, что эти различия обусловлены влиянием мезорельефа на осаждение радионуклидов из атмосферы.

По нашим данным, в настоящее время в понижениях рельефа содержание радионуклидов глобальных выпадений в верхних слоях почвы обычно меньше. Можно предположить, что в более влажных почвах понижений рельефа за время, прошедшее после выпадений часть радионуклидов мигрировала в более глубокие слои.

При аварийных выбросах макрорельеф определяет направление господствующих ветров и наиболее вероятное направление переноса радионуклидов. Макрорельеф определяет также «сечение переноса» и изменение скорости воздушного потока.

Распределение ^{137}Cs на территории ЮУПРИ связано, главным образом, с господствующими ветрами. Распределение ^{137}Cs на территории ППРИ и ВБТРИ связано, как это следует из сопоставления физической карты и карты загрязнений, с понижением рельефа.

Мезорельеф создаёт зоны турбулентности и условия формирования восходящих и нисходящих воздушных потоков. Мезорельеф определяет направление горизонтального стока и характер геохимических барьеров. Растительная формация также формирует зоны турбулентности потока в приземном слое.

Рельеф и растительная формация определяют также водный режим почвы, условия выщелачивания химических элементов, характер аккумуляции гумуса и, таким образом, определяют формирование типа почвы с характерными физико-химическими свойствами.

2.2 Влияние физико-химических процессов, происходящих при взаимодействии радионуклидов с почвой на их перераспределение

Физико-химические свойства радионуклидов и их соединений

Многолетние исследования многих специалистов 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, в том числе, сроки перемещения радионуклидов по генетическим горизонтам, либо слоям, обладающим различными 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 [26, 172, 320].

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 мобилизующее действие продуктов разложения растительного опада. ^{137}Cs в основном закрепляется в «ловушках» слоистых минералов, поэтому на его поведение практически не влияет рН (выше 4) и присутствие лигандов. В большей степени на его поведение влияет конкуренция с К. ^{90}Sr вытесняется из ППК катионами с равной 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, в которой они поглощаются почвой. [290].

Считают, что интрамицеллярному поглощению ^{137}Cs в богатых гумусом почвах препятствует сорбция органических молекул на поверхности глинистых минералов [253].

В.П. Кольненков выявил, что монтмориллонитовые и каолинитовые глины имеют высокую селективность к ^{137}Cs , а гидрослюды лучше удерживают ^{90}Sr , чем ^{137}Cs [128].

Предложены различные модели вертикальной миграции радионуклидов. Согласно модели Миллера-Рейтемейера – их перемещение в почве аналогично перемещению в хроматографической колонке. По модели Торнтвайта, каждый объем фильтрата выносит из почвы постоянную долю 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.. [246]. Также причинами вертикальной миграции могут быть кольматаж и конвективный перенос в поровом пространстве: вниз – с гравитационным током воды и вверх – 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 главным образом содержатся в фиксированной форме и практически не мигрируют [290].

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

З. Г. Антропова 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 радиоизотопов происходит под влиянием 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. Систематизировав и обработав данные по вертикальной миграции радионуклидов в почве, они предложили модель вертикальной миграции для трех типов почв. Параметры модели, 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 [19]. В. А. Батурин, используя модель, также основанную на использовании величин коэффициентов диффузии и конвективного переноса, приводит величину скорости смещения максимума концентрации радионуклидов так же 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) [29].

С увеличением степени обводненности почв отмечается увеличение 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 , соответственно, 80% и 40%. [182]. Во влажной почве с коэффициентом обводненности (КО) 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 соавт., увеличение миграционной способности ^{144}Ce и ^{137}Cs происходит под воздействием растворимых соединений, для которых оптимальное значение КО – 1-2. Общее количество радионуклидов в растворе в значительной степени возрастает по мере увеличения увлажнения почв [290].

По данным Е. Н. Караваевой и И. В. Молчановой в почвенной суспензии (коэффициент обводненности больше 1) миграционная способность цезия приближается к таковой у стронция, они связывают это с растворением органического вещества почвы [115]. Следует отметить, однако, что большая часть органического вещества почвы не растворяется в воде.

Многолетние исследования миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах ЮУПРИ показывают, что значительная часть их быстро переходит в неподвижные формы [325]. З. Г. Антропова и др. [19] на основании данных, полученных на ВУРС, заключают, что уже к концу 1 года после выпадений на поверхность содержание обменного ^{137}Cs в почве было 3-15%, а ^{90}Sr – 90-80%. В дальнейшем биологическая доступность как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs снижается, что объясняется переходом изотопов в необменное состояние. В серой лесной почве доля фиксированного ^{137}Cs за 7 лет увеличилась в 2,5 раза, в дерново-подзолистой – в 4,5 раза, в черноземе – в 7 раз. [19].

В Полесской провинции, напротив, в первый год после аварии растворимость и подвижность радионуклидов в почвах на границах 30-км зоны была на порядок выше, чем в пределах 5-км зоны по западному следу. На третий год после аварии растворимость радионуклидов в ближней зоне увеличилась в 10 раз, в дальней – в 2,5 раза, что связывают с перемещением в ферментативный слой лесной подстилки. В смешанных лесах это выражено больше, чем в хвойных. [318]. Увеличение подвижности радионуклидов ППРИ происходило вследствие выщелачивания топливных частиц.

В исследованиях почв ВУРС в первые годы после аварии, когда интенсивно проводился выбор и отработка физико-химических и радиохимических способов и методов исследования миграции ^{90}Sr в почвах, во всех типах почв разных ландшафтов отмечено более высокое, по сравнению с последующими годами, содержание обменных форм ^{90}Sr (от 70% до 90%), 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 солодях, 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 ^{90}Sr в почвах, уменьшении дисперсности и увеличении размера радиоколлоидных частиц. Содержание различных форм ^{90}Sr в почве носит сезонный характер и, в зависимости от времени года, может значительно изменяться [180]. 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 ВУРС была 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 . [181].

Полученные В. В. Мартюшовым с соавт [180]. 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 [180].

По-видимому, при повышенной влажности подвижные формы быстрее вымываются из почвы и уходят в грунтовые воды. При недоста-

точной влажности подвижные радионуклиды дольше сохраняются в гумусовом горизонте и могут быть экстрагированы в лабораторных условиях.

Исследовано большое количество факторов, влияющих на миграцию радионуклидов. Например, выяснено, что внесение минеральных удобрений приводит к ускорению миграции радионуклида. [181].

А. П. Кравец [146], 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, оценено 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 [146].

Значительное влияние на соотношение форм радионуклидов оказывает агротехническая обработка почвы. Еще в 1977 г. Н.А. Корнеев с соавт. описал агротехнические приемы способствующие снижению подвижности радионуклидов в почве и оценил их эффективность [131].

В почвах, содержащих больше гумуса, обменных оснований и илистых частиц, радионуклиды быстрее переходят в фиксированную форму [290]. 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 [1].

С. В. Мамихин [172] оценил влияние различных факторов на поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию. Важнейшими факторами были признаны: ёмкость поглощения почвы, количество обменного калия и стабильного цезия, кислотность почв, их механический и минералогический состав. Известно, например, что монтмориллонитовые глины поглощают ^{137}Cs значительно лучше, чем каолинитовые. Однако количественно охарактеризовать эти зависимости удалось только для содержания обменного калия в почве, причем достоверность полученных закономерностей оказалась низкой. [172].

Практически не изучено влияние на поглощение радионуклидов фазы развития растений и их физиологического состояния.

Физико-химические формы содержания радионуклидов ЮУПРИ в компонентах педосферы

Исследование распределения радионуклидов по почвенному профилю и профилю донных отложений 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 подразумевается такая форма, когда радионуклид закреплен в корневых системах растений и в почвенном поглощающем комплексе. Это происходит при поглощении живыми организмами, адсорбции, переходе в состав малорастворимых соединений, органических и органо-минеральных комплексов, интрамицеллярном поглощении глинистыми минералами. Все остальное считается подвижной формой [173, 325]. Однако в ряде исследований подвижной формой называют радионуклиды, которые экстрагируются слабым (1 М) раствором кислоты [8].

В большинстве случаев для определения содержания подвижных и неподвижных форм радионуклидов их последовательно экстрагируют из воздушно сухой пробы: дистиллированной водой, раствором нейтральной соли и раствором кислоты. Экстрагированные радионуклиды соответственно относят к водорастворимым, обменным и кислоторастворимым формам. Не экстрагировавшиеся радионуклиды считают прочно фиксированными. Для точного определения их доли твердый остаток растворяют в плавиковой кислоте. Рассчитывают также коэффициент подвижности ^{90}Sr как отношение суммы водорастворимых и обменных форм к сумме кислоторастворимых и фиксированных форм [180, 290].

С.В. Мамахин [172] предлагает в качестве показателя биологической доступности радионуклидов использовать отношение содержания радионуклида в водорастворимой и обменной форме к его общему содержанию в почве. По его мнению, биологическая доступность радионуклидов – это функция свойств почвы в целом [172].

Проведенный В. В. Мартюшовым [180] анализ форм ^{90}Sr , содержащихся в пробах черноземно-луговой среднесуглинистой и дерново-подзолистой супесчаной почв, на 30-й год после образования ВУРС, показал, что 85,4-88% от валового содержания находится в обменных и кислоторастворимых формах, около 10% в связанных и необменных формах, 2-3,7% – в водорастворимых. Водорастворимые формы ^{90}Sr преимущественно катионные (72-76%) и нейтральные (23-24,4%). С анионными комплек-

сами связано незначительное содержание ^{90}Sr , независимо от типа почвы [180].

Результаты исследований В.З. Мартюшова с соавт. показывают, что за более чем 30-летний период взаимодействия ^{90}Sr с черноземом выщелоченным (суходольный луг) количество анионных форм резко уменьшилось. 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 существенно не изменилось. Доля анионной формы уменьшилась в слое 0-5 см с 44 до 4%, в слое 5-10 см с 20 до 1%. Доля нейтральной формы ^{90}Sr в слое 5-10 уменьшилась с 16 до 10%. В слое 0-20 см выщелоченного чернозема с 51 до 78% увеличилось содержание катионной формы ^{90}Sr , с 9 до 0,2% уменьшилось содержание анионной и с 40 до 22% – нейтральной [181]. ^{90}Sr в анионной форме находится в основном в составе органического вещества, поэтому его переход в катионную форму может быть связан с разложением загрязненной биомассы и грубого гумуса.

Доля подвижного ^{137}Cs (водорастворимого и обменного) в разных типах почв через 30 лет после образования ВУРС значительно снизилась (в 2,5-3 раза) в луговых почвах и в солоди, по сравнению с 15-м и 20-м годами. В других типах почв количество подвижного ^{137}Cs практически не изменилось [181].

Л.М. Перемыслова с соавт. [232], считали, что биологическая доступность ^{90}Sr за 40 лет уменьшилась в 7-10 раз. При этом содержание подвижных форм в разных типах почв отличаются незначительно [232].

Выявленные разными исследователями изменения содержания подвижных форм радионуклидов могут значительно различаться. Так, И. Т. Моисеев с соавт. показали, что в модельно-полевом опыте со временем не наблюдалось увеличение перехода ^{137}Cs в необменное состояние. На 2 и 3 год содержание в почве воднорастворимой и обменной форм ^{137}Cs было выше, чем в 1 год. [199].

Исследование содержания физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и донных отложениях ЮУПРИ

Нами 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 – перемешивание высушенной почвы с экстрагентом при соотношении массы воздушно сухой почвы и экстрагента 1:5 на магнитной мешалке трижды по 60 минут,

с последующим 30 минутным центрифугированием при 2500 об./мин. и фильтрованием. Отфильтрованный экстракт выпаривали в чашках, прокаливали при температуре 400°C. Содержимое чашек количественно смывали в стаканы 4 н. HCl. Затем определяли содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в экстрактах и твердом остатке по методике принятой для почв [330].

В таблице 5 представлены результаты определения форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговой почве, отобранной возле озера Алабуга (супераквальный ландшафт). Обращает на себя внимание повышенное количество обменных форм ^{90}Sr и кислоторастворимых форм ^{137}Cs .

Таблица 5 - Физико-химические формы радионуклидов в слое 0-5 см почвы возле озера Алабуга

Радионуклид	Формы 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 слоях 0-5 см и 5-10 см серой лесной нативной и воздушно-сухой и дерново-подзолистой почве. Результаты представлены в таблицах 6 и 7.

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 см и 5-10 см также практически нет. У дерново-подзолистой почвы содержание обменной формы больше, а кислоторастворимой меньше, чем в серой лесной.

Содержание разных физико-химических форм ^{137}Cs в образцах различалось в большей степени, чем ^{90}Sr . В нативной серой лесной почве по сравнению с воздушно-сухой, несколько уменьшается содержание обменной формы ^{137}Cs 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 см и 5-10 см. Во всех случаях содержание биологически доступных форм ^{137}Cs выше в слое 5-10 см, а содержание фиксированных форм значительно ниже. Возможно, этим объясняется резкое снижение активности ^{137}Cs в этом слое, и больший, по сравнению со ^{90}Sr , переход в нижележащие слои почвы.

Таблица 6 – Физико-химические формы ^{90}Sr в почве, %

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

Таблица 7 – Физико-химические формы ^{137}Cs в почве, %

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

Однако, как показали результаты наших исследований [331] из нативной пойменной почвы водой экстрагируется в 6,7 раз больше ^{137}Cs и в 1,5 раз больше ^{90}Sr , чем из воздушно-сухой почвы [331]. Силантьев А.Н. и Трунилова И.В. так же показали, что если проба почвы остается влажной между промываниями, содержание водорастворимого ^{137}Cs в ней восстанавливается [271]. Можно предположить, что в гидроморфной почве практически все потенциально водорастворимые формы радионуклидов переходят в почвенный раствор.

В таблицах 8 и 9 показано соотношение форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидроморфной почве реки Теча по данным исследования В.А. Костюченко и др. [139].

Донные отложения в отличие от гидроморфной почвы имеют контакт с большим объемом свободной воды, способной как экстрагировать водорастворимые и обменные формы, так и отдавать их в процессе сорб-

ции. Поэтому соотношение физико-химических форм радионуклидов в донных отложениях зависит от условий равновесия динамического процесса сорбции/десорбции. В таблицах 10 и 11 приведены данные исследования В.А. Костюченко и др. [139] о содержании физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях реки Теча.

Таблица 8 – Физико-химические формы ^{90}Sr в почве поймы реки Теча, % [139].

Место отбора	Глубина отбора, см	Формы			
		Водорастворимые	Обменные (1Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Подвижные (1Н HCl)	Твердый остаток
2 км ниже Асанова моста, берег	0-5	$8,2 \pm 0,3$	$60 \pm 1,8$	$15,8 \pm 0,7$	$16,0 \pm 2,3$
	5-10	$5,5 \pm 1,4$	$49,8 \pm 1,5$	$18,6 \pm 1,0$	$26,1 \pm 0,5$
	70-80	$26,3 \pm 0,6$	$47,6 \pm 0,3$	$11,0 \pm 1,4$	$15,1 \pm 1,4$
2 км ниже Асанова моста, 106 м от берега	0-10	$7,0 \pm 0,2$	$31,6 \pm 3,3$	$26,8 \pm 5,2$	$34,6 \pm 1,8$
	35-50	$7,8 \pm 0,6$	$57,2 \pm 2,6$	$18,2 \pm 1,7$	$16,8 \pm 0,8$
ПБК, 500 м до шлюза	0-5	$5,0 \pm 0,5$	$81,2 \pm 1,6$	$6,9 \pm 0,6$	$6,9 \pm 0,5$
	20-30	$3,0 \pm 0,3$	$75,3 \pm 1,2$	$14,7 \pm 1,4$	$6,9 \pm 1,5$

Таблица 9 – Физико-химические формы ^{137}Cs в почве поймы реки Теча, % [139].

Место отбора	Глубина отбора, см	Формы			
		Водорастворимые	Обменные (1Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Подвижные (1Н HCl)	Твердый остаток
2 км ниже Асанова моста, берег	0-5	0,2	$1,5 \pm 0,1$	$0,4 \pm 0,1$	$97,9 \pm 0,1$
	5-10	0,3	$1,0 \pm 0,1$	0,2	$98,6 \pm 0,1$
	70-80	0,2	$7,1 \pm 0,5$	$4,6 \pm 1,7$	$88,0 \pm 1,6$
2 км ниже Асанова моста, 106 м от берега	0-10	0,05	$4,8 \pm 0,3$	$3,9 \pm 0,3$	$91,2 \pm 0,5$
	35-50	$0,2 \pm 0,1$	$2,4 \pm 0,1$	$2,4 \pm 0,2$	$95,1 \pm 0,4$
ПБК, 500 м до шлюза	0-5	$0,7 \pm 0,1$	$1,3 \pm 0,2$	$3,2 \pm 1,2$	$95,8 \pm 1,4$
	20-30	$1,2 \pm 0,1$	$3,1 \pm 0,9$	$2,3 \pm 1,4$	$93,3 \pm 1,4$

Таблица 10 – Физико-химические формы ^{90}Sr в донных отложениях реки Теча, % [139].

Место отбора	Формы			
	Водорастворимые	Обменные (1Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Подвижные (1Н HCl)	Твердый остаток
Асанов мост, 1 м от берега, слой 0-5 см	$7,8 \pm 2,8$	$34,2 \pm 1,3$	$6,5 \pm 1,3$	$51,4 \pm 15,8$
Надыров мост, слой 0-7 см	$4,2 \pm 0,4$	$74,6 \pm 4,5$	$10,0 \pm 1,3$	$11,2 \pm 2,8$
2 км ниже Надырова моста, слой 30-40 см	$4 \pm 0,4$	$73,1 \pm 1,6$	$12,7 \pm 1,1$	$10,2 \pm 0,5$

Таблица 11 – Физико-химические формы ^{137}Cs в донных отложениях реки Теча, % [139].

Место отбора	Формы			
	Водо-растворимые	Обменные (1Н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Подвижные (1Н HCl)	Твердый остаток
Асанов мост, 1 м от берега, слой 0-5 см	$0,4 \pm 0,1$	$3,3 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0,1$	$95,3 \pm 0,1$
Надыров мост, слой 0-7 см	$0,5 \pm 0,1$	$1,7 \pm 0,2$	$0,5 \pm 0,1$	$97,3 \pm 0,1$
2 км ниже Надырова моста, слой 30-40 см	$0,4 \pm 0,1$	$2,0 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,1$	$96,9 \pm 0,1$

Как видно из сравнения таблиц 6-11, содержание водорастворимого ^{90}Sr в образцах может очень сильно различаться, но, в целом, в гидроморфной пойменной почве и донных отложениях оно гораздо больше, чем в автоморфных почвах. Содержание водорастворимого ^{137}Cs в пойменной почве и донных отложениях практически не различается и почти во всех образцах не превышает 1%, что гораздо меньше, чем в автоморфных почвах.

К сожалению, образцы почвы и донных отложений были отобраны из разных слоев и в разных створах, что не позволяет в полной мере сравнить результаты исследований.

Водоем В-10, как и другие водоемы Теченского каскада расположен на территории бывшей поймы реки Теча. Его донные отложения сформировались на пойменной почве в течение относительно непродолжительного времени. Отбор проб производился сотрудниками экспериментального отдела УНПЦ РМ под руководством Е.А. Пряхина. Пробы отбирали в 5 разных станциях.

Результаты исследования физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях водоема В-10 ТКВ приведены в таблице 12.

Почти весь ^{137}Cs в донных отложениях В-10 так же, как и в донных отложениях и пойменных почвах Течи, находится в фиксированном состоянии. Водорастворимая фракция составляет 0,3-0,4%, обменная и подвижная – 1,3-3,9%, причем, в песчаном грунте доля этих фракций несколько выше, чем в илистом.

Большая доля ^{90}Sr и в почвах, и в донных отложениях находится в обменной форме. В песчаном литоральном грунте В-10, в пойменной почве у ПБК и в дерново-подзолистой почве более 80% ^{90}Sr находится в обменном состоянии и только 7-9% – в фиксированной форме. Это дает основания полагать, что ^{90}Sr представляет гораздо большую опасность, чем ^{137}Cs , как с точки зрения распространения радиоактивного загрязнения с

территории первичных выбросов или сбросов, так и с точки зрения перехода в биотические компоненты экосистем. Как будет показано ниже, активность ^{90}Sr в пойме и донных отложениях реки Теча действительно снизилась на два порядка по сравнению с ^{137}Cs , хотя в первичных сбросах соотношение этих радионуклидов было практически одинаковым. Коэффициент накопления ^{90}Sr в растительности также значительно выше, чем ^{137}Cs .

Таблица 12 – Физико-химические формы ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях В-10, %

Радионуклид	Водо растворимые	Обменные	Подвижные	Твердый остаток
	Илистые отложения центральной части водоема			
^{137}Cs	0,4±0,1	1,9±0,1	1,3±0,1	96,6±0,2
^{90}Sr	1,5±0,1	32,1±1,0	34,5±2,5	31,8±2,2
	Песчаные отложения прибрежной части водоема			
^{137}Cs	0,3±0,01	3,9±0,1	3,4±0,2	92,4±0,3
^{90}Sr	3,5±0,3	80,4±1,1	8,0±0,8	8,5±0,7

В илистом грунте В-10 только 32,1% приходится на долю обменного ^{90}Sr . Почти такое же содержание обменных форм ^{90}Sr оказалось в некоторых точках отбора в верхних слоях пойменной почвы и донных отложениях Течи. Предполагается, что в этих образцах ^{90}Sr может быть связан с легко-растворимыми органическими соединениями или находится в виде карбонатов.

Таким образом, доля ^{137}Cs , находящегося в доступной для растений форме, в донных отложениях и пойменных почвах, значительно ниже, чем в автоморфных почвах, сформировавшихся в той же природно-климатической зоне, а доля ^{90}Sr значительно выше.

И.Я. Поповой [108] в 2009 г. были рассчитаны коэффициенты донной адсорбции (КДА) для донных отложений водоема В-10. КДА илистых грунтов для ^{90}Sr составил около 100 л/кг, песчаных грунтов – 15 л/кг. КДА илистого грунта для ^{137}Cs составил $6 \cdot 10^5$ л/кг, КДА прибрежного песчаного грунта для ^{137}Cs был около $6 \cdot 10^4$ л/кг. КДА в донных отложениях для изотопов Рц составили $4 \cdot 10^5$ л/кг. В 2014 г. КДА для ^{137}Cs и ^{90}Sr оказались несколько выше. Так КДА ^{137}Cs в илистых грунтах составил около $8,4 \cdot 10^5$ л/кг, для песчаных около $8,6 \cdot 10^4$ л/кг, для ^{90}Sr КДА равен 390 л/кг и 28 л/кг соответственно. Как и следовало ожидать, в песчаных донных отложениях КДА по всем радионуклидам оказался значительно ниже, чем в илистом грунте центральной части водоема [108].

Подавляющее большинство исследований содержания подвижных форм радионуклидов в почве или в 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 водорастворимых форм радионуклидов, например, после обильных осадков, через некоторое время восстанавливается равновесие в системе «почвенный раствор-ППК-минеральная часть почвы». Поэтому, показателем подвижности или биологической доступности радионуклидов в почвах или донных отложениях 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 соавт. [280] показали, что при длительной экстракции водой радионуклидов из техногенных илов 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. В эксперименте, по мере отмывания ^{90}Sr и ^{137}Cs , происходило снижение активности в экстракте и увеличение коэффициента десорбции. По мнению П.М. Стукалова [280] это говорит о присутствии 40-60% фиксируемых форм. Показано, 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 [280].

И.В. Молчанова и др. проводившие промывание почвы из поймы реки Течи в режиме переменного увлажнения-высушивания, показали, что 84% от всего вымытого ^{90}Sr содержится в гравитационной воде, 97% ^{137}Cs – в капиллярно-сорбционной воде [203]. Для отделения капиллярно-сорбционной воды они использовали центрифугирование.

Нами была исследована динамика вымывания ^{90}Sr и ^{137}Cs в течение 72 суток из нативной пойменной почвы реки Течи с гравитационной водой при различных режимах увлажнения.

При имитации промывного водного режима в течении 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 [93].

Наиболее благоприятным для вымывания подвижных форм ^{90}Sr оказался режим 1/(2 суток). 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 суток) и 1/(8 суток) общее количество воды, проходящей через почву за время эксперимента, меньше, поэтому ^{90}Sr экстрагируется не полностью. Для вымывания ^{137}Cs наиболее благоприятным оказался режим 1/(4 суток). Водорастворимых форм ^{137}Cs в исследованном образце перед началом эксперимента было очень мало, однако в аэробных условиях ускоряется минерализация растительных остатков и высвобождение ^{137}Cs [93].

В нативном образце слоя 0-10 см было большое количество живых корневищ тростянки овсяницеvidной. Поэтому на первом этапе вымывание ^{90}Sr и ^{137}Cs из этого образца происходило с большей скоростью, чем из образца слоя 10-20 см, частично оторфованного. По мере выхода с гравитационной водой водорастворимых радионуклидов и высвобождения радионуклидов из симпласта количество экстрагируемого ^{90}Sr уменьшалось, Тем не менее, экстракция ^{90}Sr продолжалась. Всего за 72 дня эксперимента с гравитационной водой высвободилось в 2,2-3 раза больше ^{90}Sr , чем за первые 8 дней. По-видимому, ^{90}Sr при длительном наблюдении начинает высвобождаться из разлагающихся растительных остатков, так как для их минерализации более благоприятен режим увлажнения 1/(8суток), при котором в почве периодически происходит смена аэробных и анаэробных условий. ^{137}Cs , в отличие от ^{90}Sr , как биохимический аналог К, в живом растительном материале содержится в вакуолях в ионной форме, поэтому его выход за 72 дня был выше, чем в первые 8 суток в 11 раз. Особенно большое количество ^{137}Cs вымывается при режиме 1/(2 суток). Здесь, по всей видимости, значительную роль играет лессиваж минеральных коллоидов. [93].

Поскольку доля водорастворимых форм стронция и, в особенности, цезия в исследованном образце была 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. При разных режимах экстрагирования в двух первых порциях фильтрата из верхнего слоя почвы 0-10 см содержалось от 50% до 70% ^{90}Sr и от 5% до 36% ^{137}Cs от содержащихся в 9 порциях. При экстрагировании из слоя 10-20 см в двух первых порциях содержалось от 53% до 58% ^{90}Sr и от 6% до 29% ^{137}Cs . Можно предположить, что из нативной болотной почвы в почвенный раствор ^{137}Cs поступает более равномерно, чем ^{90}Sr .

Нами также был проведен ряд экспериментов по исследованию влияния условий экстрагирования на экстракцию радионуклидов из нативной и воздушно сухой почвы. Оказалось, что при длительном (60 циклов) экстрагировании в водорастворимую форму может переходить до 15% ^{90}Sr и до 20% ^{137}Cs . Статистически значимых различий между высвобождением радионуклидов из стерилизованной и нестерилизованной почвы не обнаружили. ^{90}Sr не осаждался с коллоидами и переходил преимущественно в истинный раствор в ионной форме. ^{137}Cs практически полностью осаждается раствором FeCl_3 , что дает основания предполагать, что он переходит в экстракт в составе минеральных коллоидных частиц [331].

Нами [331] была предпринята попытка оценить количество ^{137}Cs и ^{90}Sr , поступающих в капиллярно-сорбционную воду из аллювиальной почвы при различных режимах экстрагирования водой. Доля водорастворимых ^{90}Sr и ^{137}Cs быстро восстанавливалась при многократной экстракции. При использовании образца почвы в воздушно-сухом состоянии количество экстрагированного ^{137}Cs статистически значимо различалось при соотношении почвы и воды 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.

П.М. Стукалов с соавт. [280] также считали, что при длительном перемешивании почвы может происходить ее дополнительное диспергирование, при этом общее количество экстрагируемых водой коллоидных частиц со временем возрастает. Для проверки этого предположения требуются дополнительные исследования.

При использовании влажной почвы, количество экстрагируемого при разных режимах ^{137}Cs также статистически значимо различается. Наилучшая экстракция была при соотношении 1:200. Наихудшая – при соотношении 1:30. При всех режимах экстрагирования из влажной почвы

высвобождалось в 2-6 раз больше ^{137}Cs , чем из воздушно-сухой. Различия статистически значимы. Для ^{90}Sr эта зависимость выражена слабее, при соотношении 1:200 различий между влажной и сухой почвой вообще не наблюдали [331]. По нашему мнению 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 и ^{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 суток. Оказалось, что при высушивании почвы содержание водорастворимой фракции ^{137}Cs и ^{90}Sr по сравнению с нативной почвой, достоверно уменьшилось. При увлажнении предварительно высушенной почвы в течение 1 суток количество экстрагируемого ^{90}Sr восстановилось. Количество экстрагируемого ^{137}Cs после увлажнения несколько выше, чем при использовании сухой почвы. При увлажнении от 4 до 16 суток эта разница статистически значима. Полного восстановления водорастворимой фракции ^{137}Cs не произошло при всех сроках увлажнения от 1 до 16 суток [331].

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 – в результате обменных реакций с катионами почвы [280]. 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.

Считают также, что радионуклиды, вошедшие в состав нерастворимых гумусовых веществ, связаны 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 лес-

ной почвы) покрыты органо-минеральным налетом, по мнению А. Н. Геннадиева, изолирующим минерал от прямого воздействия химических агентов [61].

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 выносе из горизонта или поглощении растениями и микроорганизмами водорастворимой и обменной фракции равновесие характерное для данной почвы вскоре восстанавливается – ранее связанные радионуклиды переходят в подвижные формы. При изменении внешних условий, например, увеличение минерализации почвенного раствора в засушливый период, подвижные формы, напротив, переходят в фиксированные. Поэтому по результатам кратковременной экстракции затруднительно определить общее количество ^{90}Sr и ^{137}Cs , которое может перейти в биомассу за вегетационный период.

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. По нашему мнению нет достаточных оснований полагать, что такое преобладание будет сохраняться и впредь.

Почвы ЮУПРИ отличаются тяжелым гранулометрическим составом, высоким содержанием гумуса и уровнем плодородия (чернозёмы, серые лесные), а также имеют высокую ёмкость катионного обмена. Поэтому радионуклиды быстро депонируются в ППК и так же быстро могут высвобождаться при изменении условий.

Содержание физико-химических форм ^{137}Cs в почвах ППРИ и ВБПРИ

При сравнении содержания физико-химических форм радионуклидов в различных почвах необходимо учитывать, что в зоне Чернобыльского загрязнения встречаются различные виды почв. В загрязнённых районах Беларуси преобладают малоплодородные дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глеевые песчаные и супесчаные почвы с низкой сорбционной способностью, а также торфяно-болотные почвы с низкими значения-

ми рН, поэтому радионуклиды в этих почвах подвижны и с высокой скоростью мигрируют по компонентам экосистем. С другой стороны, они могут необратимо покидать пределы небольших экосистем.

На первом этапе радионуклиды, содержащиеся в топливных горячих частицах, были локализованы диоксидной матрицей и отличались низкой биологической доступностью. В последующем происходило растворение частиц и переход радионуклидов в биологически доступные формы. В почвах ближней зоны ЧАЭС динамика подвижности радионуклидов в значительной степени зависит от скорости растворения «горячих частиц». Так, обменная фракция ^{137}Cs в 1986 г. составляла 0,05-0,1%, а в 1991 г. – 1,0-1,4%; обменная фракция ^{90}Sr , соответственно – 1-5% и 40-60% [146]. В настоящее время наличие «горячих» частиц в радиоактивных выпадениях в южной части территории ПГРЭС не оказывает влияния на уровни перехода ^{137}Cs в древесину и кору [42].

В почвах Беларуси в 1986 г. содержание обменной формы ^{137}Cs варьировало от 9,5 до 30 %. В дерново-подзолистых почвах лёгкого гранулометрического состава доля обменного ^{137}Cs составляла от 5,3 до 13,7 %. Радионуклиды первичных выпадений со временем фиксировались минеральными частицами почвы. ^{90}Sr фиксировался почвами преимущественно по обменному типу, поэтому содержание его обменной формы достигает 70-90 %.[24].

По данным Агапкиной Г.И. и Тихомирова Ф.А в 1989 г. выход ^{137}Cs и других радионуклидов в почвенный раствор увеличился до 10 раз по сравнению с 1987 г. [2]. Новикова Н.Я. и др. за тот же период обнаружили закрепление ^{137}Cs в ППК [213]. Согласно данным МАГАТЭ, через 10 лет после аварии доля обменного ^{137}Cs в почвах снизилась в 3-5 раз, доля обменного ^{90}Sr увеличилась [326].

Со временем часть ^{90}Sr перешла из связанного в свободное состояние и, соответственно, увеличилась его подвижность в цепи «почва–растения–животные–человек». Трансурановые же элементы в почве находятся преимущественно в нерастворимом состоянии [209].

В. Ю. Агеец представил результаты исследований динамики доступных для растений форм радионуклидов (суммы водорастворимой, обменной и подвижной форм). С 1987 по 1997 год 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. [8]. Необходимо отметить, что представленные им данные о содержании отдельных фракций ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных почвах показывают, что содержание радионуклидов в водном экстракте относительно стабильно, а содержание в экстрактах ацетата аммония и 1 М соляной кислоты для разных почв может различаться в несколько раз [8].

По данным А.И. Щеглова с соавт. [320] на территории Брянской области (ВБПРИ) в березовом лесу содержание водорастворимых соединений ^{137}Cs в слое 0-5 см было в 7 раз ниже, чем в слое 5-10 см и в 11 раз ниже, чем в слое 10-15 см, а в сосновом лесу во всех слоях практически не различалось [320],

В дерново-подзолистых почвах содержание обменного ^{137}Cs на глубине 4-5 см от поверхности было в 4-6 раз выше, чем в слое 0-1 см. Доля обменного ^{90}Sr также увеличивалась в более глубоких слоях [234]. В слое 24-40 см было отмечено наибольшее содержание ионообменной формы ^{137}Cs – 29,4% [75]. В средне- и тяжёлосуглинистых дерново-подзолистых, серых лесных почвах и чернозёмах доля обменного ^{137}Cs составляла от 5,3 до 13,7 %. ^{90}Sr фиксируется почвами преимущественно по обменному типу, поэтому содержание его обменной формы достигает 70-90 %.[24].

Почвы Белорусского Полесья песчаные и супесчаные, бедные биогенными элементами, кислые, ненасыщенные основаниями, поэтому поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs отличается от поведения на средне- и тяжелосуглинистых нейтральных, часто карбонатных, почвах ВУРС. Установлено, что на кислых, малогумусированных почвах доля подвижных форм радионуклидов выше, чем на высокоплодородных [258].

В тяжелосуглинистых черноземах Брянской и Калужской областей доля обменного ^{137}Cs ниже, чем в легких почвах других типов, различия между которыми не являются статистически значимыми. Доля обменных форм ^{90}Sr в этих почвах в 4-5 раз больше, чем обменного ^{137}Cs , но различия между почвами разных типов и разного гранулометрического состава также незначимы [253].

Однако есть и общие закономерности поведения радионуклидов ВБПРИ, ППРИ и ЮУПРИ.

Подвижность ^{137}Cs в почве и его доступность для растений со временем снижается из-за перехода в необменно-поглощенное состояние. Основное количество ^{137}Cs (70-84%) находится в фиксированной форме [258].

Подвижность ^{90}Sr остается высокой. Для ^{90}Sr характерно преобладание водорастворимой и обменной форм (53-87%), которые легко доступны для растений. [258].

2.3 Влияние биотических факторов на перераспределение радионуклидов в почве

По нашему мнению, 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 формы, 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 [340].

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. [146]. А. П. Кравец показал, что на эффективность деградации «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 [146]. В условиях эксперимента распределение ^{137}Cs по компонентам биоты выглядело следующим образом: в простейших 5–15%, в бактериях 10–20%, от общего содержания в растворах, а в растворах связанных комплексных соединений: контроль без простейших 20%, в присутствии простейших 50%. В условиях эксперимента деятельность Protozoa изменяет связанность радионуклидов органическим веществом, высвобождая радионуклиды, связанные другими компонентами биотопа (например, бактериями), изменяя миграционные характеристики радионуклидов. [54].

Нами было показано, что переход ^{90}Sr и ^{137}Cs в водный раствор при многократной экстракции из стерилизованной почвы несколько ниже, чем из нестерилизованной, но эти различия не были статистически значимыми

[331]. Вместе с тем В.П. Валько и А.В. Щур установили, что внесение в почву микробиологических препаратов снижает поступление радионуклидов в растительность [49].

Физиологическое состояние растений и циркадные ритмы также оказывают влияние на содержание в почве подвижных форм радионуклидов. А. Н. Летова в эксперименте с модельными системами показала, что выход ^{90}Sr , ^{137}Cs из растения в раствор преобладает в ночное время, а в дневное происходит их поглощение [162]. Вероятно, это связано с преобладанием приращения фитомассы над ослизнением в условиях активного фотосинтеза.

Тип биогеоценоза оказывает влияние на условия миграции и распределения радиоизотопов по профилю почв. Еще З.Г. Антроповой и Е.Г. Беловой [17] в начальный период после образования ВУРС было показано, что скорость миграции ^{90}Sr в почве под лесной растительностью выше, чем под луговой. Величина периода полувыведения ^{90}Sr из 0-5 см слоя почвы для лесных биогеоценозов около 10 лет, для луговых – 50 лет [17].

По мнению А. И. Щеглова [315] в хвойных лесах выщелачивание железа и других элементов, образующих минеральные коллоиды, способствует проникновению ионов ^{137}Cs в межпакетные промежутки глинистых минералов, а в почвах лиственных лесов, где растительный опад содержит меньше органических кислот, в достаточном количестве сохраняются гидроксиды железа и другие коллоиды, которые образуют пленки на поверхности зерен минералов препятствующие интрамицеллярному поглощению ^{137}Cs [315].

А.И. Щеглов [316, 317] показал также, что 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 аэральные 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 этот 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 го-

ворит о более равномерном заглублении ^{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 см и 5-15 см, где в большинстве случаев эти зоны совпадают. [317].

В агроценозах существенное влияние на горизонтальную и вертикальную миграцию радионуклидов оказывает тип севооборота, особенности сельскохозяйственной культуры и агротехники ее возделывания. Например, по данным А.Ф. Черныша и В.С. Аношко [310] в плодосменном севообороте с 30-35% пропашных культур плотность загрязнения почвы в зоне аккумуляции наносов увеличивается на 70-76 % по сравнению с зоной смыва, а в зернотравяном севообороте с 50% многолетних трав – на 20-25% [310].

Нами так же было показано, что на вертикальную миграцию радионуклидов по профилю почвы оказывает влияние характер растительной формации. На территории ЮУПРИ в лесных биоценозах отношение удельной активности ^{90}Sr в слое 0-10 см к его активности в слое 10-20 см составило в среднем $4,5 \pm 1,0$, для ^{137}Cs – $16,2 \pm 4,0$. В луговых биоценозах это отношение для ^{90}Sr составило $2,0 \pm 0,5$, для ^{137}Cs – $2,1 \pm 0,6$ [102].

Появление естественных изменений растительного, а иногда и почвенного покрова в ходе сукцессии тоже оказывает влияние на состояние радионуклидов в почве [172].

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 различные радионуклиды различается [126]. И. В. Молчанова и соавт. [204], 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 влиянием водорастворимых продуктов разложения растительного опада, хотя это влияние в естественных условиях выражено слабее, чем в модельных системах. Исследования А. В. Трапезникова с соавт. показывают, что подвижность ^{90}Sr и ^{144}Ce увеличивается под действием водорастворимых продуктов минерализации хвои сосны и листьев осины, а подвижность ^{137}Cs при их действии снижается [290]. Анализируя результаты экспери-

ментов, А. В. Трапезников с соавт. [290] показали, что лесная подстилка может длительно удерживать радионуклиды. При минерализации и гумификации подстилки радионуклиды высвобождаются и мигрируют по почвенному профилю в составе металлоорганических комплексов. При избыточном увлажнении в анаэробных условиях растительный опад разлагается с образованием низкомолекулярных легкорастворимых органических соединений, которые способствуют ускорению миграции многих химических элементов. А. В. Трапезников с соавт. [290] выдерживали загрязненную ^{90}Sr и ^{137}Cs почву в металлических колонках в трех типах биогеоценозов. 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 значительно 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. [290].

В Белгородской области в 1971 г. в серых лесных суглинистых почвах дубрав 10% ^{90}Sr было обнаружено на глубине 40-70 см. Передвижение и вынос ^{90}Sr из поверхностных горизонтов обусловлены интенсивным разложением листовенной подстилки с образованием легкоподвижных соединений щелочноземельных элементов. Светло-серые супесчаные почвы сосновых лесов характеризуются меньшим выносом, что связано, по-видимому, с замедленностью разложения хвойного опада и меньшим выносом из подстилки щелочноземельных элементов. Сосновые подстилки в 1971 г. содержали в 2 раза больше ^{90}Sr , чем дубовые. Травы способствуют удерживанию ^{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. [294].

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 и накопления их в понижениях местности, а так же на геохимических барьерах, в аквальных и супераквальных ландшафтах не установлено. [80].

В лесных биоценозах лесостепной зоны Тульской области подстилка не является горизонтом аккумуляции или биогеохимическим барьером на пути миграции радионуклидов. Основным аккумулялирующим слоем является верхняя 0-5 см 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 два раза ниже. [317]. Отмечаются значительные различия в количестве дождевых червей в лиственных и хвойных насаждениях [315].

В настоящее время принято считать, что из дернины и лесной подстилки выносятся очень мало ^{90}Sr и ^{137}Cs . Например, вынос ^{90}Sr из слоя 0-5 см по расчетам составляет 1,7-2,3% в год [21].

С. В. Мамахин [173] предложил модель, согласно которой, при нарушенном профиле автоморфной почвы через 20 лет после выпадения ^{137}Cs 49% его будут находиться в горизонте A_0 [173]. С другой стороны, отмечают заметные сезонные колебания содержания в почве водорастворимых и обменных форм как ^{90}Sr и ^{137}Cs [325], так и ряда других элементов (K, Ca, Mn, Cu, Ni, Co, Zn) [39, 116,164]. 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 тальными 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% [173].

Для проверки высказанных выше 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 почвы и речной воды мы провели исследование динамики высвобождения радионуклидов из разлагающейся надземной фитомассы (соломы) тростянки овсяницевидной. Солому подвергали разложению в стеклянных сосудах в течение 70 дней. При разложении в анаэробных услови-

ях масса образца уменьшилась на 6,7%. При разложении в аэробных условиях масса уменьшилась на 50%. 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 . [93].

За 70 дней опыта в раствор перешло в анаэробных условиях 89,4% ^{137}Cs и 93,4% ^{90}Sr . В аэробных условиях – 75,6% ^{137}Cs и 83,8% ^{90}Sr . Вероятно, пониженная экстракция радионуклидов в анаэробных условиях связана с процессами поликонденсации низкомолекулярных продуктов разложения. [93].

Таким образом, в анаэробных условиях, создающихся на заболоченных берегах р. Теча, менее, чем за месяц, половина содержащихся в надземной травянистой фитомассе ^{90}Sr и ^{137}Cs переходит в растворимые формы и поступает в почву. Если в это время почва залита паводковыми водами, ^{137}Cs и ^{90}Sr могут поступать непосредственно в речную воду. Учитывая среднюю продуктивность травянистой фитомассы пойменных лугов, только за счет разложения надземной части растений в реку может поступать порядка $6\text{-}8 \cdot 10^5$ Бк ^{137}Cs и $3\text{-}4 \cdot 10^6$ ^{90}Sr в год с каждого гектара заливаемой поймы (при том же уровне загрязнения почвы).

Различия 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 основном 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.

Недостаточно изучено влияние землероев на перемещение радионуклидов в почве, хотя еще в 1973 году 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 [184]. 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 [185].

Для того, чтобы оценить влияние водного режима и детритофагов *Lumbricus sp.* на разложение растительного опада и характер вертикального распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs нами был проведен эксперимент с имитацией промывного и непромывного режима в модельной системе. Опад текущего года из березового леса на ВУРС наносился слоем 10 см на поверхность незагрязненной почвы, отобранной из горизонта A_1 серой лесной почвы, и разлагался в течение 12 месяцев при регулярном увлажнении [314]. Вынос радионуклидов гравитационной водой за пределы слоя 35 см был незначительным. Распределение радионуклидов по профилю почвы в целом соответствовало современному распределению их в серой лесной почве ВУРС и 20-км зоны ПО «Маяк». Наибольшая удельная активность отмечена в верхнем слое почвы. При разных режимах увлажнения удельная активность ^{90}Sr в слое 0-5 см составляла от $0,8 \times 10^5$ Бк/кг до $1,2 \times 10^5$ Бк/кг. В природной почве в месте отбора опада активность ^{90}Sr в нижней части подстилки составляла $1,6 \times 10^5$ Бк/кг, в слое 0-5 см – $0,8 \times 10^5$ Бк/кг. Активность ^{137}Cs в слое 0-5 см в эксперименте составила 55-97 Бк/кг, в природной почве в месте отбора опада – $4,8 \times 10^2$ Бк/кг. При имитации промывного водного режима радионуклиды мигрировали на большую глубину. Деятельность *Lumbricus sp.* не привела, как ожидалось, к ускорению миграции радионуклидов, а способствовала несколько более равномерному распределению их по почвенному профилю. [331].

Глава 3 Закономерности поведения радионуклидов в компонентах педосферы

3.1 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю автоморфной почвы элювиальных ландшафтов

Миграция радионуклидов в почве и донных отложениях со временем приводит к перераспределению их по профилю. Выявление закономерностей процесса перераспределения необходимо для прогнозирования загрязнения корнеобитаемой зоны, поступления радионуклидов в грунтовые воды, для планирования реабилитационных мероприятий и ведения хозяйства на загрязненных территориях.

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 [5, 321].

В.В. Мартюшов и др. [180], основываясь на результатах многолетних исследований по миграции ^{90}Sr в профиле почвенного покрова ВУРС, показывает, что миграция ^{90}Sr по профилю определяется типом почв и временем с момента выпадения радионуклида. Первоначально выпавший на поверхность ^{90}Sr находился 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 см 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 см слое почв уменьшился в два и более раз и резко увеличился в нижерасположенных горизонтах. Запас ^{90}Sr в почвах ВУРС в слое 0-10 см через 36 лет после аварии 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 харак-

терны различные коэффициенты диффузии и конвективного переноса [180].

Необходимо отметить, что приведенные В.В. Мартюшовым 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.

В 2008-2011 гг. нами было проведено исследование распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по почвенному профилю на территории ЮУПРИ. Для этого нами в 130 точках наземных экосистем в ареалах 52 ныне существующих и 2 отселенных населенных пунктов были отобраны пробы почвы и подстилки. Наиболее загрязненным ^{137}Cs и ^{90}Sr оказался верхний слой почвы и лесная подстилка (в луговых почвах – дернина или степной войлок). Отношение удельной активности обоих радионуклидов в верхнем слое почвы 0-10 см к их 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, так как объемная масса подстилки на 2 порядка ниже объемной массы почвы.

В таблице 13 показаны значения удельной активности радионуклидов в подстилке и верхнем слое почвы на оси ВУРС 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 .

Таблица 13 – Уровни загрязнения почвы и подстилки, кБк/кг

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

На расстоянии 20 км от ПО «Маяк» отношение удельной активности ⁹⁰Sr в траве к активности в слое почвы 0-10 см составляло 0,7±0,3, на расстоянии 30 км – 2,1±1,0. Для ¹³⁷Cs это отношение соответственно – 0,08±0,04 и 0,4±0,4.

Активность ⁹⁰Sr 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 м² невелика. На оси ВУРС на расстоянии 20 км от ПО «Маяк» в березовом лесу удельная активность ⁹⁰Sr в опаде текущего года составила – 5904 Бк/кг, ¹³⁷Cs – 54 Бк/кг. С опадом надземной фитомассы в год исследования на поверхность почвы (подстилки) поступило 2,3 кБк/м² ⁹⁰Sr и 0,28 кБк/м² ¹³⁷Cs. Это составляет 2,1% ⁹⁰Sr и 3,4% ¹³⁷Cs от плотности загрязнения всего слоя лесной подстилки, а также 0,36% ⁹⁰Sr и 0,8% ¹³⁷Cs 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 ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs 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 ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs отмечается 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 ВУРС загрязненная атмосферными выпадениями лесная подстилка должна была давно разложиться. А степной войлок чернозема (табл. 13) начал образовываться не раньше 1991 года, когда поле перестали обрабатывать. Таким образом, высокая удельная активность подстилки, наблюдаемая в настоящее время, обусловлена не первичными выпадениями 1957 г. и даже 1967 г., а либо

высокой скоростью локального кругооборота радионуклидов, либо продолжающимися атмосферными выпадениями отходов производства ПО «Маяк».

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

У деревянистой растительной формации в ежегодный опад переходит только часть прироста: листья, медленно разлагающаяся хвоя, древесина ветвей, шишки. Поэтому ^{90}Sr и ^{137}Cs депонируются не только в почве, но и в древесине и подстилке. При минерализации отмершей биомассы относительное содержание радионуклидов в подстилке увеличивается.

На расстоянии 20 км от ПО «Маяк» по оси ВУРС удельная активность ^{90}Sr в подстилке была выше, чем в траве в $2,2 \pm 0,7$ раза, 30 км – $6,4 \pm 3,6$ раз; активность ^{137}Cs в подстилке в 14 ± 8 раз выше, чем в траве, на расстоянии 20 км и в 12 ± 8 раз выше на расстоянии 30 км.

В работах многих исследователей, обобщенных в докладе МАГАТЭ [326] приводились данные о том, что по мере минерализации лесной подстилки загрязненной непосредственно атмосферными выпадениями радионуклидов корневое поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в древесную растительность увеличивается. Через 4-5 лет после радиоактивных выпадений в лиственных лесах и через 10-12 лет в хвойных лесах оно стабилизируется [326]. В отдаленный период после аварии ежегодное поступление радионуклидов в надземную часть превышает возврат их в почву на величину, содержащуюся в приросте биомассы. [285]. 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, вынос составляет 0,15%, возврат – 0,1%. Депонирование ^{90}Sr в надземной части березовых и сосновых насаждений составляет, соответственно 7-9% и 1,2%. [285].

Значение подстилки, в аккумуляции ^{90}Sr и ^{137}Cs 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 в подстилке составляет 55%. [192].

Более детально распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю почвы мы исследовали на 3 типах почв: серой лесной, дерново-подзолистой и черноземе. Точки отбора были расположены, как на оси ВУРС (20 км, 30 км и 55 км от промплощадки), так и к югу от ПО «Маяк» (7 км, 10 км и 20 км от промплощадки).

Описание серой лесной почвы расположенной в ареале отселенной деревни Алабуга на расстоянии 20 км от ПО «Маяк»:

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

A_0 – лесная подстилка, мощность 5 (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.

Описание чернозема расположенного на оси ВУРС на расстоянии 30 км от ПО «Маяк»

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 коричневатого-серая, комковато-зернистая, средний суглинок, сложение уплотненное.

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

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

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

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

A_0 – лесная подстилка 10 см.

A_1 – гумусовый, 0-10 см, окраска серая, внизу переходит в светло-серую, структура зернисто-комковатая, легкосуглинистая, сложение уплотненное, внизу – рыхлое.

A_2 – элювиальный, 10-40 см, окраска песочная, бесструктурная, супесь, сложение рассыпчатое, нижние 5 см – вкрапления из горизонта B .

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

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

Результаты представлены в таблице 14.

Как видно из таблицы 14, характер распределения радионуклидов по профилю серой лесной почвы к югу от ПО «Маяк» сходен с распределением на ВУРС. Необходимо отметить, что в пробах, отобранных на глубине 180 и 300 см, содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr практически 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 удельная активность ^{90}Sr в подстилке была практически равна активности в слое почвы 0-5 см, активность ^{137}Cs в несколько раз ниже, чем в слое 0-5 см. Однако подстилка в местах отбора была скудная, поэтому в ней содержалась незначительная доля радионуклидов: 0,21% ^{90}Sr и 0,03 % ^{137}Cs (от суммарной плотности загрязнения 0-55 см слоя). Большая часть радионуклидов – 84-86% ^{137}Cs и 60-66% ^{90}Sr – на момент исследования (2008-2011 гг.) находилась в верхнем слое почвы (0-10 см).

Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю дерново-подзолистой почвы было сходно с распределением в серой лесной. Наибольшая удельная активность ^{90}Sr ($1,0 \times 10^4$ Бк/кг) и ^{137}Cs ($1,2 \times 10^3$ Бк/кг) также была обнаружена в нижней части лесной подстилки. Однако лесная подстилка хвойного леса имела мощность 10 см, поэтому ее вклад в депонирование радионуклидов был более существенным. 96,2% ^{90}Sr и 58,9% ^{137}Cs содержались в подстилке и почве до 20 см, при этом 39,6% ^{90}Sr и 40,4% ^{137}Cs находились в верхнем слое почвы (0-5 см). 3,7% ^{90}Sr и 41,1% ^{137}Cs мигрировали 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, чем в серой лесной. На глубине 25-30 см удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs практически не различается, а в более глубоких слоях ^{137}Cs преобладает.

Наиболее интересно распределение радионуклидов по профилю чернозема. В лесостепной зоне ЮУПТРИ встречаются остепненные участки, на которых сформировался северный или выщелоченный чернозем. Практически все эти участки на момент образования ВУРС были распаханы, а сильно загрязненные сельскохозяйственные угодья подверглись глубокой перепашке для выведения ^{90}Sr из корнеобитаемого слоя. При зяблевой вспашке верхний слой почвы переворачивается на глубину 20-25 см. В зависимости от формы плуга радионуклиды, выпавшие на поверхность пашни, после обработки более или менее равномерно распределяются в пределах пахотного горизонта и быстро мигрируют в подпахотный слой.

По данным наших исследований 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. Соотношение плотностей загрязнения ^{137}Cs слоев 20-40 см 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 $1,16 \pm 0,29$ [92].

В таблице 14 представлены данные о распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю чернозема, который длительное время находился под распашкой, а затем, с начала 1990-х годов – в залежи. Плотность загрязнения ^{90}Sr суммарно по всему профилю была $17,8$ кБк/м², ^{137}Cs – $40,2$ кБк/м². Наибольшая удельная активность ^{90}Sr ($92,2$ Бк/кг) и ^{137}Cs (161 Бк/кг), так же, как и

у серой лесной и дерново-подзолистой почв с ненарушенным профилем, была в слое полуразложившегося растительного опада и корневищ – степном войлоке. Наибольшая плотность загрязнения ^{90}Sr была в слое 0-5 см (10,4%) и в слое 5-10 см (10,9%), ^{137}Cs – в слое 0-5 см (21,4%).

Таблица 14 – Удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю почвы, Бк/кг

Почва	Дерново-подзолистая		Серая лесная						Чернозем			
	ВУРС, 55 км		Юг, 7 км		Юг, 10 км		ВУРС, 20 км		ВУРС, 30 км		Юг, 20 км	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
0-5	206	1910	480	104,3	299	95,8	479	7809	143	30,8	25,8	33,1
5-10	12,1	1771	27,3	48,9	192	85,5	23,2	2029	101,5	32,2	20,1	22
10-15	15,2	295	16,4	23,2	26,7	33,5	8,1	363	87	20,8	19,9	17,9
15-20	10,3	57,9	15,2	33,8	5,9	11,6	13,3	223	41	20,7	13,7	20,5
20-25	8,9	10,5	11,3	17,7	12,2	6,6	6,5	12,3	13,2	8,4	12,2	3,5
25-30	6,7	6,9	9,5	2	3,3	6,1	6,1	16,7	10,6	22,1	8,2	8,4
30-35	17,6	17,9	3,9	1,6	8,8	2,8	4,4	14,7	12,3	5,1	5,2	14,1
35-40			5,5	0,95	5,8	5	9,2	12,1			4,5	2,9
40-45	12,5	14,8	10,9	7,4	6,3	7,8	22,6	15,6	15	8,7	5,8	1,4
45-50			11,3	8,9	7,3	13,4	9,7	14			8,2	4,6
50-55	2,4	6,6	11,6	6,1	4,1	4,6			12,7	34,6	8,7	5
55-60			-	-	-	-	4,5	7,1				
60-65	2,4	4,1	-	-	-	-	4,2	11,1	6,6	5,3	4,1	2,0
65-70			-	-	-	-					3,9	6,6
70-75	2,2	4,3	-	-	-	-	3,5	4,7	9,9	5	2,7	2,9
75-80			-	-	-	-					8,2	5,3
80-85	8,6	7,9	-	-	-	-	5,5	10,6	8,8	9,7	4,7	3,1
85-90			-	-	-	-					5,6	2,7
90-95	8,6	7,9	-	-	-	-	9,9	5	41,3	23,2	4,6	0
95-100			-	-	-	-					5,9	10,2
100-105	6,2	8,2	-	-	-	-	9	6,8	10,7	7,4	4,5	3,4
105-110			-	-	-	-					7,4	6,1
110-115	7,6	7,3	-	-	-	-	9	6,8	-	-	3,8	0
115-120			-	-	-	-					7,6	8,6
120-125	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
125-150	-	-	-	-	-	-	7,8	2,8	-	-	-	-
150-175	-	-	-	-	-	-	7,4	2,9	-	-	6,5	19,9
180-185	-	-	8,8	4	-	-	-	-	-	-	-	-
295-300	-	-	10	8,5	-	-	-	-	-	-	-	-

Таким образом, в результате многолетней обработки почвы радионуклиды равномерно распределились по пахотному горизонту. Это подтверждается тем, что 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 непро-

мывного водного режима, лесные почвы – в условиях промывного водного режима, 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.

Однако после прекращения обработки началось восстановление картины распределения, характерной для ненарушенных почв.

Из таблицы 14 видно, что, несмотря на различные типы почв, различные источники, различные режимы выпадений и различную плотность загрязнения, на глубине свыше 20 см удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не различаются.

Поскольку природно-климатические условия могут изменяться, как например, было показано на рисунке 10, картина распределения радионуклидов по почвенному профилю со временем также может измениться, что необходимо учитывать при прогнозировании развития радиационной ситуации.

Несмотря на сильные колебания КУ на рисунке просматривается тенденция к его увеличению. Предполагается, что в результате смещения динамического равновесия восходящих и нисходящих потоков радионуклидов произойдет смещение активности вниз по профилю. Фактически произошло не смещение пика активности, что предполагали на начальном этапе формирования ЮУПРИ, а размывание градиента вследствие возвратно-поступательного движения радионуклидов вместе с потоками почвенной влаги и фиксации некоторой части на траектории движения.

При анализе характера распределения ^{90}Sr на трех реперных площадках ВУРС в разные сроки после аварии (рисунки 11-13) оказалось, наибольшая активность ^{90}Sr сохраняется в верхнем слое серой лесной почвы, но кривая распределения со временем разгибается. У аппроксимирующей экспоненциальной функции вида $y = ae^{-bx}$, где y – содержание радионуклида в слое в % от общей плотности загрязнения 30-см слоя, x – номер 5-см слоя, со временем уменьшается коэффициент b .

В таблице 15 представлены параметры уравнений аппроксимирующих экспоненциальных кривых – коэффициент b и коэффициент детерминации R^2 , который в данном случае показывает гладкость фактической кривой распределения. Для серой лесной почвы значение коэффициента b хорошо коррелирует с количеством лет, прошедших после аварии ($r = -$

0,94, $p = 0,02$). Коэффициенты детерминации весьма высоки, что говорит о постепенном и плавном смещении равновесия потоков.

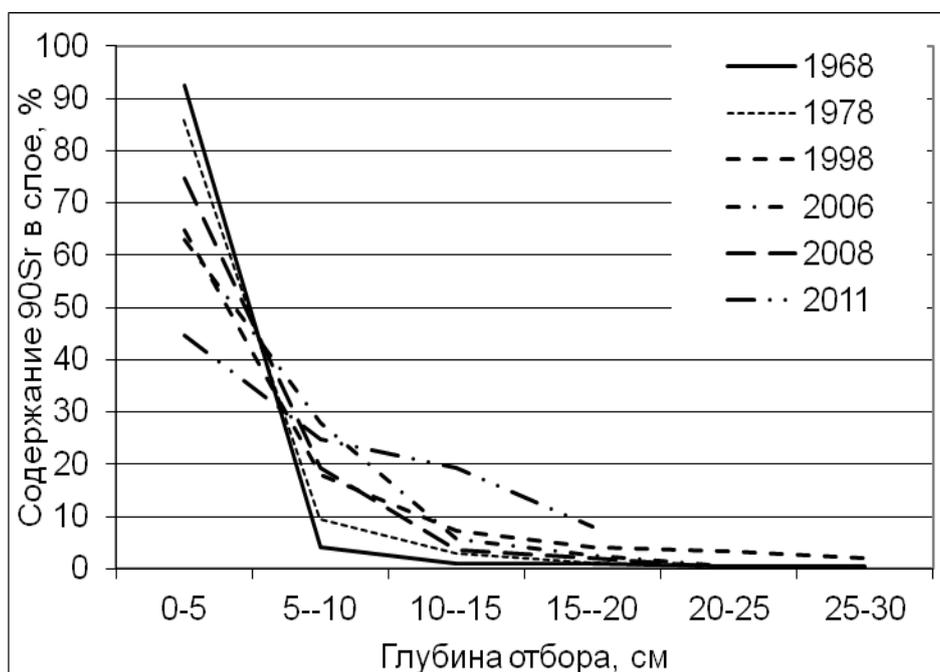


Рисунок 11 – Динамика картины распределения ^{90}Sr в серой лесной почве (реперная площадка – Алабуга)

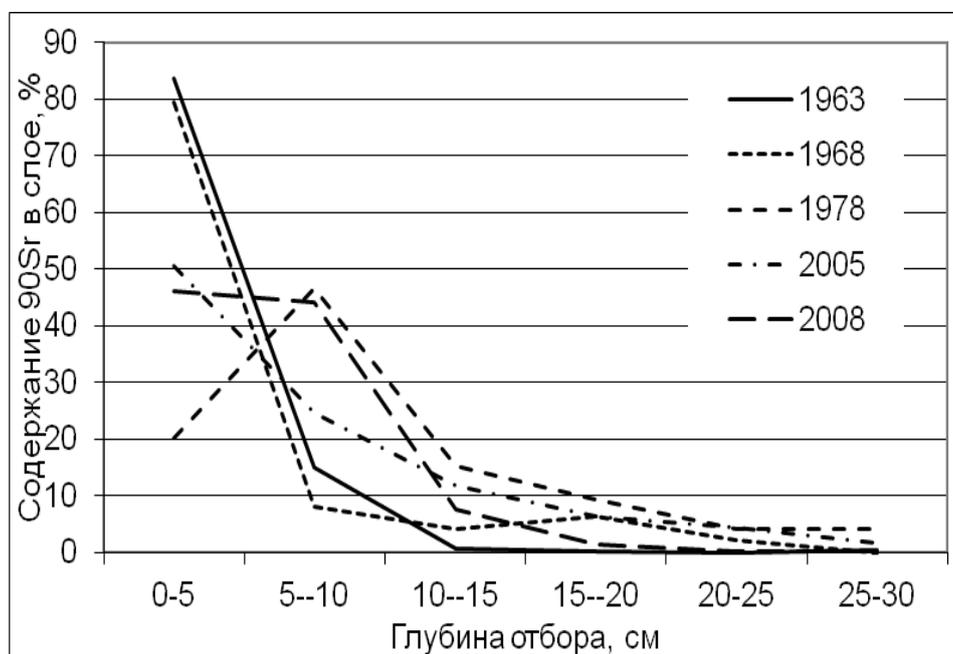


Рисунок 12 - Динамика картины распределения ^{90}Sr в дерново-подзолистой почве (реперная площадка Юго-Конево)

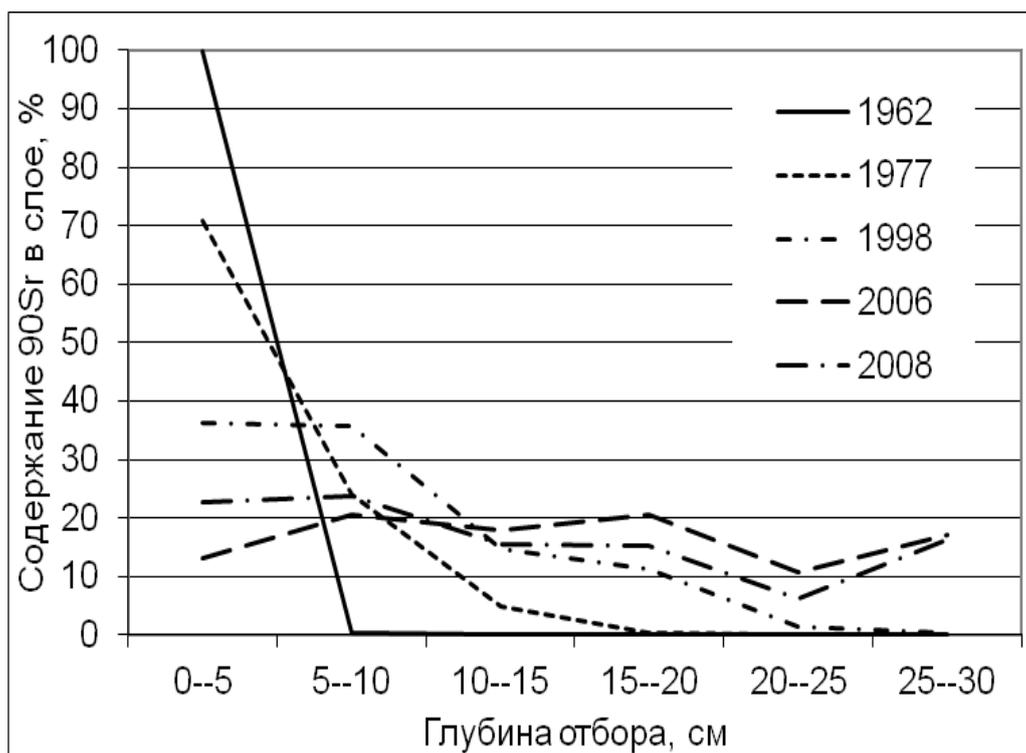


Рисунок 13 – Динамика картины распределения ^{90}Sr в черноземе (реперная площадка Юшково)

У дерново-подзолистой почвы, судя по смещению максимума в слой 5-10 см в 1978 г. и тенденции к восстановлению первоначальной картины распределения равновесия к 2005 году, дважды произошло смещение равновесия потоков. В целом, миграция ^{90}Sr в дерново-подзолистой почве происходит более интенсивно. Эта почва формируется при более высоком увлажнении, хвойный растительный опад содержит много органических кислот, способствующих выщелачиванию связанных элементов.

На динамику картины распределения ^{90}Sr по профилю чернозема по-видимому оказала влияние перепашка. Значения b для этой почвы 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.

Аналогичная картина вертикального распределения радионуклидов описана многими исследователями не только для ЮУПРИ, но и других территорий.

Таблица 15 - 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

В почвах ППРИ через год после аварии высокие концентрации всех радионуклидов отмечались в гумусовом горизонте и в подстилке. Они сорбируются соединениями гуминовых и фульвокислот и, несмотря на благоприятные фильтрационные свойства почв, незначительно проникают к нижним частям разреза [15].

В почвах ВБПРИ и ППРИ первые месяцы и годы после аварии на ЧАЭС ^{137}Cs и ^{90}Sr смещались вниз по профилю с довольно большой скоростью. Вынос ^{137}Cs и ^{90}Sr из 0-3 см слоя негидроморфных почв через 4,5-5 месяцев после аварии оценивался в 27% и 36%. [224].

К июлю 1988 г. основное количество радионуклидов в большинстве реперных точек было сосредоточено в верхнем 3 см слое почвы. Однако в некоторых реперных точках наиболее удаленных северных участков зафиксировано заметное количество радиоактивных изотопов на глубине до 20-25 см. [235].

С 1987 г. по 1988 г. координата центра запаса ^{137}Cs сместилась в глубину примерно на 1 см и составляла 3-4 см. Для процессов миграции 1987 г. в слое 0-5 см определяющей могла быть истинная диффузия, а в слое 5-10 см скорость миграции была до 10 раз выше диффузионной. В 1988 г.

интенсивность миграции по всему разрезу приближалась к диффузионной. [270].

Исследования динамики распределения по почвенному профилю в Гомельской области также показали, что со временем происходит «разгибание» экспонент, распределение становится более равномерным, но при этом верхний слой 0-5 см остается наиболее загрязненным. В слое 0-5 см происходит некоторое смещение максимума загрязнения вниз по профилю [8].

Однако необходимо отметить, что монолит почвы с хорошо выраженной структурой или имеющей рыхлое или рассыпчатое сложение довольно трудно разделить на слои мощностью менее 5 см без существенной погрешности.

Через 20 лет после аварии на ЧАЭС на суходольных лугах миграция ^{137}Cs за пределы слоя 0-10 см практически не отмечалась, на влажных лугах и торфяниках – скорость вертикальной миграции была выше. ^{90}Sr быстрее всего мигрировал в бедных гумусом песчаных почвах [326].

Спустя 25 лет после катастрофы на Чернобыльской АЭС на дерново-подзолистых супесчаных почвах залежных земель основная доля выпавших радионуклидов (69-73% ^{90}Sr ; 88-93% ^{137}Cs ; 91-94 % ^{241}Am) продолжала оставаться в 0-10 см слое гумусово-аккумулятивного горизонта. На глубину ниже 20 см мигрировало не более 1,8% ^{137}Cs , 4,5% – ^{90}Sr . ^{90}Sr мигрирует по профилю дерново-подзолистых супесчаных почв с большей скоростью, чем ^{137}Cs . Это обусловлено более высоким содержанием подвижных (водорастворимой + обменной) форм ^{90}Sr (до 95%) по сравнению с ^{137}Cs (до 20%) в изучаемых почвах. [298].

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 в почве отмечена в слое 0-5 см [161, 188]. 90% ^{137}Cs в дерново-подзолистой почве через 30 лет после аварии остается в слое 0-5 см. Внутри этого слоя распределение может различаться, глубже 17-20 см ^{137}Cs практически отсутствует [26].

В широколиственных лесах ППРИ на 2015 год большая часть ^{137}Cs содержится в лесной подстилке и верхнем слое почвы, при этом на глубину более 20 см проникло около 1% ^{137}Cs . Такой характер распределения сохраняется на протяжении многих лет наблюдения [254].

На территории ВБПРИ, в Брянской области на 2015 год, по данным А.И.Щеглова с соавт., в сосновом лесу большая часть ^{137}Cs (64%) находится в подстилке, в березовом лесу – в слое 0-5 см (57%), в пахотных почвах – в слое 0-30 см [320].

На плакорных ландшафтах Тульской области в выщелоченном черноземе к 2012 г. более 60% ^{137}Cs находилось в слое 0-5 см. На эрозионных ландшафтах Среднерусской возвышенности в 2010-2012 гг. в верхней части склона большая часть ^{137}Cs находилась в слое 0-5 см, в нижней части – в слое 5-10 см. [253]. Л.Н. Трофимец с соавт. предлагает использовать различия вертикального распределения ^{137}Cs в эрозионных ландшафтах для оценки степени эрозии, в частности, выноса фосфора [292].

В Тульской области на обрабатываемых черноземах 98% ^{137}Cs равномерно распределено в слое 0-30 см [226].

В лесных биогеоценозах Ульяновской области максимальная концентрация ^{137}Cs фиксируется в лесной подстилке – 0-2(5) см и верхнем минеральном горизонте – 3(5)-7(15) см. Хвойная подстилка более прочно удерживает ^{137}Cs , чем подстилка из опада лиственных или хвойно-лиственных деревьев. ^{90}Sr в этих биоценозах распределяется по почвенному профилю более равномерно. В зависимости от совокупности почвенных условий глубина миграции достигает 50 см, а в некоторых случаях и 70 см. [129].

Во влажной субори Украинского Полесья в минеральной части почвы сосредоточено 34,8%, ^{137}Cs , далее в порядке убывания следует 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 играет живой напочвенный покров и лесная почва. Так, в наиболее густо заселенном корнеобитаемом 0-10 см ее слое сосредоточено 86,5 % валового запаса ^{137}Cs минеральной почвы. Лесная подстилка является своеобразным «депо» радионуклидов для других компонентов экосистемы.[149].

На территории ВБПРИ в юго-западной части Брянской области в 2004 году на моренных холмах 92% ^{90}Sr и практически весь ^{137}Cs находились в слое 0-20 см, а на высокой пойме 12% ^{137}Cs мигрируют до слоя 20-35 см [277]; через 30 лет после аварии 99% ^{137}Cs содержалось в подстилке

и гумусовом горизонте дерново-подзолистой и серой лесной почв на глубине до 15-21 см [117]. Подобная картина наблюдается и в районе Тоцкого полигона: 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 [81]. Т.А. Парамонова с соавт. в 2017 году опубликовала работу, в которой показала, что до настоящего времени основная часть запасов ^{137}Cs в луговых экосистемах Тульской и Курской областей приходится на 10-см слой дернины [227]. Вычисленные Ф.А. Тихомировым с соавт. на основе 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. [285].

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. [340].

В лесных почвах Полесского радиационного заповедника ^{137}Cs и ^{90}Sr распределяются более равномерно [192]. Необходимо отметить, что район Полесья был признан биогеохимической провинцией с высокой подвижностью ^{137}Cs задолго до аварии на Чернобыльской АЭС [11].

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.

Рядом исследователей [253] проведены по результатам измерений до 8 лет после аварии на ЧАЭС расчеты периода полувыведения ^{137}Cs из корнеобитаемого слоя почвы для европейской территории. Этот период для легких почв суходольных лугов составил около 2000 лет, для пойменных и низинных лугов – от 280 до 530 лет, для торфяников – 17-60 лет [253]. Не вполне понятно, что авторы считали корнеобитаемым слоем на торфяниках, и какова была мощность горизонта A_t , однако, очевидно, что если период полувыведения даже на гидроморфных почвах в 10-20 раз больше, чем период полураспада, влияние миграции на самоочищение почвы ничтожно.

Для ^{90}Sr рассчитанные по данным измерений до 8 лет после аварии на ЧАЭС периоды полувыведения составили 30-96 лет на суходольных лугах и 13-18 лет для низинных [253]. Можно с уверенностью сказать, что эти расчеты не подтвердились. Как уже было сказано выше, после 60 лет

работы радиохимического предприятия ПО «Маяк», более, чем 50 лет после аварии 1957 года ^{90}Sr и ^{137}Cs остаются в верхнем слое почвы.

На землях сельскохозяйственного назначения значительное влияние на характер распределения радионуклидов по почвенному профилю оказывают агротехнические мероприятия.

Большее заглубление ^{137}Cs наблюдается на дерновослабоподзолистой почве юго-западной части Брянской области (ВБПРИ) после глубокой перепашки при проведении реабилитационных мероприятий. В зависимости от вида перепашки, удельная активность ^{137}Cs может быть практически одинаковой во всех слоях до глубины 30 см, а в слоях на глубине 30-60 см уменьшается на два порядка, либо большая часть ^{137}Cs (70%) содержится в слое 20-40 см, а остальное количество практически равномерно распределено в остальных слоях до глубины 50 см. [178]. При этом, в том же районе, на таких же типах почв, но под березовым лесом распределение ^{137}Cs по профилю имеет такой же характер, как на территории ВУРС (ЮУПРИ). [178-179].

На залежных землях ППРИ практически все радионуклиды находятся в верхней части гумусовых горизонтов, на глубине до 10-15 см, а на пахотных почвах радионуклиды равномерно распределены по всей глубине обрабатываемого слоя [258]. Это подтверждает наше предположение о значении капиллярного подъема в вертикальной миграции радионуклидов.

В целом для почв Беларуси сохраняется та же тенденция, что и для автоморфных почв Зауралья. По данным радиационного мониторинга почв в Беларуси установлено, что основная доля запаса радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr на радиационно загрязненных землях находится в верхнем корнеобитаемом слое почвы. Наличие геохимических барьеров, таких как дернина, гумусовый горизонт, прослойки глинистых минералов, фиксирующих радионуклиды и препятствующих их проникновению в более глубокие слои почвы способствует снижению скорости миграционных процессов. [210].

Ф.И. Павлоцкая с соавт. [225] считала, что для всех природных зон СССР характерны следующие закономерности распределения радионуклидов в почвенном профиле:

- концентрирование в дернине и подстилке,
- концентрирование в гумусовом горизонте под слоем подстилки и дернины,
- вынос из элювиального горизонта,

- накопление в верхней части иллювиального горизонта,
- более равномерное распределение в пахотных и гидроморфных почвах,

- вынесенные из торфянистого горизонта радионуклиды накапливаются в иловатом и глеевом горизонте [225].

Поведение радионуклидов чернобыльского происхождения по моему мнению, не является специфичным [225].

Таким образом, исследование распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в автоморфных почвах разных типов в различных ландшафтах ЮУПРИ, ППРИ, ВБПРИ и других территорий показали, что, несмотря на некоторые отличия, картина распределения имеет общий характер: наибольшая удельная активность отмечается в нижней части подстилки и верхнем слое почвенного профиля. При этом на залежных сельхозугодьях, как ЮУПРИ, так и ППРИ, происходит восстановление картины распределения, характерной для ненарушенных почв. То есть, после перепашки радионуклиды мигрируют вверх по профилю почвы.

Важнейшим фактором, определяющим подвижность радионуклидов, по данным разных исследователей является влажность почвы [230]. Хотя по расчетам Ж.В. Бакариковой с соавт. (с использованием квазидиффузионной модели) скорость миграции ^{137}Cs зависела от увлажнения в первое десятилетие после аварии на ЧАЭС, затем влияние сгладилось, и через 20 лет скорость флюктуировала в диапазоне 0,20-0,35 см в год [26].

Значение водного режима почвы для скорости миграции радионуклидов и характера их распределения по почвенному профилю отмечают многие авторы, проводившие исследования на территории ППРИ. Так Т. В. Арастович отмечает значительные различия между глееватой и глеевой дерново-подзолистой почвой 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 см 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. [20].

Отличия распределения радионуклидов по профилю наблюдались исследователями в автоморфных почвах в более влажном климате.

Матвеевко Т.И. 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 [186].

В почвах центральной Европы ^{137}Cs мигрировал с большей скоростью. Так, в Польше через 15 лет после аварии на ЧАЭС удельная активность ^{137}Cs в слое 20-30 см была в три раза ниже, чем в слое 10-20 см, но значительно выше, чем в слое 30-40 см. [329].

По данным А.В. Коноплева, в почвах в зоне АЭС Фукусима-1 ^{137}Cs мигрирует так же с большей скоростью, чем в зоне ЧАЭС. Он связывает это с большим в 2-3 раза количеством осадков, отсутствием сезонного промерзания почвы и большей активностью биоты [130].

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 10 представлены значения коэффициента увлажнения (КУ), рассчитанные нами по данным метеостанции г. Озерска [23]. На рисунке видно, что в первые годы после начала деятельности ПО «Маяк» водный режим автоморфных почв по большей части был непромывным ($\text{КУ} < 1$) и колебания КУ были относительно плавными. Начиная с 1982 г. наблюдаются резкие скачки значений КУ, в большинстве случаев $\text{КУ} > 1$ (соответствует промывному водному режиму для автоморфных почв). Поэтому вектор вертикальной миграции радионуклидов постоянно и непредсказуемо меняется.

КУ на территории ВБПРИ и ППРИ по данным Н.В. Клебановича [122] во время вегетационного периода ниже 1, при этом почвы переувлажнены, то есть для них характерен выпотной водный режим.

Таким образом, и при промывном, и при периодически промывном, и при выпотном водном режиме формируется практически одинаковая картина распределения радионуклидов по профилю почвы.

Можно предположить, что, поскольку в лесной и лесостепной зонах время выпадения осадков гораздо меньше, чем сухой, ясной погоды, после выпадения дождя с кратковременным промыванием почвы наступает относительно длительный период ее высыхания, когда капиллярная влага

перемещается вверх по профилю, захватывая подвижные формы радионуклидов.

Многочисленные исследования, результаты которых опубликованы в научной литературе, дают основания предположить, что после выпадения радиоактивных осадков на земную поверхность в почве наземных экосистем довольно быстро устанавливается динамическое равновесие между фиксированными формами радионуклидов и разнонаправленными потоками подвижных форм, в результате чего в первые же годы после аварии формируется типичная для данной природно-климатической зоны картина распределения радионуклидов по профилю. Это равновесие может сдвинуться, и картина распределения может измениться только в случае кардинального изменения природно-климатических условий.

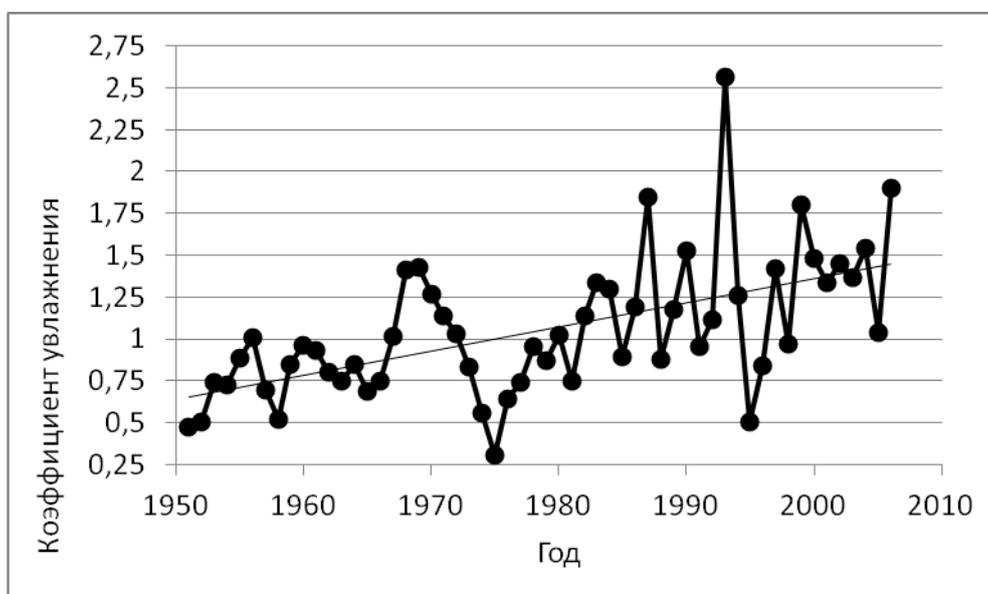


Рисунок 10 - Динамика коэффициента увлажнения по данным метеостанции г. Озёрска [23]

3.2 Закономерности распределения радионуклидов по почвенному профилю гидроморфных почв супераквальных ландшафтов

Гидроморфными почвами называют почвы, формирующиеся в понижениях рельефа с высоким расположением грунтовых вод и пойменные почвы. Гидроморфные почвы депрессий могут быть засолены, почвы пойм часто заболочены.

В большинстве случаев в гидроморфных почвах восходящий поток капиллярно подпертой воды преобладает над нисходящими потоками гравитационной и капиллярно подвешенной. Однако наибольшее влияние на

миграцию радионуклидов, по-видимому, оказывают периоды, когда все поры заполнены водой (застойный водный режим) и водорастворимые формы радионуклидов могут свободно диффундировать в водной среде.

Высокая влажность и повышенная кислотность заболоченных почв создают благоприятные условия для перехода радионуклидов в подвижные формы. Высокая минерализация засоленных почв может изменить характер обменных реакций между ППК и радионуклидами. Высокая влажность и анаэробные условия способствуют снижению рН, кроме того восстановленные формы железа и марганца обладают большей растворимостью, чем окисленные. Все это приводит к высвобождению радионуклидов из минеральных комплексов.

Например, по данным В.Ю. Агеец [8] в пойменных дерново-глеевых и дерново-глееватых почвах ППРИ содержание водорастворимых форм ^{137}Cs составляет 0,3-0,7%, обменных – 4,2-9,5%, а в торфяных и торфянисто-глеевых – 19,3-24,0% и 19,1-28,4% соответственно [8].

Необходимо учесть, что в пойменных почвах происходит постоянное перераспределение радионуклидов во время паводков.

Для почв зоны ЧАЭС установлено, что в гидроморфных почвах скорость миграции радионуклидов в 3-4 раза выше, чем в автоморфных и распределение по почвенному профилю более равномерное, без выраженной аккумуляции в верхнем слое [161, 326]. Поступление ^{137}Cs в растения на территории ППРИ также значительно выше на гидроморфных почвах, чем на автоморфных [14].

По мнению многих авторов, с увеличением степени гидроморфности почв скорость вертикальной миграции радионуклидов возрастает. Наиболее быстрая миграция происходит в торфяных почвах – на глубине до 20 см ^{137}Cs был зарегистрирован уже через 7-8 лет [24] и даже через 1-2 года [86] после аварии на ЧАЭС.

В первые годы после аварии на ЧАЭС в почвах пойменных ландшафтов ППРИ ^{90}Sr частично вымывался из слоя 0-1 см. Содержание его в слое 1-5 см – от 9% до 71%. 31-70% ^{137}Cs проникает до глубины 5 см. В торфяно-болотных почвах 18-71% ^{90}Sr сосредоточено в слое 1-5 см. ^{137}Cs связывается органическим веществом и теряет подвижность. 93-97% ^{137}Cs сконцентрировано в слое 0-1 см. В луговых дерново-подзолистых почвах аллювиально-террасированных и вторичных водно-ледниковых ландшафтов ^{90}Sr связывается ППК. 89-92% ^{90}Sr и 89-94% ^{137}Cs сосредоточено в слое 0-1 см. [40].

По данным О.С. Мясковской [208] в торфяно-болотных почвах Украинского Полесья ^{137}Cs распределяется главным образом между очёсом и торфом, а, поскольку мощность очеса значительно возрастает при переходе от мезотрофных болот к олиготрофным, то в этом же ряду происходит заглубливание запаса ^{137}Cs [208].

В.Ю. Агеец показал, что в пойменных дерновых почвах Гомельской области характер распределения практически не отличался от распределения у автоморфных почв, но смещение вниз по профилю было несколько выше: в слое 0-5 см содержалось 66,3-81,8% ^{90}Sr и 81,9-89,4% ^{137}Cs [8]. Ж.В. Бакарикова с соавт. [26] также показала, что в Беларуси в избыточно увлажнённых аллювиальных почвах 60-67% ^{137}Cs в настоящее время находится в слое 0-5 см, а в слое 0-10 см – 80-84%.

Пойменные почвы формируются под воздействием пойменных процессов – периодического затопления, смыва поверхностного слоя, осаждение взмученных частиц. На характер смыва и осаждения, в свою очередь влияет микрорельеф поймы и гидрологические условия года. Все это приводит к самым разнообразным картинам распределения радионуклидов по профилю [135, 326].

В пойменных ландшафтах Брянской области большая часть ^{137}Cs находилась в слое 2-5 см или в слое 5-10 см, на гидроморфных торфяниках – в слое 5-10 см, в некоторых случаях – было два пика – 0-5 см и 10-15 или 15-20 см. На освоенном торфянике ^{137}Cs относительно равномерно распределен до глубины 25 см. [253].

По данным А. В. Трапезникова [290] в пойменной почве реки Уж (ППРИ) слой 0-5 см содержит около 10% ^{90}Sr и ^{137}Cs от запаса в 10-см слое, а в слое 5-10 см содержится до 90% этих радионуклидов. В пойменной почве системы реки Припять (ППРИ) отмечены два пика ^{90}Sr и ^{137}Cs : в слое 3-8 см и в слое 17-19 см. При этом между этими слоями (слой 8-17 см) ^{90}Sr и ^{137}Cs практически отсутствуют. На территории Тоцкого полигона в дернине и слое 0-5 см обыкновенного чернозема содержалось 64,6% ^{137}Cs , типичного чернозема – 61,6%, аллювиальной почве – 8,8%. В слое 5-20 см ^{137}Cs распределялся относительно равномерно [290].

Е.М. Коробова [135] по результатам исследований ландшафтно-геохимических профилей в долинах рек Енисей (2001-2002 гг.) и Печора (2004 г.) выявила три типа вертикального распределения ^{137}Cs глобальных выпадений: водораздельный, склоновый и пойменный. При водораздельном типе наиболее загрязненным в результате атмосферных выпадений яв-

лялся верхний горизонт, при склоновом он был захоронен, при пойменном – захоронение загрязненного горизонта происходило за счет циклов затопления и седиментации взвесей.

На территории ЮУПРИ гидроморфные почвы исследовали главным образом в пойме реки Теча, загрязненной в результате сбросов ЖРО, неоднократных промываний технологических водоемов и озера Бердяниш, фильтрации через плотины и обводные каналы.

Наиболее загрязненные в настоящее время участки поймы – Асановские болота и Муслюмовские болота в верхнем течении реки. На реперной площадке у створа «Асанов мост» типичной почвой является аллювиальная лугово-болотная.

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 буро-серый 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.

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.

Значение рН солевой вытяжки в горизонте A_t – 4,52, по профилю горизонта A_g снижается от 5,66 до 4,62, далее колеблется от 4,69 до 5,19.

Мы сравнили распределение радионуклидов в пойменной почве на различных участках поймы реки Теча. Для сравнения также использовали распределение в пойменной почве притока Течи реки Зюзелга. На водосборе Зюзелги источником радиоактивного загрязнения были только атмосферные выпадения, а на водосборе Тече атмосферные выпадения хотя и присутствуют, но их вклад в загрязнение реки неизмеримо меньше, чем вклад сбросов ЖРО и ими можно пренебречь. При сравнении рисунка 14 и

рисунков 15-26 видно, что уровень загрязнения поймы Зюзелги на 2-4 порядка ниже, чем поймы Течи. Однако характер распределения радионуклидов в дерновых почвах поймы (рисунки 14, 23-25) очень похож. Большая часть ^{137}Cs сосредоточена в верхнем слое почвы, так же, как в автоморфных почвах ЮУПРИ, ППРИ и ВБПРИ, где источником радиоактивного загрязнения являются только атмосферные выпадения. Однако в автоморфных почвах на глубине более 20-30 см активность ^{90}Sr и ^{137}Cs практически не различается и составляет 8-14 Бк/кг. В гидроморфных почвах на пойме Зюзелги и Течи активность ^{90}Sr и ^{137}Cs на глубине более 30 см до нескольких порядков выше, чем в автоморфных и снижается плавно. Скорость миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидроморфной почве значительно больше, чем в автоморфной.

На рисунке 26 показано распределение радионуклидов в дерновой почве на берегу Течи в районе н.п. Муслюмово. Муслюмово до недавнего времени оставалось первым неотселенным н.п. по руслу Течи. Длительное время в ареале этого села проводили защитные и реабилитационные мероприятия: ограждение, перекрытие загрязненной почвы и другие. Вероятно поэтому распределение такое нетипичное. Медленно мигрирующий ^{137}Cs остается на большой глубине, а более подвижный ^{90}Sr по-видимому постепенно смещается к поверхности.

На рисунках 15-22 показан характер распределения радионуклидов в заболоченной аллювиальной почве поймы Течи. На рисунках видно, что распределение носит самый разнообразный характер. Считают, что в первоначальных сбросах в реку количество ^{90}Sr и ^{137}Cs было практически одинаковым [200], а в настоящее время содержание ^{90}Sr в пойме Течи на десятки раз меньше. Однако необходимо учитывать, что документация по сбросам сохранилась не полностью, есть данные о том, что некоторые емкости не выдерживали положенный срок для распада короткоживущих радионуклидов [193].

Глаголенко Ю.В. [62] считал, 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 , вымывающийся из пойменной почвы [62].

То есть, в настоящее время мы наблюдаем не столько результат миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю, сколько результат неравномерного выноса их из пойменной почвы.

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. По нашему мнению, наиболее благоприятные условия для миграции радионуклидов вниз по профилю создаются в автоморфных почвах с промывным водным режимом.

Эти особенности необходимо учитывать при оценке плотности загрязнения территории.

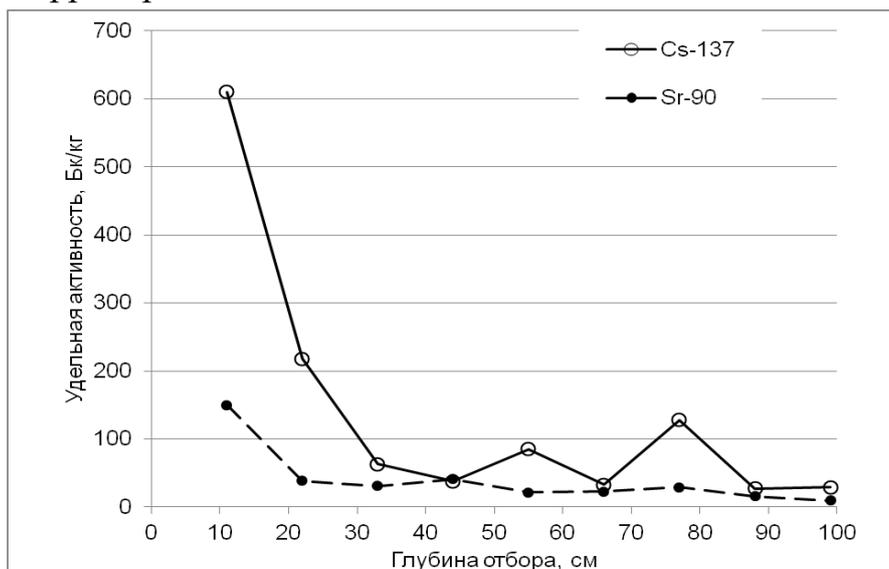


Рисунок 14 – Распределение радионуклидов в дерновой почве на берегу р. Зюзелги (правый берег, 1,5 км до впадения в Течу, 25 м от русла)

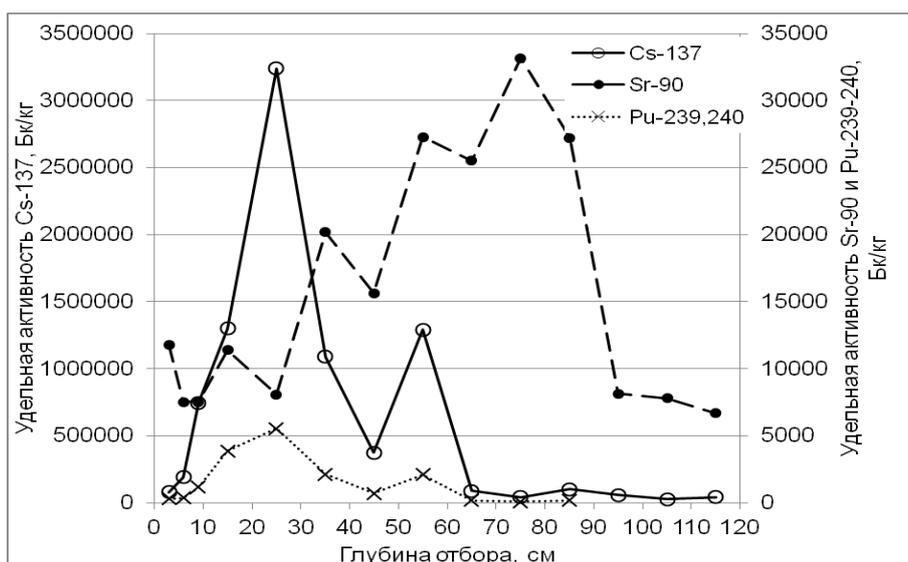


Рисунок 15 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 2 м от русла)

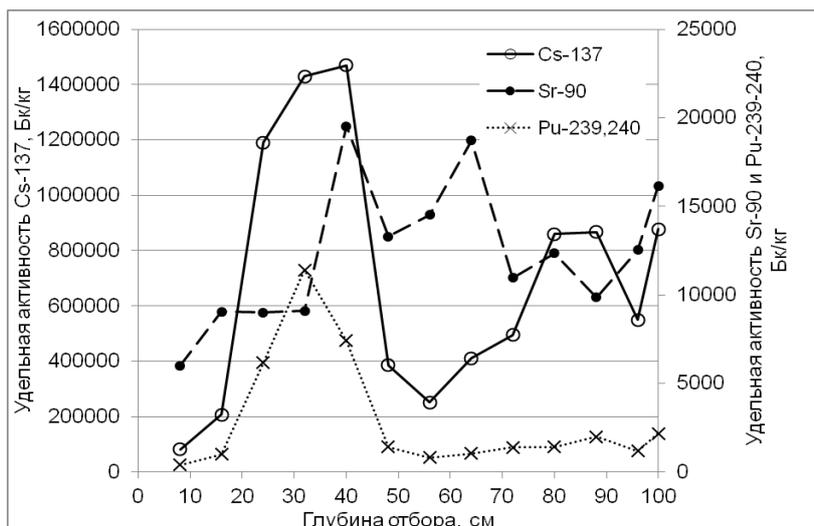


Рисунок 16 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 10 м ниже насыпи, 5 м от русла)

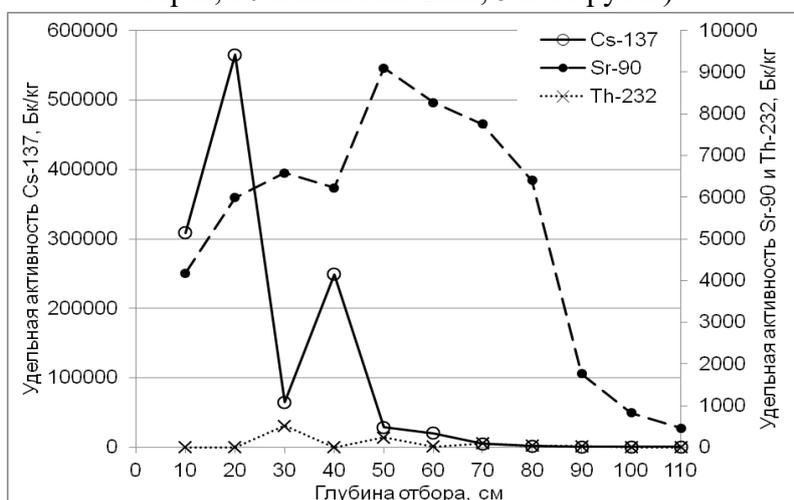


Рисунок 17 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 10 м выше насыпи, 5 м от русла)

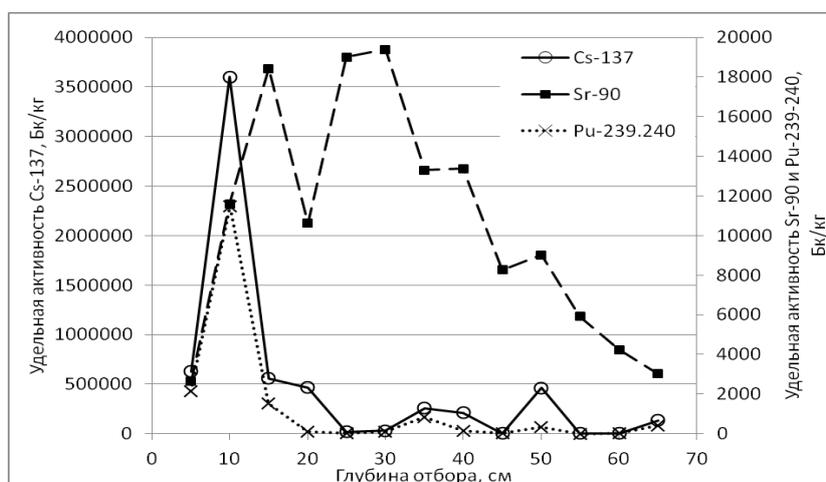


Рисунок 18 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 20 м ниже насыпи, 10 м от русла)

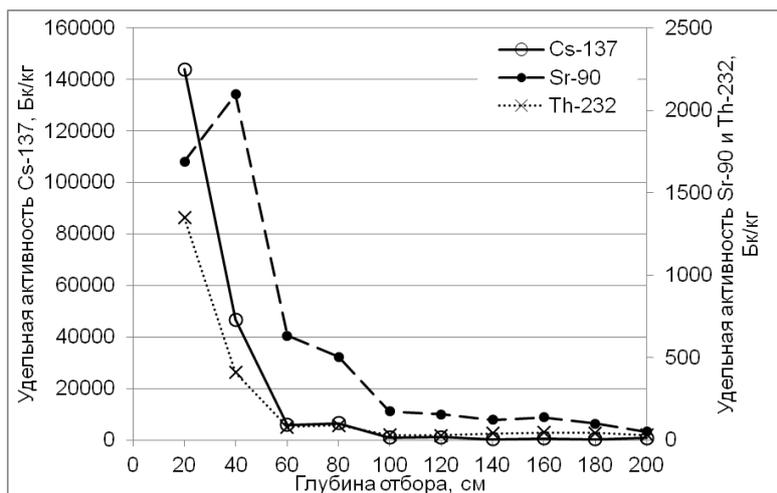


Рисунок 19 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (левый берег, 25 м от русла)

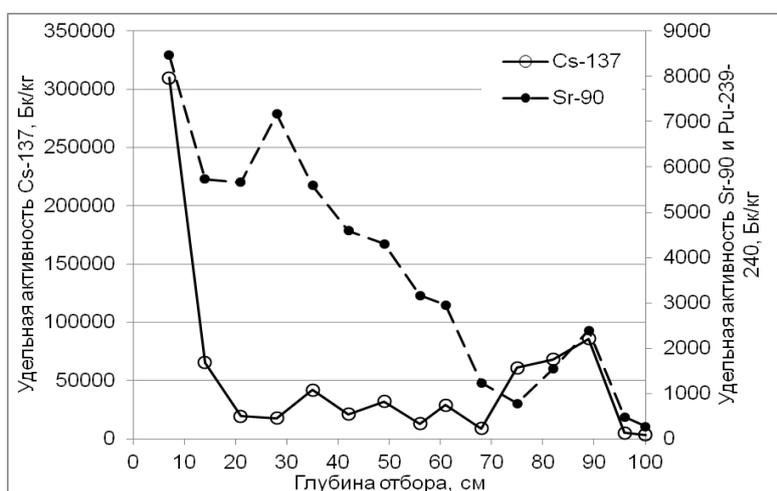


Рисунок 20 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 30 м от русла)

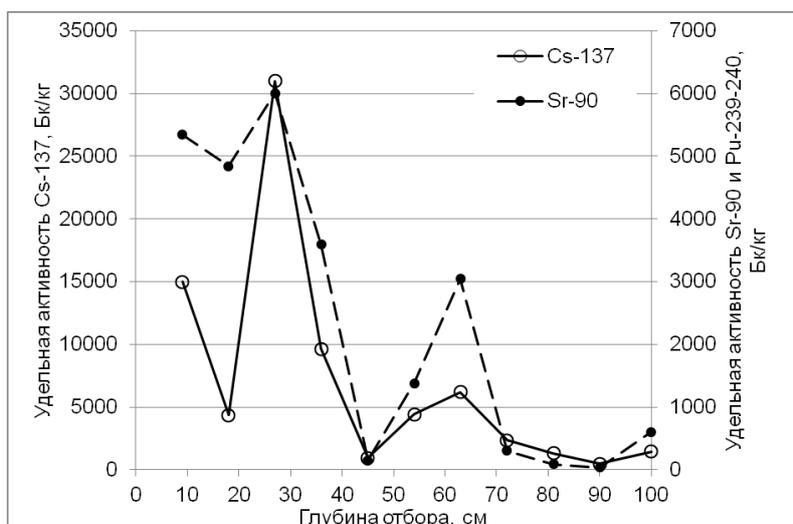


Рисунок 21 – Распределение радионуклидов в болотной почве у Асанова моста (правый берег, 100 м от русла)

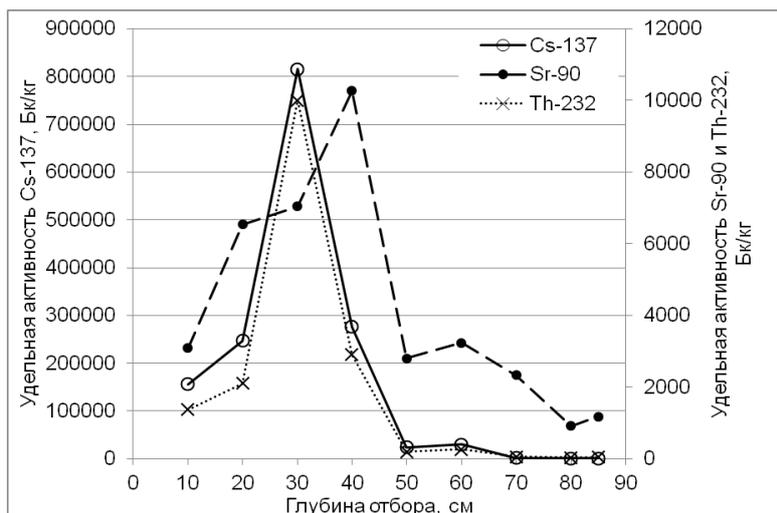


Рисунок 22 – Распределение радионуклидов в болотной почве 2 км ниже Нового моста (правый берег, 3 м от русла)

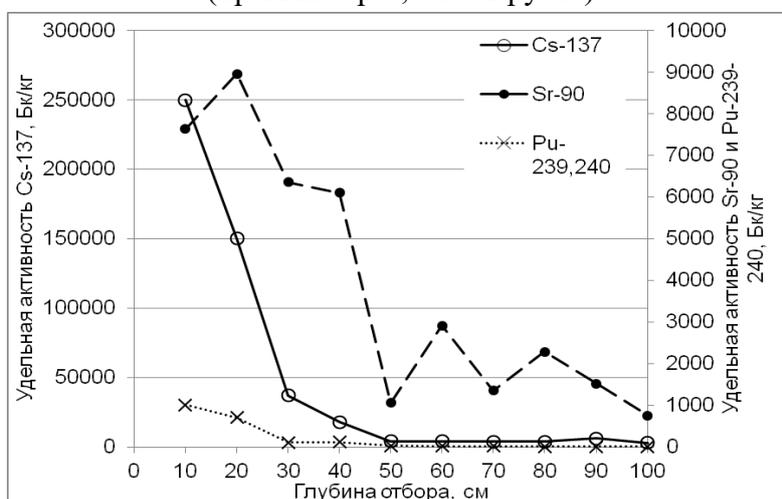


Рисунок 23 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км ниже Надырова моста (правый берег, 5 м от русла)

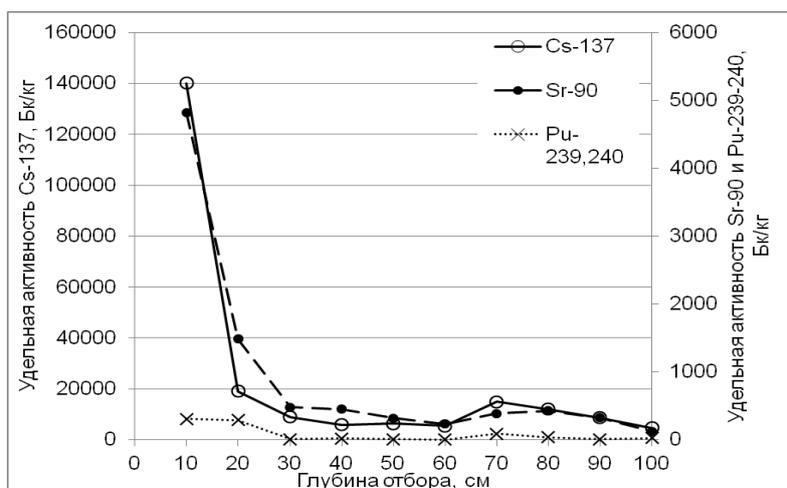


Рисунок 24 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км ниже Надырова моста (правый берег, 20 м от русла)

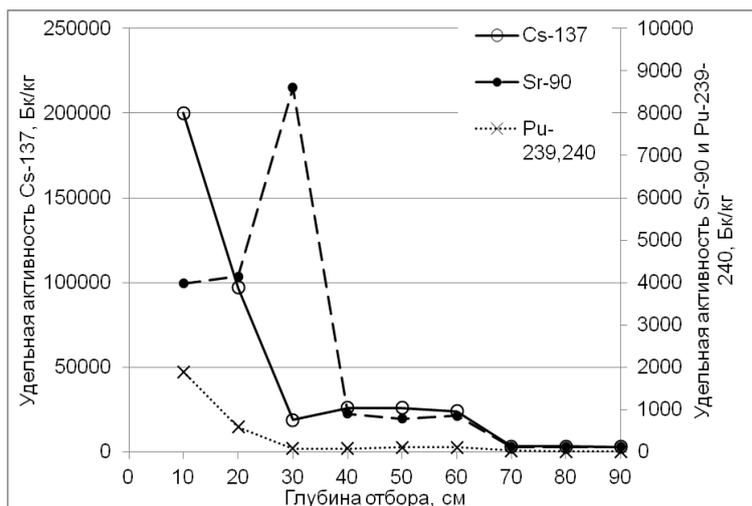


Рисунок 25 – Распределение радионуклидов в дерновой почве Надырова моста (правый берег, 2 км ниже по течению, 50 м от русла)

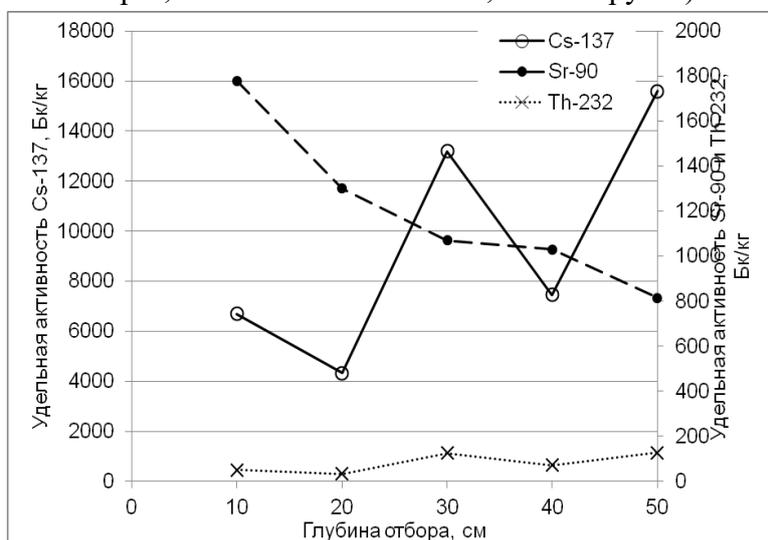


Рисунок 26 – Распределение радионуклидов в дерновой почве 2 км выше Муслимова (правый берег, 2 м от русла)

Разнообразие картин распределения радионуклидов по профилю аллювиальной почвы объясняется поемными процессами, свободной диффузией радионуклидов в почве с заполненными водой порами, ускорением инфильтрации воды в западинах и другими факторами.

Это разнообразие осложняет оценку запаса радионуклидов в пойме и прогнозирование их поступления в речную воду.

Тем не менее, зная соотношение поступивших в речную систему радиоактивных изотопов с разными физико-химическими свойствами и разными периодами полураспада можно оценивать пути их миграции, а также прогнозировать миграцию стабильных изотопов и их геохимических аналогов.

Глава 4 Закономерности поведения радионуклидов в компонентах гидросферы

4.1 Современные уровни радиоактивного загрязнения водных экосистем суши

На большей части территории суши радиоактивное загрязнение поверхностных и грунтовых вод незначительно и обусловлено глобальными выпадениями долгоживущих продуктов ядерных взрывов и природными изотопами и продуктами их распада.

НПО «Тайфун» проводит ежегодный мониторинг содержания техногенных радионуклидов в объектах природной среды России и Беларуси. Основной вклад в содержание техногенных радиоактивных веществ в поверхностных водах на территории России вносит ^{90}Sr . Содержание ^{90}Sr в основном обусловлено выносом этого радионуклида с загрязненных территорий. По данным НПО «Тайфун» [251] в последние годы в воде рек России объемная активность ^{90}Sr постепенно уменьшалась. В 2012 г. она составила в среднем 4,8 мБк/л, в 2013 г. – уменьшилась до 4,3 мБк/л. Однако в 2014 г. она несколько увеличилась до 5,1 мБк/л, в 2015 г. она вновь уменьшилась до 4,8 мБк/л. В последние годы увеличивалась активность ^{90}Sr в воде р. Невы (п. Новосаратовка), в 2015 г. она составила 10,0 мБк/л (в 2014 г. – 9,7 мБк/л, в 2013 г. – 11,1 мБк/л), что почти в 2 раза превышает среднее значение для рек Европейской территории России (ЕТР). Средние значения объемной активности ^{90}Sr в воде рек РФ в 2015 г. без учета р. Невы составили 4,7 мБк/л, а с учетом всех рек – 5,0 мБк/л. Средняя объемная активность ^{90}Sr в воде рек снизилась на ЕТР в 2015 г. по сравнению с 2014 г. с 5,2 мБк/л до 4,7 мБк/л. На Азиатской территории России (АТР), напротив, произошло увеличение по сравнению с 2014 г. до 5,0 мБк/л с 4,5 мБк/л. Объемная активность трития в водах рек, рассчитанная по 15 пунктам на 11 реках, постепенно уменьшавшаяся в последние годы, сохранилась в 2013–2015 годах на уровне 1,9 Бк/л (2,6 Бк/л в 2012 г.). Средняя активность ^3H в обследованных реках РФ в 2015 г. колебалась в пределах 1,0–4,3 Бк/л. На ЕТР повышенное содержание ^{90}Sr в воде определяется в озерах Имандра и Онежское, а на АТР – в оз. Ханка, концентрация ^{90}Sr в озерной воде составляет 2,3; 7,3 и 11,8 мБк/л соответственно [251].

В осреднение не включаются данные по ^{90}Sr в воде рек ЮУПРИ: Теча, Исеть, Караболка, Синара и других. В настоящее время они являются наиболее загрязненными. Содержание ^{90}Sr в этих реках было в 52–142 раза выше фонового уровня для рек России [251].

В воде р. Теча (в створе Муслимово) среднегодовая объемная активность ^{90}Sr в 2015 г. уменьшилась до 6,1 Бк/л, против 10,1 Бк/л в 2014 г.. Однако эта активность до сих пор превышает уровень вмешательства (УВ) для населения (по НРБ-99/2009 УВ ^{90}Sr составляет 4,9 Бк/л) и на три порядка выше среднего уровня для рек России [251].

В воде Исети (в створе Мехонское) после впадения в нее Течи объемная активность ^{90}Sr в 2015 г. варьировала от 0,3 до 1,0 Бк/л (в среднем 0,7 Бк/л) [251].

В водах рек Караболка и Синара, протекающих по ВУРС, среднегодовая объемная активность ^{90}Sr в 2015 г. составила 0,54 и 0,26 Бк/л, в 2014 г. было 0,84 и 0,25 Бк/л соответственно. Содержание ^3H в р. Караболка, по данным ФГУП ПО «Маяк», в 2015 г. не превышало 56 Бк/л. По данным ПО «Маяк», среднегодовая объемная активность радионуклидов в воде болота Бугай, в котором находится исток реки Караболка, в 2015 г. составила: ^{90}Sr – 3,8 Бк/л, ^{137}Cs – < 0,2 Бк/л, ^3H – 160 Бк/л. [251].

Относительно высокое содержание радионуклидов характерно и для поверхностных вод и донных отложений рек, водосборы которых полностью или частично находятся в 30-километровой зоне ЧАЭС [210]. В реке Нижняя Брагинка, часть водосбора которой находится в зоне отчуждения ЧАЭС, содержание радионуклидов наиболее высоко. В 2015 г. диапазон значений объемной активности ^{137}Cs в реке Нижняя Брагинка (в створе д. Гдень) был 0,025–0,34 Бк/л, объемной активности ^{90}Sr – 0,87–1,74 Бк/л. [251].

Необходимо отметить, что в большинстве случаев активность долгоживущих радионуклидов в воде рек и озер России и сопредельных территорий на порядки ниже УВ и определяется на грани чувствительности методов.

Так, в воде реки Енисей, куда поступают сточные воды ГХК (г. Железногорск), содержание ^{137}Cs в 250 м ниже места сброса сточных вод в 2015 г. было менее 0,0004 Бк/л, ^{90}Sr – 0,0045 Бк/л, ^3H – 1,8 Бк/л. В реке Ромашка, в которую ранее сбрасывали сточные воды СХК (г. Северск), в 2015 г. значимых концентраций радионуклидов не обнаружено.. [251].

Наиболее загрязненной речной системой на планете является система реки Теча.

По исследованиям сотрудников УНПЦ РМ [99] вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении. С 2000 г. по 2012 г. объемная активность ^{90}Sr в воде от створа «Асанов мост» до створа «Муслимово»

изменялась в широких пределах (1,6-60,0 Бк/л) в зависимости от сезона. Средняя активность ^{90}Sr за этот период составила $17,1 \pm 2,2$ Бк/л, что в 4 раза выше УВ. Активность ^{137}Cs в большинстве проб не превышала УВ и варьировала от 0,06 Бк/л до 11,5 Бк/л, (в среднем – $1,0 \pm 0,4$ Бк/л), активность ^3H – от 11,2 Бк/л до 451 Бк/л, (в среднем 240 ± 33 Бк/л), что на два порядка выше, чем в реках России, но примерно в 30 раз ниже УВ. Активность $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0,1 Бк/л, в среднем – $0,019 \pm 0,02$ Бк/л. [99].

В наибольшей степени загрязнены водохранилища Теченского каскада водоемов (ТКВ) и технологические водоемы ПО «Маяк» [27, 37, 62].

4.2 Закономерности поведения радионуклидов в абиотических компонентах экосистем водоемов

4.2.1 Динамика радиоактивного загрязнения воды водоемов

Наиболее полно и подробно исследованы закономерности поведения радионуклидов в озерах ВУРС. Наблюдения за динамикой загрязнения воды озер в головной части ВУРС проводили с первых дней после аварии. Таким образом, наиболее информативные данные получены для территории ЮУПРИ.

На территории ЮУПРИ выделяют две группы озер:

1. Озера, подвергавшиеся радиоактивному загрязнению в течение длительного времени вследствие технологических выбросов ПО «Маяк», но не находящиеся на ВУРС и КРС. Эти озера расположены в радиусе 30-35 км во всех направлениях от ПО «Маяк».

2. Озера, подвергшиеся радиоактивному загрязнению как в результате технологических выбросов, так и вследствие аварии 1957 года и ветрового разноса радиоактивных илов 1967 года. Эти озера расположены на территории ВУРС и КРС.

На территории ВУРС, имеющей диапазон загрязнения от 0,1 до 500 Ки/км² (по ^{90}Sr) расположено 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 (Большой Сунгуль, Тыгиш, Червяное).

2. Озера Восточного склона Южного Урала, зоны с грядово-холмистым рельефом (Алабуга, Бердяниш, Большой Игиш, Куяныш, Малый Игиш, Травяное, Урускуль, Шаблиш).

Поскольку ВУРС представляет собой узкую полосу, крупные озера были загрязнены очень неравномерно, разные части их акватории попали под разные по интенсивности атмосферные выпадения из радиоактивного облака.

На территории КРС, образованного в 1967 г., произошло загрязнение многочисленных озер, расположенных в исследуемом районе. Озера Башикуль, Калды, Кожакуль, Куяш, Кырмыскалы, Суртаныш расположены в зоне, где начальная плотность загрязнения ^{137}Cs составляла 1-2 Ки/км² (37-74 кБк/м²), озера Каинкуль, Карагайкуль, Теренкуль, Урукуль, Чебакуль) расположены на территории с начальной плотностью загрязнения ^{137}Cs 0,5-1,0 Ки/км² (18,5-37 кБк/м²). Наиболее загрязнено озеро Сарыкульмяк. В начальный период после ветрового разноса карачаевских илов содержание ^{90}Sr в воде озера Сарыкульмяк было 21-37 Бк/л, содержание ^{137}Cs – 25-37 Бк/л [142, 160, 325].

Неравномерность загрязнения территории Карачаевского следа радиоактивными аэрозолями поднятыми смерчами с небольшой площади Карачая [23] обусловила, соответственно, и неравномерность загрязнения расположенных на ней водоемов.

Озера ЮУПРИ принадлежат к тектоническому и котлованному типам. Тектонические озера образовались в разломах земной коры, они глубокие, часто проточные. Берега скалистые, дно каменистое или щебенчатое. Озера котлованного типа образовались в понижениях рельефа в послеледниковую эпоху. Они неглубокие, берега пологие и часто заболоченные, дно илистое, водное питание осуществляется, главным образом, атмосферными осадками [160].

Площади водосборов большинства озер распаханы. Питание озер происходит за счет атмосферных осадков, поэтому на режим их сильно влияют изменения метеорологических условий: в засушливые годы небольшие озера сильно мелеют или совсем высыхают, а зимой перемерзают. 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.

[160].

Озера по химическому составу воды очень разнообразны. В основном, это солоноватые водоемы, встречаются также пресные с малой минерализацией воды. В водоемах ВУРС концентрации в воде ионов кальция, а также стабильного стронция примерно одинаковы. Отношение стронций стабильный / кальций близко к 1/200. Основные различия в солевом составе воды обусловлены разным содержанием хлоридов, сульфатов, щелочных К, 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, в основном, в сторону увеличения щелочных и щелочноземельных элементов. Основное питание озер осуществляется за счет вод местного подземного и поверхностного стока. [142, 325].

Непосредственно в зоне наблюдения ПО «Маяк» 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 озере Улагач. Химический тип вод от гидрокарбонатного до сульфатного с пестрым катионным составом и минерализацией от 0,15 г/л до 1,7 г/л. Большинство озер подвержено заболачиванию. [23].

Характерной особенностью озер ВУРС является несоответствие первоначального выпадения радиоактивных осадков на водное зеркало и водосборную территорию. По данным ОНИС ПО «Маяк» плотность выпадений на акватории озер 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. [217].

Уже в начальный период после радиоактивных выпадений основная часть радионуклидов перешла из воды в донные отложения. После наступления динамического равновесия процессов сорбции/десорбции радионуклидов твердой фазой донных отложений динамика уровня радиоактив-

ного загрязнения абиотических и биотических компонентов водной экосистемы зависит: во-первых, от скорости распада изотопов; во-вторых, от скорости их заглупления в донные отложения, (в том числе, за счет перекрывания осадками) и, соответственно, выхода из активной зоны сорбции/десорбции. По нашим расчётам динамика активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Урускуль свидетельствует о равной значимости этих процессов [108].

В архивных данных УНПЦ РМ есть информация о массе сухих проб донных отложений, их глубине и площади отбора. Это позволило нам ориентировочно рассчитать плотность загрязнения озер Бердяниш, Урускуль и других, используя данные ПО «Маяк» [217]. Действительно, для ряда озер (Червяное, Большой Сунгуль, Тыгиш, Бердяниш) плотность загрязнения ^{90}Sr донных отложений значительно (в 1,4-6,4 раз) ниже плотности загрязнения водосборной территории. (Нужно учитывать, что озеро Бердяниш было промыто и до настоящего времени его вода сбрасывается в ЛБК). Однако, плотность загрязнения ^{90}Sr донных отложений озера Урускуль, по расчетам в 8,2 раза выше плотности загрязнения окружающей территории, а для озера Большой Игиш это соотношение составляет 37,9 раз. Аномально высокое загрязнение озера Большой Игиш объясняют внесением большого количества загрязненного навоза с целью замора рыбы и пресечения рыбной ловли [160]. С.Г. Левина [160] отмечает, что в настоящее время запас ^{90}Sr в элювиальных почвах возле озер ВУРС в несколько раз выше, чем в супераквальных. В частности для почв в районе озера Урускуль – в 2,8 раз, для озера Большой Игиш – в 2,6 раз. [160]. 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.

Согласно архиву данных УНПЦ РМ для 25 проб донных илов, отобранных в слое 0-5 см озера Бердяниш сотрудниками УНПЦ РМ, удельный вес варьировал от 0,05 до 1,34 г/см³, а для 16 проб озера Урускуль – от 0,10 до 1,48 г/см³.

По нашему мнению, такие различия плотности и других свойств донного грунта могут привести к большим погрешностям при оценке запаса радионуклидов и прогнозировании их поведения в водной экосистеме. Далее будет показано, как влияет место отбора пробы донных отложений на картину и динамику распределения радионуклидов по профилю.

При сопоставлении всех озер ВУРС в целом, прямая связь между уровнями загрязнения территории, воды озер и донных отложений в первый год после аварии прослеживалась достаточно хорошо. Однако, при выделении группы озер с малым и средним уровнем загрязнения корреляция в ней становится незначимой, что не позволяет даже в начальный период после аварии с достаточной точностью прогнозировать уровни загрязнения абиотических компонентов водоемов. В настоящее время для исследованных нами озер ЮУПРИ 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 (см. ниже).

Радиоактивное облако ВУРС образовалось после теплового взрыва емкости с высокоактивными ЖРО в основном в виде нитратов и ацетатов, поэтому радионуклиды облака находились в растворимых соединениях. После осаждения радиоактивного облака на поверхность водоемов они быстро распределились по всей толще воды. По данным ПО «Маяк» через 12 дней после аварии, 10 октября 1957 г. суммарная β -активность в воде озера Бердяниш составила $5,3 \times 10^4$ Бк/л, в воде озера Урускуль – $1,0 \times 10^5$ Бк/л. [217].

Сравнение данных ПО «Маяк» и УНПЦ РМ (таблица 16) показывает, что при последующих измерениях β -активности воды наблюдались значительные расхождения. Необходимо отметить, что с 1 января по 25 апреля 1958 г. озеро Бердяниш было сброшено в водоем В-10 Теченского каскада. После этого озеро было промыто водой из озера Иртяш [193].

Таблица 16 – Суммарная β -активность воды озер, Бк/л

Озеро	По данным ОНИС ПО «Маяк» летом 1958 г. [217]	По данным УНПЦ РМ
Бердяниш	2400	7770 (1.07.1958) 2590 (24.07.1958)
Кожакуль	14	3922 (24.07.1958)
Урускуль	3700	12099 (28.03.1958)

Исследования, выполненные сотрудниками ПО «Маяк», показали что β -активность воды открытых водоемов на ВУРС быстро снизилась. Часть радионуклидов были короткоживущими, поэтому через год после аварии основным β -излучающим радионуклидом стал ^{90}Sr . Кроме того уже летом 1958 г. около 90% β -излучающих радионуклидов сорбировались твердой фазой донных отложений, суммарная β -активность воды в озере Бердяниш снизилась в 38 раз, в озере Урускуль – в 28 раз. [217, 273].

На рисунках 27-29 приведена динамика суммарной β -активности воды по данным УНПЦ РМ. Эти данные в целом соответствуют представленным ПО «Маяк», однако начало измерений датировано более ранним периодом – 2-4.10 1957 г.

По данным УНПЦ РМ со 2.10.1957 г. по 24.07.1958 г. суммарная β -активность воды в озере Бердяниш снизилась в 75 раз (только за два дня, с 2.10.1957 г. по 4.10.1957 г. в 4 раза), озере Урускуль с 2.10.1957 г. по 28.03.1958 г. – в 8,5 раз. По-видимому, сброс воды и промывка озера Бердяниш была эффективна, однако в результате уровень воды в водоеме В-10 поднялся на 107 см, и через его земляную плотину началась сильная фильтрация [193]. Это привело к дополнительному загрязнению воды и прибрежной территории системы реки Теча, а также к необходимости постройки водоема В-11.

Различные исследователи рассчитывали параметры динамики радиоактивного загрязнения воды озер. По данным ПО «Маяк» в течение 1959-1982 гг. объемная активность ^{90}Sr в воде озер ВУРС снизилась в 14 раз. В озерах Бердяниш и Урускуль, находящихся в головной части следа – в 13-32 раза. β -активность с осени 1957 г. снизилась в 700-1400 раз. Период полуменьшения концентрации ^{90}Sr в воде составил 6 лет. Наибольшее снижение было 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 (озера Тыгиш, Б. Сунгуль, Червяное). [217].

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. [196].

С.Г. Левина [160] приводит данные о том, что в первые 3-5 лет после аварии период полуочищения воды от ^{90}Sr составлял 0,3-0,9 лет. В последующие годы, когда короткоживущие радионуклиды распались, и установилось динамическое равновесие процессов сорбции и десорбции в донных отложениях, период полуочищения воды увеличился до 12-17 лет. По мнению С.Г. Левиной, на скорость самоочищения влияют водность года, минерализация водоемов, особенности донных отложений. В озерах с высокой степенью эвтрофности, например, Малый Игиш и Травяное самоочищение происходило с большей скоростью. [160].

С.В.Фесенко [296] с соавт. при анализе динамики снижения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Урускуль выделил три периода: 1 год, 2-10 лет и 10-50 лет после загрязнения водоема смесью радионуклидов, в течение этих периодов 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 раз (без учета радиоактивного распада). Предполагается, что это происходит в результате преобладания процессов сорбции радионуклидов на взвешках неорганического и органического происхождения с последующим их осаждением, а также обменных и сорбционных процессов на границе воды и донных отложений. В более поздние сроки сорбция радионуклидов происходит непосредственно в верхнем слое донных отложений, часть радионуклидов переходит в биомассу гидробионтов, которые после отмирания и разложения выносят их в донные отложения. Сроки 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 [296].

Расчеты сотрудников УНПЦ РМ показали, что период полуочищения воды озер ВУРС 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 [325].

Однако, необходимо учитывать большую площадь водного зеркала и объём водной массы озёр (Бердяниш – $9,5 \text{ км}^2$ и 25 млн. м^3 , Урускуль – 5 км^2 и 15 млн. м^3), а также отсутствие надежных средств навигации. В материалах УНПЦ РМ и публикациях сотрудников ПО «Маяк» нет указаний на организацию постоянных станций для отбора проб. На рисунках 27-31 видно, насколько велик был разброс результатов измерений активности воды озер на ВУРС и КРС в первые годы и даже десятилетия после загрязнения. Поэтому результаты расчётов и прогнозов, сделанных в этот период, являются очень приближенными и имеют большую погрешность.

На рисунках 30 и 31 показана динамика радиоактивного загрязнения воды в озерах КРС. Так же, как и на озерах ВУРС, диапазон колебаний значений, особенно в начальный период после выпадения радиоактивных частиц, весьма велик.

На гистограмме распределения значений суммарной β -активности в большом количестве проб воды (97 проб), отобранных сотрудниками УНПЦ РМ на озере Урускуль 1.07.1964 г. (рисунок 32) также видно, что разброс значений активности в пробах весьма велик.

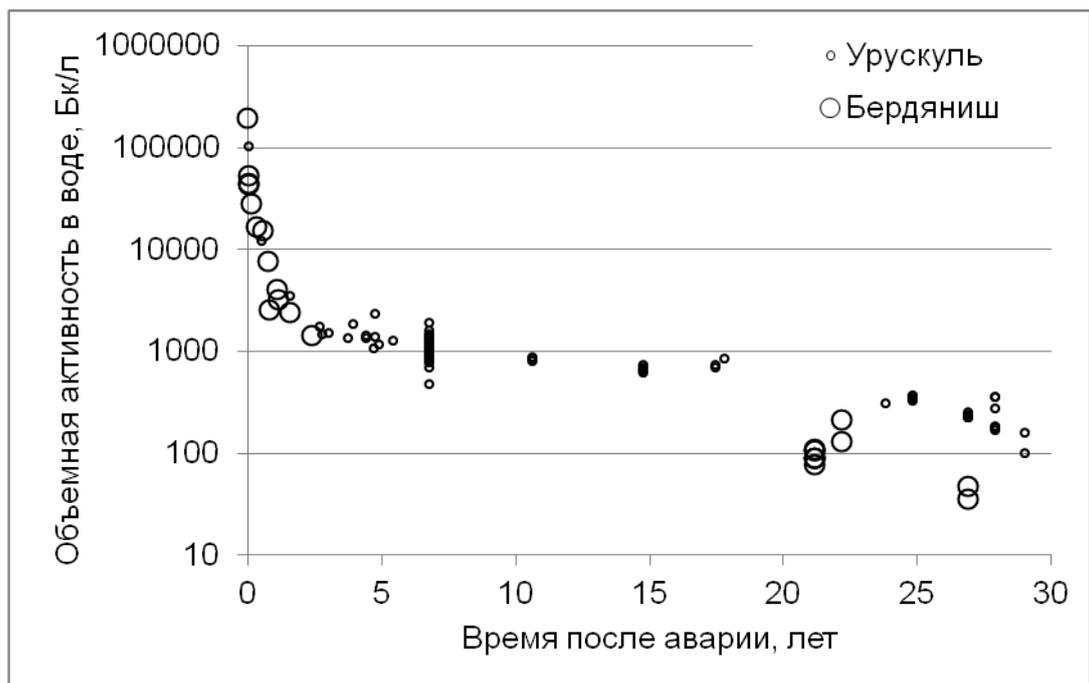


Рисунок 27 – Динамика β -активности радионуклидов в воде озер на ВУРС (Урускуль и Бердяниш)

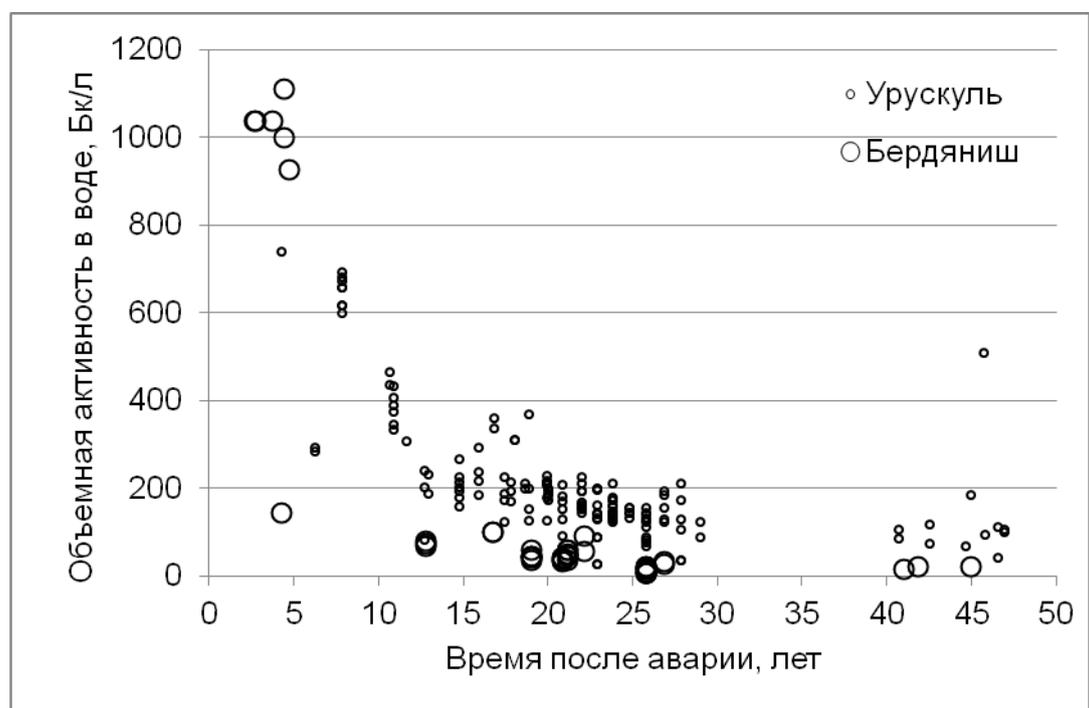


Рисунок 28 – Динамика активности ^{90}Sr в воде озер на ВУРС (Урускуль и Бердяниш)

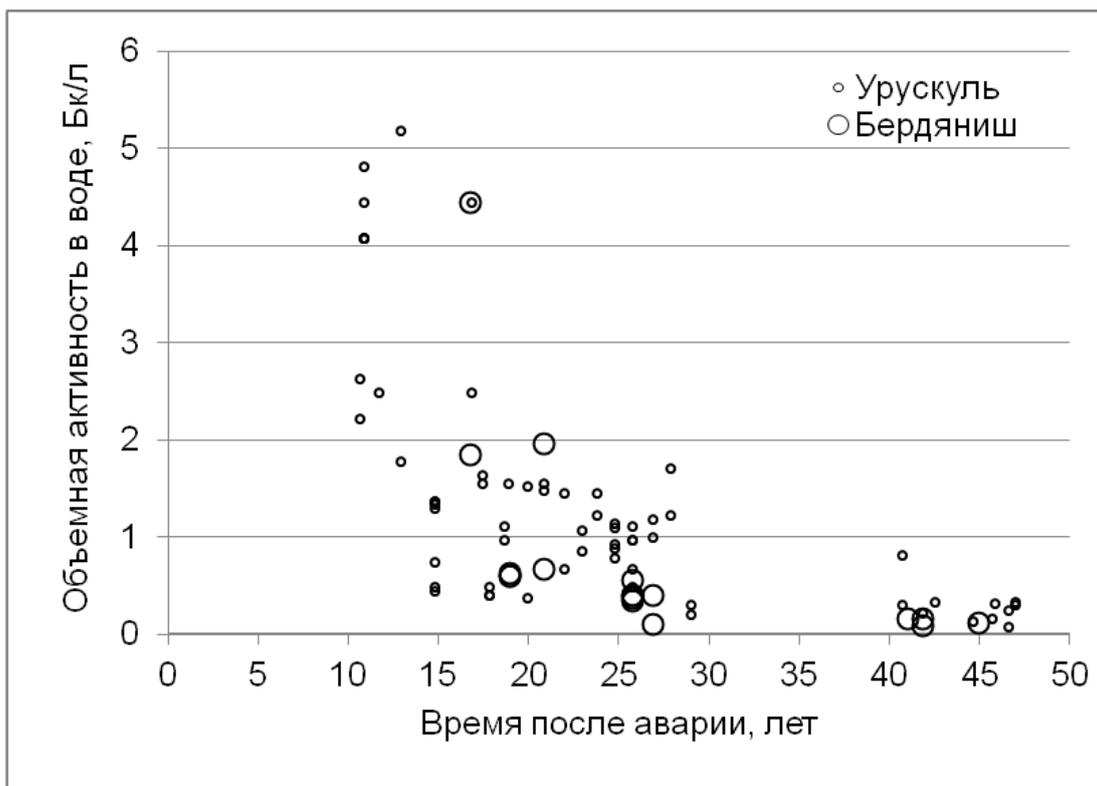


Рисунок 29 – Динамика активности ^{137}Cs в воде озер на ВУРС (Урускуль и Бердяниш)

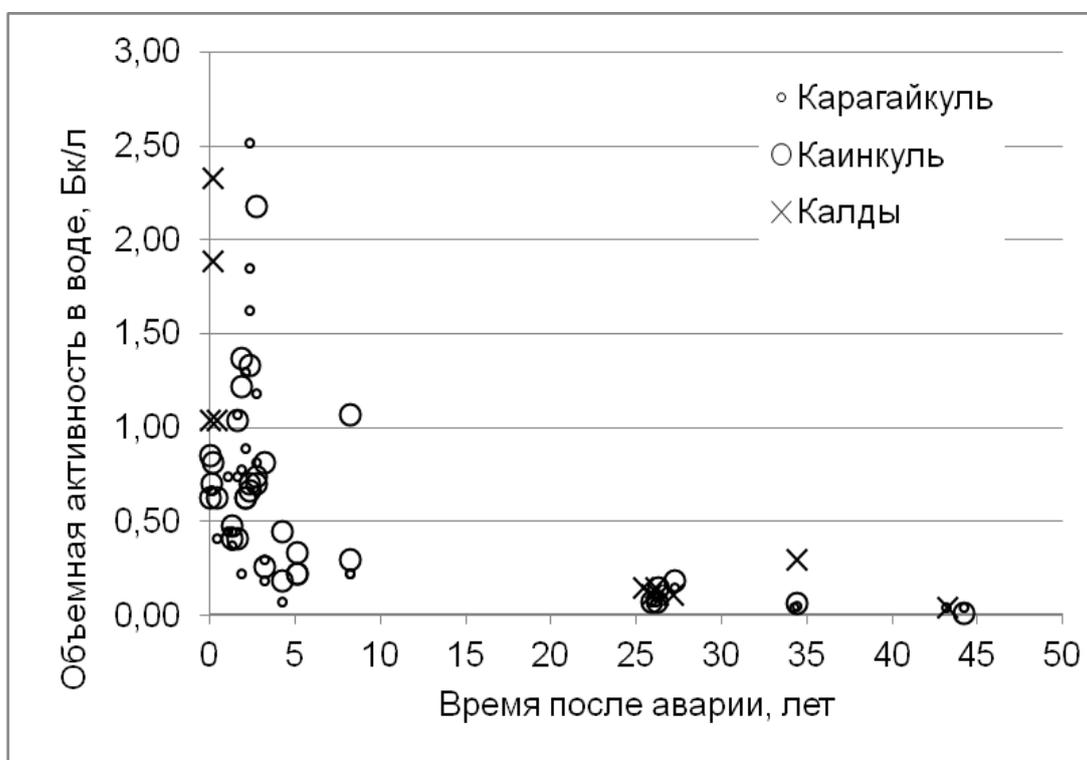


Рисунок 30 – Динамика активности ^{90}Sr в воде озер на КРС (Карагайкуль, Каинкуль, Калды)

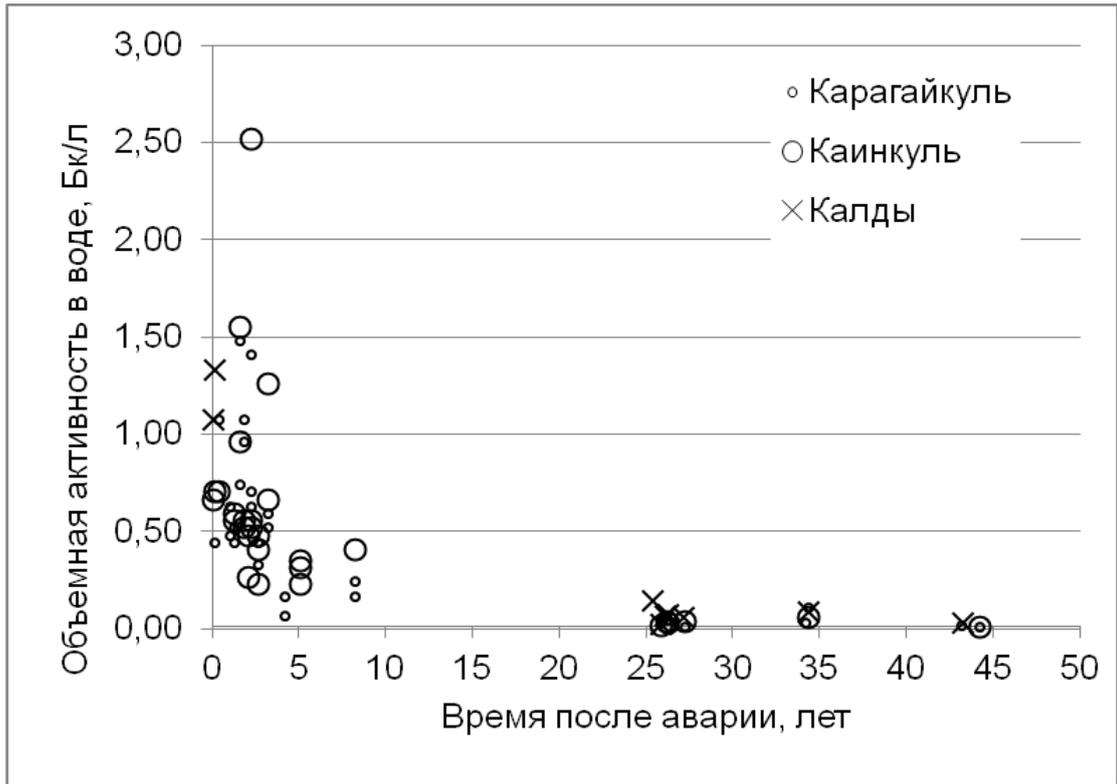


Рисунок 31 – Динамика активности ^{137}Cs в воде озер на КРС (Карагайкуль, Каинкуль, Калды)

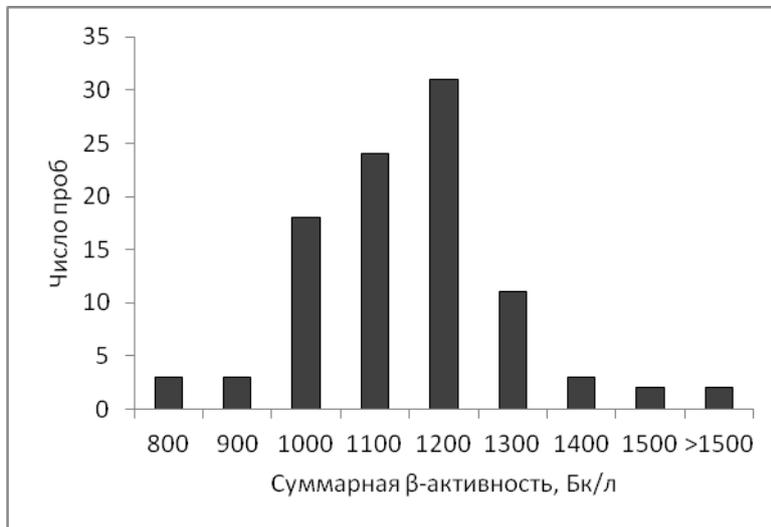


Рисунок 32 – Распределение значений суммарной β -активности радионуклидов в воде озера Урускуль 1.07.1964 г.

В целом, распределение значений близко к нормальному. Н.Г. Мешалкина считала, что распределение ^{90}Sr , стронция стабильного и кальция в иле, в воде, в рыбе не противоречит нормальной кривой распределения, по-

этому оценку содержания ^{90}Sr в непроточном водоеме следует производить с учетом закона нормального распределения. [196].

Как будет показано ниже, распределение значений активности в донных отложениях не соответствует нормальному. По нашему мнению, большой разброс значений не позволяет рассчитать параметры эмпирико-статистических моделей с точностью, достаточной для прогнозов.

Необходимо учитывать, что результат измерения зависит от глубины отбора пробы, от сезона, погодных условий и других факторов. Так, по данным Н.Г. Мешалкиной, объемная активность ^{90}Sr в воде озер Тыгиш и Большой Сунгуль при поверхностном отборе проб была соответственно в 1,53 раза и 1,42 раза выше, чем при глубинном отборе, а в воде озера Червяное была практически одинаковой [196]. С. В. Фесенко с соавторами обнаружил, что распределение концентрации радионуклидов в 36 пробах воды на разной глубине озера Урускуль практически одинаково [296].

Н.Г. Мешалкина показала, что в озерах ВУРС 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 озере Большой Сунгуль активность ^{90}Sr весной достоверно выше, чем зимой [196].

Исследованиями ПО «Маяк» установлено, что весной 1958 г. с водосборной территории водоемов тальми водами была смыта в озера часть радионуклидов выпавших на водосбор и питающие озера болотистые понижения. В последующие годы с поверхностным стоком в озера поступало значительно меньше радионуклидов [217]. На роль поверхностного стока указывает несоответствие запасов ^{90}Sr , рассчитанных по начальной плотности выпадений, и измеренных через 7-10 лет. В частности, в озере Бердяниш 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. [217].

По данным Н.Г. Мешалкиной [196], на второй год после образования ВУРС отмечали горизонтальную миграцию ^{90}Sr и ^{137}Cs с загрязненной территории водосбора, с твердой и жидкой частью стока. Однако, она считает, что вторичное загрязнение несущественно, так как после весеннего снеготаяния не происходило повышения объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер [196].

Величина стока ^{90}Sr зависит от сезона, в который произошли первичные атмосферные выпадения. Н.Г. Мешалкина считала, что 40% ^{90}Sr , выпавшего на снежный покров стекает с водосбора с талыми водами, а при выпадении на непокрытую снегом поверхность сток ^{90}Sr составляет доли процента от его запаса на водосборе. По ее мнению, увеличение количества ^{90}Sr в озере за счет поверхностного стока 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. [196]. В то же время Н.Г. Мешалкина показала, что с водосборной территории за год выносятся 0,1% ^{90}Sr и 0,02-0,04% ^{137}Cs от их запаса. Величина стока на второй и десятый год после образования ВУРС практически не различалась. Она же рассчитала, что вторичное загрязнение непроточных водоемов за счет стока составляет 0,1-0,2% от первоначального запаса их в озере. [195, 196]. А.И. Смагин указывает, что в начале 1960-х гг. величина поверхностного стока с площади водосбора ^{90}Sr в озера головной части ВУРС составляла $\sim 0,2\%/год$, а для ^{137}Cs была на несколько порядков ниже [273].

Таким образом, мнения о вкладе горизонтального стока в загрязнение озер весьма противоречивы.

Такой разброс результатов расчетов параметров поверхностного стока дает основания считать, что применяемые методы измерений и расчетов были некорректны. Сорбционная и обменная емкость почвы относительно микроколичеств радионуклидов можно считать неограниченной. ^{90}Sr и ^{137}Cs в ионной форме настолько хорошо задерживаются почвой, что за несколько десятилетий не происходит смещения их по профилю более, чем на несколько сантиметров. Сколько-нибудь заметный вынос радионуклидов с почвенными частицами мог бы быть на участках линейной эрозии во время сильных дождей или весенних паводков. Однако площадь этих участков и, следовательно, площадь выноса, составляет ничтожную долю от водосборной территории.

Площадь зеркала озера Урускуль в настоящее время составляет 5 км², объем воды 15 млн. м³, средняя глубина около 3 м. берег пологий, ровный. Площадь зеркала озера Бердяниш – 9,5 км², объем воды 25 млн. м³, средняя глубина 2,7 м, озеро проточное. Площадь зеркала озера Кожаккуль – 8,5 км², объем воды 41 млн. м³, средняя глубина 4,8 м, западный и восточный берега пологие, ровные [305]. Расстояние между этими озерами не превышает их линейные размеры, территория между озерами по-

крыта лесом, на ней нет больших склонов. Площадь участков линейной эрозии, с которой возможен реальный перенос загрязненных частиц почвы, во много раз меньше площади акватории, на которую также выпадают осадки. Объем воды, поступающей в озера во время половодья, также не измерялся, но сопоставление количества годовых осадков, площади акватории, на которую они выпадают, глубины озер и объема воды в них дает основание полагать, что сток радионуклидов с водосборной территории компенсируется их разбавлением.

В озерах Чернобыльской зоны, в отличие от ЮУПРИ, отмечена более тесная прямая связь ($R^2=0,9$) между запасами радионуклидов на водосборах и в водной массе озер. [152].

Вода в проточных озерах и водохранилищах очистилась значительно быстрее, чем вода бессточных озер или озер с малым стоком. В 1996 году в озерах Кожановское и Святое (Брянская область) активность ^{90}Sr в воде была 0,6-1,5 Бк/л, ^{137}Cs – 10-20 Бк/л. Если почвы водосбора были богаты органикой, высокие уровни загрязнения воды поддерживались за счет стока с водосбора [326].

В то же время, активность ^{90}Sr в воде озера Персток (узкая длинная старица реки Припять, ППРИ) на глубине 0,2 м 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 озерах Святское и Святое (ППРИ) также возрастала с глубиной [152].

Для озер Беларуси, находящихся в Чернобыльской зоне, установлены сезонные колебания активности ^{137}Cs в воде, причем наибольшая активность отмечалась в летне-осенний период [152].

В непроточных водоемах ближней зоны ЧАЭС уровень загрязнения воды в 1989-1990 гг. был значительно выше, чем в реках Припять и Уж: в водоеме-охладителе ЧАЭС, соответственно активность ^{137}Cs в воде составляла 100-250 пКи/л, во взвешенных частицах 40-60 пКи/л, активность ^{90}Sr в воде 250-600 пКи/л (3,7-9,25; 1,48-2,22; 9,25-22,2 Бк/л); в Припятском затоне соответственно – 80-400, 25-100, 3000-4000 пКи/л (2,96-14,8; 0,925-3,7; 111-148 Бк/л); в пойменных левобережных непроточных водоемах реки Припять – 1000-3000, 100-200, 1000-10000 пКи/л (37-111; 3,7-7,4; 37-370 Бк/л); в озере Глубокое – 800-1200, 100-140, 6000-10000 пКи/л (29,6-44,4; 3,7-5-18; 222-370 Бк/л). [197].

Искусственные пруды и водохранилища на территории ППРИ и ВБПРИ исследованы мало. На реке Припять в начальный период аварии на ЧАЭС были построены земляные плотины для ограничения распростране-

ния радиоактивного загрязнения вниз по руслу, но они были смыты весенним паводком. Донные отложения водохранилищ Днепровского каскада глинистые и хорошо сорбировали радионуклиды из воды, поэтому активность воды в Днепре через 20 лет после аварии не отличалась от фоновой. Активность ^{137}Cs в воде водоема-охладителя ЧАЭС составляла 1-2 Бк/л [326].

Отмечается, что уровень загрязнения поверхностных вод в зоне ЧАЭС значительно снизился уже через несколько недель после выпадений за счет осаждения взвешенных частиц, разбавления, сорбции грунтами. В озере Святое в 1997 г. в воде находилось около 1% ^{137}Cs , а в донных отложениях около 99% от общих запасов. Предполагается, что возможно вторичное загрязнение водоемов за счет десорбции и высвобождения радионуклидов из грунтов, почвы и торфа, однако через 20 лет после аварии поверхностные воды были признаны пригодными для орошения [326].

Особое место среди радиоактивных водоемов занимают технологические водоемы Теченского каскада.

На территории ЮУПРИ был построен Теченский каскад водоемов (ТКВ) с целью ограничения распространения радиоактивного загрязнения из верховьев реки Теча. Грунтовые плотины непроточных водоемов В-10 и В-11 были построены в 1956 г. и в 1964 г., соответственно. Поскольку уровень воды в этих водоемах быстро поднимался, были сооружены также правобережный (ПБК) и левобережный (ЛБК) обводные каналы для перехвата поверхностного стока с водосборной территории в эти водоёмы [27].

На рис. 33 и 34 представлены данные УНПЦ РМ о динамике объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде В-10 и В-11. С 1966 г. объемная активность радионуклидов в воде В-10 и В-11 варьировала с очень большой амплитудой. При одновременном отборе проб из разных точек активность радионуклидов могла различаться на порядки. Это не позволяет оценить динамику радиоактивного загрязнения воды с достаточной точностью.

Тем не менее, для сравнения динамики радиоактивного загрязнения воды водоемов различных типов нами были рассчитаны уравнения аппроксимирующих кривых вида $y=ae^{bx}$, где b – характеризует скорость снижения объемной активности воды. Значения b для В-10: ^{90}Sr – -0,0017, ^{137}Cs – -0,032; для озера Урускуль ^{90}Sr – -0,043, ^{137}Cs – -0,059; для реки Теча: ^{90}Sr – -0,049, ^{137}Cs – -0,033. [107, 109]. Если бы снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде происходило только за счет их распада, коэффициент b был бы равен -0,023.

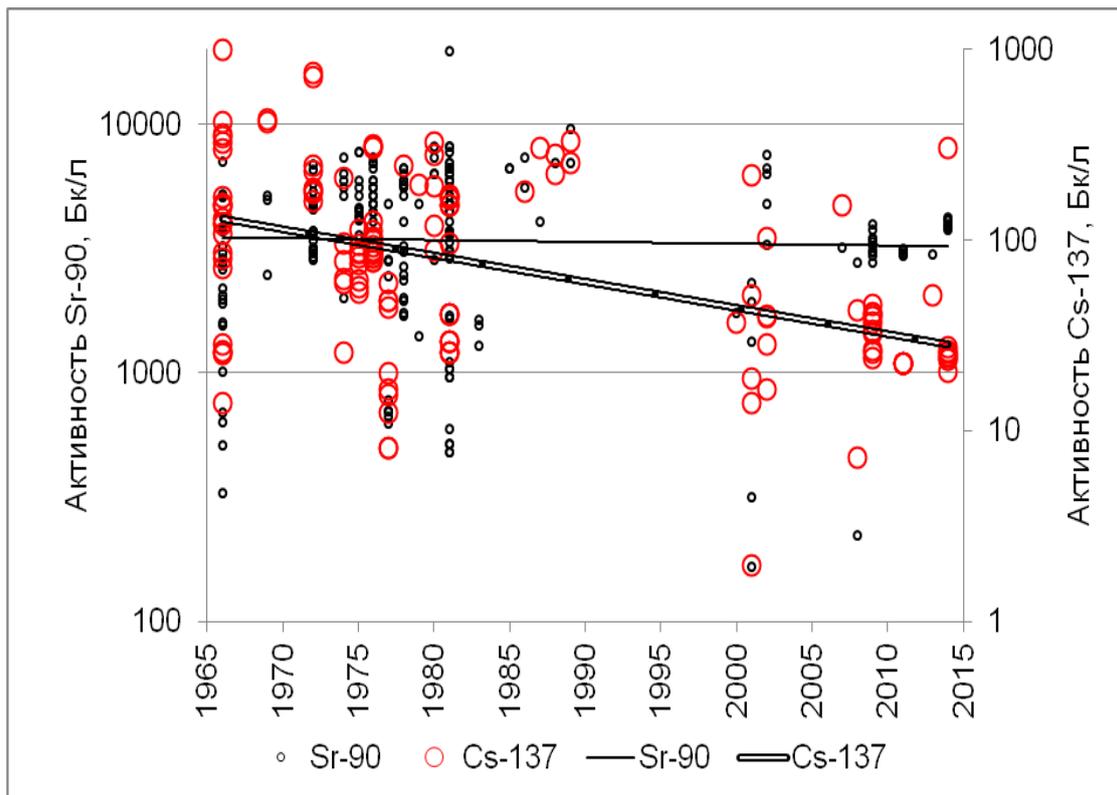


Рисунок 33 - Объемная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде водоема В-10.

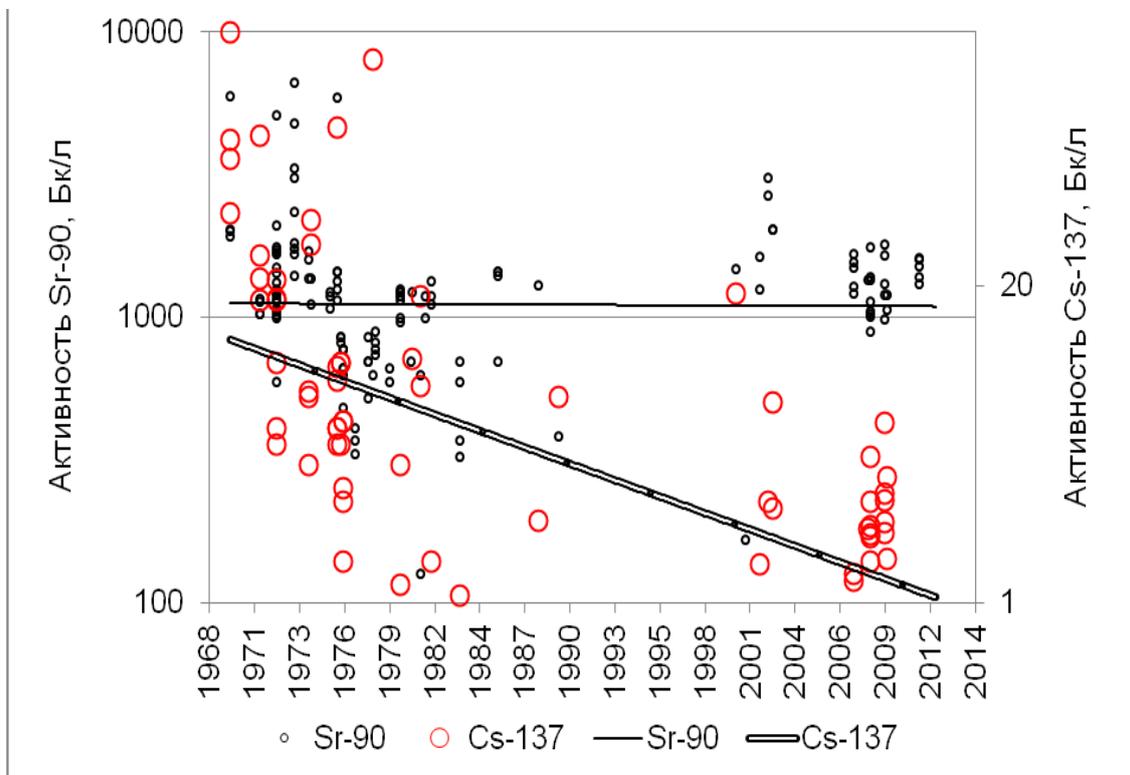


Рисунок 34 - Объемная активность ^{90}Sr ^{137}Cs в воде водоема В-11

Однако рассчитанные значения b в большинстве случаев превышают эту величину. Следовательно, самоочищение водоемов связано не только с процессами радиоактивного распада.

Это явление не объясняется также разбавлением за счет менее загрязненной воды и ила с водосборной территории, так как водоем В-10 окружен обводными каналами, а водосборная территория верховьев реки Теча и территория вокруг озера Урускль загрязнены не меньше, чем их донные отложения. Возможно, при диффузии радионуклидов в глубокие слои донных отложений равновесие сорбции и десорбции смещается, и сорбция в донных отложениях преобладает. Увеличение КДА в водоеме В-10 с 2009 г. до 2014 г. [108] подтверждает это предположение.

В таблице 17 отражена динамика объемной активности ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде В-10 в 2009-2014 гг. За этот период уменьшилась активность ^3H , и возросла активность ^{90}Sr . Соотношение $^{90}\text{Sr}/^3\text{H}$ за 5 лет возросло вдвое.

Таблица 17 -Содержание радионуклидов в воде водоема В-10 (2009-2014гг), Бк/л[109]

Месяц, год отбора	^3H	^{90}Sr	^{137}Cs
07.2009	3426±15	3240±155	41±2,9
08.2009	3225±34	3398±508	28,4±4,2
10.2011	2291	3060±82	22,6
07.2012	2138	не опр.	не опр.
05.2013	1932	3011	51,5
08.2014	не опр.	3972±203	26,8±2,0
09.2014	2103±142	4045±113	23,4±2,3

По данным ПО «Маяк» в 2005 г. активность ^3H в водоеме В-10 составляла 9700 Бк/л [23]. Активность ^3H резко упала в пробах воды 2011 гг., а с 2011 г. по 2014 г. была относительно стабильной. Такое быстрое снижение активности ^3H в воде не соответствует скорости его распада. Относительная стабильность объемной активности ^3H в 2011-2014 гг. свидетельствует о продолжающемся загрязнении В-10 ^3H и другими радионуклидами.

^3H может находиться в составе гидробионтов и с их останками фиксироваться на некоторое время в донных отложениях. Но сухая биомасса гидробионтов, и связанного в ней ^3H значительно меньше, чем даже количество воды, содержащейся в нативной биомассе, и несопоставимо с объемом воды в водоемах. Ранее нами было показано, что НТО испаряется быстрее, чем H_2O [96], что, по-видимому, и является основной причиной

резкого снижения уровня загрязнения ^3H водоема В-10 с учетом жаркого и засушливого лета 2010 года.

Испарение НТО с поверхности технологических водоемов ПО «Маяк» приводит к загрязнению ей воды озер и, по-видимому, также наземных экосистем практически на всей территории ППРИ.

На рисунке 35 представлена динамика содержания ^3H в воде озер с 2009 г. по 2013 г.

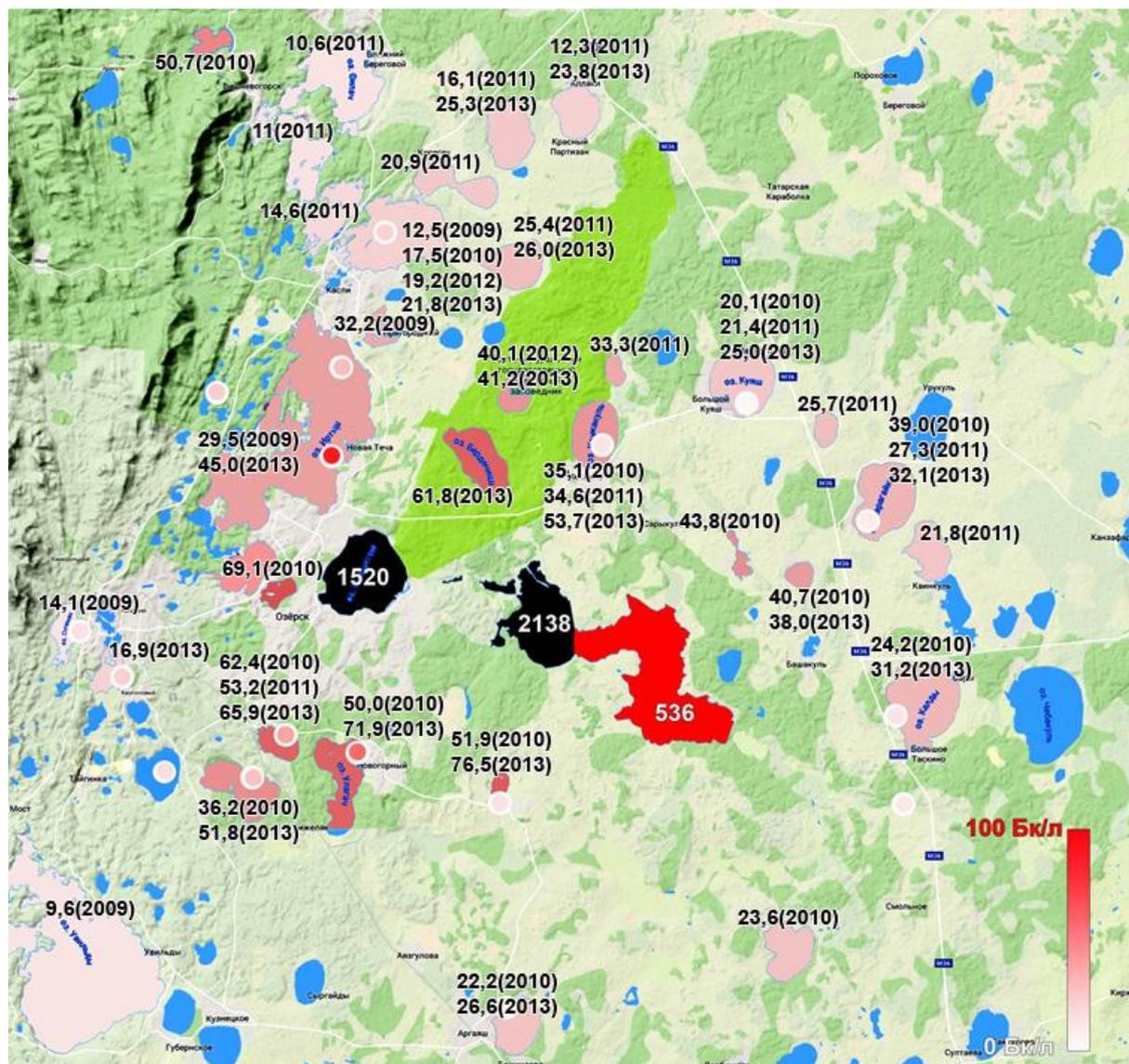


Рисунок 35 – Активность ^3H в воде озер и зимних осадках (в кругах), Бк/л (в скобках год отбора)

В большинстве случаев, активность ^3H в воде озер в 2013 г. была больше, чем в предыдущие годы. Единственный источник поступления ^3H в воду озер – атмосферные осадки. Однако в зимних осадках в 2010 г., 2011 г. и 2013 г. содержание ^3H было в несколько раз ниже, чем в воде озер

(Исключение составляет озеро Улагач). [96]. Систематического исследования ^3H в дождевых осадках ЮУПРИ, ППРИ, ВБПРИ до настоящего времени не проводили. В конце 1970-х в юго-восточной Азии было отмечено, что максимум выпадения ^3H с осадками приходился на весенн-летний период [154].

В сентябре 2011 г. в дождевой воде, отобранной нами в н.п. Тюбук активность ^3H составила 52,3 Бк/л; в июле 2013 г. активность ^3H в дождевой воде в н.п. Большое Таскино составила 13,5 Бк/л, Башакуль – 12,4 Бк/л, Челябинск – 13,1 Бк/л.

По-видимому, распределение в атмосфере и дальнейшее выпадение на поверхность НТО, испаряющейся из технологических водоемов ПО «Маяк» может изменяться в широких пределах.

Таким образом, распространение ^3H из поверхностных загрязненных вод происходит воздушным путем за счет испарения и конденсации с осадками. Снижение концентрации ^3H в осадках и воде бессточных озер по мере удаления от источника загрязнения позволяет определить размеры территории, на которой происходит локальный круговорот воды. Исследование фильтрации ^3H через грунт позволит оценивать направление и скорость движения грунтовых вод.

Динамика активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде В-10 не совпадает. Так, в 2013 г. активность ^{90}Sr была минимальной, а активность ^{137}Cs – максимальной. По-видимому, на колебания уровня загрязнения воды оказывает влияние не только переток из водоема В-4, но и другие факторы, влияющие на баланс сорбции и десорбции ^{137}Cs и ^{90}Sr .

4.2.2 Динамика загрязнения донных отложений водоемов

Донные отложения водоемов (ДОВ) являются многокомпонентной органоминеральной системой. Они являются субстратом для живых организмов, депо биогенных элементов, и обеспечивают самоочищение водоемов от поступающих в воду ксенобиотиков. В водоемах устанавливается динамическое равновесие процессов:

- обмена ионами между твердой и жидкой фазой;
- осаждения и растворения средне- и малорастворимых соединений;
- сорбции и десорбции молекул твердой фазой;
- поглощения химических элементов биотическими компонентами и высвобождения их при минерализации отмершей биомассы.

Потому ДОВ при изменении физико-химических условий могут стать источником вторичного загрязнения воды водоемов.

ДОВ в озерах ВУРС сотрудники УНПЦ РМ исследовали с 1960 года. 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.

В течение первых 5 лет исследования распределения радионуклидов ДОВ на этих озерах было установлено, что выпавший на водную поверхность ^{90}Sr через 2-3 года максимально переходит в ДОВ, ^{144}Ce – через 1-3 месяца, Ru – в течение первого года после выпадений [217].

С.В. Фесенко [296] с соавт. выделяет два механизма и три стадии самоочищения пресноводного водоема после однократного загрязнения:

- биогенный механизм – поглощение радионуклидов гидробионтами, перенос радионуклидов в ДОВ в виде физиологических отходов и отмершей биомассы.

- хемогенный механизм:

а). сорбция на минеральных взвешках оседающих на дно водоема;

б). сорбция непосредственно ДОВ;

в). соосаждение с карбонатами (наиболее свойственно для ^{90}Sr);

г). соосаждение с коагулирующими гелями гидроксидов железа, марганца или алюминия.

1 стадия – интенсивная сорбция радионуклидов из воды. По мере насыщения радионуклидами верхнего слоя ДОВ процесс замедляется;

2 стадия – сорбция сопоставима с выносом радионуклидов в процессе детритообразования;

3 стадия – вынос радионуклидов из воды определяется полностью процессом детритообразования, слой оседающего на дно детрита перекрывает слой насыщенный сорбированными радионуклидами. Радионуклиды мигрируют из насыщенного ими слоя в верхние слои [296].

Вызывает сомнения, однако, что ничтожные с химической точки зрения концентрации радионуклидов способны насытить даже верхний слой донных отложений. Возможно, переходу радионуклидов из первоначального сорбирующего слоя в перекрывающий слой способствует восстановительная среда в анаэробных условиях.

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. [32]. На железомарганцевых конкрециях из озера Ричи коэффициент распределения ^{90}Sr составлял 182-370 мл/г [153]. Смешанный сапропель дает коэффициент распределения 1110 мл/г [215].

В экспериментах с большим количеством образцов (63 образца почв и пород) средний коэффициент распределения составлял 355 мг/л, максимальный 10200 мг/л [338]. По отношению концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr в детрите и воде озера Урускуль значения коэффициентов распределения составили: 225 ± 40 для ^{90}Sr и 700 ± 50 для ^{137}Cs [296].

По данным ПО «Маяк» практически весь Sr (в среднем 96%) находится в донных отложениях в ионообменной форме. В первые пять лет после образования ВУРС константа распределения ^{90}Sr в системе ДОВ/вода варьировала от 4,5 до 38,3 (в среднем 11,9). В сапропелевых илах обмен совершался в слое 6-7 см, в торфянистых – 12-13 см. Со временем слой ионного обмена увеличивается за счет миграции ^{90}Sr в глубину, активность в воде снижается, константа распределения увеличивается. Например, доля ^{90}Sr в ДОВ озера Урускуль через 7 лет после аварии составляла 90%, через 20 лет – 99 % от общего запаса в водоеме. [217].

С.Г. Левина [160] показала, что 45% ^{90}Sr в илах оз. Урускуль и ряде других озер ВУРС связано с гидроксидами железа и марганца, 37% – с органическими соединениями, остальное количество содержится в обменной форме и твердом остатке. 88% ^{137}Cs связано с нерастворимым остатком. [160].

Исследование особенностей осадконакопления и их влияние на неоднородность радиоактивного загрязнения дна озер мало изучалось. Роль детрита в процессах перераспределения радионуклидов в системе непроточных водоемов оценивается по-разному. Коэффициенты накопления радионуклидов водными растениями очень велики [339], но биомасса их мала, поэтому запас радионуклидов в биоте может быть на два порядка меньше, чем в донных отложениях [196]. По данным ПО «Маяк» запасы биомассы в озерах невелики, соосаждение незначительно, поэтому преобладают сорбционные и ионообменные процессы в сапропелевых и торфянистых отложениях [217].

Однако для водных экосистем характерно быстрое накопление и отмирание биомассы. Еще А.П. Агре и В. И. Корогодина [9] отмечали, что в период обильного цветения воды 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 [9]. По-видимому, скорость накопления осадков в водоеме оказывает наибольшее влияние на распределение радионуклидов по профилю донных отложений. В отличие от почвы, в донных отложениях невозможно движение за счет гравитационных и капиллярных сил. Миграция радионуклидов может происходить только за счет диффузии и переноса бентосными организмами.

Уже в 1960 г. А.П. Агре и В.И.Корогодина 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 [9]. В 1962 г. благодаря работам под руководством А.Н. Мареева было известно, что в загрязненных водоемах происходит перемещение ^{90}Sr по профилю ДОВ, 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. [196].

С.В. Фесенко [296] с соавт. для озера Урускуль приводит данные о скорости накопления детрита в емкостях на дне озера Урускуль. Показатель скорости прироста донных отложений за год в среднем для трех проб составил: $V_0 = 0,24 \pm 0,04$ см/год. Соответственно, через 1 год, после поступления радионуклидов в водоем максимум их содержания в донных отложениях находился на глубине 0-0.5, 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 рассматриваемых радионуклидов. [296].

Как видно из вышеизложенного, до настоящего времени не сложилось единого мнения о процессах обмена техногенных радиоактивных изотопов, происходящих между водой и ДОВ. По-видимому, это объясняется пространственной и временной неоднородностью ДОВ.

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 озера Урусукуль. Верхий слой 0-8 см представляет собой «сильно растекающийся неконсолидированный наилкок серовато-бурого («подзолистого» – хорошо перегоревшей древесины) цвета» [160], далее, до глубины 64 см «темно-бурый мягкий ил»[160]. Таким образом, можно ожидать резкого изменения удельной активности радионуклидов между слоями 0-8 см и 8-64 см.

На рисунке 36 показана динамика β -активности ДОВ озер Урусукуль и Бердяниш в слое 0-5 см. Как видно на представленном рисунке, разброс значений β -активности в разных точках отбора очень высок.

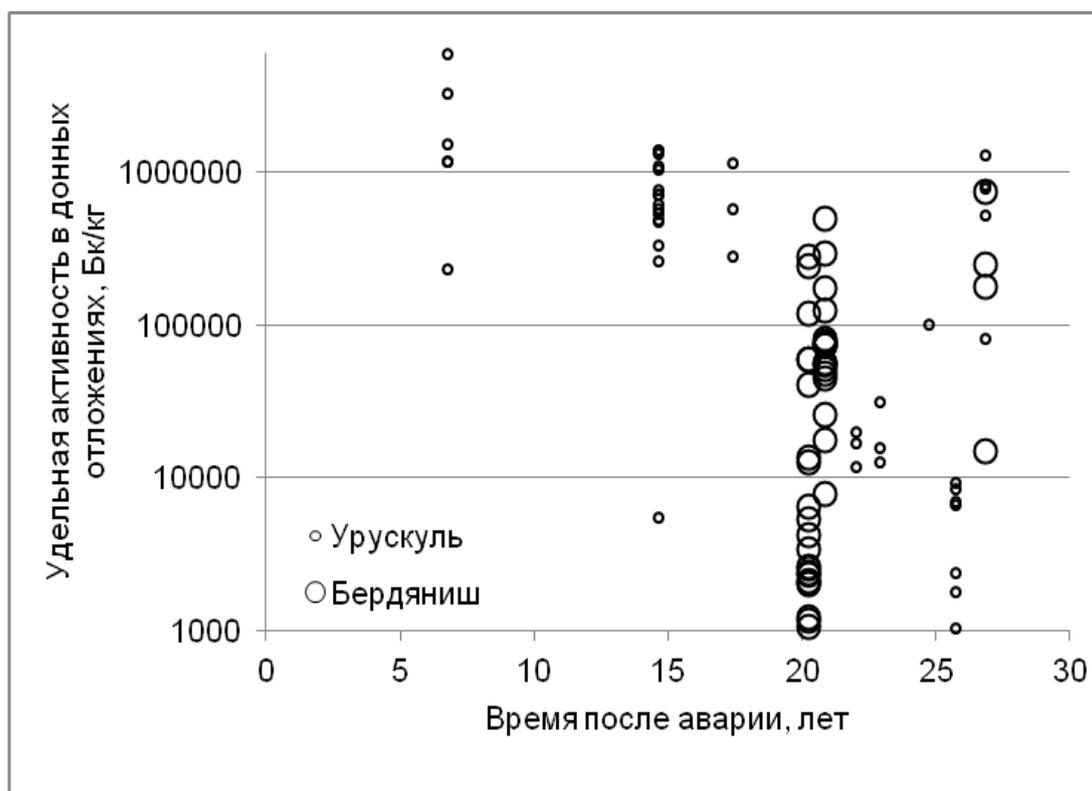


Рисунок 36 – Удельная β -активность радионуклидов в ДОВ (0-5 см) озер

Разброс значений активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений озер также весьма велик [112]. При этом, если распределение зна-

чений удельной активности в воде, как было сказано выше, было близко к нормальному, что позволяет провести статистическую обработку данных стандартными методами, то распределение значений активности в донных отложениях, как это следует из рисунков 37-39, 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 их 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 ВУРС в ДОВ озер Бердяниш и Урукуль были обнаружены градиенты удельной активности ^{90}Sr , в целом, соответствующие изолиниям плотности загрязнения следа. [217]. Н.Г. Мешалкина установила, что от береговой линии к центру озер изменяется гранулометрический состав ДОВ, увеличивается плотность загрязнения [196].

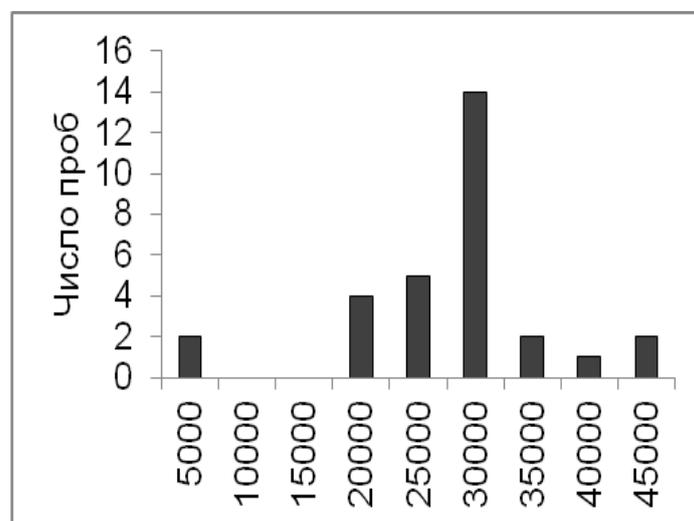


Рисунок 37 - Гистограмма распределения значений удельной активности ^{137}Cs в слое 0-5 см ДОВ озера Урукуль в 1968 г.

На территории ППРИ на озере Персток наблюдали противоположную картину. В ДОВ озера Персток, расположенного на расстоянии 13 км от ЧАЭС, высокая активность ^{137}Cs , (19240 ± 8540 Бк/кг), ^{90}Sr (2600 ± 545 Бк/кг), ^{241}Am (290 ± 150 Бк/кг) обнаружена в отложениях на мелководных участках озера. Содержание ^{137}Cs и ^{241}Am в донных отложениях глубоководной зоны значительно ниже (3170 ± 1260 и 18 ± 8 Бк/кг), содержание ^{90}Sr

колеблется в пределах 1240-2250 Бк/кг. Накопление ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных отложениях имеет положительную корреляцию с количеством органической фракции. Зависимость содержания ^{90}Sr в отложениях от количества органики хорошо описывается линейной функцией, в то время как накопление ^{137}Cs и ^{241}Am увеличивается лишь при уровне содержания органики в донных отложениях свыше 15% [211].

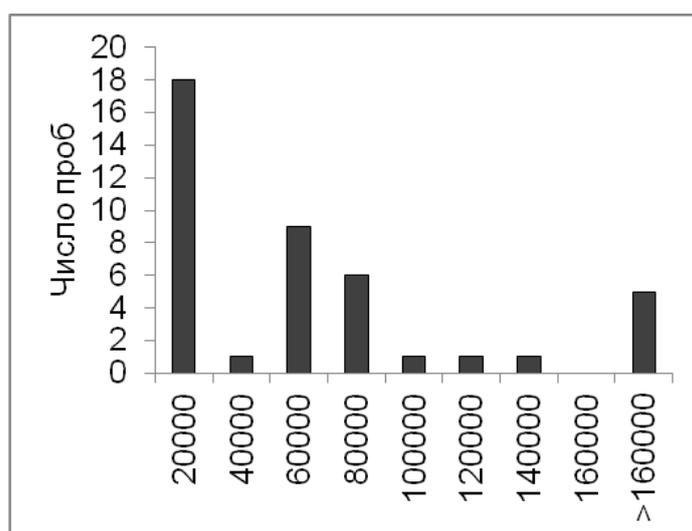


Рисунок 38 – Гистограмма распределения значений удельной β-активности в слое 0-5 см ДОВ озера Бердяниш в 1972 г.

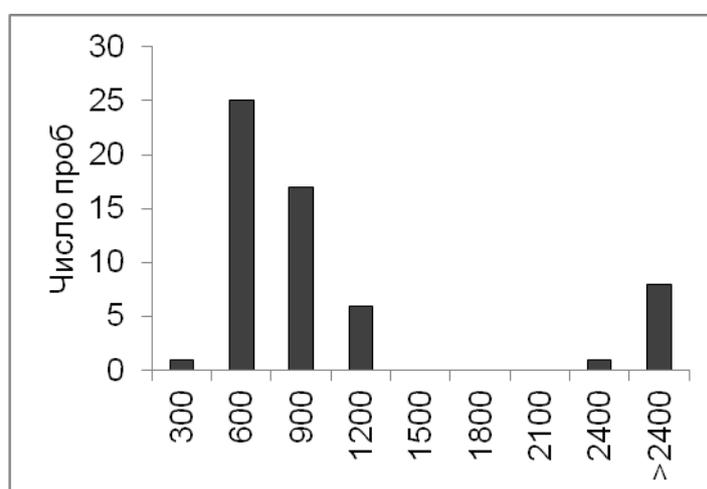


Рисунок 39 – Гистограмма распределения значений удельной β-активности в слое 0-5 см ДОВ озера Большой Сунгуль в 1962 г.

На рисунке 40 показана динамика распределения ^{90}Sr по профилю донных отложений озера Урускуль по данным ПО «Маяк» [217]. Как следует из рисунка 40, создается впечатление, что с 1964 г. по 1975 г. 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 в результатах измерения могут быть так же связаны с пространственной неоднородностью гранулометрического состава и физико-химических свойств ДОВ.

На рисунке 41 показана картина распределения β -активности по профилю ДОВ озера Урусуль. Отбор проб производился сотрудниками ФИБ-4 (в настоящее время УНПЦ РМ) 1 июля.1964 г. в 6 точках. На рисунке видно, что плотность загрязнения и картины распределения по профилю в разных точках отбора значительно различаются. Сравнение рисунков 40 и 41 показывает, что при отборе проб в разных точках невозможно отличить изменение картины распределения со временем и различия связанные с пространственной неоднородностью.

На рисунках 42-50 показаны примеры картин распределения радионуклидов, в ДОВ озер ЮУПРИ. Со временем действительно происходит миграция радионуклидов в толщу донных отложений, однако в большинстве случаев смещения максимума активности в глубину не происходит. Можно предположить, что скорость осадконакопления в точках отбора, где зафиксировано смещение максимума, значительно выше, чем на остальной территории дна.

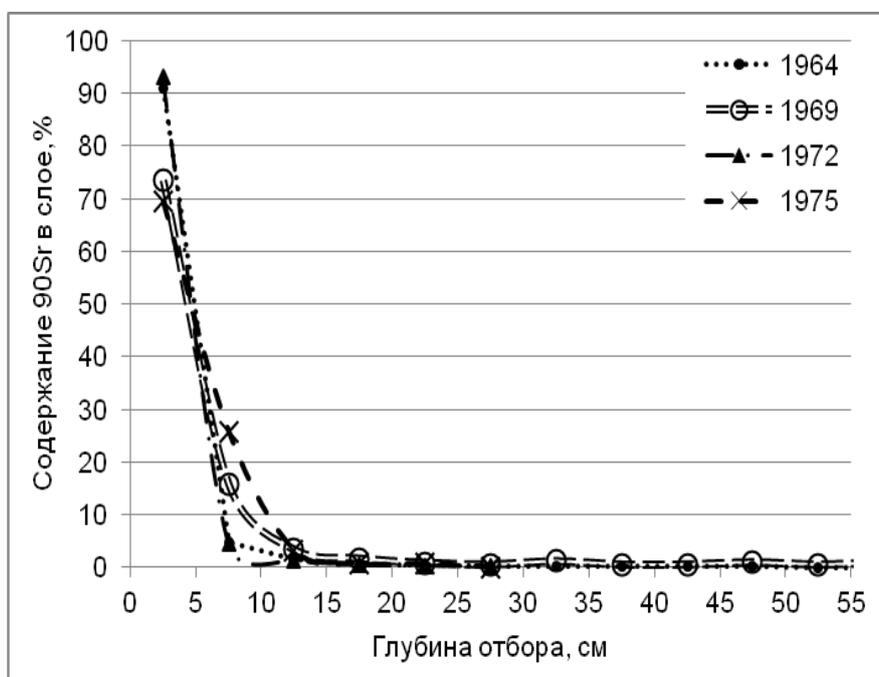


Рисунок 40 – Распределение ^{90}Sr по профилю ДОВ озера Урусуль (ВУРС) по данным ПО «Маяк» [217]

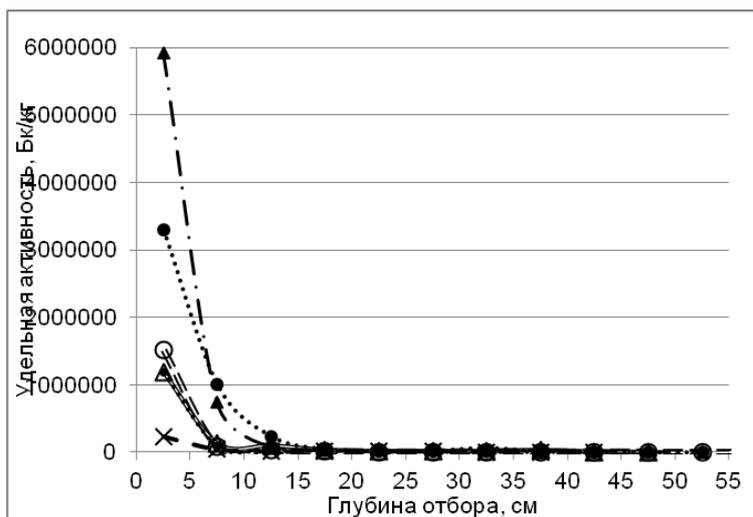


Рисунок 41 – Распределение суммарной β -активности по профилю ДОВ озера Урускуль (ВУРС) в 6 разных точках отбора 1.07.1964 г.

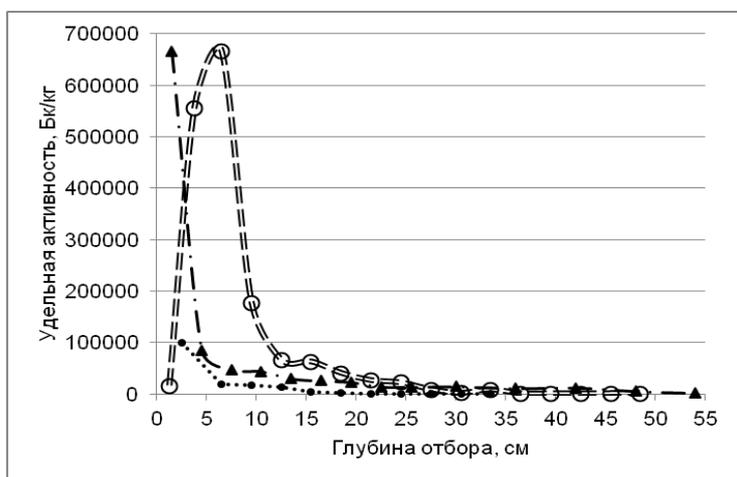


Рисунок 42 – Распределение суммарной β -активности по профилю ДОВ озера Урускуль (ВУРС) в 3 разных точках отбора в 1982 г.

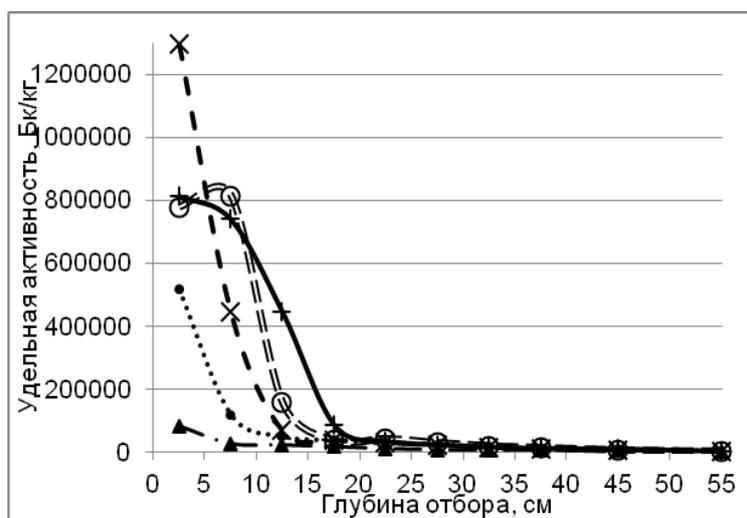


Рисунок 43 – Распределение суммарной β -активности по профилю ДОВ озера Урускуль (ВУРС) в 5 разных точках отбора в 1984 г.

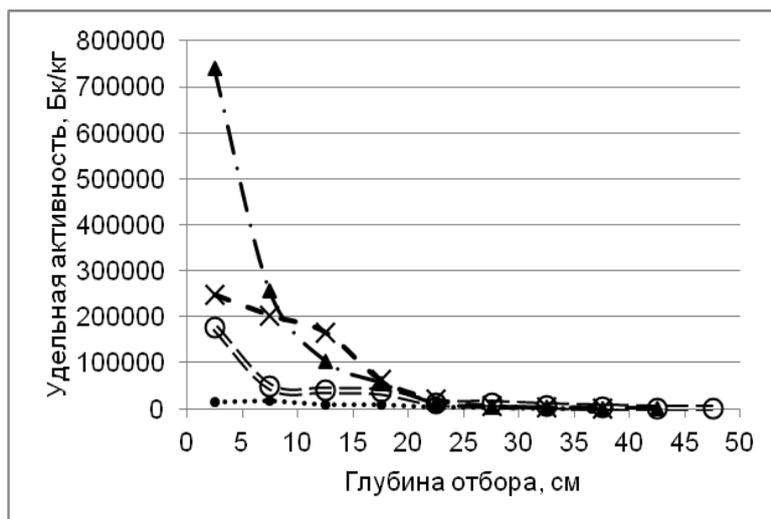


Рисунок 44 – Распределение суммарной β -активности по профилю ДОВ озера Бердяниш (ВУРС) в 4 разных точках отбора в 1984 г.

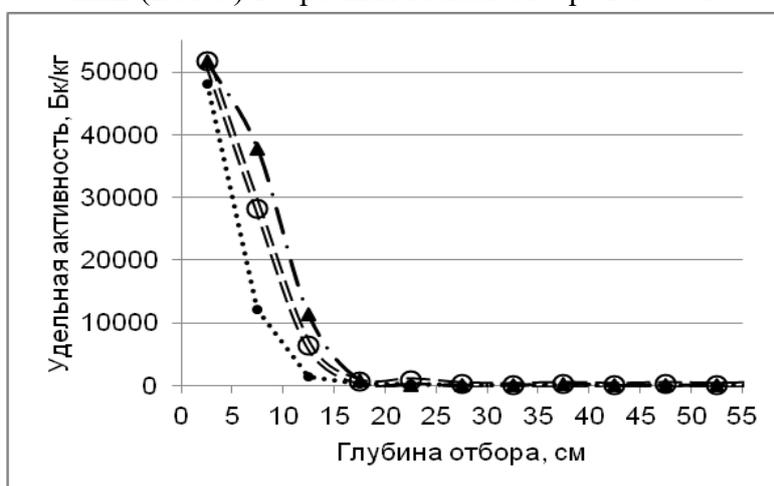


Рисунок 45 – Распределение ^{137}Cs по профилю ДОВ озера Урускуль (ВУРС) в 3 разных точках отбора в 1969 г.

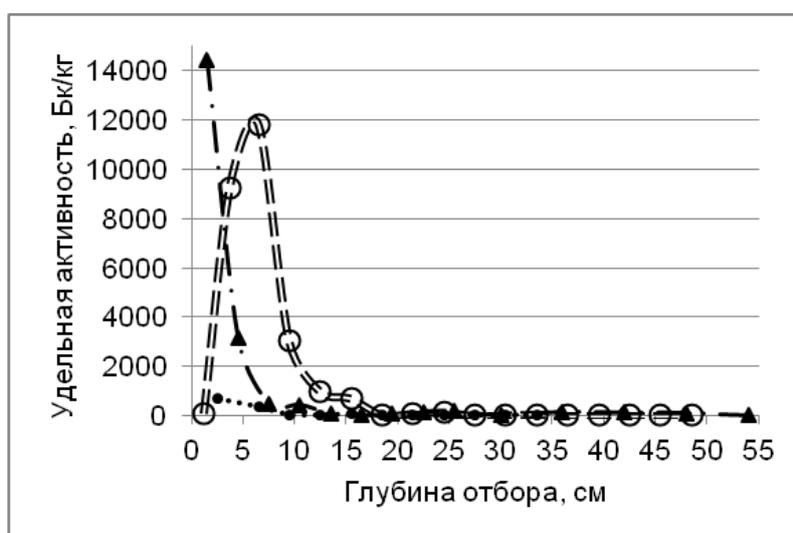


Рисунок 46 – Распределение ^{137}Cs по профилю ДОВ озера Урускуль (ВУРС) в 3 разных точках отбора в 1982 г.

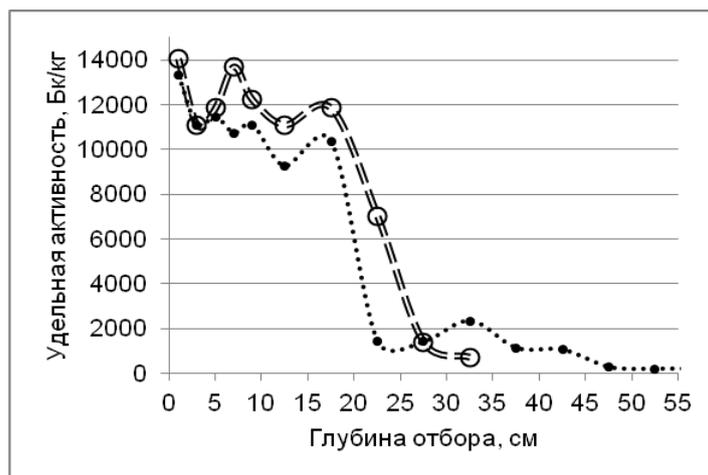


Рисунок 47 – Распределение ^{137}Cs по профилю ДОВ озера Урускуль (ВУРС) в 2 разных точках отбора в 1998 г.

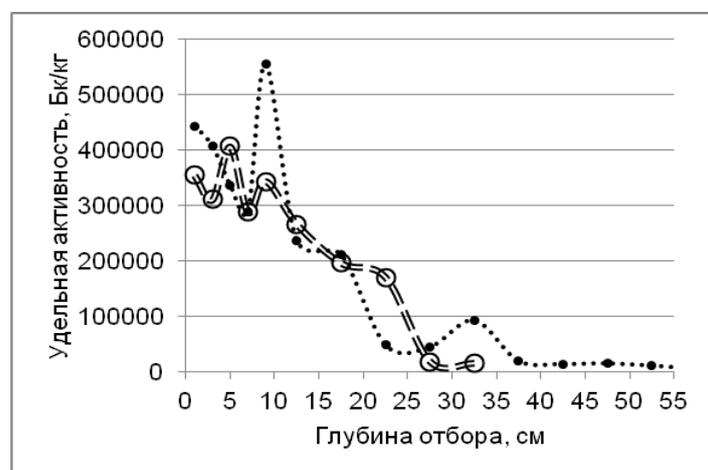


Рисунок 48 – Распределение ^{90}Sr по профилю ДОВ озера Урускуль (ВУРС) в 2 разных точках отбора в 1998 г.

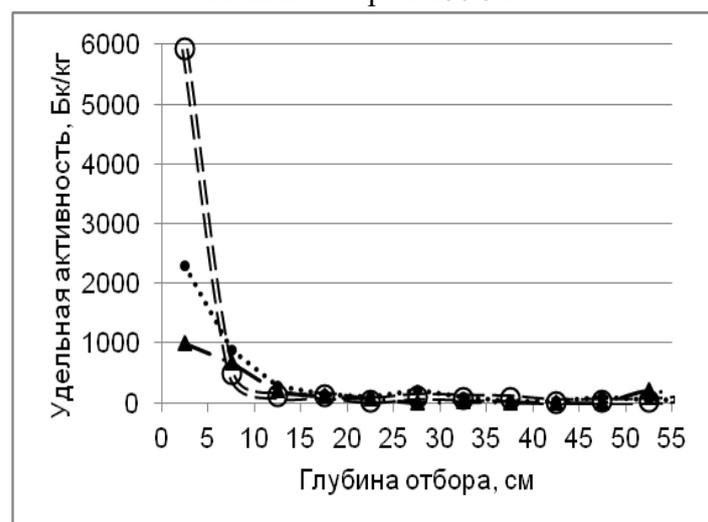


Рисунок 49 – Распределение ^{137}Cs по профилю ДОВ озера Каинкуль (КРС) в 3 разных точках отбора в 1969 г.

На рисунках 51-52 показано распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю супераквальной почвы озера Урускуль через 10-11 лет после образования ВУРС в разных точках отбора. Как видно на рисунках 51-52, в супераквальной 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.

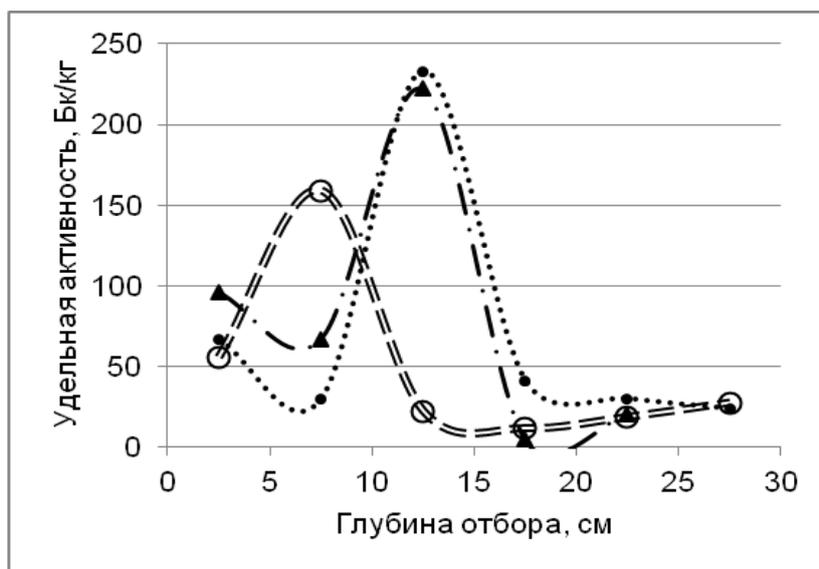


Рисунок 50 – Распределение ^{137}Cs по профилю ДОВ озера Каинкуль (КРС) в 3 разных точках отбора в 1982 г.

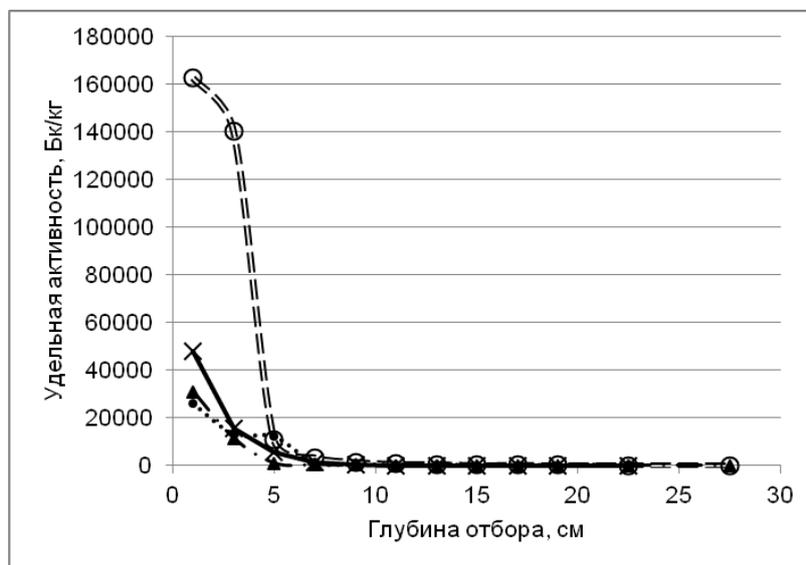


Рисунок 51 – Распределение ^{137}Cs в почве супераквального ландшафта у озера Урускуль в 4 разных точках отбора в 1967 г.

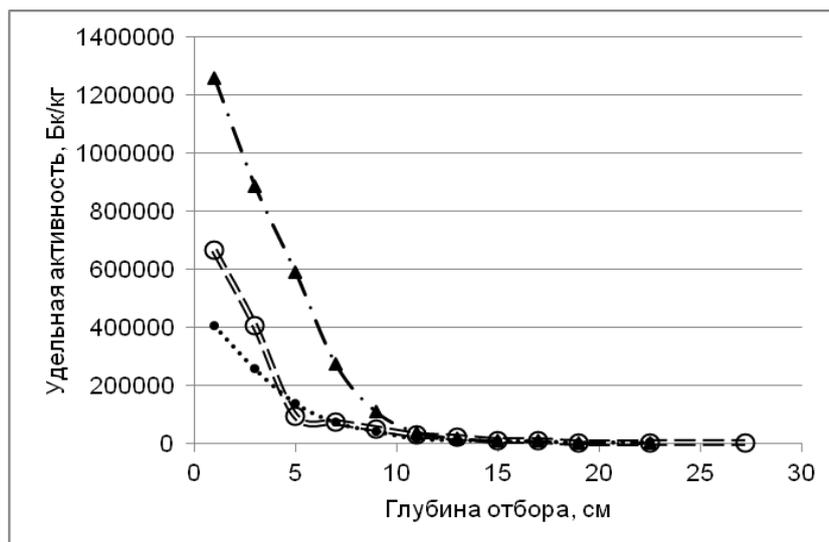


Рисунок 52 – Распределение ^{90}Sr в почве супераквального ландшафта у озера Урускуль в 3 разных точках отбора в 1968 г.

В таблицах 18 и 19 представлены значения удельной радиоактивности в донных отложениях, отобранных сотрудниками экспериментального отдела УНПЦ РМ в 5 станциях на водоеме В-10 Теченского каскада. [109].

Таблицы 18 и 19 подтверждают исключительную пространственно-временную неоднородность радиоактивного загрязнения ДОВ. Активность всех изотопов в песчаных грунтах литорали, покрытых тонким слоем ила и отмирающей растительности, в 2009 г. была на порядок ниже, чем в илах средней части водоема. Причиной этих различий является, во-первых, режим загрязнения центральной и прибрежной части водоема, во-вторых различные сорбционные свойства илистых и песчаных грунтов.

Таблица 18 – Содержание радионуклидов в донных отложениях водоема В-10, кБк/кг (2009 г)

Радионуклид	250м от П-4	Левый берег	Центр	Правый берег	200м от П-10
^{137}Cs	2310±115	205±10	2060±10	216±11	2170±110
^{241}Pu	577±125	30±7	302±65	32±7,7	320±67
^{90}Sr	319±50	24,1±3,9	364±55	67,6±9,5	246±40
^{241}Am	128±18	9,8±2,9	85±13	10,4±3,1	106±15
^{238}Pu	57±11	4,9±1,0	66±13	5,6±1,3	41±8,6
$^{239,240}\text{Pu}$	41±9,1	4,1±1,9	56±11	4,3±1,1	32±7,0
^{60}Co	24,3±2,4	1,3±0,8	12,4±1,4	1,6±0,1	12,8±1,7

Таблица 19 – Содержание радионуклидов в донных отложениях водоема В-10, кБк/кг (2014 г)

Радионуклид	250м от П-4	Левый берег	Центр	Правый берег	200м от П-10
^{137}Cs	1840±165	320±30	2770±280	141±14	2140±214
^{90}Sr	2220±330	88,6±12,4	1480±220	130±20	960±140
^{241}Pu	425	10,7	597	4,5	378
^{241}Am	159±29	22±4	159±30	10±2	134±28
^{238}Pu	73,9±13,3	1,1±0,2	96,6±17,4	0,48±0,09	57,8±10,5
$^{239,240}\text{Pu}$	55,2±9,9	0,8±0,1	83,9±15,1	0,36±0,06	45,2±8,1
^7Be	не опр.	не опр.	60±42	не опр.	не опр.
^{60}Co	14,8±2,7	1,0±0,3	14,8±2,2	0,7±0,4	11,5±1,8
^{22}Na	не опр.	не опр.	1,4±0,8	не опр.	1,0±0,7

В центральной части водоема донные отложения сформировались из русловых донных отложений и пойменных почв реки Теча, сильно загрязненных в 1949-1951 гг. На периферии водоема донные отложения представляют собой затопленную почву водосборной территории, которая, по видимому, была загрязнена во время промывок и сбросов воды из озера Кызылташ в водоемы В-3 и В-4. Так, в октябре 1951 г. за 6 суток было сброшено 15 млн. м³ воды в водоем В-3 (Кокшаров пруд), уровень которого поднялся на 80-90 см. В 1958 г. в водоем В-10 (Шубинский пруд) было сброшено озеро Бердяниш в объеме воды 7,9 млн. м³ общей активностью около 3440 Ки, а затем 1,8 млн. м³ промывных вод из озера Иртяш через озеро Бердяниш. При этом уровень воды в водоеме В-10 поднялся на 107 см. [193].

При отборе ДОВ в тех же станциях в 2014 г. оказалось, что активность большинства изотопов сохранилась на том же уровне, что и в 2009 г., а активность ^{90}Sr возросла в 3-4 раза. Необходимо отметить, что в 2008-2009 гг. была проведена реконструкция плотины В-11 для предотвращения фильтрации ^{90}Sr через тело плотины в систему реки Теча. Однако, не представляется, каким образом снижение фильтрации через плотину В-11 могло вызвать увеличение плотности загрязнения ДОВ В-10.

Коэффициенты донной адсорбции (КДА) ^{90}Sr в 2009 г. составили для илистых грунтов В-10 около 100 л/кг, для песчаных – 15 л/кг, в 2014 г. – 390 л/кг и 28 л/кг. КДА ^{137}Cs в 2009 г. составили для илистых грунтов 62640 л/кг, для песчаных – на порядок ниже; в 2014 г. для илистых грунтов 84000 л/кг, для песчаных – 8600 л/кг. КДА изотопов Pu были порядка $4 \cdot 10^5$ л/кг [109].

На рисунке 53 представлена картина распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по

профилю ДОВ В-10, а на рисунке 54 показано распределение по профилю почвы супераквального ландшафта у водоема В-10. Пробы отбирали сотрудники экспериментального отдела УНПЦ РМ в 2008 г. в районе отселенной д. Метлино.

По-видимому, на распределение радионуклидов по профилю ДОВ и почвенному профилю наибольшее влияние оказали неоднократные сбросы ЖРО и промывки технологических водоемов и озера Бердяниш.

В ДОВ водоемов Беларуси отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ со временем уменьшалось. По мнению О.Г. Хвалей [299], в ДОВ происходит снижение подвижности ^{137}Cs , который связывается алюмосиликатными комплексами, а ^{90}Sr , напротив, высвобождается из топливных частиц, и переходит в другие компоненты экосистемы [299].

Однако, по нашему мнению, в таком случае ^{90}Sr уходит из ДОВ и отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ должно увеличиваться.

Вместе с тем, О.Д. Хвалей [299] показал, что изменения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях в период 1990-1997 г. носили «хаотичный характер», что, вероятно, связано с различной водностью тех или иных лет, сезонов, а, следовательно, и с интенсивностью водообмена, составом и количеством взвесей, как основных осадкообразующих материалов [299].

В ДОВ на территории Беларуси и Украины характер распределения радионуклидов по профилю также зависит от скорости осадконакопления. В некоторых водоемах через 20 лет после аварии наиболее загрязненным оставался верхний слой, а в водоемах Днепровского каскада наиболее загрязненный слой захоронен на глубине десятков сантиметров. Пиковые значения активности связывают с наводнениями 1988 г. и 1993 г., сопровождавшимися сильной эрозией почв на водосборах [326].

А.В. Носов [215] с соавт. в экспериментах продемонстрировали значение верхнего подвижного слоя ДОВ в перераспределении радионуклидов между водой и грунтом. В этом слое толщиной 3-12 мм происходит сорбция радионуклидов и седиментация загрязненной взвеси, его свойства определяют характер обменных процессов между водой и грунтом. В разработанной ими трехкамерной модели ДОВ представлены последовательно соединенными камерами верхнего обменного и нижнего эффективного слоев. [215].

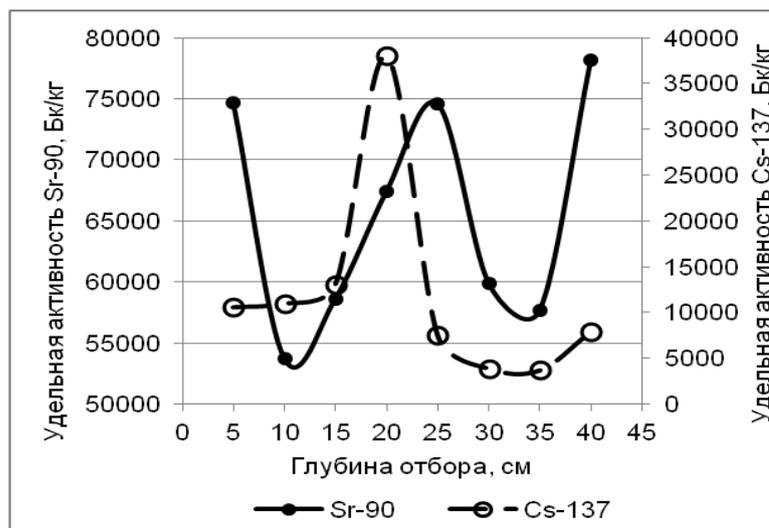


Рисунок 53 – Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю ДОВ водоема В-10 в 2008 г.

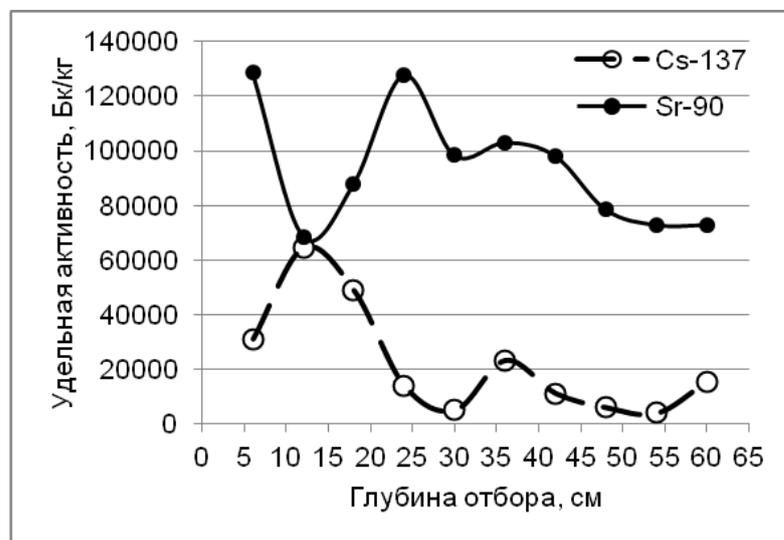


Рисунок 54 – Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в супераквальной почве водоема В-10 в 2008 г.

Однако для подтверждения корректности такой модели, по нашему мнению, необходимо доказать, что поверхность ДОВ конкретных водоемов имеет такой слой, отличающийся по физико-химическим параметрам и происходящим в нем процессам от нижележащего слоя.

Пространственно-временная неоднородность условий и процессов, происходящих в ДОВ, по нашему мнению, не позволяет использовать общепринятые методы эмпирико-статистического моделирования и верификации моделей. В большинстве случаев подробное исследование «озера вообще» и создание его детальной модели неоправдано. Ограниченное применение имеют исследования воздействия радиоактивного загрязнения большинства природных водоемов на биоту, поскольку сотрудники экспериментального отдела УНПЦ РМ в большом количестве работ показали,

что даже в технологических водоемах ТКВ воздействие на параметры жизнедеятельности гидробионтов незначительно [293].

Целесообразно исследование закономерностей поведения радионуклидов в местах активного водопользования: отбора питьевой и технической воды, водопоя скота, рыболовства, рекреации.

Приоритетной целью таких исследований должна являться оценка вероятности получения населением дозы облучения, превышающей радиационно-гигиенические нормативы.

4.2.3 Закономерности распределения радионуклидов между абиотическими компонентами водоемов

Закономерности распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, донных отложениях и супераквальной почве водоемов изучались нами в 2009-2011 гг. на территории ЮУПРИ. Озера на промплощадке ПО «Маяк» и в головной части ВУРС из расчетов исключили, так как водопользование на них не производится. Озеро Татыш (водоем В-6) не исключали, так как по его берегу проходит оживленная трасса Новогорный-Озёрск.

Пробы воды, почвы (слой 0-10 см) и ДОВ (слой 0-10 см) отбирали в июне в 27 местах активного водопользования 25 озер.

Результаты измерений представлены в таблице 20, результаты расчетов коэффициентов корреляции Пирсона показаны в таблице 21.

Объемная активность ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^3H в воде на порядки ниже УВ. Даже в технологическом водоеме Татыш, в который сливали ЖРО, вода соответствует радиационно-гигиеническим нормативам по отдельным радионуклидам [267].

Уровни загрязнения ДОВ (за исключением озера Татыш) значительно ниже, чем элювиальной почвы водосбора и супераквальной почвы. Это связано с тем, что почва и ДОВ в зоне водопользования большинства исследуемых озер грубые, скелетные, щебенчатые или песчаные, практически не содержат илистых частиц.

Интересно, что активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, ДОВ и супераквальной почве многих озер ЮУПРИ не превышает их активности в водоеме сравнения – озере Еловое Чебаркульского района – в пределах погрешности метода измерения (20% для малоактивных проб, 15% для среднеактивных). Активность ^3H в воде Еловое в несколько раз ниже, чем в воде всех исследованных нами озер ЮУПРИ, но более, чем в 2 раза превышает фон для поверхностных вод России [247-251].

Таким образом, ^3H может переноситься от открытых технологических водоемов ТКВ на расстояние не менее 90 км против преобладающих ветров.

В таблице 21 приведены значения коэффициентов корреляции Пирсона между объемными активностями радионуклидов в воде, удельными активностями в ДОВ, супераквальной гидроморфной почве и автоморфной элювиальной почве на водосборе озер. Статистически значимы коэффициенты корреляции активностей ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде с их активностями в ДОВ. Интересно, что активности ^{137}Cs в воде, ДОВ и почве водосбора коррелируют с активностью ^3H в воде. Действительно, на территории ЮУПРИ, за исключением ВУРС, преобладает загрязнение ^{137}Cs , которое, как и загрязнение ^3H зависит от направления господствующих ветров.

Статистически значимая связь активностей ^3H в воде и ^{137}Cs в почве на территории водосбора дает основания предположить, что загрязнение ЮУПРИ ^{137}Cs обусловлено, в большей степени технологическими выбросами, чем разносом смерчами прибрежного ила с озера Карачай [101, 102].

В 2010-2013 гг. с поверхности льда 14 озер в зонах активного водопользования были отобраны пробы снега. Пробы отбирали в третьей декаде марта в виде монолита на всю глубину. После растапливания снега талую воду фильтровали и определяли содержание ^3H , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и ^{90}Sr и ^{137}Cs в твердом остатке. В талой воде находилось $59\pm 12\%$ ^{90}Sr и $40\pm 10\%$ ^{137}Cs от всего количества, содержащегося в снеге.

Результаты измерений представлены в таблице 22. Плотность выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs в зимних осадках на два-три порядка ниже, чем плотность загрязнения окружающей территории даже вне ВУРС. Поэтому на уровень загрязнения территории атмосферные выпадения ^{90}Sr и ^{137}Cs в настоящее время не оказывают заметного влияния.

Для того, чтобы оценить вклад зимних осадков в радиоактивное загрязнение воды водоемов рассчитали отношение активности радионуклидов в озерной воде к активности радионуклидов в нефилтрованной талой воде (вода+твердый остаток в пересчете на 1 литр воды). Для ^{137}Cs отношение «вода»/«снег» составило $0,53\pm 0,22$, то есть в снеговых выпадениях было больше ^{137}Cs , чем в озерной воде. Поскольку в водорастворимой форме находилось только 40% выпавшего на поверхность льда ^{137}Cs , можно считать, что снеговые осадки по уровню загрязнения соответствовали озерной воде и, скорее всего не смещали сложившегося равновесия между водой и ДОВ.

Таблица 20 – Уровни загрязнения абиотических компонентов озерных экосистем

Озеро	Вода, Бк/л			ДОВ, Бк/кг		Почва сная, Бк/кг		Почва элювиальная, Бк/кг	
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	³ H	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Акакуль	0,05	0,016	36,2	6,9	6,6	26,3	176	62,4	211
Алабуга	0,09	0,02	25,4	14,9	60	116	150	6370	961
Аргаяш	0,26	0,018	22,2	4,3	14,4	5,5	12,9	29,1	46,8
Большие Аллаки	0,076	0,007	16,1	3,9	10,8	29	32,9	52,1	28,4
Большие Касли	0,03	0,02	12,5	13,1	13,7	88,3	80,9	20	39,8
Большой Кисегач	0,052	0,007	20,9	7,7	8,6	14	10,9	23,8	12,7
Еловое (контроль)	0,042	0,011	5,9	14,7	18,1	9,2	21,1	20,5	9,8
Иртяш	0,095	0,015	29,4	6,8	10,4	37,9	38,5	23,6	19,8
Каинкуль	0,016	0,013	21,8	13,7	21,5	24	28,6	53	199
Калды	0,041	0,031	24,2	4,6	50	8,8	129	52,8	191
Карагайкуль запад. берег	0,04	0,02	39	25,4	10,8	90,8	218	14,9	86
Карагайкуль север. берег	0,04	0,012	27,3	12,6	20,6	6,95	11,1	10,4	4,1
Киреты	0,029	0,011	14,6	15,5	43,6	74,2	97	20	39,8
Кожакуль	0,014	0,026	36,4	13	38,3	50,8	175	125,2	520
Куяш западный берег	0,37	0,03	24	6,9	19,6	137	717	94,9	230
Куяш северный берег	0,25	0,023	21,4	48,2	52,7	113,8	146,4	58,9	200
Малые Аллаки	0,151	0,035	12,3	3,5	42,2	16,4	80	73,8	215,7
Малые Касли	0,1	0,03	32,2	2,7	19,1	55,4	44,2	25,8	33,8
Силач	0,021	0,013	10,6	9,1	10,6	28,5	18,9	72,2	35,8
Сугомак	0,02	0,04	14,1	7,6	15,3	23,5	31,6	12,1	23
Сунгуль	0,07	0,012	11	7,7	4,2	6,5	7,2	72,2	35,8
Сурганыш	0,08	0,041	40,7	17,8	49	56	31	40,2	27,9
Татыш	1,2	0,04	62,4	432	70	102,7	264	103,1	268
Тептярги	0,21	0,032	23,6	16,8	115	76,9	175	14,9	86
Теренкуль	0,17	0,015	25,7	33,3	76	76	73,9	77,2	73,6
Увильды	0,08	0,02	9,6	4,3	30,1	16,6	94,9	22,6	26
Улагач	0,19	0,063	50	5,3	183	45,5	270	258	934
Хагальгим	0,69	0,063	51,9	17	57	56,4	96	76,7	210

Таблица 21 – Коэффициенты корреляции между содержанием радионуклидов в компонентах озерных экосистем ЮУПРИ

№	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	ДОВ (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	Суперак-вальная почва (0-10 см)	^{137}Cs						0,65 ²	0,37	0,06
7		^{90}Sr							0,32	0,34
8	Элювиальная почва водосбора (0-10 см)	^{137}Cs								0,65 ²
9		^{90}Sr								

¹ - статистически значим при $p < 0,05$
² - статистически значим при $p < 0,01$

Таблица 22 – Выпадение радионуклидов с зимними осадками

Место отбора	Расстояние от ПО «Маяк», км	Азимут относительно ПО «Маяк», °	^{90}Sr , Бк/м ²		^{137}Cs , Бк/м ²		^3H , Бк/м ²		^3H , Бк/л		
			2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2013
Улагач	8	196	6,9	37,6	8,5	15,2	2110	10200	26,6	87,1	59,6
Татыш	8	236	4,8	15,4	2,7	-	1130	1140	20,8	40,2	48,7
Хагальгим	10	146	3,4	3,4	6,0	12,1	740	620	13,3	8,6	9,9
Акакуль	11	224	14,0	3,8	14,9	3,5	1980	1960	16,8	29,9	25,8
Б. Акуля	14	244	3,7	-	5,1	-	1300	-	12,0	-	-
Иртяш	17	355	4,4	4,1	2,9	5,0	420	3020	15,8	32,3	24,1
Кривое	17	330	3,1	-	10,4	-	1670	-	18,9	-	-
Кожакуль	18	48	-	2,2	-	4,1	-	710	-	7	13,6
Сугомак	19	278	2,2	-	5,6	-	1140	-	10,8	-	-
Аргаяш	23	164	3,5	-	5,3	-	380	-	5,4	-	-
Б. Касли	25	353	2,5	0,96	6,0	0,82	1200	250	14,6	12,7	28,3
Куяш	25	55	14,2	2,6	5,1	0,67	240	99	1,6	4,4	2,4
Карагай-куль	29	74	4,8	2,0	6,1	3,7	640	460	6,0	4,6	8,9
Калды	30	100	12,8	2,5	5,8	0,68	1440	230	12,9	3,3	14,7

Активности ^{90}Sr и ^3H в снеге, были гораздо ниже, чем в воде озер, отношение «вода»/«снег» для ^{90}Sr составило $4,9 \pm 3,5$, а для ^3H – $4,5 \pm 3,2$ (в 2010-2011 гг.) и $3,3 \pm 2,1$ (в 2013 г.). Следовательно, талая вода приводит к снижению активности ^{90}Sr и ^3H в озерной воде. Необходимо учитывать, что количество осадков и активность радионуклидов в них может значительно изменяться в разные годы и в разные сезоны.

Это хорошо иллюстрируют таблица 22 и сравнение с данными других исследователей. Например, измеренная нами наибольшая активность ^3H в снеге на расстоянии не более 10 км от промплощадки составила 89,2 Бк/л, на расстоянии 10-20 км максимальная активность была 32,2 Бк/л, на расстоянии 20-30 км – 28,3 Бк/л.

М.Я. Чеботина приводила более высокие значения даже для средней активности ^3H в снеговой воде в 2002-2005 гг.: в радиусе 10 км от ПО «Маяк» средняя объемная активность ^3H составляла 93 Бк/л, на расстоянии 10-20 км – 56 Бк/л, на расстоянии более 20 км – 24 Бк/л [302].

Мы сопоставляли результаты собственных измерений с данными ЦЗЛ ПО «Маяк» и Уральским УГМС [249, 250] о годовых и зимних выпадениях радионуклидов на территории некоторых населенных пунктов, расположенных рядом с этими озерами. Оказалось, что в большинстве случаев выпадения радионуклидов со снегом на территорию населенных пунктов в несколько раз ниже, чем выпадения на поверхность льда озер определенные нами. Годовые же выпадения на территорию населенных пунктов по данным ЦЗЛ ПО «Маяк» оказались на два порядка выше. По-видимому, на селитебной территории в бесснежный период в воздух поднимается и переносится большое количество пыли, которая и определяет уровень «атмосферных» выпадений.

Не обнаружено статистически значимой связи между активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер и активностью их в снеге в пересчете на объем талой воды. Активности ^3H в талой воде и воде водоема в 2010 г. коррелировали ($r = 0,78$ ($p < 0,05$)), в 2013 г. связи не обнаружено ($r = 0,49$ ($p > 0,05$)).

Плотности выпадений отдельных радионуклидов друг с другом в 2010-2011 гг коррелировали хорошо: ^3H и ^{137}Cs (Бк/м²) – ($r = 0,61$ ($p < 0,01$)); ^3H и ^{90}Sr – ($r = 0,83$ ($p < 0,01$)), ^{90}Sr и ^{137}Cs – ($r = 0,54$ ($p < 0,01$)).

Плотность выпадения радионуклидов зависит не только от уровня загрязнения снега, но и от его количества. Количество осадков изменяется в зависимости от погодных условий года, уровень загрязнения снега зависит и от погодных условий, и от расположения реперных точек относи-

тельно источника выбросов. Поскольку в 2010 и 2011 гг. ПО «Маяк» не производило выбросы ^3H в атмосферу [249, 250], источником загрязнения снега могло быть испарение с незамерзающих технологических водоемов или сублимация с поверхности льда.

В таблице 23 приведены значения коэффициентов корреляции Пирсона, рассчитанные нами с целью выявления зависимости содержания ^3H в снеге от расположения реперной точки относительно источника загрязнения. Коэффициенты корреляции активности ^3H в снеговой воде с расстоянием от ПО «Маяк», и с углом между азимутом и румбом были выше, чем коэффициенты корреляции плотности выпадений с этими же параметрами. Лучше всего коррелировали с активностью ^3H в снеге Запад и Северо-запад (в 2013 г.). В целом, связь расположения реперной точки и уровня загрязнения снега была низкой. Коэффициенты множественной корреляции активности ^3H с расстоянием и отклонением от румба были несколько выше. Однако, несмотря на статистически значимую связь для некоторых параметров, для построения адекватных моделей атмосферного переноса ^3H необходимы более подробные многолетние исследования.

Таблица 23 – Коэффициенты корреляции Пирсона для активности ^3H в снеге, расстояния и направления реперной точки от ПО «Маяк»

Год	Количество реперных точек	^3H /расстояние, км	^3H /отклонение азимута от румба сноса осадков, °		^3H / (расстояние и отклонение)
			Направление сноса осадков при Γ_{\max}	Γ_{\max}	
2010	14	-0,674 ²	Запад	-0,502	0,706 ¹
2011	11	-0,522	Запад	-0,659 ¹	0,706
2013	15	-0,494	Северо-запад	-0,489	0,570
Всего реперных точек	19	-0,457	Запад	-0,300	0,474
Всего проб за 2010-2013 гг.	40	-0,473 ²	Запад	-0,432 ²	0,536 ²

¹ – $p < 0,05$; ² – $p < 0,01$

Зимой в г. Озерске преобладают западные, юго-западные и южные ветры [23]. Однако, наиболее загрязненный снег выпадал к западу и северо-западу от ПО «Маяк». По нашему мнению, при прогнозировании плотности атмосферных выпадений, по крайней мере, в зимний период, необходимо учитывать не столько розу ветров, сколько «розу осадков». Например, зимой 2012-2013 гг. наибольшее количество осадков выпало

при юго-восточном ветре. Соответственно коэффициент корреляции содержания ^3H в снеге и угла отклонения от румба Северо-запад был наибольшим (знак минус не учитывался, так как связь обратная). То есть, загрязненный ^3H снег сносился преимущественно на северо-запад от ПО «Маяк» [96].

Масса твердого остатка в пробах снега на 1 м^2 поверхности статистически значимо коррелировала с плотностью выпадений ^3H : в 2010 г. – $r = 0,70$ ($p < 0,01$), в 2011 г. – $0,99$ ($p < 0,01$). В зимний период основным источником выбросов пыли является Аргаяшская ГРЭС. На твердых частицах конденсируются пары воды и НТО. Масса твердого остатка в снеговых пробах в этом районе, возможно, является маркером и радиоактивных аэрозолей тоже.

4.3 Закономерности поведения радионуклидов в речной экосистеме

4.3.1 Динамика радиоактивного загрязнения воды рек ППРИ и ВБПРИ

Сток радионуклидов в речных системах происходит в водорастворимой форме и на взвешенных частицах. Соотношение этих форм зависит от физико-химических свойств радионуклидов и от гидрологических характеристик реки.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС подверглись загрязнению ^{137}Cs и ^{90}Sr водосборы рек Припять (ППРИ), Днепр (ВБПРИ, ППРИ) и их притоков. В отличие от реки Теча (ЮУПРИ), загрязнение рек ППРИ и ВБПРИ произошло за счет атмосферных выпадений на поверхность воды и территорию водосбора.

Общая радиоактивность воды в апреле и начале мая 1986 г. в реке Припять составляла 10 кБк/л, в реке Днепр – 4 кБк/л. В этот период загрязнение было обусловлено главным образом, короткоживущими радионуклидами – ^{131}I и другими. Максимальная концентрация радионуклидов в речной воде в ближней зоне ЧАЭС была зафиксирована в первой декаде мая 1986 г. К началу июля суммарная β -активность в реке Припять снизилась на два порядка, а к сентябрю – на три порядка. В 1989-1990 гг. активность ^{137}Cs в воде реки Припять у с. Беневка составляла 2-10 пКи/л (0,074-0,37 Бк/л), во взвешенных частицах 1-6 пКи/л (0,037-0,22 Бк/л), активность ^{90}Sr в воде составляла 5-20 пКи/л (0,185-0,74 Бк/л). В реке Уж у с. Черно-

быль, соответственно 5-20, 5-10 и 20-30 пКи/л (0,185-0,74; 0,185-0,37 и 0,74-1,11 Бк/л). [197].

Необходимо отметить, что на динамику активности радионуклидов в воде оказали значительное влияние защитные мероприятия. Так, летом и осенью 1986 г. берега реки Припять были обвалованы, а каналы и малые реки были перекрыты фильтрующими плотинами. Это позволило несколько снизить вторичное загрязнение Припяти стоком с водосборной территории. Однако в 1987 г. оказалось, что эффективность защитных мероприятий недостаточна, подтопление водосборной территории привело к переходу радионуклидов в более мобильные формы и, в конечном итоге, к увеличению выноса радионуклидов в речную систему. [274].

С.М. Вакуловский [47] с соавт. показал, что в первые годы после аварии на ЧАЭС существенная доля ^{137}Cs , выносимого Днепром в Киевское водохранилище, поступала в Днепр с брянско-белорусского «цезиевого пятна» с водами р. Сож (ВБПРИ). Вклад р. Сож со временем уменьшился (с 80% в 1987 г. до 40% в 1989 г.). Согласно данным, полученным в результате проведения радиационного мониторинга на р. Припять вынос ^{137}Cs со временем значительно снизился, в 1987-2006 гг. он составил 35,07 ТБк, или 0,72 % от его запаса в зоне отчуждения ЧАЭС. Вынос ^{90}Sr зависит от уровня воды в Припяти. В 1987-2006 гг. он составил в сумме 63,5 ТБк [47].

Реки Ипуть и Беседь протекают по территории ВБПРИ и впадают в Сож. На их водосборах находится «Белорусско-Брянское цезиевое пятно» [47] с плотностью загрязнения до 2220 кБк/м². Почвы на водосборах этих рек дерново-подзолистые, дерново-подзолистые глеевые и глееватые. ^{137}Cs в первые годы после аварии перешел в необменное состояние в результате интрамицеллярного поглощения глинистыми минералами. С водосборов в речную воду ^{137}Cs поступает преимущественно в составе взвешенных частиц. До 1991 г. вынос ^{137}Cs был высоким, затем начал снижаться. На 2008 г. трансграничный перенос ^{137}Cs этими реками считался незначительным. По мнению С. М. Вакуловского [47], основными факторами снижения концентрации ^{137}Cs в воде этих рек являются уменьшение количества обменных форм в почвах водосборов и распад ^{137}Cs . В целом вынос ^{137}Cs речными водами составляет около 1% от его запасов на водосборах. [47].

Мониторингом радиоактивного загрязнения речных систем в настоящее время занимается НПО «Тайфун» [251]. Среднегодовая объемная активность ^{137}Cs в воде рек со времени чернобыльской аварии уменьшилась

на один-два порядка. В 2015 г. она уменьшилась по сравнению с 2014 г. во всех реках, кроме Днепра. Уменьшение произошло в диапазоне от 1,5 раз в Беседи и Ипути до 3 раз в Припяти и Соже. В Днепре концентрация увеличилась почти в 2,5 раза, от 11 до 28 мБк/л. Наименьшая среднегодовая объемная активность ^{137}Cs в Припяти – 1 мБк/л. В водах большинства рек зоны чернобыльского загрязнения активность ^{137}Cs и ^{90}Sr остается выше предаварийных уровней. Среднегодовые значения объемной активности ^{90}Sr имеют тенденцию к снижению, однако периодически наблюдается их рост [251]. Сотрудники НПО «Тайфун» [251] считают, что содержание ^{90}Sr в поверхностных водах определяется водностью года, так как ^{90}Sr в почве находится в основном в сорбированном состоянии или в растворенной форме, и его вынос заметно усиливается во влажные периоды. Содержание ^{90}Sr в 2015 г. в Беседи (д. Светиловичи) составило 25-63 мБк/л (в среднем – 36 мБк/л), в Соже (г. Гомель) – 8-24 мБк/л (в среднем – 17 мБк/л), в Припяти (г. Мозырь) – 7-16 мБк/л, в Днепре (г. Речица) – 8-15 мБк/л, в Ипути (г. Добруш) – 22-26 мБк/л. Наиболее загрязнена река Нижняя Брагинка, часть водосбора которой находится на территории зоны отчуждения ЧАЭС. В 2015 г. активность ^{137}Cs в воде реки Нижняя Брагинка (д. Гдень) варьировала от 25 до 340 мБк/л, ^{90}Sr – от 870 до 1740 мБк/л. То есть, загрязнение воды ^{90}Sr в 1,2-4,8 раза ниже РДУ [251].

Изменение концентраций радиоактивных веществ в поверхностных водах малых рек ППРИ и ВБПРИ в 1988-1995 гг. не было монотонным, а их максимальные значения регистрировались в разные времена года. При этом максимальные значения концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в основном приходятся на позднеосенний и весенний периоды. [333].

Выявлено влияние сезонов отбора проб на радиоактивность воды, прослеживается увеличение содержания ^{137}Cs в воде от мая и июля к октябрю. Осеннее увеличение активности ^{137}Cs в воде связывают с высвобождением радионуклидов из отмирающей и отмершей растительности. Сезонные изменения содержания в воде ^{90}Sr незначительны. Вероятно, из-за большего по сравнению со ^{90}Sr накопления ^{137}Cs растительностью высвобождение и поступление ^{137}Cs в воду более заметно, чем ^{90}Sr . Сезонные и годовые колебания общего количества радионуклидов в воде водохранилища аналогичны динамике удельных активностей ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде и зависят от водообеспеченности года, сезона, а также от баланса между привнесением и выносом воды. [299].

4.3.2 Динамика радиоактивного загрязнения воды в системе реки Теча (ЮУПРИ)

Река Теча первоначально вытекала из озера Иртяш, далее проходила через озеро Кызылташ. После запуска радиохимического производства ПО «Маяк» ЖРО сливали в болота в верховьях Течи. По регламенту предприятия емкости с отходами выдерживали в течение года для того, чтобы распались короткоживущие радионуклиды. Однако, не все емкости выдерживали положенный срок. Поэтому в систему реки Теча с болотистой водосборной местности попадали как долгоживущие, так и короткоживущие радионуклиды. Режим и характер сбросов ЖРО был описан в п. 1.2.1. Для снижения поступления радионуклидов в реку Теча были построены плотины, в результате чего сформировались водохранилища Теченского каскада. С 1964 года исток Течи находится в Асановских болотах, в которые поступает вода из обводных каналов и фильтрат из водоема В-11 [23].

Правобережный канал (ПБК) построен в 1950-1960-х гг. и является продолжением русла р. Мишеляк. Консольный сброс ПБК находится на высоте 6 м, в 4 км от плотины В-11. Длина ПБК 26,7 км, уклон 0,004. Защитная дамба шириной более 5 м. Водопроницаемые участки защищены бетонными плитами. Годовой сброс воды, измеряемой на консольном водосбросе, меняется по годам от 5,8 (1996 г.) до 16,4 млн. м³ (2000 г.). В 2005 г. сброс составил 14,5 млн. м³/г [23].

ПБК принимает воду реки Мишеляк, озера Татыш, сток с водосборной территории, сточные воды Аргаяшкой ГРЭС и н.п. Новогорный. В верхнем течении ПБК имеет точку равных уровней с водоемом В-10 в районе водопоста №1. У плотины В-10 снижение уровня воды в канале по сравнению с водоемом около 1 м. В нижнем течении ПБК участок длиной около 8 км всегда имеет уровень воды ниже уровня водоема В-11 [193].

Левобережный канал (ЛБК) принимает сток с водосборной территории, озера Бердяниш, сточные воды г. Озерска. ЛБК построен в 1950-1960 гг.. Протяженность ЛБК более 32 км, средний уклон 0,004, водосборная площадь составляет 168 км². На ЛБК находится ряд технических сооружений: вододельитель, регулирующий подачу воды в канал из озера Иртяш; порог-регулятор в районе плотины В-10 и консольный водосброс в конце канала. Высота водосброса 7 м. Со стороны водоёмов канал защищен земляной дамбой высотой до трёх метров и шириной до шести метров. На наиболее водопроницаемых участках борта и дно канала выстланы бетонными плитами. ЛБК пересекают три лога, образовавшихся в понижениях

рельефа. Годовой сброс воды по ЛБК, измеряемый на консольном водосбросе, меняется по годам от 20,9 (1996 г.) до 242 млн. м³ (2000 г.). В 2005 г. сброс воды на консольном водосбросе составил 129,9 млн. м³/г. [23].

Исток реки Теча в настоящее время находится ниже плотины В-11 в Асановском болоте. Первым по течению реки гидрологическим створом нами был выбран «Асанов мост» возле разрушенного моста у отселенной деревни Асаново.

От истока до н.п. Муслюмово пойма Течи заболочена, ежегодно затопливается слоем воды до 2 м, в среднем и нижнем течении – до 2,5 м. После муслюмовских болот пойма переходит в заливные луга. Ширина поймы в верхнем течении от 0,4-0,8 км до 2,0-2,5 км, в среднем и нижнем – от 30-35 м до 700 м. Донные отложения в верхнем течении торфянисто-илистые, пористость 25-30%, в среднем и нижнем – песчаные, песчано-илистые. Глубина реки от 0,3-0,8 м, до 5 м, скорость течения 0,1-0,4 м/с. Водный сток реки в устье 0,35 км³ в год. Твердый сток в половодье достигает 123,7 кг/с, в межень – до 20 г/с.[23, 193].

Основные притоки: р. Мишеляк, р. Зюзелга, р. Басказык. Половодье проходит обычно в апреле. Максимальный подъем уровней воды во время половодья 30 см/сут., максимальный спад 70 см/сут.. В межень колебания уровня воды 20-50 см. Река замерзает в первой декаде ноября, лед сходит в середине апреля. Толщина льда в нижнем течении достигает 66 см, в верхнем – 98 см, иногда река промерзает полностью [193].

Динамика активности ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ³H и ^{239,240}Pu руслу реки в среднем за период 2000-2012 гг.. представлена на рисунках 55, 56.

На расстоянии около 9 км от плотины В-11 в Течу впадает река Зюзелга. Это самый крупный приток Течи, содержание радионуклидов в воде Зюзелги в месте впадения в Течу, хотя и выше фонового (⁹⁰Sr 0,12±0,05 Бк/л, ³H – 10,0±2,0 Бк/л), но значительно ниже, чем в воде Течи. Как видно на рисунках 55-56 разбавление водой Зюзелги сильно снижает загрязнение воды Течи на участке от створа Асанов мост до створа Новый мост. Другие притоки так же разбавляют загрязненную воду Течи, однако самое сильное снижение наблюдали на участке от створа Муслюмово до створа Бродокалмак, где поверхностных притоков нет. Дно Течи на этом участке песчаное, сорбционная способность у песка низкая. В п. 4.2.2. было показано, что КДА песчаного грунта в системе реки Теча (ТКВ) на порядок меньше, чем илистого.

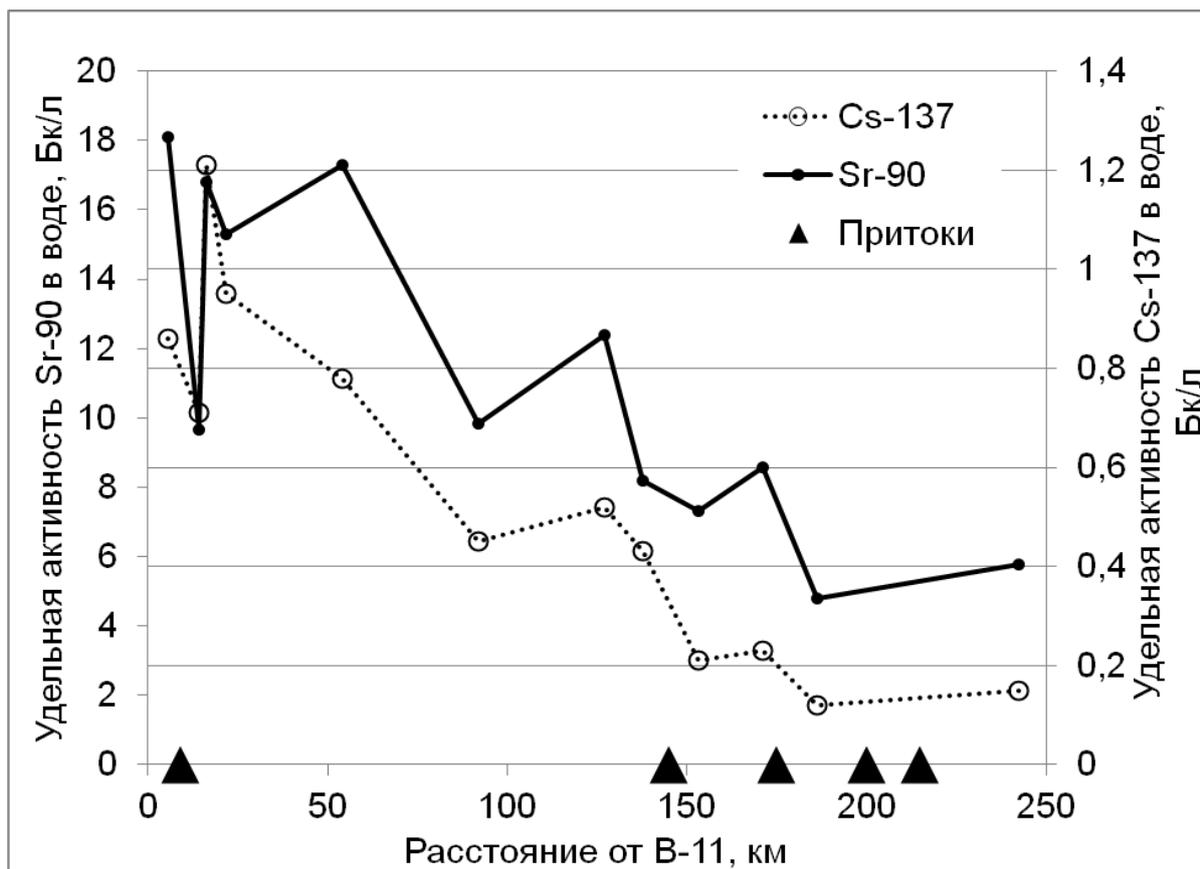


Рисунок 55 – Динамика активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде по руслу реки Теча (в среднем за 2000-2012 гг.)

Понятно, что снижение активности ^3H в воде на этом участке не связано с избирательной сорбцией НТО. По-видимому, одновременное снижение активности сорбирующихся и несорбирующихся радионуклидов может свидетельствовать о значительном выходе в русло реки подземных вод.

Загрязнение воды Течи ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ повышается на заболоченном участке после впадения Зюзелги.

В 2012 г. мы измерили рН воды в водоемах В-10, В-11, в обводных каналах и в воде Течи. В водоемах вода слабокислая – 6,07 и 6,22, в обводных каналах слабощелочная – от 7,17 до 7,95, в консолях каналов 8,12 и 8,22 [99]. Защелачивание воды связывают с карбонатными породами [23]. В верхнем течении Течи при формировании русла рН воды составил 7,3, на отрезке «Новый мост-Муслюмово» 8,7, ниже по течению рН постепенно снижается до 8,1. Почва Асановских болот кислая, рН по профилю до глубины 200 см варьирует от 4,52 до 5,66, луговая дерновая почва у Нового моста слабокислая – (рН – 5,89-6,07) [99]. Таким образом, повышение растворимости ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в кислой среде болотной почвы

может привести к вымыванию этих радионуклидов в грунтовые воды и поступлению их в речную воду.

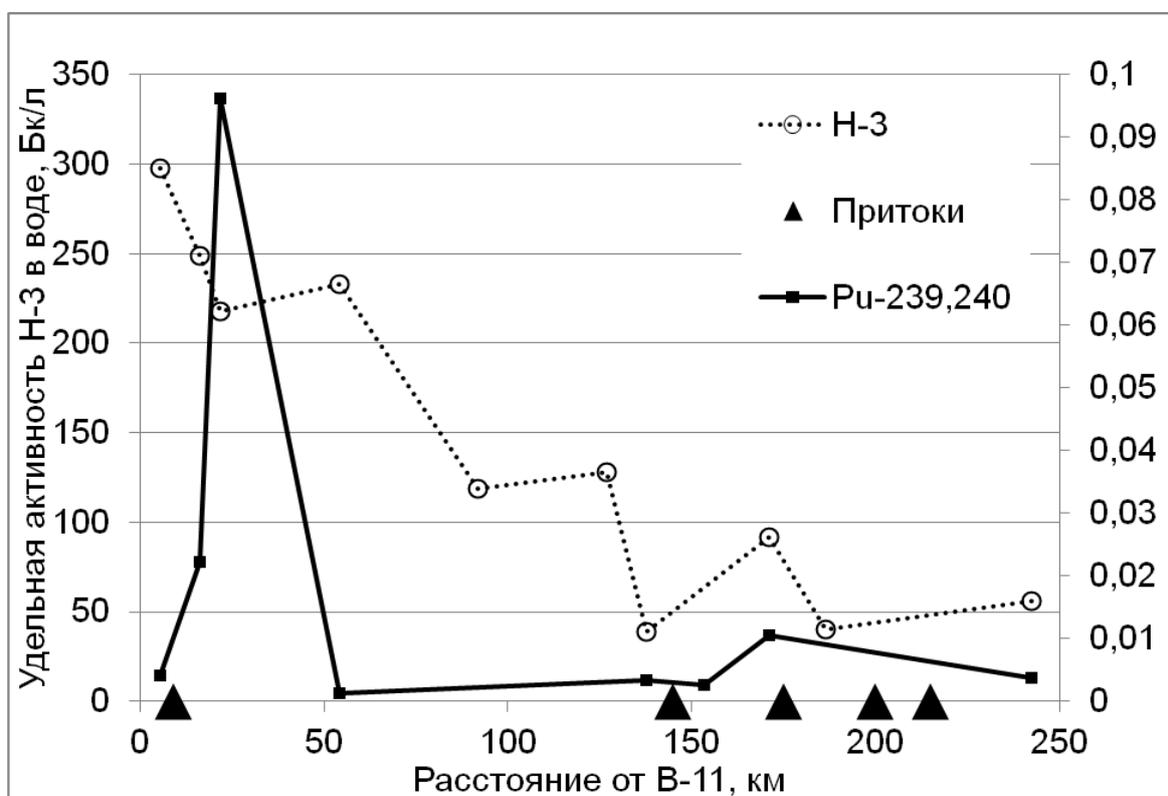


Рисунок 56 – Динамика активности ^3H и $^{239,240}\text{Pu}$ в воде по руслу реки Теча (в среднем за 2000-2012 гг.)

Необходимо отметить, что удельные активности радионуклидов очень сильно варьируют в течение года. На рисунках 57-59 представлены фактические значения объемной активности радионуклидов в пробах воды отобранных в 2009-2012 гг.

Как видно из рисунков 57-59 активность радионуклидов в воде может изменяться в несколько раз в течение года.

Мы рассчитали коэффициенты вариации для значений активностей ^{90}Sr в воде в 2000-2012 гг.. В верхнем течении реки Теча 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, коэффициент вариации составил 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. Муслюмово – $17,0 \pm 3,9$ Бк/л. То есть, хотя наблюдается тенденция снижения загрязнения воды с удалением от В-11, но различия не являются статистически значимыми.

На рисунке 60 показано, как изменяется активность ^3H и ^{90}Sr по течению реки при отборе проб в течение времени, сопоставимом с временем добегания (2 суток). В 2009 г. в верхнем течении на участке впадения Зюзелги содержание ^3H в воде снизилось на 16,7%, ^{90}Sr – 15,6%; в 2011 г. – на 38,7% и на 47,2% в 2012 г. – на 41,3% и на 43,8%. Однако активность ^{90}Sr и ^3H на всем протяжении реки все равно была более высокой, чем в 2009 г.. Между значениями активности ^3H и ^{90}Sr в реке Те-ча существует статистически значимая корреляция ($r = 0,759$), это дает возможность рассчитывать активность ^{90}Sr по результатам α -спектрометрической активности ^3H . Например, в 2009-2012 гг. в верхнем течении содержание ^3H было больше, чем содержание ^{90}Sr в $11,2 \pm 1,2$ раза, а в нижнем – в $9,3 \pm 1,6$ раз [112].

Такая, практически одинаковая, динамика активности сорбирующегося и несорбирующегося радионуклидов подтверждает высказанное ранее предположение о том, что процессы сорбции и десорбции ^{90}Sr в ДОВ находятся в равновесии и снижение уровня загрязнения воды происходит за счет разбавления. Дальнейшее исследование соотношений удельных активностей радионуклидов в воде позволит выявить степень влияния каждого источника загрязнения.

По рис. 60 создается впечатление, что после реконструкции плотины В-11, которая должна была предотвратить фильтрацию ^3H и ^{90}Sr через тело плотины, уровень загрязнения этими радионуклидами значительно вырос. Однако необходимо учитывать, что амплитуда колебаний значений удельной активности радионуклидов в воде всегда была очень высокой. В материалах архива данных УНПЦ РМ содержатся результаты измерений активности радионуклидов за длительный период. Наибольшее число измерений выполнено в створе «Муслюмово» рядом с селом Муслюмово (в настоящее время отселено).

На рисунках 61 и 62 представлены результаты измерений активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в створе «Муслюмово» с 1975 г. по 2012 г..

При большом количестве отборов повышается вероятность получения экстремально высоких значений активности, вероятность экстремально низких ограничена нулевыми значениями. Поэтому распределение значений будет резко асимметричным. Тем не менее, для первичной оценки тенденции динамики уровня загрязнения можно использовать стандартные общепринятые методы. Мы рассчитали уравнения аппроксимирующих кривых $y=ae^{bx}$, где b отражает скорость снижения активности радионуклидов по времени x . Для ^{90}Sr b составляет $-0,49$, для ^{137}Cs – $-0,033$.

Значение коэффициента b близкое к $-0,023$ говорило бы о том, что снижение активности ^{90}Sr и ^{137}Cs происходит только за счет распада. Рассчитанный для ^{90}Sr коэффициент говорит о вдвое большей скорости снижения загрязнения воды за период 1975-2012 гг., чем это обусловлено распадом. Водосборная территория верховьев Течи загрязнена не менее, чем ДОВ, поэтому снижение связано не с разбавлением более чистой водой с водосбора. По нашему мнению, снижение уровня загрязнения воды реки Теча ^{90}Sr связано с изменением условий фильтрации из водоема В-11, который является основным источником этого загрязнения.

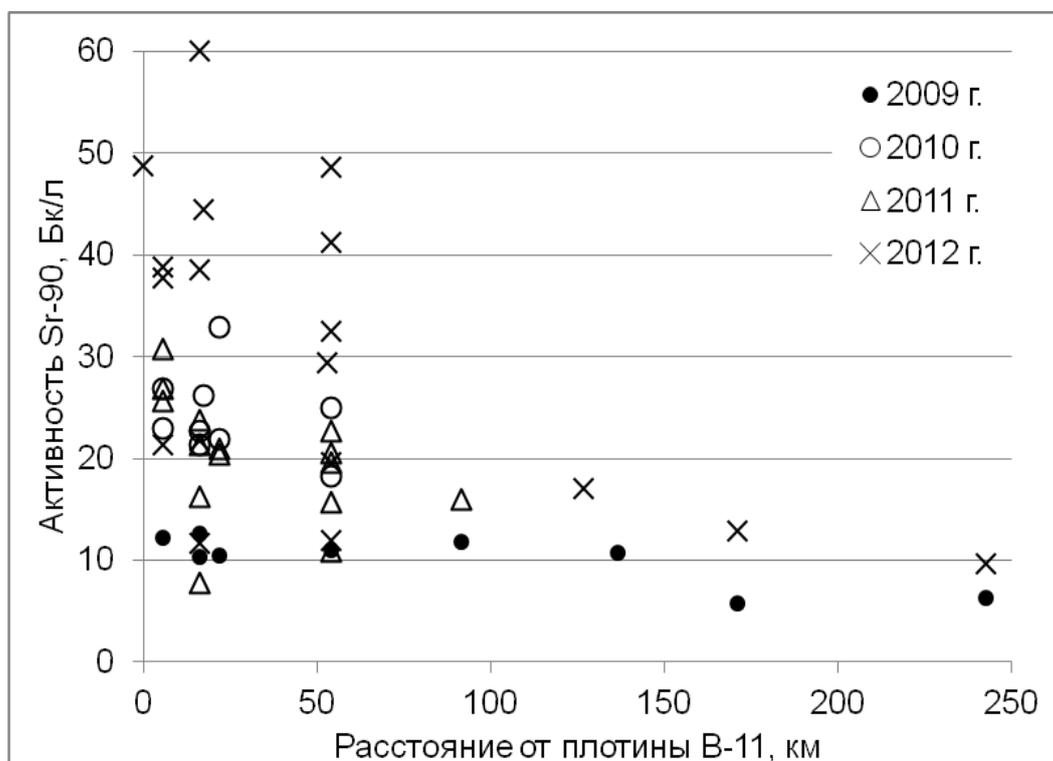


Рисунок 57 – Результаты измерений активности ^{90}Sr в отдельных пробах воды реки Теча в период 2009-2012 гг.

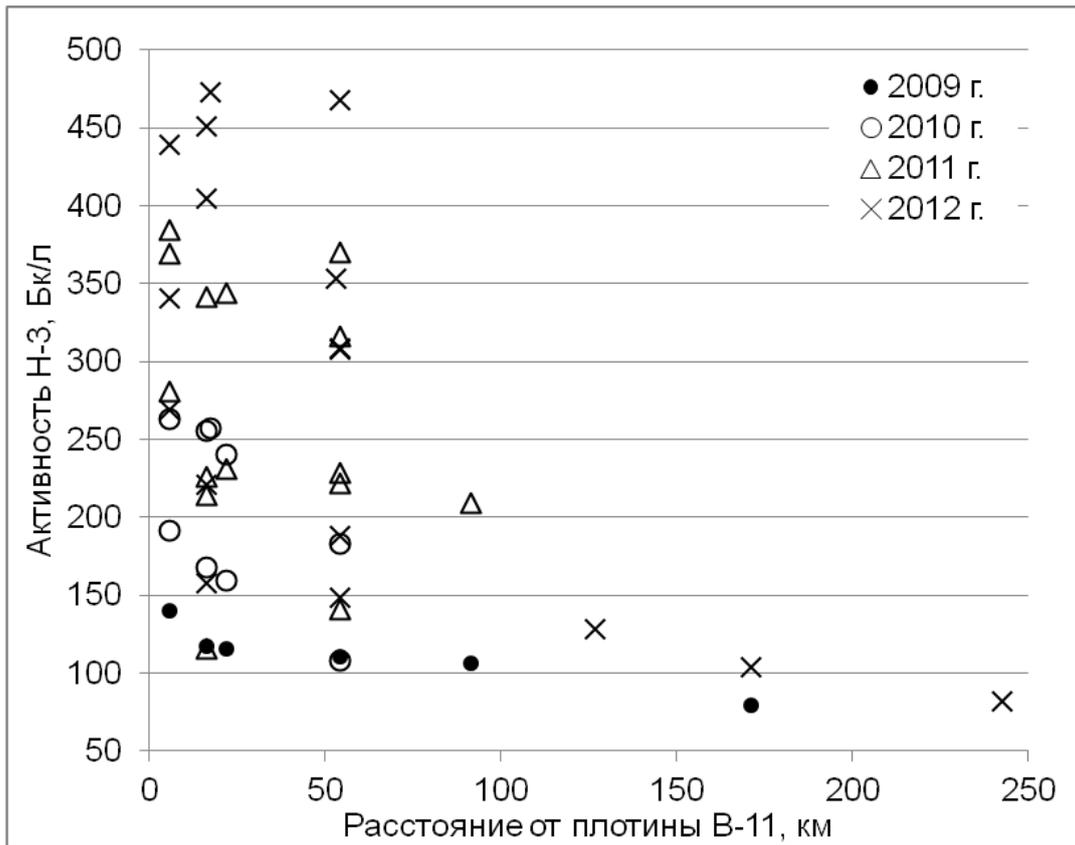


Рисунок 58 – Результаты измерений активности ^3H в отдельных пробах воды реки Теча в период 2009-2012 гг.

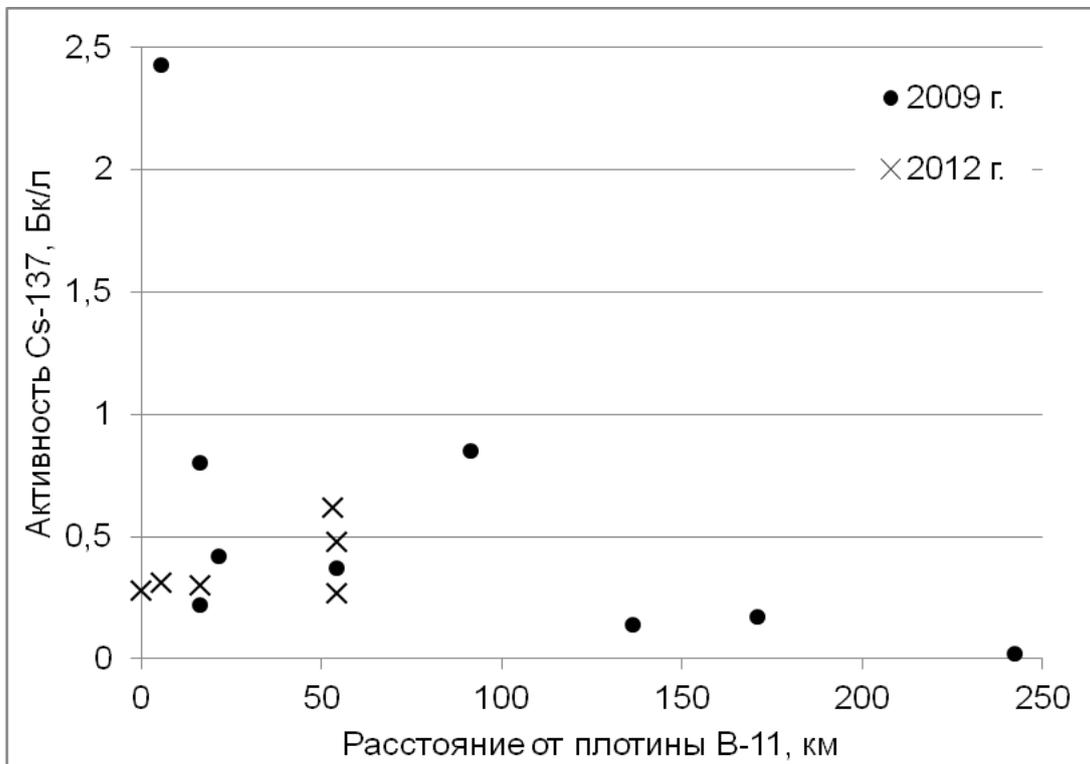


Рисунок 59 – Результаты измерения активности ^{137}Cs в отдельных пробах воды реки Теча в период 2009-2012 гг.

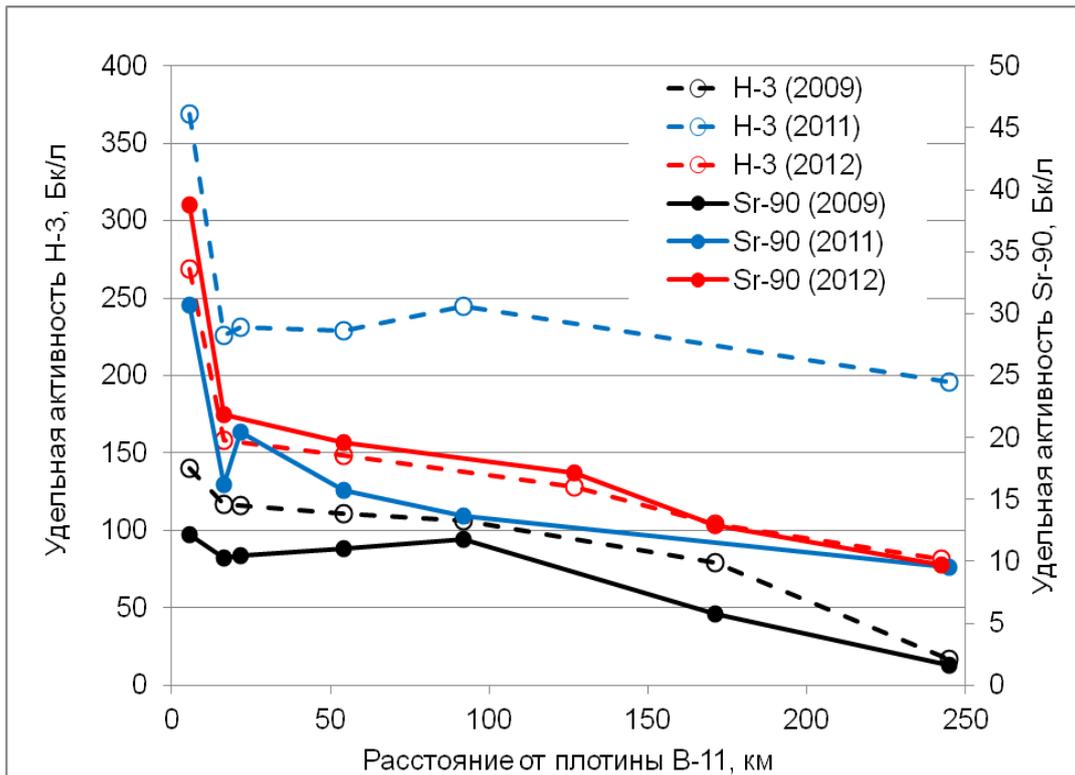


Рисунок 60 – Динамика активности ^3H и ^{90}Sr в воде Течи по руслу при отборе в течение времени добегания

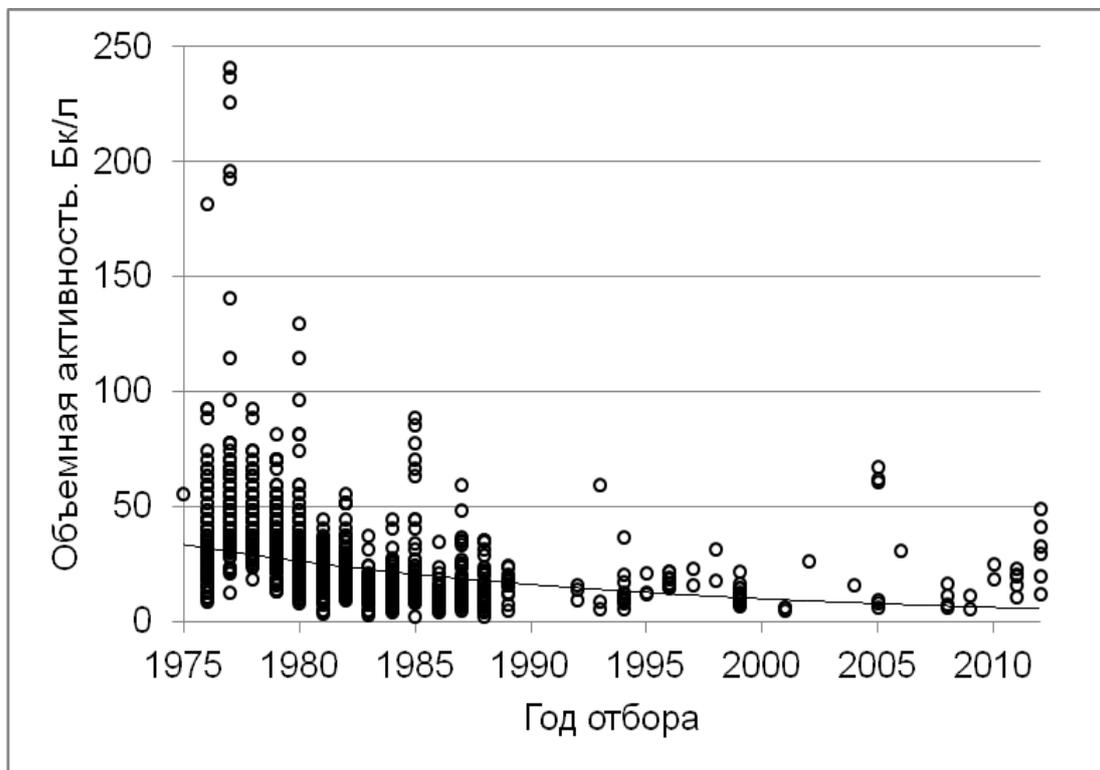


Рисунок 61 – Объемная активность ^{90}Sr в воде у с. Муслюмово

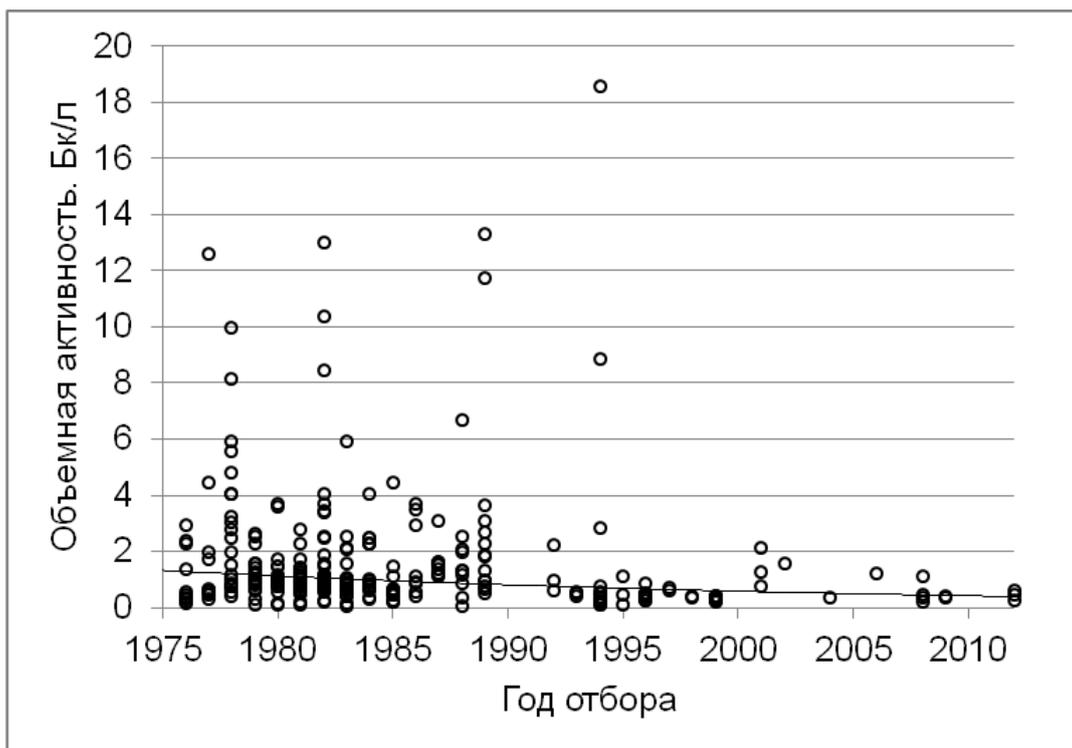


Рисунок 62 – Объемная активность ^{137}Cs в воде у с. Муслиумово

4.3.3 Влияние погодно-климатических условий на уровень загрязнения воды в речной экосистеме

На колебания уровня воды в реках в первую очередь оказывает влияние соотношение количества осадков и испаряемости на водосборной территории. Если река загрязнена в результате сбросов ЖРО, повышение уровня воды, скорее всего, приведет к снижению объемной активности радионуклидов в воде. Если же водосборная территория загрязнена атмосферными выпадениями, которые определяют степень загрязнения реки, то зависимость уровня загрязнения воды от поступления ее с водосборной территории может быть многофакторной.

По данным С.М. Вакуловского [47] повышение водности года приводит к увеличению выноса ^{90}Sr с водами рек Ипать и Беседь (ВБПРИ), так как ^{90}Sr в почвах находится преимущественно в ионообменной форме. Смыв ^{90}Sr усиливается во время паводков [47]. М.А. Новицкий [214] показал, что в реки Припять и Уж (ППРИ) большая часть радионуклидов поступает с дождевыми водами, так как во время снеготаяния почва остается промерзлой и сорбция при низких температурах преобладает над десорбцией [214]. Н.Г. Василенко и С.А. Журавин [52] отметили, что в 1999 г. во время весеннего половодья на реке Припять пик стока совпал с падением активности ^{90}Sr в воде на фоне общего повышения активности. Два пика

активности ^{90}Sr (до и после пика стока) они связывают со снеготаянием в дальней зоне и смывом в ближней. В 1991 г. максимумы стока и активности радионуклидов наблюдали в конце января. [52].

По нашему мнению, заметные всплески активности ^{90}Sr в воде реки возможны только в период усиления линейной эрозии. При плоскостной эрозии и при фильтрации гравитационной воды в грунтовые воды растворенный ^{90}Sr скорее будет поглощаться в ППК. Однако в песчаных подзолистых почвах ППРИ и ВБПРИ поглотительная способность почв снижена, и часть ^{90}Sr действительно может поступить в речную воду.

Почвы ЮУПРИ тяжелосуглинистые, богатые гумусом, водосборная территория, за исключением поймы Течи и узкой полосы ВУРС через водосборы рек Синара и Караболка, практически не загрязнены ^{90}Sr , поэтому паводки на этих реках приводят к снижению уровня загрязнения воды ^{90}Sr .

На рисунке 63 показано, что в воде реки Теча в створе «Муслимово» во время паводков в апреле и мае активность ^{90}Sr в воде 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.

Сотрудниками НПО «Тайфун» также было отмечено значительное повышение активности ^3H в воде Течи в феврале и марте [249, 250].

На рисунке 64 представлены усредненные помесечно (период 2000-2012 гг.) данные по содержанию ^{90}Sr в воде Течи в верхнем течении. Уровень загрязнения воды ^{90}Sr был минимальным в период весеннего половодья и осенних дождей. Наибольшее загрязнение отмечалось в летнюю межень (обильные осадки в июле компенсируются высокой испаряемостью на водосборной территории) и сухом теплом сентябре. Перед ледоставом и в первые месяцы зимы вода была относительно чистой, затем, по мере нарастания льда, объемная активность ^{90}Sr повышалась. Выше были приведены данные о том, что в верховьях реки толщина льда к концу зимы может быть более 90 см, а на некоторых участках промерзает до дна.

Однако выпадение осадков проявляется не сразу. Мы рассчитали коэффициенты корреляции Пирсона в парах массивов:

- количество дождевых осадков (мм), выпавших в районе Озерска за декаду перед отбором пробы воды/активность ^{90}Sr в пробе;
- сумма температур за ту же декаду/активность ^{90}Sr в пробе;

- гидротермический коэффициент за ту же декаду/активность ^{90}Sr в пробе.

Аналогичные расчеты провели для активности ^3H .

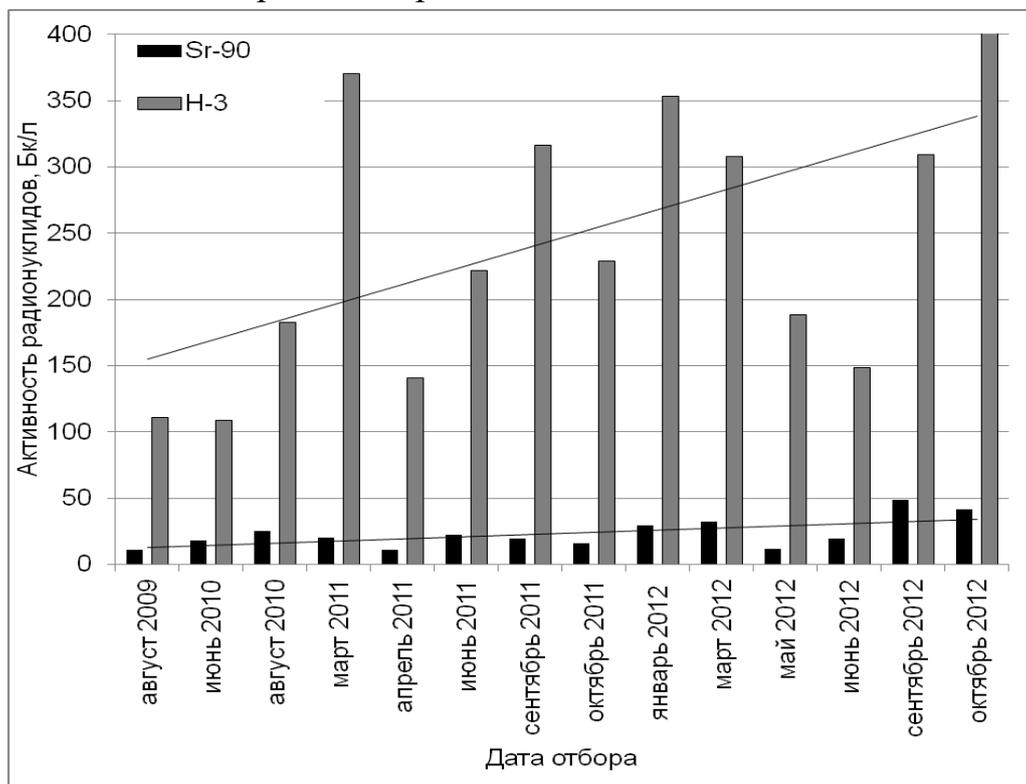


Рисунок 63 – Динамика активности ^{90}Sr и ^3H в воде р. Течи у с. Муслюмово в 2009-2012 гг.

Для расчетов использовали данные измерений с 2004 г. по 2012 г. Количество определений активности ^3H и ^{90}Sr в воде за этот период – 45.

Рассчитанные коэффициенты корреляции не выходили за пределы -0,1-+0,1, то есть статистически незначимы. Исключение составила пара массивов «количество осадков/активность ^3H ». Для этой пары выявлена слабая отрицательная связь на границе уровня значимости ($r = -0,29$

Таким образом, влияние осадков выпадающих за декаду безморозного периода на уровень загрязнения речной воды ^3H и ^{90}Sr не проявляется. Возможно, для фильтрации дождевой воды до русла Течи требуется более длительное время.

Однако количество выпавших за год осадков очень хорошо совпадалось с динамикой среднегодовых значений активности ^{90}Sr в речной воде верховьев (до створа «Муслюмово»).

Как видно на рисунке 65, до реконструкции плотины В-10 колебания годовых осадков в Озерске и среднегодовой активности ^{90}Sr в воде Течи совпадали по фазе. После реконструкции плотины, проведенной

в 2009 г. эти параметры колебались в противофазе. Кроме того, среднегодовая активность ^{90}Sr в воде заметно увеличилась.

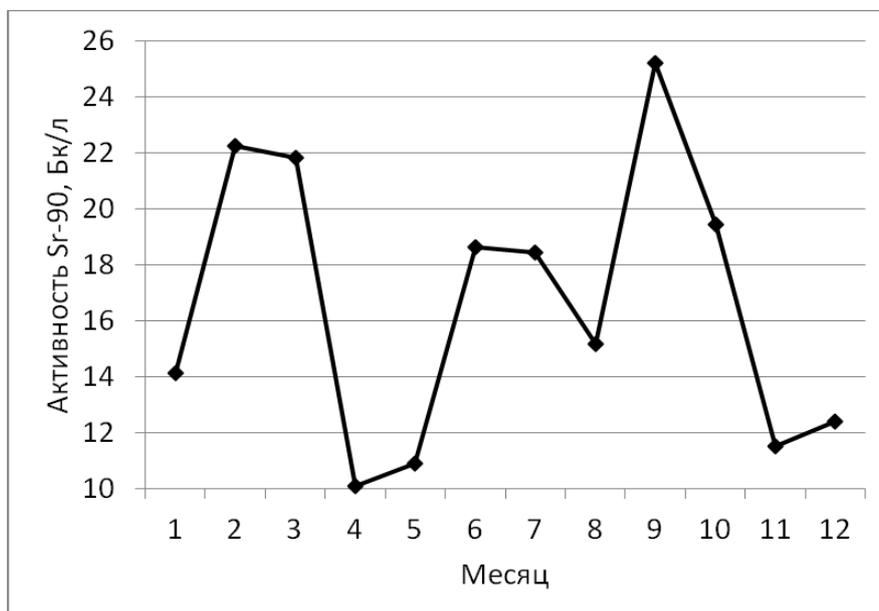


Рисунок 64 – Сезонная динамика активности ^{90}Sr в воде в верхнем течении р. Течи в период 2000-2012 гг.

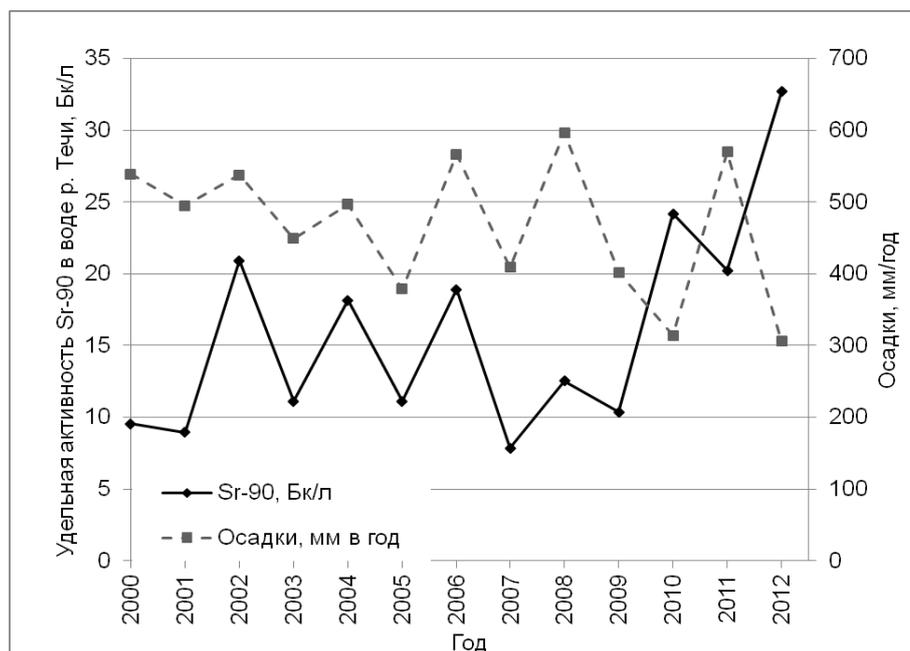


Рисунок 65 – Динамика среднегодовой активности ^{90}Sr в верхнем течении реки и осадков с 2000 по 2012 гг.

Подъем уровня воды в водоеме В-11 во влажные годы с прохладным летом с низкой испаряемостью приводил к повышению фильтрации ^{90}Sr через тело плотины и в обводные каналы [62]. По-видимому, блокирование фильтрации через реконструированную плотину

привело к усилению фильтрации в каналы, а поскольку тело плотины имеет большую толщину, чем слой грунта между водоемом и некоторыми участками каналов, поглощение ^{90}Sr грунтом оказалось недостаточным.

Динамика активности ^{90}Sr и ^3H в воде В-11 в сопоставлении с количеством осадков представлена на рисунках 66 и 67. К сожалению, измерения уровней загрязнения воды водоема В-11 проводились нерегулярно. Поэтому сравнение динамики активности радионуклидов и динамики количества осадков не позволяет сделать однозначных выводов об их взаимозависимости.

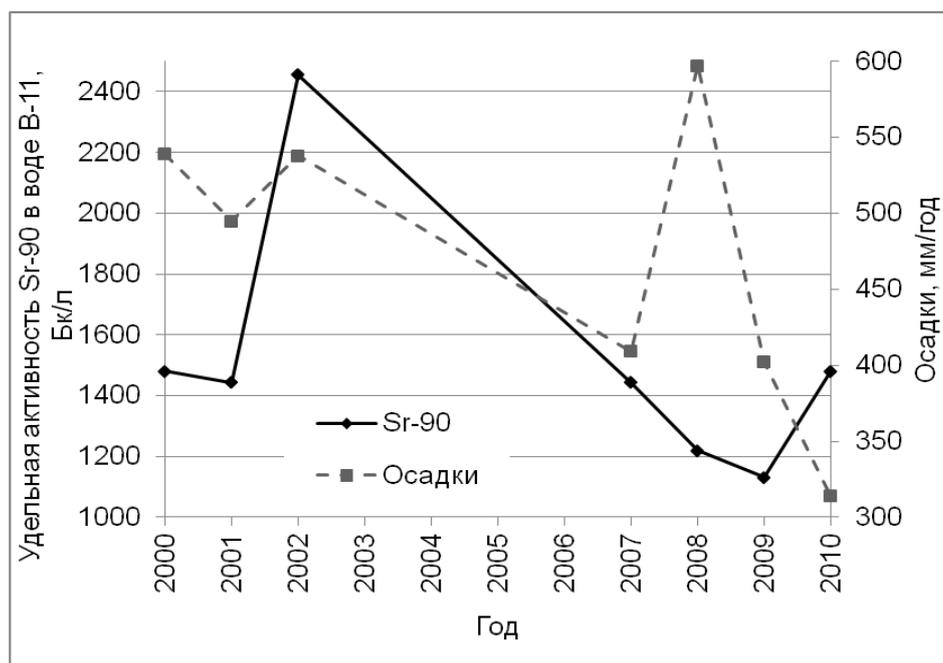


Рисунок 66 – Динамика количества осадков и активности ^{90}Sr в воде В-11

Корреляции между годовыми осадками и активностью ^{90}Sr и ^3H в воде В-11 не выявлено. Необходимо отметить, что все осадки, вне акватории В-10 и В-11 перехватываются обводными каналами, а осадки, выпадающие на поверхность воды должны были приводить к разбавлению. По-видимому, совпадение фаз колебаний показывает, что при увеличении количества осадков и подъеме уровня воды в водоеме В-10 усиливается фильтрация через земляную плотину этого водоема в нижерасположенный водоем В-11. Возможно на повышение уровня загрязнения воды в В-11 оказали влияние перепуски воды из В-10.

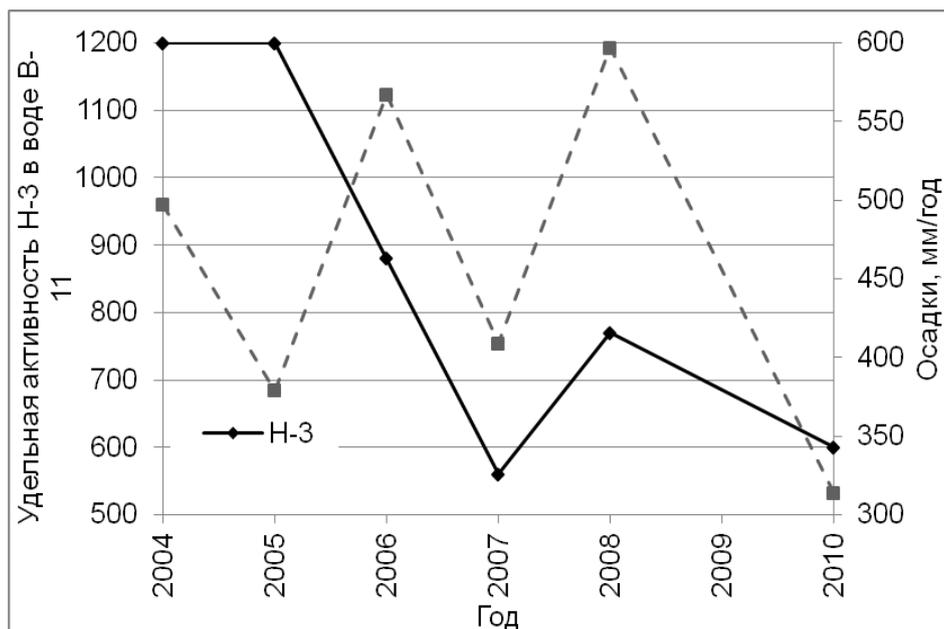


Рисунок 67 – Динамика количества осадков и активности ^3H в воде В-11

4.3.4 Миграция радионуклидов в донных отложениях и пойменной почве

Динамика радиоактивного загрязнения пойменных почв и ДОВ системы реки Теча изучена в наибольшей степени. Периоды полураспада у ^{90}Sr и ^{137}Cs очень близки, количество ^{90}Sr и ^{137}Cs в сброшенных в 1949-1954 гг. ЖРО практически одинаково [200], поэтому речная система Течи может служить моделью не только для выявления закономерностей развития аварийной радиационной ситуации на водотоках, но и для выявления закономерностей поведения других химических элементов, имеющих сходные физико-химические свойства.

На рисунках 68-77 показано, как изменяется картина распределения радионуклидов по профилю ДОВ во времени и по руслу реки Теча. В 1979 г. пик ^{137}Cs в точке отбора на расстоянии 4,5 км от В-11 был на глубине 10-15 см, на расстоянии 15 км – на глубине 0-10 см, на расстоянии 25 и 32 км почти весь ^{137}Cs оставался в слое 0-5 см.

В 1992-1993 гг. наблюдали по два пика активности ^{137}Cs , в верхнем течении – в слоях 5-10 см и 20-25 см, далее – 5-10 см и 15-20 см, далее – 0-5 см и 30-40 см. Таким образом, в верхнем течении реки со временем ^{137}Cs заглубляется и скорость заглубления значительно больше, чем в донных отложениях озер, она обычно снижается по мере удаления от истока.

А.В. Трапезников в 1992 г. описал в створе «Надыров мост» пик ^{137}Cs на глубине 14-16 см [288].

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 в ДОВ ^{90}Sr распределяется по всему профилю, при этом формируется несколько пиков активности на различной глубине.

В 1992 г. аналогичные пики ^{90}Sr на глубине 12-14 см и 32-34 см описаны А.В. Трапезниковым [288] для ДОВ Течи у места впадения в Исеть.

ДОВ отличаются от почвы, в частности, тем, что в них нет нисходящих и восходящих потоков воды. Передвижение радионуклидов вниз по профилю возможно только двумя путями: диффузией и организмами бентоса. Диффузия невозможна против градиента концентрации, поэтому под ее действием может происходить сглаживание градиента активности на глубину. Роль бентосных организмов в перемещении радионуклидо изучена недостаточно, но их деятельность также сводится к сглаживанию градиента, а не смещению пика активности, тем более – двух пиков на глубину до 40 см. Смещение пика активности по профилю ДОВ на реке Теча не связано с перекрыванием загрязненного слоя ДОВ частицами менее загрязненной почвы смытыми с водосбора, так верхний слой супераквальной почвы загрязнен не меньше, чем донные отложения. Кроме того, трудно объяснить наличие второго пика и того факта, что в 1993 и в 2007 г. наиболее загрязненным был верхний слой.

Причиной появления одного пика активности радионуклидов в профиле ДОВ можно было бы считать промывание поверхностного слоя относительно чистой водой. Синхронные пики разных радионуклидов можно было бы объяснить аллювиальными процессами. Например, на рисунке 77 показано распределение активности ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю наносов, формировавшихся в створе «Новый мост» с 1965 г. по 2005 г.. Здесь изменение активности ^{90}Sr и ^{137}Cs практически одинаково, активность ^{90}Sr на порядок ниже активности ^{137}Cs , что дает основание полагать, что к 1965 г. около 90% (если считать что весь ^{137}Cs остался фиксированным) или более 90% ^{90}Sr (если учитывать, что ^{137}Cs тоже вымывался из дельты в Асановских болотах) было вынесено рекой Теча из верховьев.

Таким образом, 1 пик или синхронные пики в профиле ДОВ могут найти объяснение. Например, на рисунке 75 картина распределения ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ по профилю ДОВ вполне соответствует представлению о трех этапах отложения наносов: «грязных»-«чистых»-«грязных» соответственно образовавших слои 30-40 см, 10-20 см и 0-10 см. После отложение

наносов могло происходить вымывание более подвижного ^{90}Sr и сглаживание его градиента в слое 0-20 см. Однако некоторые картины распределения, например, на рисунке 71 объяснить трудно. На рисунке 72 пики ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ вполне синхронны, однако неясно, в результате чего в верхнем слое произошло серьезное загрязнение ^{90}Sr и сравнительно слабое загрязнение ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$. Такая картина могла бы сформироваться в нижнем течении – сбросы ЖРО при промывании технологических водоемов образовали бы сильно загрязненный слой, который был бы перекрыт наносами с относительно чистой поймы и чистой водосборной территории, а затем эти наносы были бы загрязнены активно вымываемым с верховьев ^{137}Cs . Однако такая картина сформировалась в верховьях, на расстоянии 4,5 км от плотины В-11. То есть описанные выше процесс отложения ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ мог бы происходить до постройки плотины, но причина повышенного загрязнения верхнего слоя ^{90}Sr на этом участке, учитывая его активный вынос из верховьев, неясна.

А.В. Трапезников [288] показал, что в ДОВ Исети содержится в 2 раза больше ^{90}Sr , чем в ДОВ Течи, а содержание ^{137}Cs в ДОВ Исети в 50 раз ниже [288]. То есть, ^{90}Sr не только быстрее вымывается из почвы и ДОВ, но и мигрирует по руслу реки на большее расстояние, чем ^{137}Cs . Поэтому, в отдаленные сроки после аварии ^{137}Cs будет представлять наибольшую опасность в зоне первичного загрязнения, а ^{90}Sr наиболее опасен для сопредельных водных экосистем ниже по течению. При этом загрязненные пойменные почвы верховьев, как показано ниже, содержат гораздо больший запас радионуклидов, чем ДОВ и представляют наибольшую опасность как источник вторичного радиоактивного загрязнения.

Как было указано выше (п. 3.3), вертикальная миграция радионуклидов в гидроморфных пойменных почвах происходит с большей скоростью, чем в автоморфных. Поемные процессы способствуют быстрой горизонтальной миграции загрязненных почвенных частиц и оказывают влияние на перераспределение частиц донного грунта.

В настоящее время содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в отдельных слоях пойменной почвы различается на один-два порядка, что говорит о быстром выносе ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs . Ю.В. Глаголенко [62] рассчитал, что общий запас ^{137}Cs по всему профилю пойменной почвы на расстоянии 4-14 км от плотины В-11 превышает запас ^{90}Sr в разных точках отбора от 22 до 207 раз, а на расстоянии 15 и более километров – в 1,5-10 раз [62].

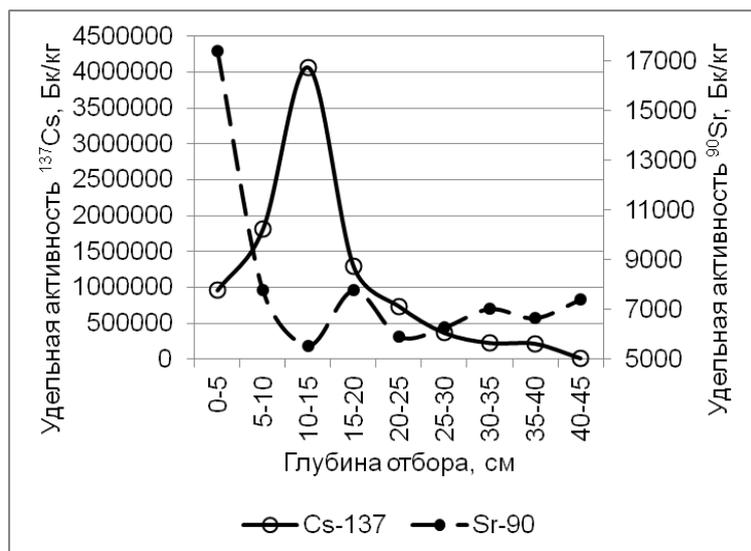


Рисунок 68 – Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs по профилю ДОВ Течи на расстоянии 4,5 км от плотины В-11 в 1979 г.

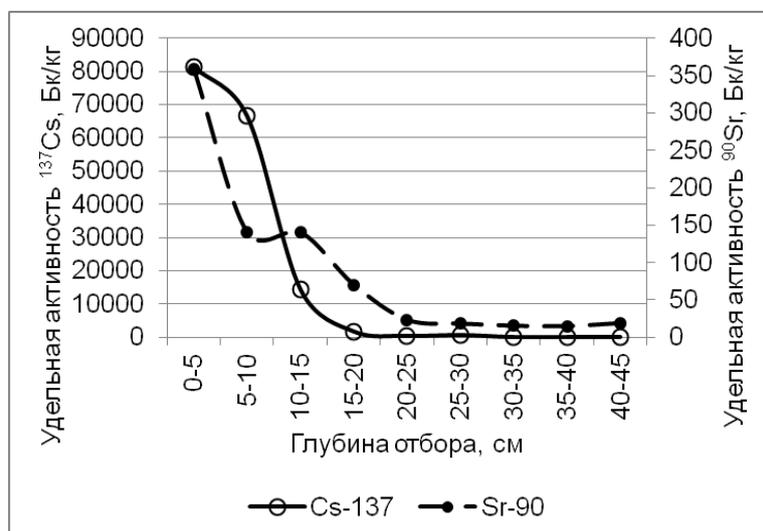


Рисунок 69 – Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs по профилю ДОВ Течи на расстоянии 15 км от плотины В-11 в 1979 г.

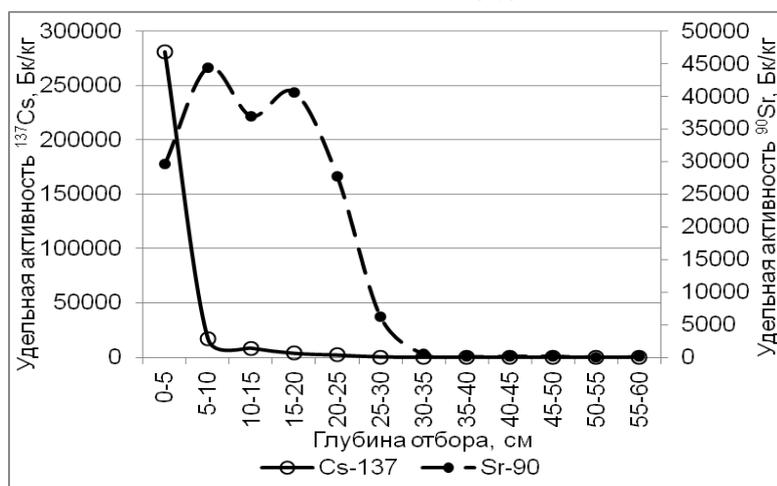


Рисунок 70 – Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs по профилю ДОВ Течи на расстоянии 25 км от плотины В-11 в 1979 г.

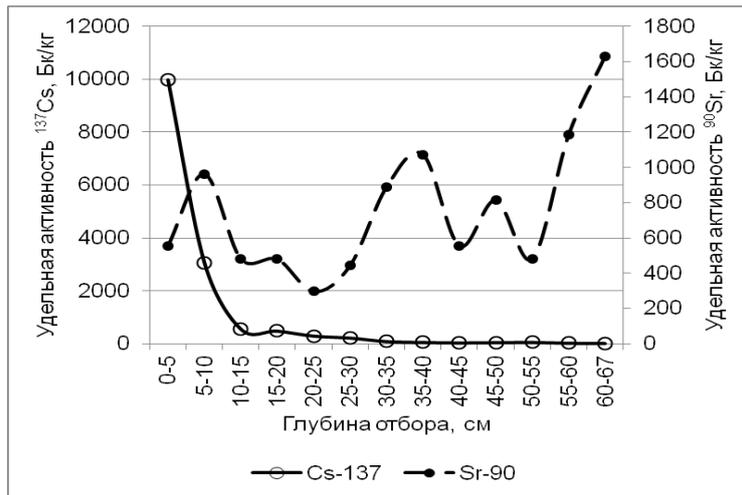


Рисунок 71 – Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs по профилю ДОВ Течи на расстоянии 32 км от плотины В-11 в 1979 г.

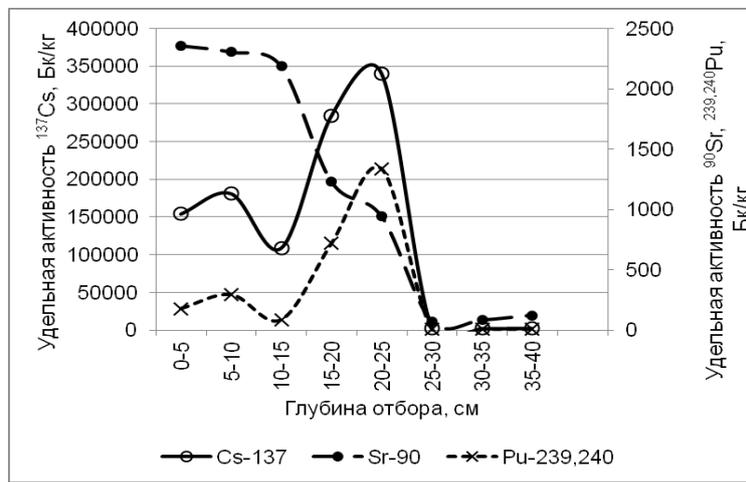


Рисунок 72 – Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs по профилю ДОВ Течи на расстоянии 4,5 км от плотины В-11 в 1992 г.

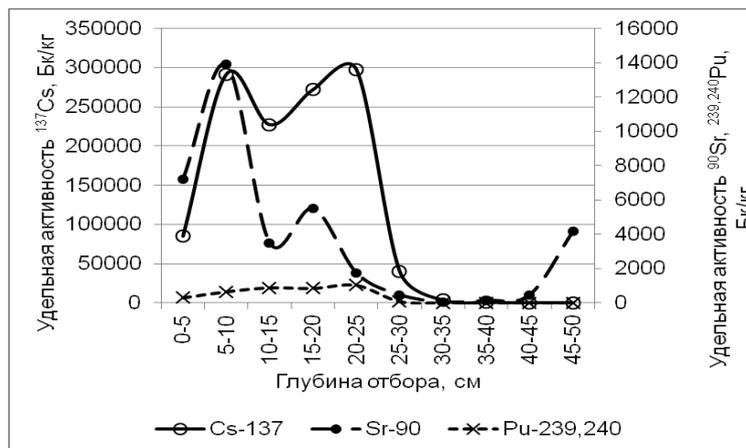


Рисунок 73 – Распределение ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu по профилю ДОВ Течи на расстоянии 7 км от плотины В-11 в 1992 г.

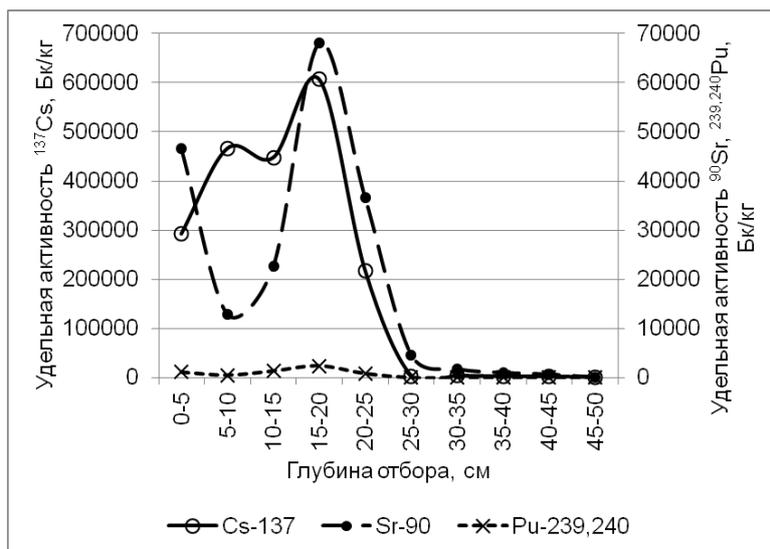


Рисунок 74 – Распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ по профилю ДОВ Течи на расстоянии 14 км от плотины В-11 в 1992 г.

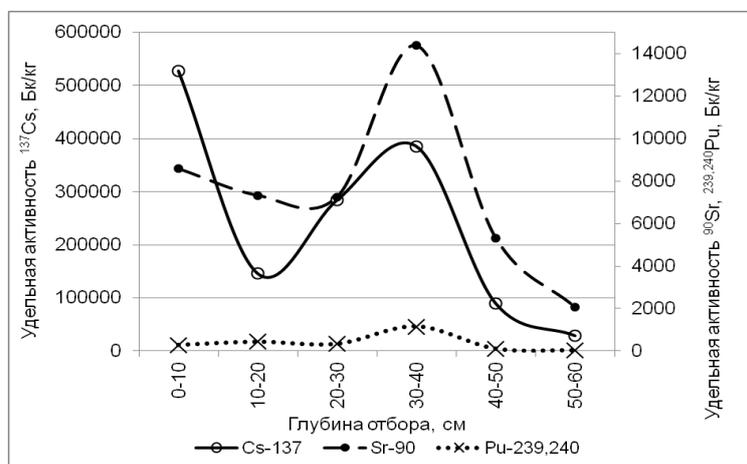


Рисунок 75 – Распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ по профилю ДОВ Течи на расстоянии 19 км от плотины В-11 в 1993 г.

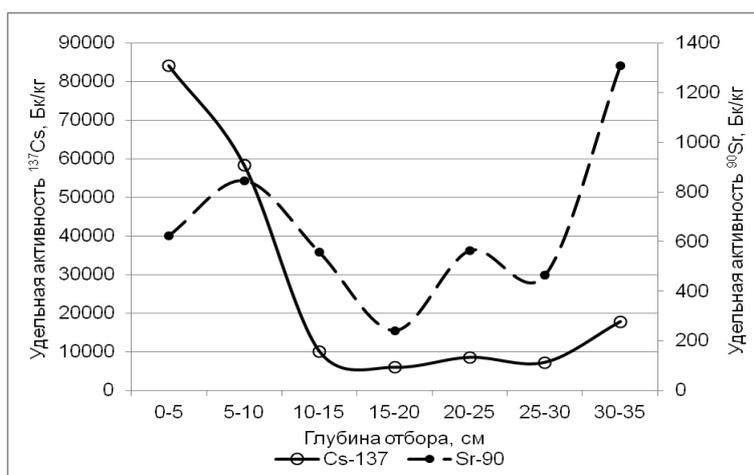


Рисунок 76 – Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю ДОВ Течи на расстоянии 14 км от плотины В-11 в 2007 г.

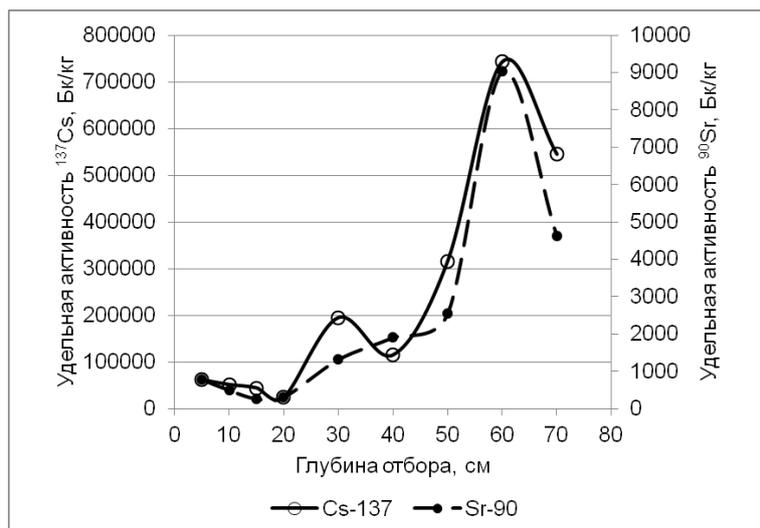


Рисунок 77 – Распределение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs по профилю наносов, формировавшихся с 1965 по 2005 г.

Вынос из экосистемы ⁹⁰Sr осуществляется не только с поверхностным стоком, но и с грунтовыми водами. Доля радионуклидов, поступающих в грунтовые воды очень невелика, но при сильном загрязнении почвы, она может привести к значительному их распространению. Этому способствует более быстрая вертикальная миграция ⁹⁰Sr по сравнению с ¹³⁷Cs. В п. 3.3 было показано на примере пойменных почв реки Теча, что ⁹⁰Sr мигрирует по всему профилю гидроморфной почвы, иногда скапливаясь над водоупорным глеевым слоем.

На рисунке 78 показано, как изменилась активность радионуклидов и их распределение в пойменной почве в районе Асанова моста в 2012 г. в сравнении с распределением в 1979 г. На реперной площадке за время близкое к одному периоду полураспада удельная активность радионуклидов в верхних слоях почвы снизилась на порядок.

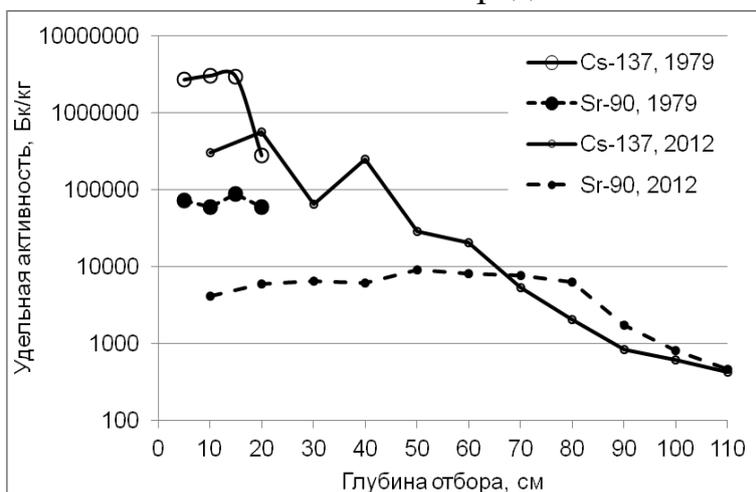


Рисунок 78 – Изменение активности радионуклидов по профилю почвы (Асанов мост)

Однако необходимо учитывать неоднородность горизонтального распределения загрязнения, которое хорошо иллюстрирует рисунок 79. В целом, как для проб воды, так и для проб почвы можно отметить снижение максимальных значений активности радионуклидов, однако временная и пространственная неоднородность радиоактивного загрязнения не позволяет рассчитать параметры снижения радиоактивности воды и почвы реки Теча с достаточной точностью.

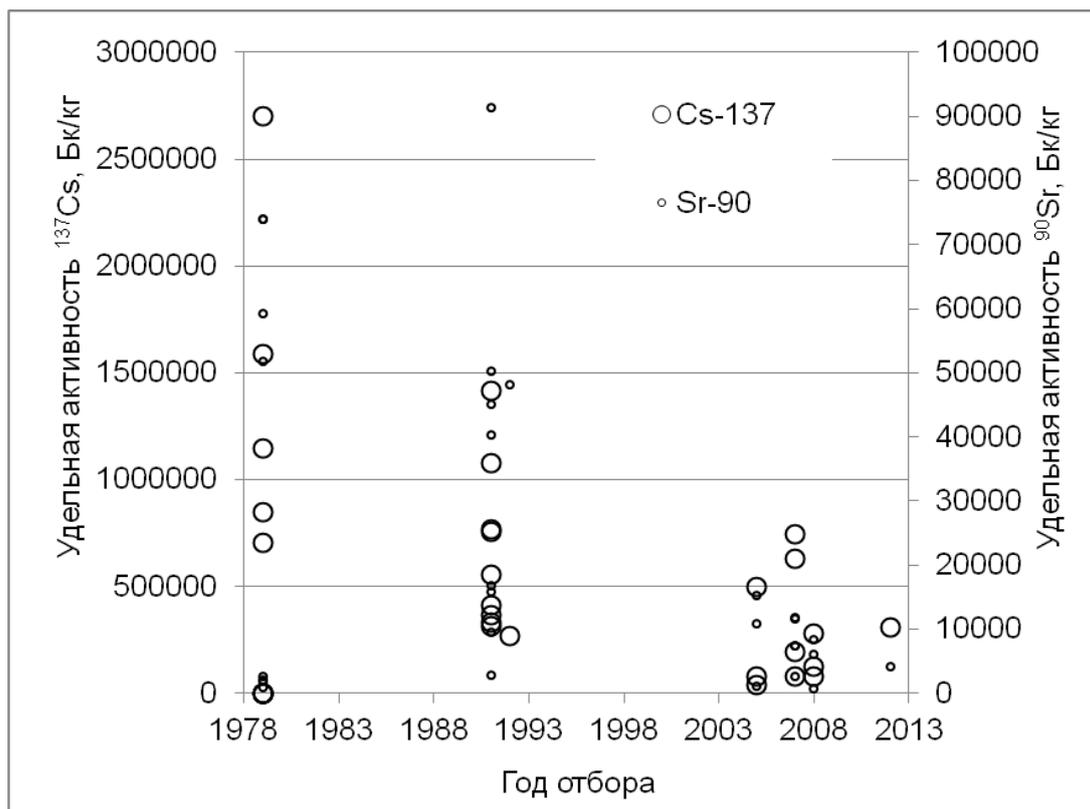


Рисунок 79 – Удельная активность радионуклидов в верхних слоях почвы (до 10 см) на расстоянии до 50 м от уреза воды у Асанова моста

Проблему оценки динамики радиоактивного загрязнения компонентов гидросферы отмечали также при исследовании водоемов и рек ППРИ. Г.Е. Лазоренко и Г.Г. Поликарпов [158] обнаружили, что сравнение уровней загрязненности почв и донных отложений, отобранных на водосборе р. Сахан, подтверждает высокую неоднородность (пятнистость) их распределения даже в пределах одного и того же места отбора. В первую очередь это относится к 5-10-км зоне ЧАЭС. Учитывая уровни загрязнения донных отложений, водные системы они представили в виде ряда убывания: р. Сахан > водоем-охладитель > р.Уж > Чернобыльский затон. Неоднородность первоначального радиоактивного загрязнения донных отложений и почв

отмечается и через 5-6 лет после аварии. Концентрации гамма-излучающих радионуклидов в донных отложениях и почвах, исследованных в 1991 и 1992 гг., за год значительно уменьшились. В пробах почв, отобранных около сел Новая Красница и Речица, концентрации ^{137}Cs уменьшились в 6-7 раз, а для почв, взятых около с. Толстый Лес, почти в 30 раз. Г.Е. Лазоренко и Г.Г. Поликарпов объясняют это тем, что при последующих отборах измерения проводятся для фактически других проб, а также тем, что количество радионуклидов уменьшается как вследствие их распада, так при смыве их с поверхности дождями и при снеготаянии. [158].

Исследования пойменных лугов на реках Днепр и Сож (ВБПРИ) подтверждают, что горизонтальная миграция и растворенного, и фиксированного на взвешенных частицах ^{137}Cs не позволяет построить корректные модели его миграции в речной системе и приводит к тому, что прогнозы об уровнях загрязнения фитомассы, за исключением отдельных случаев, не подтверждаются. [7].

Горизонтальное распределение ^{137}Cs в пойменных экосистемах р. Днепр (ВБПРИ) также носит неравномерный характер. Местами наибольшей концентрации радионуклидов в почве оказались прирусловый вал и переход крутого склона террасы в притеррасную часть. [3].

Тем не менее, даже при неоднородном распределении радионуклидов в речной экосистеме возможно выявление закономерностей их поведения. Так, при анализе архива данных УНПЦ РМ оказалось, что картины распределения ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в ДОВ и пойменной почве во многом совпадают. На рисунках 80 и 81 показано, что между активностями ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ существует статистически достоверная корреляция, что позволило рассчитать уравнения аппроксимирующих кривых с достаточно высоким коэффициентом детерминации: 0,847 для ДОВ и 0,815 для почвы. Эта зависимость позволяет ориентировочно оценивать уровень загрязнения почвы и донных отложений $^{239,240}\text{Pu}$ по результатам γ -спектрометрического определения ^{137}Cs . [332].

На рисунке 82 показано, что между активностями ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах почвы, отобранных с различной глубины, также существует статистически значимая связь, хотя коэффициент детерминации несколько ниже, чем у ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$. На рисунке 83 показана аналогичная связь в пробах отобранных из верхнего слоя 0-10 см. Уравнения аппроксимирующих кривых и коэффициенты детерминации приведены на тех же рисунках.

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.

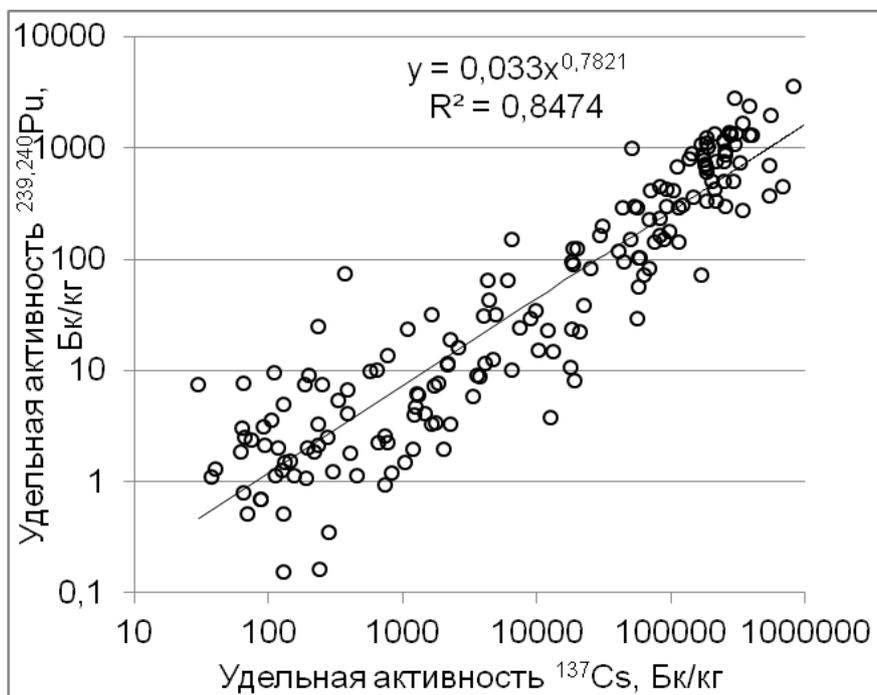


Рисунок 80. Корреляция удельной активности ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробах ДОВ реки Теча

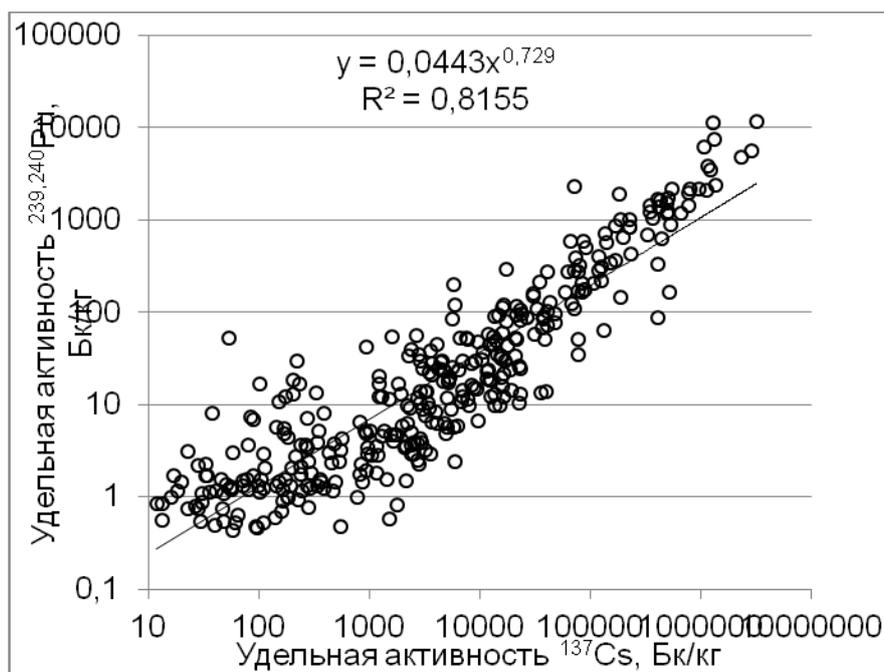


Рисунок 81. Корреляция удельной активности ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробах пойменной почвы реки Теча

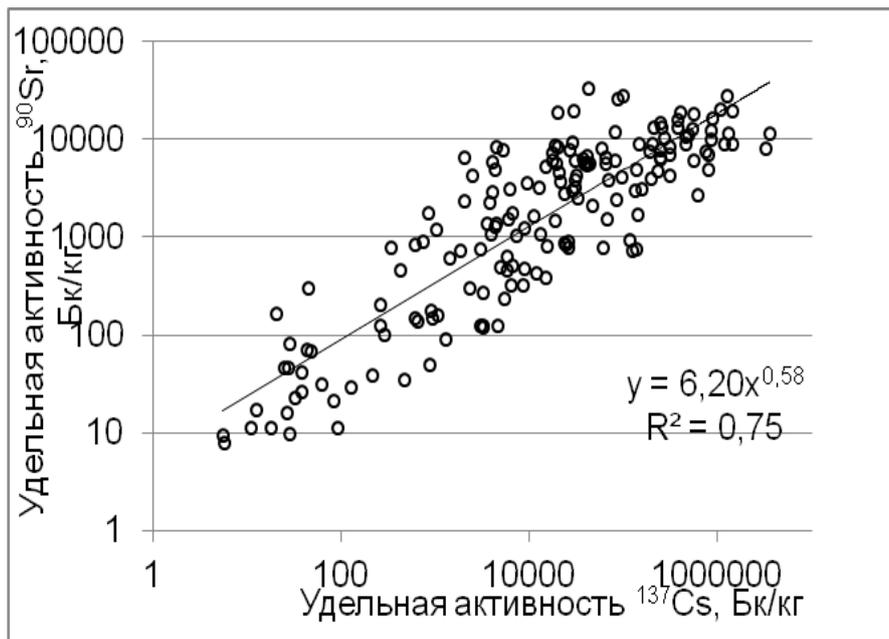


Рисунок 82 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах пойменной почвы реки Теча

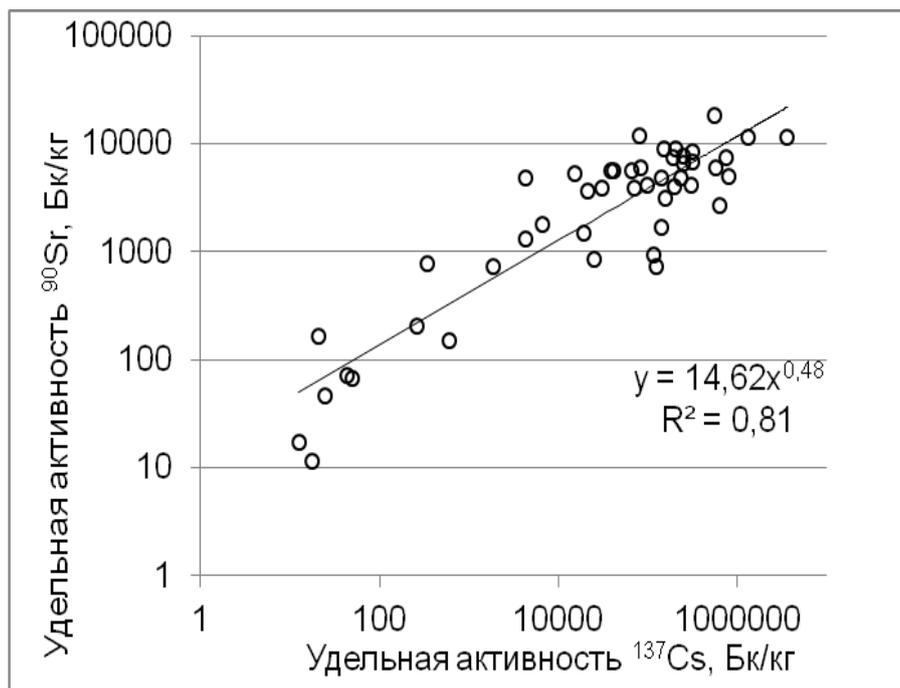


Рисунок 83 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах пойменной почвы реки Теча из слоя 0-10 см

По нашему мнению, сравнение картин распределения радионуклидов в ДОВ и пойменных почвах в разное время после первичного загрязнения дает возможность совершенствования методологии исследования

русловых и поемных процессов, диффузии, сальтации и других явлений, характерных для речных систем.

4.4 Динамика радиоактивного загрязнения подземных вод

Вертикальная миграция радионуклидов в почве со временем приводит к загрязнению подземных вод и источников питьевого водоснабжения.

На территории ЮУПРИ источниками загрязнения подземных вод являются водоемы Теченского каскада, из которых происходит фильтрация, и технологические водоемы В-9 (Карачай, в настоящее время засыпан) и В-17 (Старое болото). Под этими водоемами находятся трещиноватые порфириты, в которых уже к 1999 г. скопилась линза около 4 млн м³ загрязненных подземных вод. В 1990 г. эти воды достигли водоемов В-3, В-4, В-10 и русла реки Мишеляк [78]. В их составе свободно мигрирующие с потоком воды анионы и нейтральные комплексы: нитраты, ацетаты, хлориды, ³H, ⁶⁰Co, ¹⁰⁶Ru; а также катионы: ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce, ⁹⁵Zr, ¹²⁵Sb и сложные комплексы, которые хорошо сорбируются, поэтому их скорость распространения ниже [78, 85].

Водоем В-9 тесно связан с подземными водами, образующими единый водоносный горизонт мощностью 55-100 м. Водораздельное положение В-9 определяет существование постоянного потока подземных вод во всех направлениях от него. Практически с самого начала использования В-9 его воды содержат радионуклиды и вредные химические вещества в значительных количествах. За период эксплуатации В-9 в подземные воды поступило около 3,5 млн.м³ растворов, содержащих порядка 900 тыс. Ки β-излучающих радионуклидов. [23].

Из водоема В-9 фильтровались воды с активностью ⁹⁰Sr, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs и ¹⁰⁶Ru в 20-300 раз меньшей, чем в самом водоеме [78, 85]. Наиболее опасным, быстро распространяющимся загрязнителем является ⁹⁰Sr, поэтому он был выбран в качестве реперного радионуклида. Индикаторами распространения линзы могут быть также нитрат, ³H, ⁶⁰Co, ¹⁰⁶Ru, но их содержание в подземных водах относительно УВ ниже и определение их активностей при фактических концентрациях сложнее. Скорость распространения линзы на 1999 г. по нитрат иону и ⁹⁰Sr составляла 0,23 м/сутки, по ⁶⁰Co – 0,14 м/сутки. [78].

Эта подземная линза признается наиболее опасной, но поскольку вся территория ЮУПРИ в большей или меньшей степени подверглась радио-

активному загрязнению, не исключена вероятность загрязнения подземных источников водоснабжения и другими путями.

В архиве данных УНПЦ РМ есть материалы по анализу проб воды, проведенному в 2003, 2005 и 2006 гг. в населенных пунктах, расположенных на КРС. Активность ^3H в воде колодцев и скважин в населенных пунктах КРС в среднем была 41 ± 10 Бк/л, ^{90}Sr – $0,016 \pm 0,01$ Бк/л, ^{137}Cs – $0,08 \pm 0,04$ Бк/л. Содержание ^{60}Co и ^{106}Ru было ниже пределов чувствительности метода определения. Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs соответствовала глобальным выпадениям. Активность ^3H была почти в 20 раз выше фона.

Однако в некоторых населенных пунктах вода скважин и колодцев по уровню загрязнения была сопоставима с поверхностными водами. В н.п. Сарыкульмяк в октябре 2005 г. содержание ^{90}Sr в воде скважины составляло 0,04 Бк/л, а ^{137}Cs – 0,03 Бк/л. В ноябре в н.п. Башакуль в колодезной воде содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs составило, соответственно, 0,11 и 0,04 Бк/л. В 2006 г. отмечено повышение уровня загрязнения вод колодцев в н.п. Саракульмяк, Малый Кунашак и Башакуль. Так в н.п. Сарыкульмяк в мае месяце содержание ^{90}Sr в воде скважины составляло 0,21 Бк/л, а ^{137}Cs – 0,01 Бк/л. В н.п. Башакуль в колодезной воде содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs составило, соответственно, 0,11 и 0,015 Бк/л.

В 2010-2013 гг. мы определяли содержание ^3H в пробах воды из скважин и других источников питьевого водоснабжения в 30 населенных пунктах в зоне ПО «Маяк» и 2 контрольных населенных пунктах [96].

По результатам анализа 79 проб питьевой воды коэффициент корреляции активности ^3H в воде и расстояния источника от ПО «Маяк» составил $-0,546$ ($p < 0,01$). Активность ^3H в пробах не превышает уровня граничных значений, заданных линией тренда $y = 50,13e^{-0,03x}$, где y – активность ^3H , а x – расстояние от ПО «Маяк». Однако, в пределах этой области активность ^3H в воде может значительно различаться. Уровень загрязнения воды ^3H может зависеть от характера источников водоснабжения, условий формирования и возраста подземных водяных линз.

По содержанию ^3H питьевая вода соответствует радиационно-гигиеническим нормативам. Однако, содержание ^3H в воде из скважин в населенных пунктах, расположенных вблизи ПО «Маяк» в 2010-2013 гг., так же, как и в 2003-2006 г. превышало фоновые значения почти в 20 раз.

По данным исследования О.А. Николина в зоне ПО «Маяк» содержание ^3H в питьевой воде до 2008 г. варьировало от 13 до 80 Бк/л (в среднем 37 Бк/л) [212].

Таким образом, ^3H достиг, по меньшей мере, второго водоносного горизонта. Его содержание в подземных водах на глубине порядка 20-25 м, откуда производится отбор воды в личных хозяйствах, соответствует его содержанию в воде озер в ареалах этих населенных пунктов, как было показано на рисунке 35. Поскольку ^3H в составе НТО свободно перемещается вместе с водными потоками, он может служить маркером для исследования локального круговорота воды в масштабах провинции.

На территории ППРИ и ВБПРИ также было отмечено загрязнение подземных вод. До 1989 г. в ближней зоне ЧАЭС радиусом 5 км в отдельных местах было отмечено проникновение радионуклидов в подземные воды [51].

А. П. Белоусова [34] считает, что прогнозы о задержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в слое почвы 0-10 см не подтвердились и грунтовые воды в Брянской и других областях подверглись загрязнению. Содержание ^{137}Cs в районе Новозыбков-Клинцы даже в глубокозалегающих подземных водах в пять раз превышает фоновое. А. П. Белоусова провела зонирование территории Брянской и Калужской областей по критерию уязвимости подземных вод к загрязнению. В частности, в долинах рек Ипуть и Сож (ВБПРИ) распространены грунтовые воды очень сильно и сильно уязвимые к загрязнению ^{137}Cs . [34].

Основной рост концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в подземных водах ППРИ приходился на 1990-1991 гг. В зоне загрязнения поверхности плотностью 5-15 Ки/км² средняя активность ^{137}Cs составляла 2,73 Бк/л, а средняя активность ^{90}Sr – 0,184 Бк/л в зоне с плотностью загрязнения более 40 Ки/км². [64].

На 2006 г. по мнению В.Г. Линника [163] загрязнение грунтовых вод Беларуси ^{137}Cs не представляло серьезной опасности, поскольку средняя скорость вертикальной миграции составляла 0,3–0,5 см/год. Тем не менее, радиационное состояние грунтовых вод Беларуси характеризовалось повышенными на 1-2 порядка уровнями активности по сравнению с доаварийным фоном (0,007 Бк/л). [163].

Глава 5. Закономерности поведения радионуклидов в компонентах биосферы

5.1 Особенности накопления радионуклидов высшими растениями и грибами наземных экосистем

Содержание в почве биологически доступных форм дозообразующих радионуклидов – важный показатель для оценки возможности возврата загрязненных земель в хозяйственное использование. Однако значительно больше информации для прогнозирования поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевую продукцию и корма может дать изучение способности различных видов и сортов растений накапливать эти радионуклиды в товарной части урожая. Исследование коэффициентов накопления (K_n – отношение удельной активности радионуклида в продукции к удельной активности его в почве), а так же транспортных коэффициентов (K_t – отношение удельной активности радионуклида в товарной части продукции к плотности загрязнения почвы) были начаты на самых первых этапах развития радиоэкологии. Первые полевые исследования были проведены на территории ВУРС (ЮУПРИ). Для этого было создано крупное научное подразделение, имевшее в разное время названия: «Совхоз № 2», «Совхоз Ворошилова», «ОНИС – опытная научно-исследовательская станция». Как в лабораторных условиях, так и в полевом опыте были изучены основные закономерности поступления радионуклидов в сельскохозяйственные культуры, отмечены биологические особенности растений, определяющие уровень некорневого и корневого загрязнения.

5.1.1 Особенности накопления радионуклидов дикорастущими растениями и грибами ЮУПРИ

Наиболее ранние полевые исследования накопления радионуклидов растениями были проведены на ВУРС ЮУПРИ.

Подавляющее большинство исследователей занималось изучением особенностей накопления радионуклидов сельскохозяйственными культурами: зерновыми, картофелем, овощами, кормовыми. Так, Н.А. Корнеев с соавт. еще в 1977 г. описал основные биологические особенности растений, влияющие на корневое поглощение ^{90}Sr : кальциефильность, распределение корней по профилю почвы, способность их к базальному поглощению, генетически обусловленная степень дискриминации ^{90}Sr по отношению к кальцию [131].

Естественные травяные сообщества, используемые для пастьбы животных и сенокосения, изучены в гораздо меньшей степени. Выявление

закономерностей накопления радионуклидов дикорастущими травами осложняется высокой степенью видового, популяционного и ценотического биоразнообразия луговых сообществ. Физико-химические свойства почв в таких экосистемах также очень разнообразны, диапазон типов почв – от маломощных дерновых почв лесных лужаек до черноземов степей и остепненных лугов и до переувлажненных, часто слоистых, в разной степени гумусированных, пойменных почв.

Наиболее масштабное исследование было проведено в 1976 г. Сотрудниками УНПЦ РМ (в то время – ФИБ №4) изучено содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce в почве и траве в радиусе до 70 км от ПО «Маяк» по 8 радиальным маршрутам. Материалы исследования послужили для обоснования размеров и режима контролируемых зон вокруг предприятий атомной промышленности [187].

В наибольшей степени исследованием закономерностей перехода радионуклидов в травянистую растительность в этот период занимались З.Г. Антропова и Е.И. Белова. Результаты их работы показали, что распределение ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce по компонентам различных типов лугов зависит от характера и строения дернины. Величины коэффициентов пропорциональности между содержанием ^{90}Sr в траве и почве изменяются в зависимости от времени контактирования его с почвой. Для исследованных ими типов лугов (осоковый, злаковый, разнотравный) за 10 лет после загрязнения величина этого коэффициента уменьшилась в 3-4 раза. Содержание ^{90}Sr в траве злакового луга с мощной и плотной дерниной коррелировало с содержанием его в дернине ($r=0,930$) и мало зависело от содержания в нижележащих слоях почвы, а в траве разнотравного луга с рыхлой маломощной дерниной – одинаково коррелировало с содержанием в дернине и в почве. [18, 33].

З. Г. Антроповой с соавт. установлено также, что, в отличие от полевых культур, загрязнение естественной растительности лугов и пастбищ уменьшается с течением времени по мере перераспределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почвы, а также изменения физико-химического состояния изотопов [19].

Е. И. Белова и З. Г. Антропова обнаружили, что накопление радионуклидов изменяется в течение вегетационного периода. Наибольшее содержание ^{137}Cs в траве на единицу сухого вещества в первый год после загрязнения (Карачаевский след) наблюдалось в начале и в конце вегетации [33].

В пойме реки Теча накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в хвое и листьях деревьев было примерно равно накоплению травянистыми растениями. Накопление в древесине было на порядок меньше. [182].

Результаты многолетних исследований накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в траве естественных и окультуренных пастбищ и сенокосов позволили разработать рекомендации по снижению содержания этих радионуклидов в продуктах животноводства. В частности, было разработано «Руководство по ведению агропромышленного производства и лесного хозяйства на территории санитарно-защитной зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа» [259], однако проблема загрязнения кормов радионуклидами до сих пор остается актуальной.

Поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в пищевой рацион населения ВУРС с грибами и ягодами до сих пор практически не изучено. Н.Н. Пещерова и Е.Р. Рябова на участке с плотностью загрязнения $40 \text{ МБк}\cdot\text{м}^{-2}$, перепаханном на 50 см, в течение 10 лет изучали закономерности накопления ^{90}Sr плодово-ягодными культурами: яблоней, грушей, сливой, черной смородиной, черноплодной рябиной и крыжовником, а также длительное время сравнивали содержание ^{90}Sr в листьях, однолетних и многолетних побегах, соке и мезге плодов различных сортов черной смородины при стандартной агротехнике и при обрезке [236, 237]. Однако изучение закономерностей накопления радионуклидов плодами культурных деревьев и кустарников не позволяет оценить вклад в дозовую нагрузку от ягод дикорастущих травянистых растений.

Л.Н. Мартюшова с соавт. в 1998 г. опубликовали данные по накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs в побочной продукции леса в зоне хозяйственного использования земель ВУРС. Накопление ^{90}Sr в грибах составило в среднем $2,1 \text{ (нКи/кг)/(Ки/км}^2\text{)}$, в ягодах – $12,7 \text{ (нКи/кг)/(Ки/км}^2\text{)}$, в траве – $7,0 \text{ (нКи/кг)/(Ки/км}^2\text{)}$. Накопление ^{137}Cs в грибах – $2,2 \text{ (нКи/кг)/(Ки/км}^2\text{)}$, в ягодах – $2,3 \text{ (нКи/кг)/(Ки/км}^2\text{)}$, в траве – $1,0 \text{ (нКи/кг)/(Ки/км}^2\text{)}$ [183].

Динамика загрязнения дикорастущей растительности и грибов на территории ЮУПРИ систематически не исследовалась. В архивных данных УНПЦ РМ есть материалы об уровнях загрязнения радионуклидами проб сена, отобранных в индивидуальных хозяйствах, однако в большинстве случаев отсутствуют данные о расположении сенокосов.

В 1976 г. сотрудниками УНПЦ РМ было проведено обследование почвы и травы на территории ЮУПРИ. Пробы отбирали по трансектам, пересекающим промплощадку ПО «Маяк» в направлении Север-Юг,

Запад-Восток, Северо-запад-Юго-восток и Северо-восток-Юго-запад. Активность ^{90}Sr в траве составляла 0,22-98 Бк/кг, одно максимальное значение (3400 Бк/кг) отмечено в пробе из головной части ВУРС. Активность ^{137}Cs – 0,20-26 Бк/кг. Гистограммы распределения значений активности радионуклидов приведены на рисунках 84 и 85.

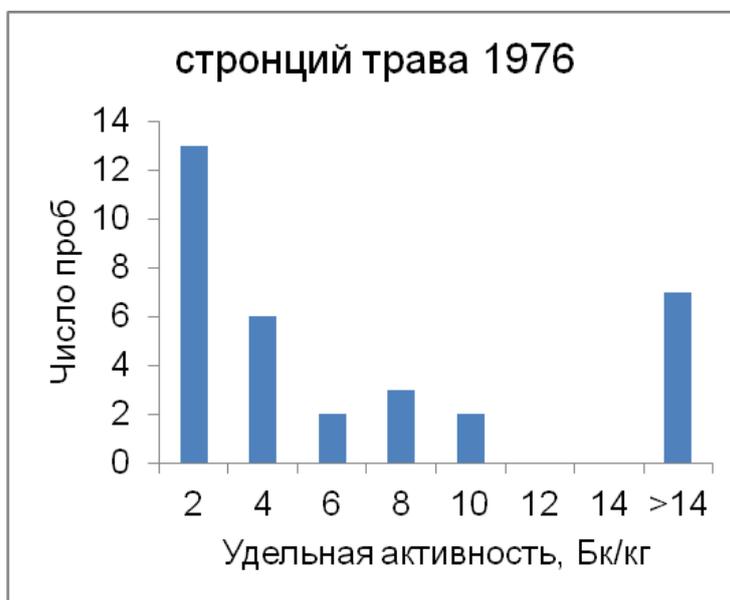


Рисунок 84 – Статистическое распределение активности ^{90}Sr в фитомассе травы в 1976 г

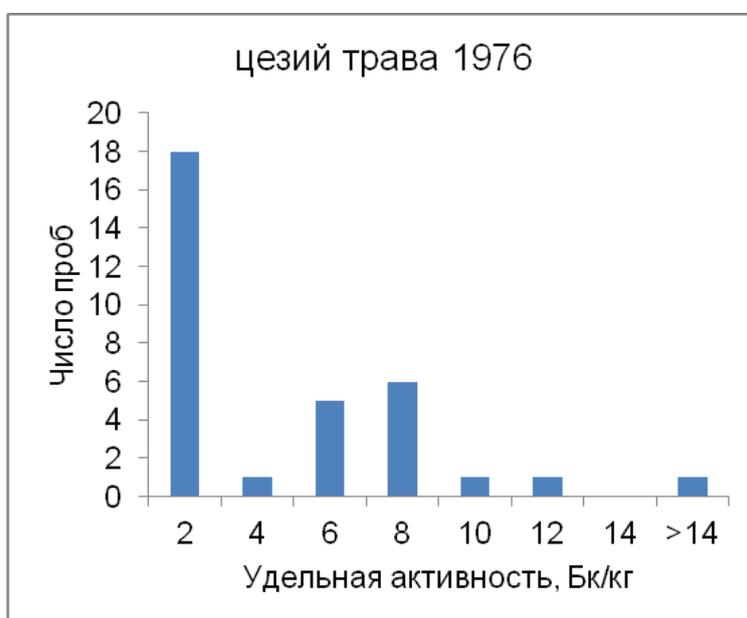


Рисунок 85 – Статистическое распределение активности ^{137}Cs в фитомассе травы в 1976 г.

Как и следовало ожидать, наблюдалась корреляция между активностью радионуклидов в траве и в почве. Для ^{90}Sr $r=0,999$; для ^{137}Cs $r=0,69$. Необходимо отметить, что на величину коэффициента корреляции

оказали значительное влияние точки отбора находящиеся на ВУРС. $K_n^{90}Sr$ в траве колебались в широких пределах и составили 0,00046-0,275, ^{137}Cs – 0,0011-0,257. $K_n^{90}Sr$ в траве в среднем по всем точкам отбора составлял $0,028 \pm 0,009$ (Бк/кг в траве)/(Бк/кг в почве), а ^{137}Cs – $0,013 \pm 0,004$ (Бк/кг в траве)/(Бк/кг в почве). [187].

Поскольку видовой состав травы не учитывался, причины такого разброса значений определить не представляется возможным. Корреляция между K_n и активностью радионуклидов в почве статистически незначима.

Наиболее полные исследования были проведены на пастбищах у населенных пунктов. Хотя пастбища нельзя считать в полной мере природными экосистемами, динамика загрязнения фитомассы на них может в некоторой степени отражать динамику загрязнения фитомассы на природных лугах. К сожалению, большинство пастбищ были обследованы 1-2 раза за весь период исследований, поэтому, несмотря на большое количество результатов измерения и большое количество населенных пунктов, проследить динамику загрязнения растительности не представляется возможным. Кроме того, даже в пределах одного пастбища неоднородность загрязнения фитомассы весьма велика. На рисунках 86-87 показаны результаты измерения активности радионуклидов в траве на северном и южном пастбищах у н.п. Сарыкульмяк, находящегося на территории Карачаевского следа.

Как видно на рисунках 86-87, диапазон колебаний значений удельной активности радионуклидов очень велик, при этом не представляется возможным определить, связана ли амплитуда колебаний значений с объективными условиями или с размером выборки.

В 2007-2012 гг. нами проведено исследование уровней загрязнения растительности и грибов на территории ЮУПРИ.

Надземную биомассу травянистых растений отбирали на сенокосах, пастбищах, лугах, которые могут быть использованы для сенокошения. В зависимости от продуктивности растительности отбирали всю надземную часть с площади 0,25, 0,5, 1,0 м², не разделяя по видовому составу. Почву для определения коэффициентов накопления и транспортных коэффициентов на ненарушенных природных ландшафтах, сенокосах, пастбищах и залежах отбирали в центре площадки в виде монолита и разделяли на слои по 5 см, перепаханную почву и, в ряде случаев, почву пастбищ отбирали почвенным буром методом конверта (отборы по 0-20 и 0-40 см).

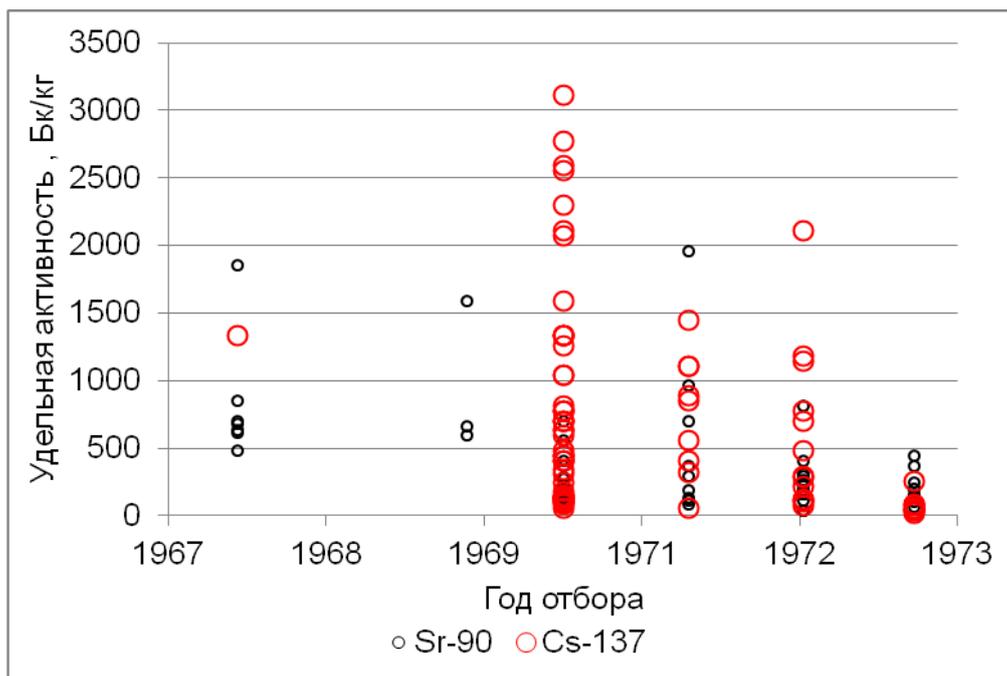


Рисунок 86 – Динамика радиоактивного загрязнения фитомассы на северном пастбище н.п. Сарыкульмяк

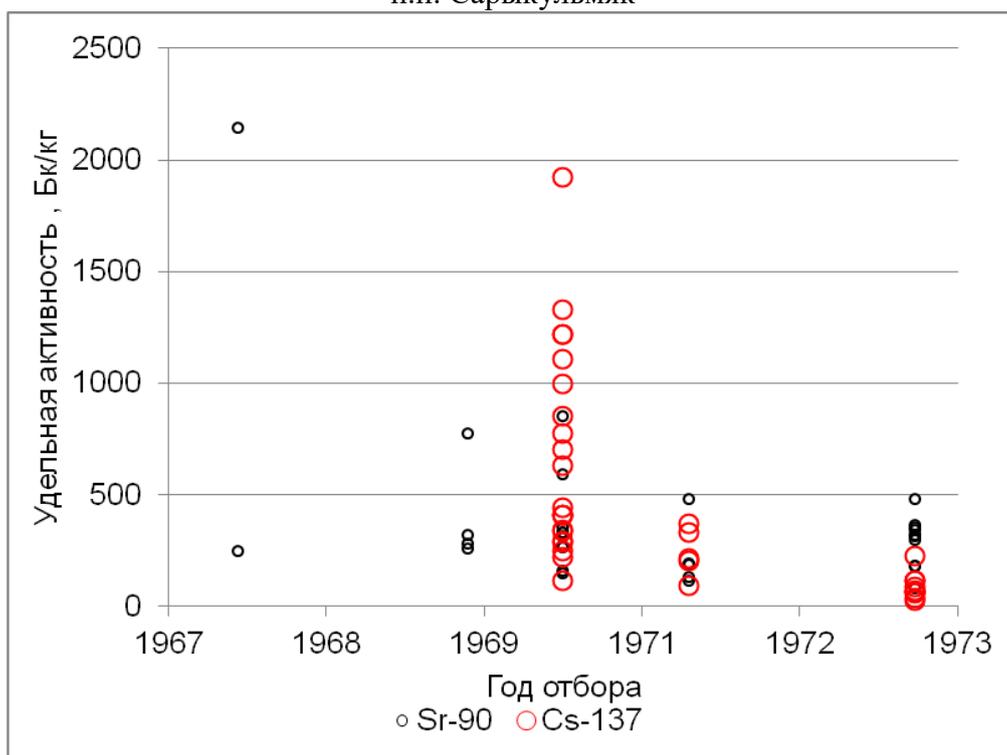


Рисунок 87 – Динамика радиоактивного загрязнения фитомассы на южном пастбище н.п. Сарыкульмяк

Загрязнение фитомассы ^{90}Sr во всей пойме реки Теча, и в пойме реки Исеть ниже впадения Течи превышало ПДУ для грубых кормов (в грубых кормах – 100 Бк/кг [87, 259]). Безопасные уровни загрязнения ^{90}Sr

отмечены на незаливаемом пастбище у н.п. Нижнепетропавловское и в пойме реки Зюзелга. Активность ^{90}Sr в фитомассе практически совпадает с активностью ^{90}Sr в слое почвы 0-20 см, а активность ^{137}Cs в фитомассе – с его активностью в слое 20-40 см. Уровни загрязнения почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs соответствуют глобальным выпадениям, то есть на территории пастбища загрязнение почвы из реки не происходило или было незначительным. Исключение составила одна точка, активность ^{90}Sr в почве которой на порядок выше, чем в других. По-видимому, здесь произошло точечное загрязнение почвы навозом. K_t ^{137}Cs в среднем составили $1,1 \pm 0,8$, ^{90}Sr – $2,0 \pm 1,3$.

Пастбище на реке Исеть было загрязнено в значительной степени, причем на расстоянии 50 м от уреза воды на пойменном лугу с луговой дерновой почвой активность ^{90}Sr и ^{137}Cs была в 5-10 раз выше, чем на песчаном берегу в 10 м от воды. Трава во всех точках была загрязнена ^{90}Sr практически одинаково, но на прибрежных участках она загрязнена ^{90}Sr значительно больше, чем почва в слоях 0-20 и 20-40 см, а на отдаленных – до нескольких раз меньше. Это говорит либо об эффективном промывании супераквальной почвы, либо о перекрытии более поздними наносами загрязненных отложений. K_t для ^{137}Cs были от 0,1 до 1,0, для ^{90}Sr – от 0,6 до 7,3.

На ВУРС на месте отселенной деревни Алабуга во всех пробах травы содержание ^{90}Sr в несколько раз превышало ПДУ, и в 2011 г. достигало 2630 Бк/кг. На сенокосном участке, расположенном на берегу озера Алабуга в 2008 г. плотность загрязнения ^{90}Sr почвы в точках отбора, расположенных по трансекте перпендикулярной оси следа, составляла от 161 до 350 кБк/м², удельная активность ^{90}Sr в образцах травы была от 210 до 1454 Бк/кг [94], то есть во всех точках отбора загрязнение ^{90}Sr в несколько раз превысило ПДУ ([259]). K_n ^{90}Sr в траве был в среднем $0,78 \pm 0,31$, K_t – $3,4 \pm 1,4$. Несмотря на то, что все точки отбора проб травы и почвы находились в пределах одной однородной экосистемы, и пробы почвы в виде монолита 10×10×20 см отбирали в центре деланки 25×25 см, с которой срезали надземную часть растений, разброс значений K_n оказался довольно большим [331].

Содержание ^{137}Cs в надземной фитомассе не превышало ПДУ (в грубых кормах – 600 Бк/кг [87, 259]). K_n ^{137}Cs (в среднем $0,08 \pm 0,03$) были ниже, чем ^{90}Sr (в среднем $0,36 \pm 0,13$). Связи между K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs не выявлено, ($r = -0,50$), корреляции между содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs в траве также не

обнаружено ($r = -0,15$). Не выявлено зависимости K_n и K_t от средней активности радионуклида в пахотном горизонте и плотности загрязнения почвы [94].

По трансекте длиной 10 км, перпендикулярной оси ВУРС и находящейся на расстоянии 30 км от ПО «Маяк» находятся различные экосистемы: березовый лес, сосновый лес, луг, сенокос, заброшенное поле. Пробы отбирали в конце вегетационного периода, в сентябре. Активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в траве зависели от расположения точки отбора относительно оси ВУРС и варьировали от 24 до 1400 Бк/кг (^{90}Sr) и от 6,5 до 62,6 Бк/кг (^{137}Cs). Здесь разброс K_n , особенно для ^{137}Cs , был весьма велик. Значения K_n и K_t оказались очень высокими. Для ^{90}Sr K_n составил $2,1 \pm 1,0$, K_t – $15,9 \pm 8,5$, для ^{137}Cs – $0,38 \pm 0,42$ и $3,1 \pm 3,4$ соответственно [94]. Скорее всего, это можно объяснить тем, что отбор проб проводили в конце вегетационного периода, когда накопление минеральных элементов в фитомассе максимальное.

Для проверки этого предположения сравнили содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в траве в середине и конце периода вегетации. Луговая злаковая трава у н.п. Большой Куяш при отборе 15 июля содержала 13,5 Бк/кг ^{90}Sr и 3,1 Бк/кг ^{137}Cs , а при отборе 27 сентября в той же самой точке трава с той же дерновины содержала 30,9 Бк/кг ^{90}Sr и 4,7 Бк/кг ^{137}Cs . Известно, что у озимых, зимующих и многолетних растений при подготовке к зиме увеличивается содержание К в цитоплазме. По-видимому, накапливается и его биохимический аналог – ^{137}Cs . Накопление ^{90}Sr происходит в апопласте, как и его биохимического аналога Са. Почему удельная активность ^{90}Sr в отмирающей к концу сезона фитомассе оказалась в два раза выше, чем в почве, не вполне ясно, но это явление необходимо учитывать при заготовке кормов и выпасе скота в конце вегетационного периода.

Таким образом, по содержанию ^{137}Cs трава на ЮУПРИ вне Восточно-Уральского радиационного заповедника и затапливаемой поймы Течи соответствует нормативам, установленным для грубых кормов. Поскольку КУ для ^{137}Cs в грубых кормах составляет 600 Бк/кг [87] и K_n в период исследования составлял максимум 0,38, можно считать, что превышение содержания ^{137}Cs в пастбищной траве и сене в ареалах населенных пунктов маловероятно.

K_n ^{90}Sr в травянистой фитомассе выше, чем ^{137}Cs , и в среднем составлял 0,55-0,78, а в некоторых пробах, особенно в осенний период был

больше 2. Хотя загрязнение травы ^{90}Sr вне ВУРС не превышает радиационно-гигиенические нормативы [87], необходим контроль загрязнения ^{90}Sr сена, так как ряд жителей населенных пунктов вблизи ВУРС по разным причинам предпочитают заготавливать сено именно на загрязненной территории.

Грибы на территории ЮУПРИ в ареалах ныне существующих населенных пунктов, по-видимому, можно считать безопасными. Во всех пробах грибов, отобранных нами на территории ЮУПРИ в 2008-2012 на 18 площадках, содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs было значительно ниже ПДУ (50 Бк/кг ^{90}Sr и 500 Бк/кг ^{137}Cs [264]).

Активность ^{137}Cs в грибах варьировала в пределах 0,55-39,0 Бк/кг сухой массы. K_n ^{137}Cs в 2008 и 2011 гг. составлял в среднем по 0,011. В другие годы пробы собирали с большой площади, потому K_n не определяли. K_n ^{90}Sr в грибах в 2011 г. был 0,007, в 2008 г. – 0,041. Активность ^{90}Sr была в пределах 0,14-9,8 Бк/кг. Максимальное загрязнение ^{90}Sr (9,8 Бк/кг) и ^{137}Cs (39 Бк/кг) было зафиксировано в пробе опенка летнего на месте отселенной деревни Алабуга на участке с плотностью загрязнения ^{90}Sr от 700 кБк/м² до 2400 кБк/м². В других видах грибов на этой площадке содержание радионуклидов было ниже [102].

В таблице 24 показаны значения K_n радионуклидов в различных видах грибов ЮУПРИ.

Таблица 24 – Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в плодовом теле грибов

Вид	K_n , (Бк/кг в плодовом теле)/ (Бк/кг в почве)		K_t , (Бк/кг в плодовом теле)/ (кБк/м ² в почве)	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
	Подберезовик	0,0039	0,011	0,033
Волнушка	0,010	0,019	0,084	0,16
Груздь желтый	0,0041	0,018	0,030	0,14
Рядовка опенковидная	0,0071	0,076	0,053	0,63
Паутинник превосходный	0,0076	0,071	0,056	0,58
Рядовка белая	0,0092	0,017	0,075	0,14
Опенок летний	0,0017	0,12	0,013	0,95
Масленок	0,0065	0,059	0,040	0,49

K_n у грибов значительно ниже, чем у травы, и даже ниже, чем у овощей и зерновых (см. ниже).

На почвах сильно загрязненных ^{137}Cs (пойма в верховьях Течи), зона наблюдения ПО «Маяк») есть вероятность сбора грибов, не соответствующих радиационно-гигиеническим нормативам, однако

население на эти территории не допускается, поэтому можно считать, что вклад грибов в дозу внутреннего облучения населения незначителен.

Высшие растения, в отличие от грибов формируют клеточную стенку из молекул пектина, лигнина и целлюлозы, связанных кальцием, биохимическим аналогом которого, является Sr. Поэтому травянистые растения накапливают гораздо больше ^{90}Sr , чем грибы. Из травянистой лесной продукции непосредственно в пищу населением ЮУПРИ употребляются только ягоды.

В 2008-2011 гг. нами было собрано 15 проб ягод (земляника зеленая, земляника лесная, костяника, клюква). Удельная активность ^{137}Cs в пробах варьировала в пределах 0,34-5,2 Бк/кг, в среднем – 1,58 Бк/кг [102] (ПДУ – 160 Бк/кг [264]). $K_n^{137}\text{Cs}$ в ягодах практически такие же, как у грибов. Удельная активность ^{90}Sr в пробах ягод отобранных в ареалах ныне существующих населенных пунктов, также не превышала ПДУ и варьировала в пределах 1,5-12 Бк/кг, в среднем – 5,5 Бк/кг [102] (ПДУ – 60 Бк/кг [264]). $K_n^{90}\text{Sr}$ у ягод на порядок больше, чем у грибов и больше, чем у овощей и зерновых (см. ниже).

В пробах отобранных на территории отселенных деревень Алабуга и Русская Караболка содержание ^{90}Sr было в несколько раз выше ПДУ (таблица 25).

Необходимо отметить, что территория, на которой была расположена деревня Алабуга, находится на берегу озера Алабуга, пользующегося популярностью в качестве рекреационного водоема у жителей Свердловской и Челябинской областей. На расстоянии менее 10 км от этого места расположен город Касли и несколько населенных пунктов.

Территория, на которой была расположена деревня Русская Караболка, находится в непосредственной близости от трассы «Челябинск-Екатеринбург», в нескольких километрах от нее находятся н.п. Татарская Караболка, Мусакаева, Красный Партизан, Аллаки, Большой Куяш, Малый Куяш, Голубинка.

По нашему мнению на территории ЮУПРИ наибольшую опасность с точки зрения поступления в рацион ^{90}Sr из лесной продукции представляют дикорастущие ягоды, собранные непосредственно на ВУРС. На остальной территории ЮУПРИ в ареалах ныне существующих населенных пунктов все пробы ягод соответствовали нормативам [102].

Таблица 25 – Загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs ягод на ВУРС

Площадка отбора	Вид	Удельная активность свежих ягод, Бк/кг		K_n , (Бк/кг в ягодах)/(Бк/кг в почве)		K_t , (Бк/кг в ягодах)/(кБк/м ² в почве)	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Алабуга	Земляника	813	5,2	0,140	0,0165	1,10	0,126
	Костяника	243	2,4	0,042	0,0076	0,33	0,058
Русская Караболка	Земляника	213	1,0	0,254	0,0054	1,53	0,045

5.1.2 Особенности накопления радионуклидов дикорастущими растениями и грибами ППРИ и ВБПРИ

На территории ППРИ радиоактивное загрязнение повлияло на наземные экосистемы в двух основных направлениях: деградация лесов и лесного хозяйства в наиболее загрязненной 30-км зоне и загрязнение лесной продукции (древесины, травы, грибов, ягод, мяса промысловых животных).

По данным сотрудников Института леса НАН Беларуси [72] в 30-км зоне ЧАЭС основной урон лесам был причинен инженерно-техническими мероприятиями по дезактивации и их бесхозностью в эти годы. Защитные мероприятия, проведенные после аварии, крайне неблагоприятно сказались на природной среде зоны: захоронение «рыжего» леса, удаление подстилки на некоторых участках, строительство дамб и перемычек на реках и мелиоративных каналах, которые впоследствии привели к затоплению более 10 тыс. га прилегающих к ним земель. Значительный урон лесам был нанесен в результате обширных пожаров. Усохшие и поврежденные древостои представляли и представляют большую опасность как очаги возникновения пожаров, а также размножения вредных насекомых и фитозаболеваний. Перестройка экологической структуры лесов зоны отчуждения идет преимущественно за счет сокращения доли лесов на бедных песчаных почвах недостаточного увлажнения (лишайниковая и вересковые серии) и увеличения распространения лесов, формирующихся на относительно богатых (черничная серия) и богатых почвах повышенного увлажнения (снытевая, крапивная, папоротниковая серии). Процессы трансформации лесной растительности зоны отчуждения идут как за счет естественных смен, так и в результате процессов, обусловленных прекращением антропогенной деятельности (заболачивание и подтопление территорий, зарастание сельскохозяйственных земель и т.д.). В настоящее время в зоне аварии ЧАЭС процессы самовосстановления охватывают все природные системы

и обусловлены, прежде всего, прекращением хозяйственной деятельности. [72].

На территории Беларуси после Чернобыльских выпадений накопление ^{137}Cs в лесной продукции оказалось в 20-50 раз выше, чем в основных продуктах сельскохозяйственного производства [88].

Важным аспектом экологического благополучия населения является использование так называемых «даров леса». Они традиционно используются в рационе питания как сельского, так и городского населения Республики Беларусь. Прежде всего, к «дарам леса» следует отнести дикорастущие грибы и ягоды, которые собирает население. И хотя грибы не имеют преимущественного значения в питании, а скорее являются дополнением к рациону, они играют важную роль в отношении поступления макро и микроэлементов, а также являются источником поступления радионуклидов и тяжелых металлов [127]. По данным Комитета по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь относительный вклад во внутреннюю дозу облучения жителей «лесных» населенных пунктов составляет: грибы – 62%, молоко – 30%, картофель – 3,2%, молокопродукты – 1,7%, лесные ягоды – 1,4%, дичь – 1%, рыба – 0,7%. Радиоактивное загрязнение дикорастущей пищевой продукции леса продолжает оставаться высоким, что влияет на формирование доз внутреннего облучения работников и населения; бракуется около 40% собранных грибов и ягод [58].

В Беларуси из пищевой продукции леса наиболее загрязнены грибы и ягоды (черника, клюква, земляника), содержание ^{137}Cs в которых превышает допустимые нормативы (грибы сушеные – 3700 Бк/кг, ягоды свежие – 185 Бк/кг) даже на территориях с незначительной плотностью загрязнения почвы – 37-100 кБк/м² [307].

Многие исследователи считают, что грибы обладают способностью накапливать большое количество радионуклидов и играют заметную роль в формировании дозовой нагрузки населения. Так, удельная активность в масленке обыкновенной в Чернобыльской зоне отчуждения в 2000 г. достигала 600000 Бк/кг сырой массы [38].

Обнаружено совпадение хода зависимости величины дозы внутреннего облучения от изменений балла плодоношения грибов по годам для региона Полесье: время потребления грибов и формирования дозы совпадают. Более сложно влияет лесной фактор в регионах Центр и Северо-

восток, не наблюдается явных совпадений хода зависимостей приведенной дозы и баллов плодоношения грибов во времени за некоторым исключением [311].

На территории Гомельской области доля лесной компоненты в накопленной дозе для населения составляет около 50% [88].

По данным Гомельского областного центра гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья года максимальное содержание ^{137}Cs отмечено у различных видов грибов: в Ветковском районе – у груздей (12160 Бк/кг при допустимом уровне 370 Бк/кг), в Гомельском – у маслят (5170 Бк/кг), Калинковичском и Петриковском – у польских грибов (3226 и 3160 Бк/кг), Лельчицком – у моховиков (6007 Бк/кг), Лоевском – у белых грибов (6792 Бк/кг) [65],

Накопление ^{137}Cs съедобными грибами зависит от биологических особенностей видов, а также экологических условий местообитаний. А. А. Орлов и др. установили, что в условиях Украины грибы по уменьшению накопления ^{137}Cs образуют в борах следующий ряд: свинушки – сыроежки – подберезовики – белые грибы; в субориях: свинушки – польские грибы – подберезовики – сыроежки – белые грибы – лисички. Значения коэффициента накопления ^{137}Cs плодовыми телами грибов разных видов в сугрудках в 3-8 раз меньше, чем в борах. [220].

В. П. Краснов и Т. В. Курбет установили, что практически для всех исследованных видов грибов K_n ^{137}Cs в плодовых телах зависит от типа условий места произрастания. Практически для всех исследованных видов K_n в более богатых условиях ниже, чем в бедных. У сыроежек разница между K_n в судубравах и борах и K_n в субориях составляла соответственно 3,9 и 3,4 раза, у поддубников – 2,4 и 3,1 раза. K_n для белых грибов в борах в 4,5 раза ниже, а для польских в субориях в 8,1 раза ниже, чем в судубравах. [150], Для моховиков увеличение влажности почвы приводит к повышению удельной активности ^{137}Cs в плодовых телах в 2,5-3,6 раза [151], те же авторы отмечали, что концентрация ^{137}Cs в плодовых телах грибов увеличивается и с возрастанием влажности, и с уменьшением трофности почвы. Удельная активность ^{137}Cs в плодовых телах грибов (*Lactarius necator* (Fr.) Karst., *Armillariella mellea* (Fr. ex Vahl.) Karst., *Xerocomus badius* (Fr.) Kuhn.) с увеличением плотности радиоактивного загрязнения почвы возрастает экспоненциально. [147, 156, 157].

В. П. Краснов и А. А. Орлов предложили в зависимости от величины K_n , грибы, произрастающие в данном регионе, разделить на группы: сла-

бых накопителей (опенок осенний, лисичка настоящая, белый гриб, подосиновик); средних накопителей (груздь черный, моховик зеленый); сильных накопителей (подберезовик, сыроежка болотная, польский гриб, синежка); очень сильных накопителей (свинушка, масленок обыкновенный) [148].

Многочисленные исследования [253] показывают, что накопление ^{137}Cs в плодовых телах грибов зависит от трофической группы (ксилотрофы < подстилочные сапротрофы < гумусовые сапротрофы < микоризообразователи); тип лесорастительных условий (Богатые трофотопы < бедные трофотопы и свежие гигротопы < влажные и сырые гигротопы); многолетняя динамика накопления (максимальные K_n ^{137}Cs отмечали в начале 90-х годов, затем у разных видов произошло уменьшение, увеличение или стабилизация K_n) [253].

Согласно Методическим указаниям МУ 2.6.1.57996 «Реконструкция средней накопленной в 1986-2001 гг. эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году» [194], гг. по способности накапливать ^{137}Cs лесные грибы делят на группы:

1. Сильнонакапливающие – болетовые (моховик, польский гриб, козляк, масленок), млечники (все виды млечников: груздь, горькушка, волнушка, рыжик, зеленка, серушка, скрипица, белянка и др.). Для грибов этой группы указаны следующие коэффициенты перехода ^{137}Cs : на торфяно-болотных почвах – $40 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, песчаных и супесчаных – $30 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, легко и среднесуглинистых – $10 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, тяжелосуглинистых и глинистых – $2 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

2. Средненакапливающие – болетовые (подберезовик, подосиновик, белый гриб), лисичка, сыроежка (все виды), рядовки. Для грибов этой группы указаны коэффициенты перехода ^{137}Cs : на торфяно-болотных почвах – $20 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, песчаных и супесчаных – $15 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, легко и среднесуглинистых – $4 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, тяжелосуглинистых и глинистых – $1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$.

3. Слабонакапливающие – опенки (летний, осенний, зимний, луговой), сморчки и строчки, шампиньоны (все виды), гриб-зонтик, дождевики. Для этих грибов коэффициенты перехода ^{137}Cs : на торфяно-болотных почвах – $4 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, песчаных и супесчаных – $3 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, легко и среднесуглинистых – $1 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$, тяжелосуглинистых и глинистых – $0,3 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. [194].

Указаны также коэффициенты перехода для «среднего гриба» – средневзвешенные величины $K_{\text{п}}$ по уровням потребления разных групп (видов) грибов населением средней полосы Европейской части России: на торфяно-болотных почвах – $20 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, песчаных и супесчаных – $13 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, легко и среднесуглинистых – $4 \cdot 10^{-3}$ м²/кг, тяжелосуглинистых и глинистых – $1 \cdot 10^{-3}$ м²/кг [194].

На 2010 г. в Могилевской области содержание ¹³⁷Cs в лесных грибах нередко превышало Республиканский допустимый уровень (РДУ) (370 Бк/кг), в некоторых пробах активность была более 10000 Бк/кг [5]. В лесных ягодах, мясе промысловых животных активность ¹³⁷Cs также может превышать РДУ. Это говорит о том, что негативная роль «даров леса» в формировании дозы внутреннего облучения населения явно недооценивалась [5, 323].

В Новозыбковском районе Брянской области через 10 лет после аварии доля лесной компоненты в накопленной дозе для населения составляла 40-45% [88].

В Витебской области при исследовании пищевых продуктов содержание ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs у строчков было 409 ± 185 Бк/кг, у сморчков – 229 ± 101 Бк/кг. Соотношение ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs в грибах отличается от соотношения, характерного для глобального выпадения в результате атомных испытаний, и соответствует чернобыльскому выбросу [119].

В.П. Краснов и А.А. Орлов считают, что среди ягодных и плодовых растений лесов Полесья Украины наибольшее значение коэффициентов перехода ($K_{\text{п}}$) ¹³⁷Cs из почвы в продукцию имеют свежие ягоды брусники, черники, голубики. Вдвое меньше интенсивность накопления ¹³⁷Cs у малины и земляники, еще меньше – у рябины и калины. [148].

А.А. Орлов и др. приводят значения $K_{\text{п}}$ ¹³⁷Cs из почвы в свежие ягоды в различных экологических условиях: черники – 2,0-11,0, брусники – 8,3-12,1, голубики – 9,4, малины – 6,6, земляники лесной – 5,8, рябины обыкновенной – 1,0. По результатам регрессионных уравнений ими рассчитаны предельные плотности загрязнения почвы для заготовки ягодного сырья, приведены соответствующие номограммы и справочно-нормативные таблицы. [220].

Ими же рассчитаны значения коэффициентов пропорциональности в системах «грунтовая вода – свежие ягоды клюквы» (100 ± 10); «грунтовая вода – побеги клюквы воздушно-сухие» (721 ± 78); «сфагнум мертвый воздушно-сухой – свежие ягоды клюквы» ($0,12 \pm 0,01$), «сфагнум мертвый

воздушно-сухой – побеги клюквы воздушно-сухие» ($0,98 \pm 0,10$). Выявлена связь удельной активности ^{137}Cs в свежих ягодах клюквы с мощностью экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД) на болотах на высоте 1 м, а также на поверхности сфагнового покрова. Во всех случаях упомянутые зависимости аппроксимировались мультипликативными уравнениями, были достоверными ($r=0,90$). Построена номограмма, позволяющая определить величину МЭД, при которой возможна заготовка ягод клюквы, удельная активность которых не превышала бы санитарных нормативов. [221, 337].

А.А. Орлов и Я.П. Дидух исследовали накопление ^{137}Cs ягодами в различных флористических ассоциациях. В ассоциации *Serratulo-Pinetum* J.Mat. 1981 среднее значение $K_{\text{п}}$ в фитомассу *Vaccinium myrtillus* составляло $9,1 \pm 0,68$; *V. vitis-idaea* – $5,4 \pm 0,38$; *Pteridium aquilinum* – $8,8 \pm 0,99$; в ассоциации *Molinio-Pinetum* J.Mat. (1983) 1984 – соответственно $68,3 \pm 5,27$; $56,2 \pm 5,08$; $188,5 \pm 15,37$; а в ассоциации заболоченных лесов *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1929 значение $K_{\text{п}}$ в фитомассу *Vaccinium myrtillus* составляло $100,1 \pm 6,38$. Методом однофакторного дисперсионного анализа доказано наличие существенных различий средних значений как почвенных параметров, так и значений $K_{\text{п}}$ у всех изучаемых видов в различных флористических ассоциациях. По всему массиву данных изучена зависимость величины $K_{\text{п}}$ ^{137}Cs из почвы в надземную фитомассу изучаемых видов от баллов важнейших почвенных параметров. Выявлено, что данные связи аппроксимируются мультипликативными и экспоненциальными уравнениями, достоверны во всех случаях: для содержания карбоната кальция ($r= -0,96$), влажности почвы ($r=0,76$), количества минерального азота ($r= -0,92$), кислотности (рН) почвы ($r= -0,96$), общего количества растворимых солей в почве ($r= -0,94$). [218, 219].

По данным Е.З. Коротковой [136] с увеличением удельной активности ^{137}Cs в почве удельная активность радионуклида в фитомассе черники экспоненциально возрастает. Значения коэффициента перехода в фитомассу черники в пределах одного ценоза варьируют от 33,56 до 104,39. Выявлены значительные отличия в интенсивности поступления ^{137}Cs в побеги черники по годам исследований, которые обусловлены различиями в погодных условиях вегетационных периодов. В относительно богатых условиях произрастания (свежие сугрудки) ягоды черники накапливают радионуклиды в 4-5 раз слабее, чем в бедных

(влажных борах)[136]. Значение удельной активности ^{137}Cs в свежих ягодах черники во влажной субори при разных плотностях загрязнения варьировало от 13 до 6610 Бк/кг [136].

Высокий уровень загрязнения характерен для лугового сена ($K_{\text{п}}$ превышает $1/10 \text{ м}^2/\text{кг}$), что требует осторожности при его применении [319].

Отмечено, что воздействие подтопления отражается на физиологическом состоянии древесных растений, что сказывается на уровне потребления ими минеральных веществ из почвы. С одной стороны подтопление в определенной степени увеличило доступность минеральных элементов для растений, с другой их физиологическая угнетенность, связанная с пониженной аэрацией корневых систем, из-за избыточного увлажнения привела к снижению поглощения минеральных элементов из почвы. [46].

Наблюдали достоверное уменьшение $K_{\text{п}} \text{ } ^{90}\text{Sr}$, как для древесины, так и для коры в борovém трофотопе (А) по мере повышения увлажнения почв, образуя следующий ряд: сосняк лишайниковый > сосняк вересковый > сосняк мшистый > сосняк черничный. Интенсивность накопления ^{90}Sr в древесине и коре также уменьшается по мере повышения плодородия почв при одинаковой степени увлажнения. Такая же закономерность наблюдается и в отношении интенсивности накопления ^{137}Cs в этих типах условий местопроизрастания. В сосняке орляковом коэффициенты перехода для древесины и коры в 1,6-1,7 раз ниже по сравнению с сосняками вересковым и мшистым. [42].

В. А. Ипатьевым [88] с соавт. показано, что накопление ^{137}Cs в фотосинтетических компонентах сосняка мшистого в ППРИ зависит от растительной ассоциации. Кроме того на накопление влияют мелиоративные мероприятия. При внесении в полугидроморфную почву удобрений, содержащих К и Са, повышение концентрации этих катионов в почвенном растворе активизирует обменные процессы и вызывает выход ^{137}Cs из ППК. При внесении в почву мелиорантов ^{137}Cs фиксируется в их кристаллической решетке. Внесенный в почву с удобрением К может уменьшить коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесные растения до 30-40%. Для минеральных почв активность корневого потребления ^{90}Sr и ^{137}Cs определяется питательным, а для гидроморфных почв – водным режимом произрастающих растений. [88].

А.А. Орлов [220] показал, что накопление ^{137}Cs в сене лесных сенокосов из-за влияния дернины в 3-10 раз больше, чем на сельскохозяйственных угодьях [220].

В зоне отчуждения переход ^{90}Sr в траву возрастал за счет растворения топливных частиц, а в Брянской, Тульской и Орловской областях постепенно снижался. Через несколько лет после аварии переход стабилизировался [326].

А.М. Дворником и Т. А. Жученко была разработана математическая модель FORESTLIFE на основе многолетних наблюдений и экспериментов за динамикой радионуклидов в компонентах лесного фитоценоза. В данной модели учитывается изменение физиологических особенностей растительного организма в процессе его роста и развития. [88].

Анализ многолетних данных [253] показал, что для некоторых экосистем выявляется связь содержания подвижных форм радионуклидов и накопления их в фитомассе. Так описана статистически значимая корреляция между содержанием подвижных форм ^{137}Cs в почвах и его K_n в траве пастбищ, а также зерне озимой ржи. Для картофеля такая связь не обнаружена. K_n ^{90}Sr в озимой ржи и ячмене коррелировал с содержанием его некоторых форм [253]. В целом, четкой зависимости уровня накопления радионуклидов в урожае от их способности экстрагироваться из почвы выявить не удалось. По-видимому, это связано с тем, что у разных видов растений корневые выделения и ризосфера обладает разными физико-химическими свойствами и способностью переводить радионуклиды в ионную форму.

Принято считать, что коэффициент перехода радионуклидов из почвы в лесные ягоды, по сравнению с грибами, значительно ниже.[260].

Исследования Т. Н. Агеевой и др. показывают, что до настоящего времени значительный интерес представляет изучение влияния типов эдафотопов и формаций лесов на иммобилизацию ^{137}Cs в почве и переход его в растительность нижнего яруса, в связи с активной эксплуатацией лесов населением: сбора лекарственного сырья, грибов, ягод и другой лесной продукции [5]. В лесных биогеоценозах распределение радионуклидов во многом связано со строением древостоя, ярусностью и видовым составом нижних ярусов растительности, а последующее вторичное перераспределение – с процессами подстилкообразования, водной и биогенной миграцией в почве [4].

По данным А.В. Щура с соавт. наблюдается значительная пестрота загрязнения ^{137}Cs почвы и растительности. Тем не менее, проявляется тенденция большего загрязнения растительности ^{137}Cs на влажных почвах. На свежих почвах накопление ^{137}Cs увеличивалось в травянистой раститель-

ности, а на сырых почва – в кустарничковой. [324].

Однако увеличение влажности почвы может оказывать и противоположный эффект, так в эксперименте с внесением в почву фосфорно-калийных удобрений переход ^{137}Cs в зеленую массу бобовых был выше в автоморфной почве, чем в полугидроморфной глееватой [322].

Среди охотничье-промысловых животных наиболее загрязнен радионуклидами организм дикого кабана, как всеядного животного, находящего корм в лесной подстилке и дернине, где уровень радионуклидов остается достаточно высоким. У животных с рубцовым пищеварением наибольшее содержание радионуклидов отмечается в организме косули европейской по сравнению с лосем [73, 74].

5.2 Закономерности накопления радионуклидов водными растениями

Для оценки способности водных растений концентрировать радионуклиды используют отношение удельной активности радионуклида в сухой биомассе к его удельной активности в воде – коэффициент накопления из воды ($K_{н/в}$ или K_n , аналогично наземным растениям). Однако возникает сомнение в правомерности использования такого отношения для укорененных растений, которые могут получать радионуклиды как некорневым, так и корневым путем. Тем более, что содержание радионуклидов в донных отложениях, как это указано в главе 4, в сотни тысяч раз превышает их содержание в воде.

При анализе материалов архива данных УНПЦ РМ оказалось, что за весь период исследований, проведенных сотрудниками центра, в 20 створах по течению реки Теча были отобраны 353 пробы 22 родов растений. Наибольшее количество проб было исследовано в 1977 году и в 1979 году. Удельная активность ^{90}Sr в сухой биомассе в различных пробах варьировала в очень широких пределах – от 3 до 262700 Бк/кг сухого веса, активность ^{137}Cs – от 22 до 44400 Бк/кг.

В таблицах 26 и 27 представлены усредненные значения $K_{н/в}$ для наиболее полно исследованных родов растений. Необходимо отметить, что значения $K_{н/в}$ очень сильно варьируют.

Известно, что при изменении активности радионуклида в воде, его активность в растениях тоже быстро изменяется. В эксперименте М.Я. Чеботиной при трехкратной замене раствора радиоактивных изотопов чистой водой в течение 9 суток в водных растениях остается 10-50% поглощенного ими до опыта ^{137}Cs и 1-30% поглощенного ^{90}Sr [301]. А. В. Трапезников

с соавт. показали, что значения $K_{н/в}$ у элодеи и роголистника в разные сезоны года различаются в 5-6 раз, при этом максимум накопления отмечается летом [288, 289].

Из таблиц 26 и 27 следует, что гидатофиты и гидрофиты не различались принципиально по способности к концентрированию радионуклидов. Если у камыша и рогоза $K_{н/в}^{137}\text{Cs}$ относительно низкие, то у осоки и пушицы практически не отличаются от $K_{н/в}^{137}\text{Cs}$ гидатофитов. $K_{н/в}^{90}\text{Sr}$ относительно низкие у камыша, осоки и кубышки, но у рогоза и пушицы не уступают $K_{н/в}$ гидатофитов. Но в целом, растения с мощной корневой системой накапливали значительно меньше ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем неукорененные или слабо укорененные, кроме того не наблюдалось резкого изменения $K_{н/в}$ на расстоянии около 30 км от плотины, хотя, активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях на этом участке падает во много раз. Таким образом, уровень загрязнения донных отложений по-видимому не оказывает существенного влияния на $K_{н/в}^{90}\text{Sr}$ и ^{137}Cs в водных растениях.

Интересно, что активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде реки Теча снижается с расстоянием практически синхронно, а $K_{н/в}$ изменяются разнонаправленно: $K_{н/в}^{137}\text{Cs}$ у большинства растений, за исключением роголистника, уменьшается с расстоянием, а $K_{н/в}^{90}\text{Sr}$ – либо не зависит от расстояния, либо увеличивается.

Таблица 26 – $K_{н/в}^{137}\text{Cs}$ в сухой биомассе растений реки Теча

Расстояние от плотины, км	Створ	Элодея	Уруть	Роголистник	Ряска	Камыш	Кубышка	Осока	Рогоз	Пушица
4,5	Асанов мост	6166	5781	-	6167	215	1899	6421	416	-
12	Малое Таскино	-	-	-	2105	-	-	6220	165	-
14	Новый мост	-	-	-	11385	-	-	4466	-	-
15,5	Герасимовка	-	-	-	2139	112	-	-	73	-
20	Надыров мост	-	-	-	-	-	-	2485	196	-
25	Ибрагимова	-	2375	127	2604	124	713	6156	254	1964
32	Ферма	-	-	-	2137	60	-	461	37	1350
38	Муслюмово	4295	-	-	1036	55	382	587	-	-
50	Курманово	-	-	-	-	-	-	1717	-	-
119	Лобаново	-	-	532	-	-	740	1110	-	-
175	Першино	284	-	-	-	-	-	926	-	-
195	Затеченское	707	-	899	2221	-	-	1050	-	621

Отбор проб растений в водоеме В-10 проводили сотрудники УНПЦ РМ в 1965, 1972, 1974, 2009 и 2014 гг. Основными представителями высшей водной растительности, произрастающими в водоеме В-10, в период исследований являлись: тростник южный (*Phragmites australis*), рогоз (*Typha*), рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus*), рдест блестящий (*Potamogeton lucens*) горец земноводный (*Polygonum amphibium*), камыш (*Scirpus lacustris*), ряска (*Lemna*), роголистник (*Ceratophyllum*).

Таблица 27 – $K_{н/в}^{90}\text{Sr}$ в сухой биомассе растений реки Теча

Расстояние от плотины, км	Створ	Элодея	Уруть	Роголистник	Ряска	Камыш	Кубышка	Осока	Рогоз	Пушица
4,5	Асанов	291	209	-	208	57	147	109	135	-
12	Мал. Таскино	-	-	-	282	-	-	52	166	-
14	Новый мост	-	-	-	225	-	-	94	-	-
15,5	Герасимовка	-	-	-	263	45	-	-	26	-
20	Надыров мост	-	-	-	-	-	-	19	446	-
25	Ибрагимова	-	200	206	244	87	66	50	177	360
32	Ферма	-	-	-	274	60	-	12	192	274
38	Муслюмово	141	-	-	184	94	44	48	-	-
50	Курманово	-	-	-	-	-	-	233	-	-
103	Нижнепетропавловское	-	-	-	-	-	-	140	-	-
119	Лобаново	-	-	103	-	-	248	30	-	-
141	Верхняя Теча	-	-	-	-	-	-	318	-	-
175	Першино	644	-	-	-	-	-	197	-	-
195	Затеченское	525	-	263	245	-	-	58	-	219

Активность ^{137}Cs в сухой фитомассе В-11 составляла от 1,1 кБк/кг до 333 кБк/кг, активность ^{90}Sr – от 3,3 кБк/кг до 925 кБк/кг. В начальный период после образования водоема накопление радионуклидов в растениях было относительно невелико. Высокие уровни загрязнения отмечены в 1972-1974 гг., а в 2009 г. уровни загрязнения растений ^{90}Sr и, в особенности, ^{137}Cs значительно снизились. [339]. Однако за этот период снизилась и активность ^{137}Cs в воде В-10. Поэтому следовало ожидать, что $K_{н/в}^{137}\text{Cs}$ уменьшаться не будут. $K_{н/в}^{137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr в растительности в этот период

представлены в таблицах 28 и 29. Действительно, в большинстве случаев $K_{н/в}$ значительно увеличились. В целом $K_{н/в}$ для тростника также, как на реке Теча оказались значительно ниже, чем у гидатофитов.

Таблица 28 - Средние значения $K_{н/в}$ ^{137}Cs и ^{90}Sr в водной растительности водоема В-10 в 1965-1974 гг.

Год	Рдест		Уруть		Ряска		Тростник		Роголистник	
	^{137}Cs	^{90}Sr								
1965	78	89	7,6	6	50	3,4	-	-	-	-
1972	223	154	-	-	-	-	24,5	30,7	-	-
1974	-	-	29,4	87	-	-	-	-	-	-

К сожалению, видовой состав отбираемой для анализа фитомассы в разные годы не являлся постоянным. Поэтому проследить динамику изменения коэффициентов накопления для всех исследованных видов не представляется возможным. Можно лишь сказать, что для рдеста и тростника наблюдали увеличение $K_{н/в}$ ^{137}Cs и ^{90}Sr со временем. Притом, это увеличение не объясняется только снижением активности этих радионуклидов в воде.

Таблица 29 – $K_{н/в}$ в водной растительности водоема В-10

Год отбора	2009		2014		2009	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$
Тростник южный	51	33	155	73	108	345
Горец земноводный	240	99	155	73	2250	2440
Рдест гребенчатый	310	120	434	205	4580	5040
Рдест блестящий	180	90	-	-	4410	4960
Ряска	850	110	-	-	2980	2610
Роголистник	255	205	-	-	-	-
Рогоз широколистный	-	-	80	64	-	-
Камыш озёрный	-	-	60	57	-	-

При большом различии в содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде значения $K_{н/в}$ высшей водной растительностью отличаются незначительно (кроме ряски). Это может быть связано как с принадлежностью к калийфильным видам, так и особенностями морфологического строения растений. Высокие значения $K_{н/в}$ изотопов плутония обусловлены, вероятнее всего, поверхностной адсорбцией, т.к. адсорбционный механизм накопления характерен для

радионуклидов, находящихся в водной среде в виде взвеси и коллоидов и не обладающих ярко выраженными биогенными свойствами.

По мнению Ю.А. Егорова, накопление радионуклидов гидробионтами происходит по двум основным механизмам: биологическим (поглощение в результате жизнедеятельности) и физико-химическим (концентрирование на поверхности организмов в результате сорбции и соосаждения с макроэлементами) [79].

Накопление радионуклидов озерной растительностью исследовали многие экологи. Еще в первые годы после образования ВУРС А. Я. Коготков и В. Г. Осипов обнаружили, что радиоизотопный состав тростника на разных озерах ВУРС сходен с радиоизотопным составом донных отложений, а радиоизотопный состав телореза – с составом воды. Коэффициенты накопления изменялись как по годам, так и в зависимости от водоема и вида растения. Особенно резкие изменения коэффициентов накопления за период наблюдения (1961-1966 гг.) отмечали на озере Большой Игиш (до 14 раз), на озере Кожаккуль (до 10 раз) и озере Урускуль (до 7 раз). Разброс величин коэффициентов накопления, был, очевидно, обусловлен непостоянством мест отбора растений, хотя различие плотности загрязнения на разных берегах озер значительно меньше. [125].

В архивных данных УНПЦ РМ содержатся результаты исследования 25 видов водной растительности из 25 озер, начиная с 1964 г. Наиболее полные исследования были проведены по озеру Урускуль.

Исследование уровней радиоактивного загрязнения водной растительности озера Урускуль началось с 1964 г. Первоначально определяли суммарную β -активность в растительной биомассе и в некоторых пробах определяли активность ^{137}Cs . С 1966 г. начали исследовать активность ^{90}Sr . Систематических исследований уровня радиоактивного загрязнения определенных видов растений не проводили. Поэтому точно проследить динамику изменения удельной активности биомассы не представляется возможным. В таблице 30 приведены обобщенные данные по удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в некоторых видах растений. В ней же приведены данные об активности радионуклидов в воде в период отбора проб растительности.

Диапазон колебаний $K_{н/в}$ для макрофитов водоемов очень велик и это подтверждается данными других исследователей [160, 291]. В настоящее время трудно определить причину таких колебаний в непроточных водоемах. По-видимому, для гидрофитов в ряде случаев корневое поступление радионуклидов имеет большее значение, чем некорневое. Можно предпо-

ложить, что в результате трансгрессии береговой линии степень погруженности гидрофитов и, соответственно, значение корневого поступления радионуклидов в растение может изменяться.

Таблица 30 – $K_{н/в}$ радионуклидов в водных растениях озера Урускуль

Год	Объемная активность в воде		$K_{н/в}$						
			Камыш		Тростник		Пушица		Осока
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1968	4,26	-	-	-	148	-	1613	-	-
1970	3,48	-	-	-	84	-	3402	-	-
1972	1,0	-	888	-	130	-	6882	-	2893
1974	3,45	348	-	38	29	346	1374	138	81
1975	0,43	-	-	26	5981	433	7760	-	-
1978	1,52	155	-	23	-	643	-	-	-
1980	1,07	128	-	12	-	-	-	-	-
1981	1,33	154	-	25	-	501	-	-	-
1982	0,97	147	-	9	-	328	-	-	-
2002	3,27	-	46	-	-	-	-	-	-
2004	0,32	103	-	35	36	-	-	-	-

По данным А. В. Трапезникова поглощение ^{137}Cs водными растениями при повышении температуры увеличивалось, а поглощение ^{90}Sr практически не изменялось. При увеличении освещенности у водорослей увеличивалось накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs . Вследствие этого, в летний период водная растительность накапливает больше радионуклидов, чем зимой [291]. Наиболее высокие коэффициенты накопления радионуклидов отмечены у плавающих и погруженных макрофитов, у прибрежноводных растений накопление гораздо ниже [291].

Наблюдения А. Л. Агре и В. И. Корогодина показали, что если водоем имеет чисто песчаный грунт или грунт торфяного характера, то глубина проникновения радиоактивных веществ и их количество могут существенно меняться. Средний суммарный коэффициент накопления радиоактивных веществ биомассой в целом для диапазона концентраций радиоактивных веществ в воде 10^{-6} - 10^{-9} Ки/л – величина относительно постоянная и равна примерно 10^3 . Хотя разные виды водной флоры и фауны обладают отличающимися коэффициентами накопления для различных радиоактивных изотопов и на уровень накопления радиоактивных веществ могут влиять такие факторы, как интенсивность развития и др., в целом можно считать, что суммарно биомасса обычного непроточного водоема накапливает

смесь радиоактивных веществ на 3 порядка больше концентрации последних в воде. [9].

Н. Г. Мешалкина показала, что через 7 лет после загрязнения озер ВУРС ^{90}Sr в донных отложениях в среднем содержалось 89% ^{90}Sr , в воде – 10%. в биомассе – 1%. Прибрежная растительность (тростник, камыш) содержала на порядок меньше ^{90}Sr , чем погруженные, свободноплавающие и прикрепленные растения (уруть, роголистник, элодея, телорез, ряска). Коэффициенты дискриминации $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ у водных растений от 0,8 (ряска, тростник) до 4,5 (камыш), что говорит об отсутствии эффективной дискриминации. [195].

Необходимо отметить, что в отличие от сухопутной растительности, имеющей очень близкие значения K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs [98], водная растительность накапливает ^{137}Cs , в большинстве случаев, гораздо лучше, чем ^{90}Sr .

К сожалению, отбор проб водной растительности проводился нерегулярно, что затрудняет сравнение особенностей накопления радионуклидов в разных типах водных экосистем. На примере пушицы можно предположить, что тип водоема не имеет большого значения. Коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в пушице на водотоке (река Теча) практически не отличаются от коэффициентов накопления в непроточном водоеме (озеро Урускуль). Наибольшее значение при накоплении радионуклидов, по-видимому, имеют погодные условия, место отбора и время, прошедшее после загрязнения водоема.

На территории ВБПРИ в период 1990-97 гг. не отмечено устойчивой тенденции к уменьшению со временем значений удельных активностей радионуклидов в водной растительности водоемов лентического типа [300].

Глава 6. Закономерности временной и пространственной динамики радиационной ситуации в социосфере

6.1 Динамика радиационной ситуации в населенных пунктах ЮУПРИ

6.1.1 Начальный период развития радиационной обстановки в населенных пунктах ЮУПРИ

Важным отличием населенных пунктов на территории ЮУПРИ является смешанный характер загрязнения. На берегах реки Теча основным источником радионуклидов была вода и пойменные почвы. Водопользование, водопой и выпас скота на загрязненной пойме были запрещены в 1951 г., а в январе 1953 г. было запрещено использование воды на всем протяжении реки. Однако водоснабжение не было организовано в должном объеме. Поэтому на формирование дозы облучения оказали большое влияние действия местных исполнительных органов по организации водоснабжения и поведение населения.

На ВУРС и КРС первичное загрязнение было связано с атмосферными выпадениями, в том числе, непосредственно на территории населенных пунктов, вторичное – с привнесением радионуклидов в почву огородов с навозом сельскохозяйственных животных. При этом, поведение населения не играло существенной роли при формировании дозы внутреннего облучения. В отличие от системы реки Теча, где источник радиоактивного загрязнения был очевиден для специалистов (для населения была представлены иные причины запрета на водопользование), на территории ВУРС и КРС у специалистов не было точной и полной информации об уровнях загрязнения территории, а у населения не было возможности выбора места для пастбищ и сенокосов. В этой ситуации загрязнение продуктов радионуклидами было связано преимущественно с пространственной неоднородностью их распределения.

На реке Теча наиболее загрязненным населенным пунктом до недавнего времени являлось село Муслюмово. На рисунках 84 и 85 показана динамика активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке из личных хозяйств с. Муслюмово. Как видно на этих рисунках, после 1970 г. в подавляющем большинстве хозяйств молоко соответствовало радиационно-гигиеническим нормативам. Однако при массовом отборе проб выявлялись хозяйства с высоким уровнем радиоактивного загрязнения продуктов. В населенных пунктах, находившихся ниже по течению реки Теча, уровни загрязнения молока также соответствовали гигиеническим нормативам, но могли быть выше

или ниже, чем в Муслиумово.

На рис. 86 и 87 показаны значения активности радионуклидов в пробах молока из населенных пунктов по всему течению реки, отобранных в июле-сентябре 1970 г. и в мае-августе 1976 г. Сравнение рисунков 84-87 показывает, что на результаты анализов проб молока фактическое содержание радионуклидов в речной системе не оказало решающего влияния. По-видимому, организационные мероприятия по предотвращению радиоактивного загрязнения молока в верхнем течении реки были более эффективными, чем в населенных пунктах низовьев реки (рисунок 86).

Почва личных огородов и продукция растениеводства в населенных пунктах по реке Теча были загрязнены незначительно. В архивных данных УНПЦ РМ хранится информация о результатах анализов картофеля в личных хозяйствах на реке Теча. В большинстве проб активности ^{90}Sr и ^{137}Cs не превышали 1,0 Бк/кг. За период 1962-2000 гг. максимальная активность ^{90}Sr в картофеле была 4,33 Бк/кг, ^{137}Cs – 2,26 Бк/кг. В мясе (говядина и гусьятина) с 1963 г. по 1970 г. активность ^{90}Sr в 36 пробах из 6 населенных пунктов варьировала от 0,20 Бк/кг до 5,18 Бк/кг. Выявить какие-либо закономерности не представляется возможным. Это значительно затрудняет статистический анализ данных и прогнозирование динамики загрязнения молока и мяса.

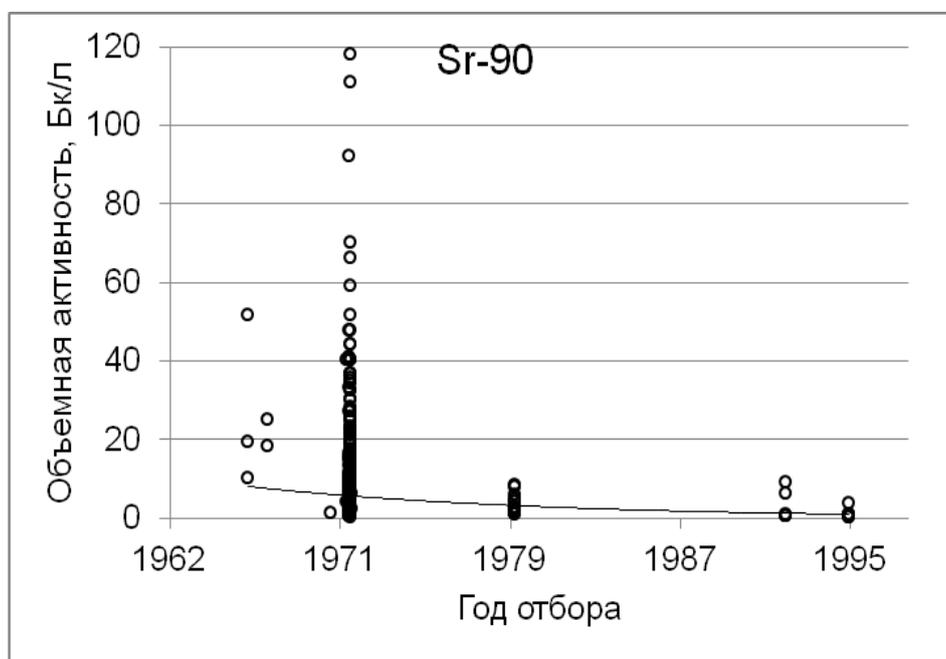


Рисунок 84 – Динамика активности ^{90}Sr в молоке в личных хозяйствах н.п. Муслиумово, Бк/л

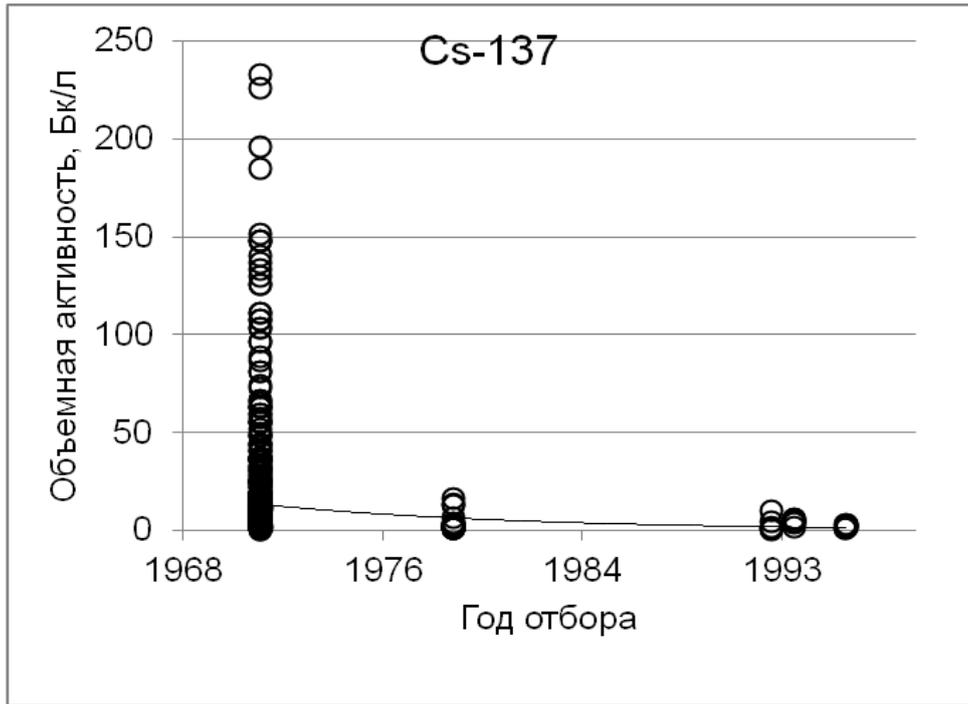


Рисунок 85 – Динамика активности ^{137}Cs в молоке в личных хозяйствах н.п. Муслиумово, Бк/л

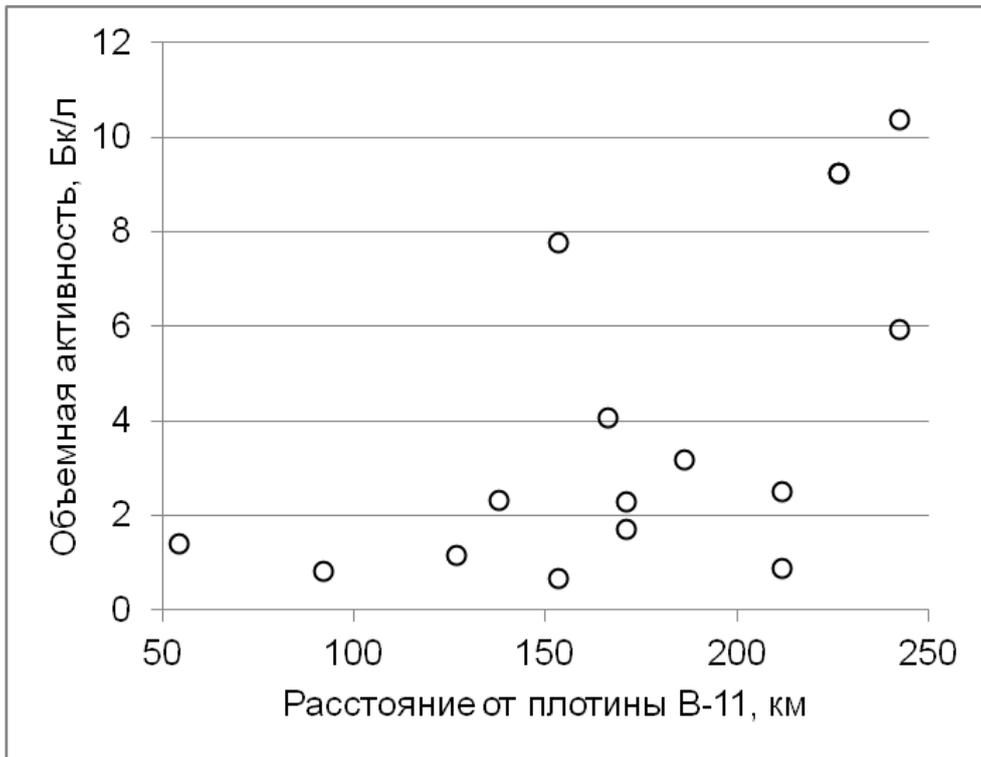


Рисунок 86 – Усредненные уровни загрязнения ^{90}Sr молока в населенных пунктах на реке Теча в июле-сентябре 1970 г.

Таким образом, пространственная неоднородность загрязнения радионуклидами системы реки Теча не является непосредственной причиной неоднородности формирования дозы внутреннего облучения у населения. Поэтому при прогнозировании развития радиационной ситуации в аналогичных условиях такой неоднородностью можно пренебречь.

На ВУРС и КРС формирование дозы внешнего и внутреннего облучения населения практически не зависело от деятельности жителей, так как первоначально загрязнена была атмосфера населенных пунктов, а после осадения радиоактивного облака – территории населенных пунктов вместе с постройками, инвентарем, предметами быта. Снизить дозу облучения населения после осадения облака можно было бы только при полном обеспечении всеми продуктами питания в течение многих десятков лет до распада радионуклидов в почве.

На рисунках 88-95 представлены результаты измерения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах картофеля и молока, отобранных в личных приусадебных хозяйствах на ВУРС и КРС (по материалам архивных данных УНПЦ РМ).

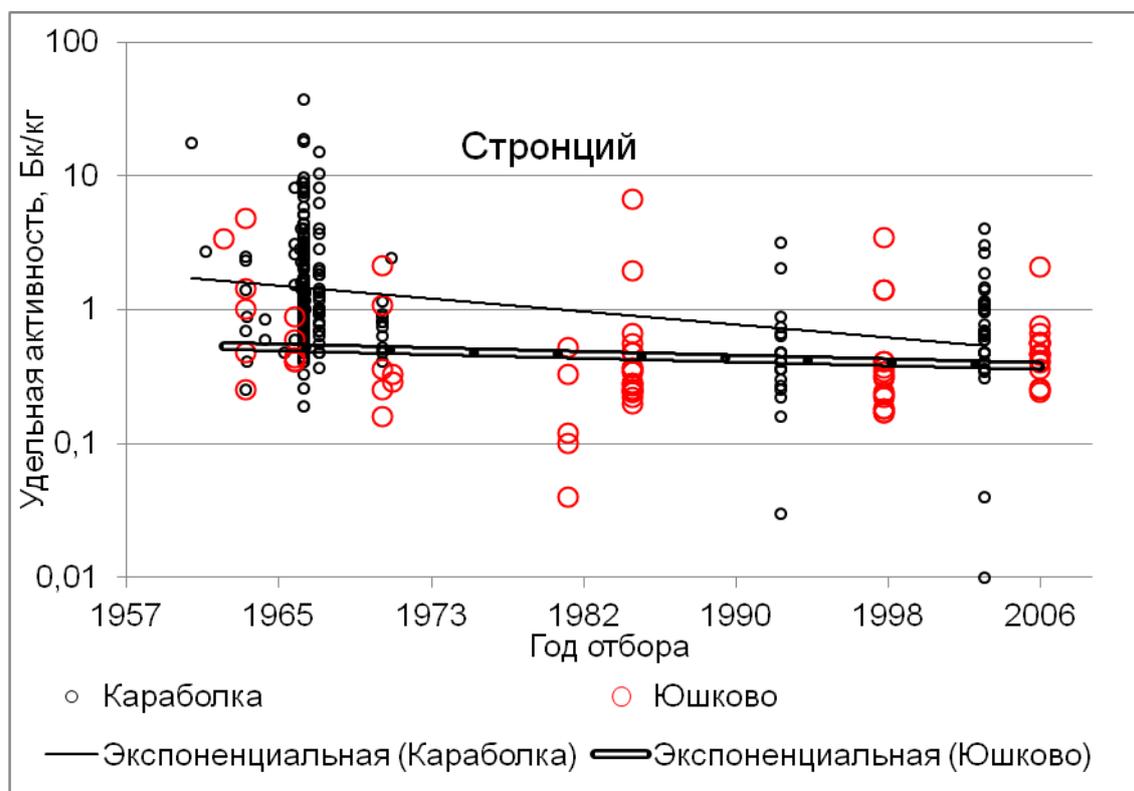


Рисунок 88 – Динамика содержания ^{90}Sr в картофеле в приусадебных хозяйствах населенных пунктов на территории ВУРС

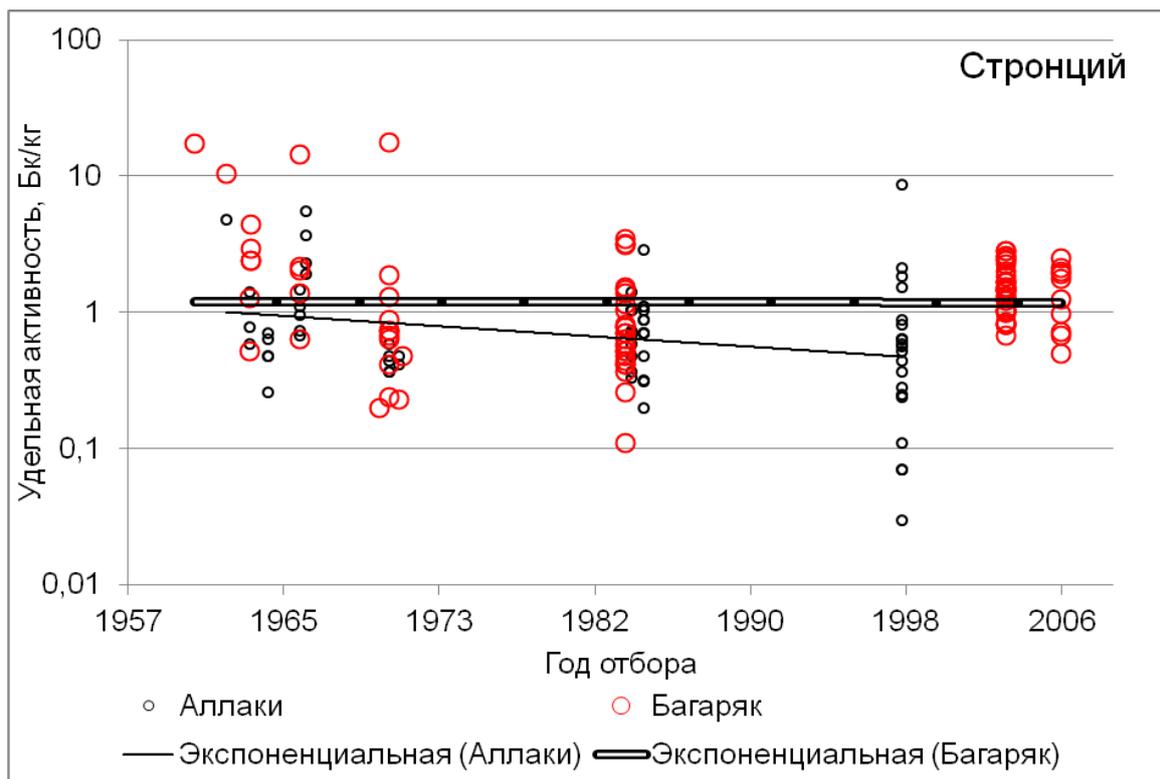


Рисунок 89– Динамика содержания ^{90}Sr в картофеле в приусадебных хозяйствах населенных пунктов на территории ВУРС

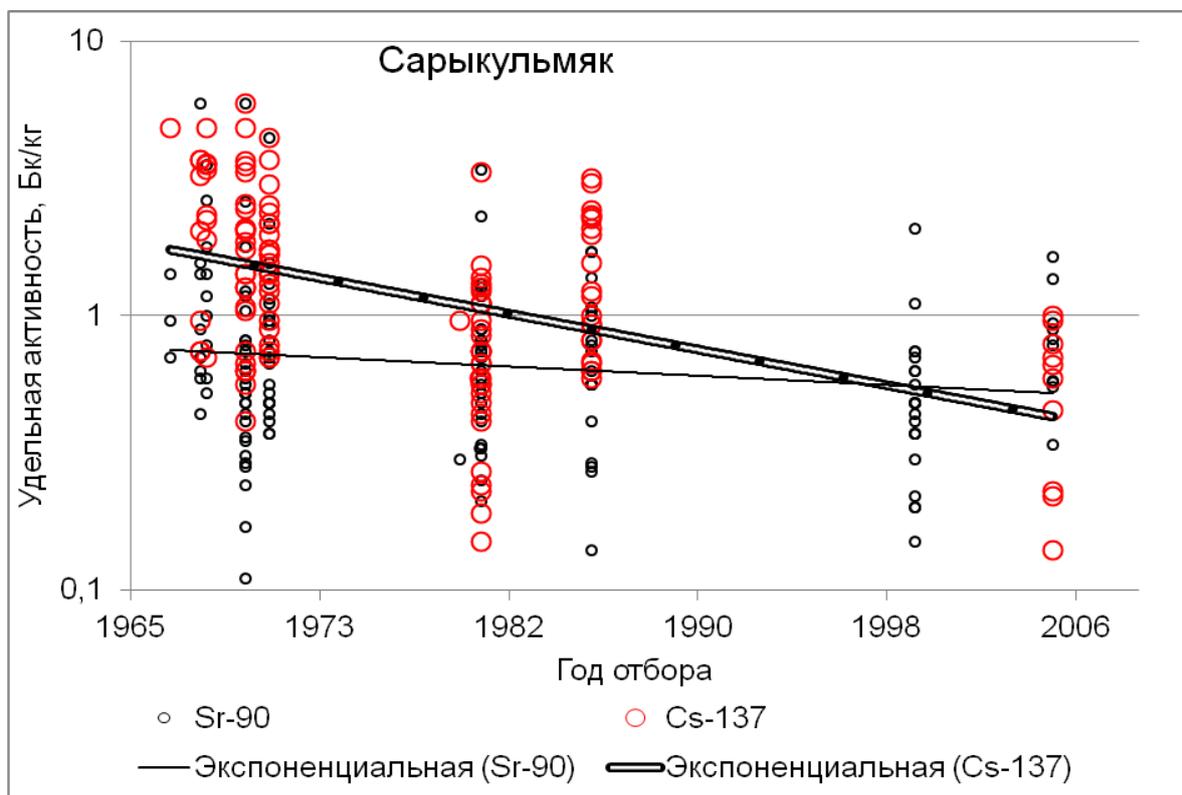


Рисунок 90 – Динамика содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле в приусадебных хозяйствах н.п. Сарыкульмяк на территории КРС

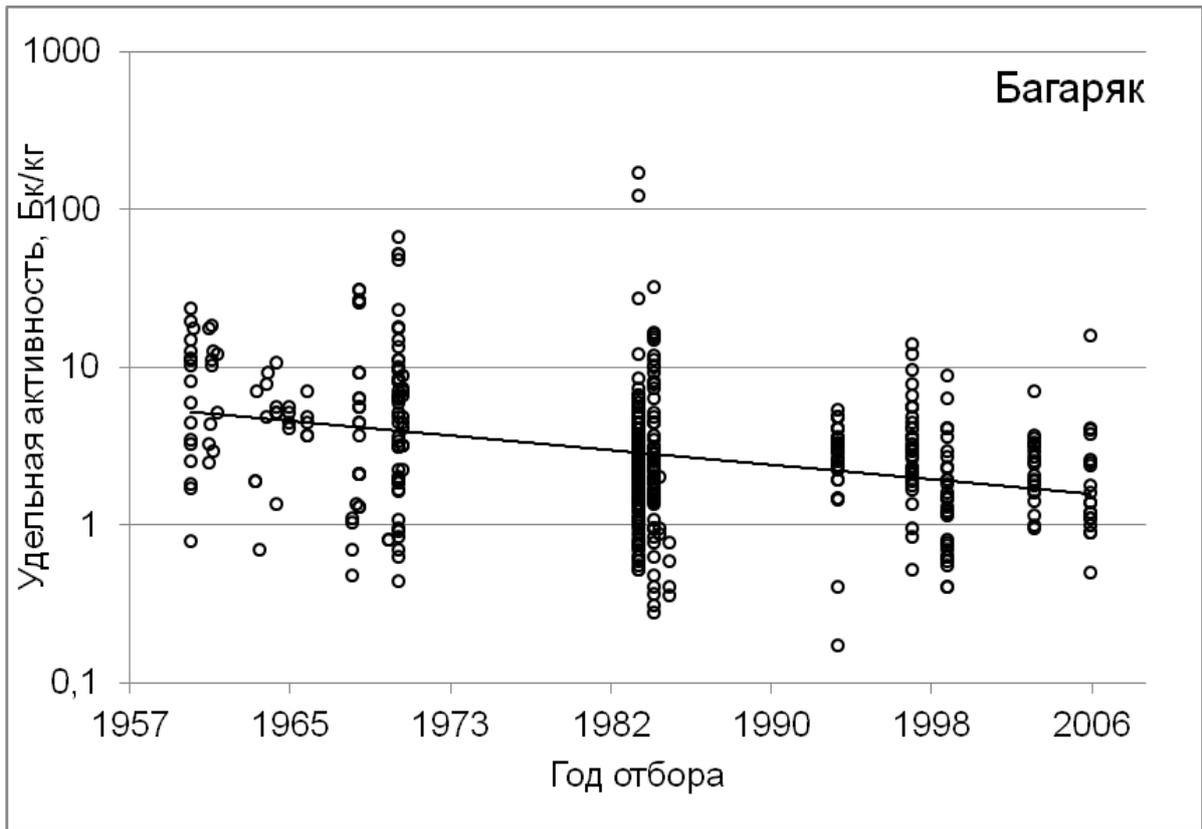


Рисунок 93 – Динамика содержания ^{90}Sr в молоке в приусадебных хозяйствах н.п. Багаряк на территории ВУРС

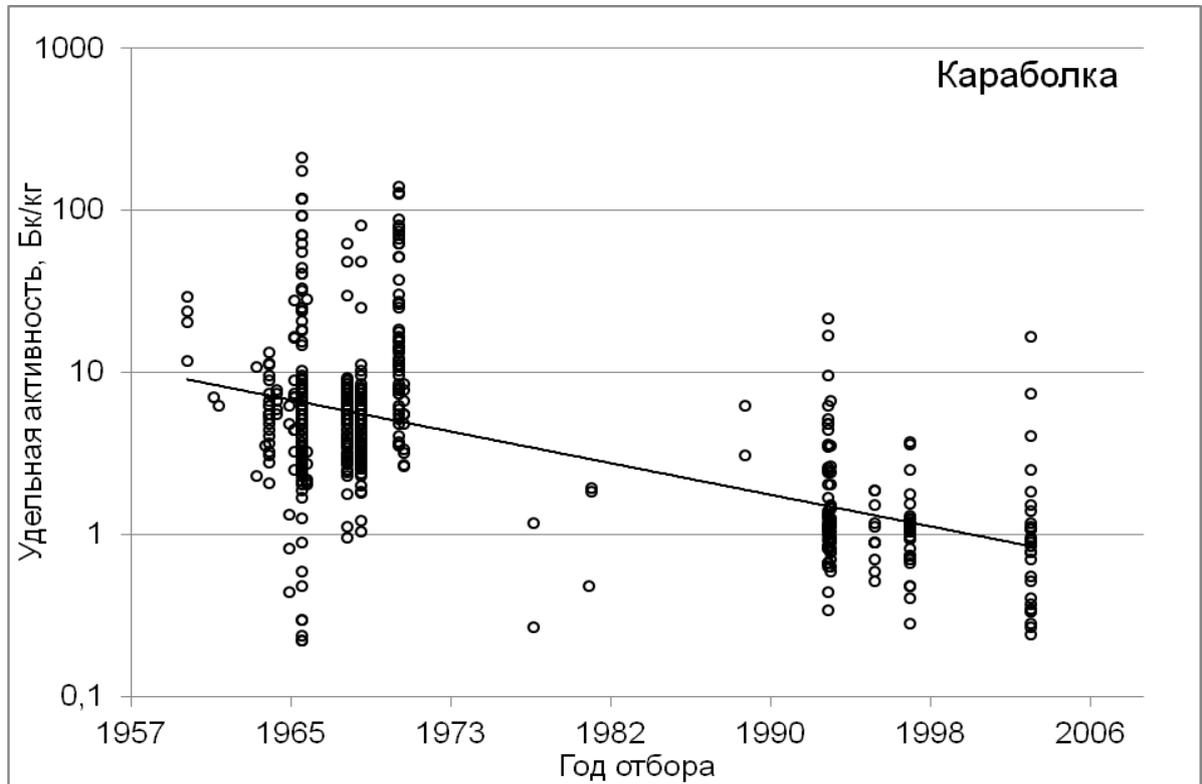


Рисунок 94 – Динамика содержания ^{90}Sr в молоке в приусадебных хозяйствах н.п. Караболка на территории ВУРС

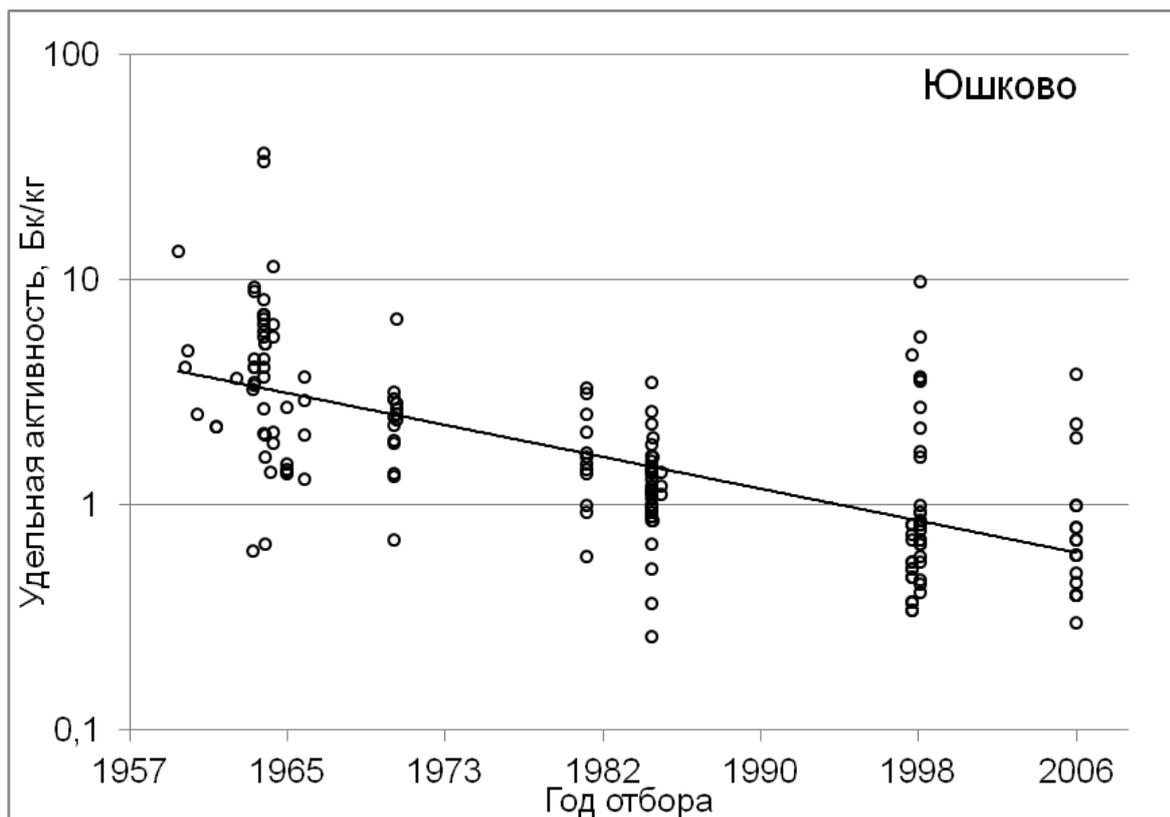


Рисунок 95 – Динамика содержания ^{90}Sr в молоке в приусадебных хозяйствах н.п. Юшково на территории ВУРС

Как видно из рисунков 88-95, большой разброс данных не позволяет построить корректную модель динамики радиоактивного загрязнения картофеля и молока. Далее будет показано, что распределение значений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в большинстве случаев не соответствует ни нормальному, ни логнормальному распределению, что значительно затрудняет статистический анализ данных.

Неоднородность результатов анализа выборочных совокупностей связана с различным содержанием животных в личных хозяйствах, сезонными изменениями в питании, различными уровнями загрязнения сенокосов и другими факторами. Например, на землях, загрязненных после аварии на ЧАЭС в летний период при пастбищном содержании дойного стада радиоактивное загрязнение молока было в 2-6 раз выше, чем при стойловом содержании. Это объясняется тем, что при пастьбе животные срывают часть травы вместе с корнями и почвенными частицами, которые более загрязнены, чем надземная фитомасса [24].

На территории ЮУПРИ, напротив, загрязнение молока в личных хозяйствах могло быть выше в зимний стойловый период. На рисунке 96 видно, что колебания среднесезонных значений активностей ^{90}Sr в стойловый период намного больше, чем в пастбищный.

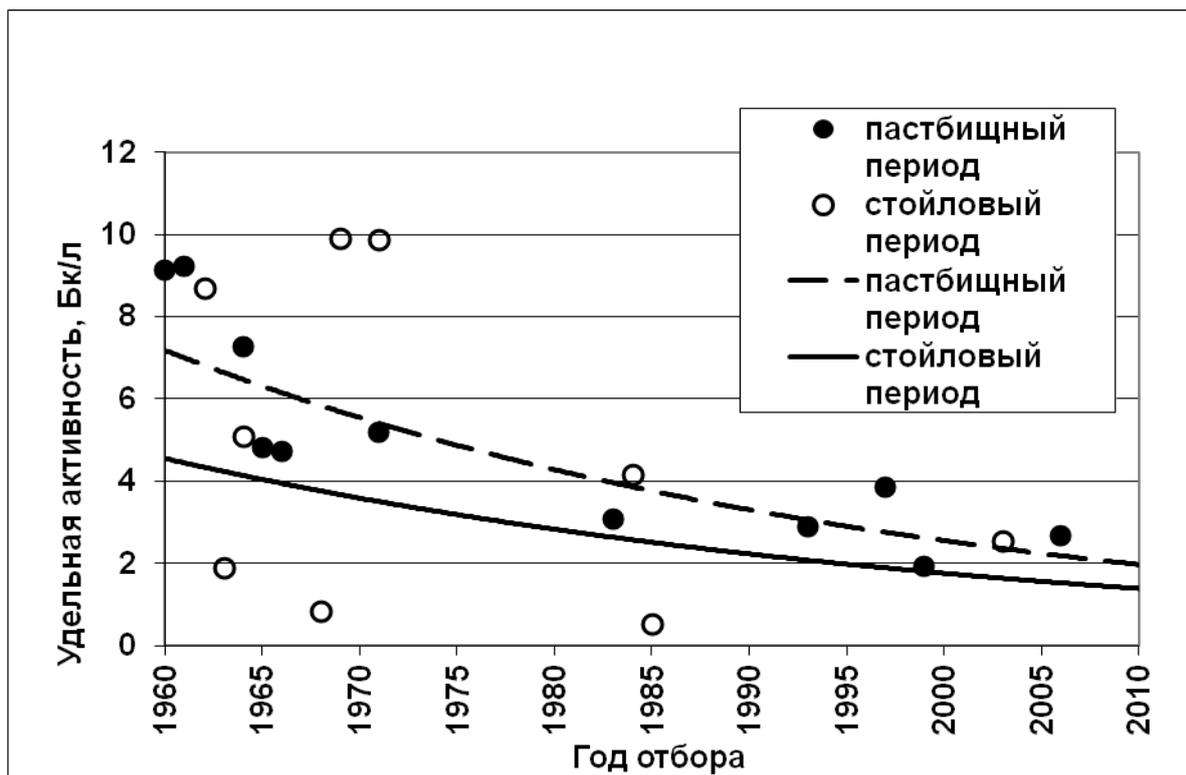


Рисунок 96 – Динамика средних значений удельной активности ^{90}Sr в молоке в н.п. Багаряк, Бк/л

Поскольку ВУРС имел небольшую ширину, а наиболее загрязненная осевая часть следа измерялась несколькими километрами, в большинстве населенных пунктов можно было бы выбрать для общественного пастбища наименее загрязненные луга на достаточно близком расстоянии от деревни. Заготовку сена жители вели самостоятельно, при этом могли выбирать луга с лучшим травостоем, не обращая внимания на запреты и ограничения.

6.1.2 Современная радиационно-гигиеническая обстановка в населенных пунктах ЮУПРИ

В 2007-2013 гг. мы проводили оценку радиационно-гигиенической обстановки на приусадебных участках, а также в ареалах 35 населенных пунктов ЮУПРИ в местах активного природопользования населения, в рекреационных зонах и зонах водопользования озер, вдоль дорог, соединяющих населенные пункты. При оценке мощности экспозиционной дозы (МЭД) внешнего облучения оказалось, что на большей части территории ЮУПРИ МЭД не превышает уровня, считающегося фоновым для Челябинской области (12 мкР/час [252]). Высокие значения МЭД – до 1010 мкР/час были отмечены в верховьях реки Теча (створ «Асанов мост»). На

этот участок доступ для населения ограничивается канавами и завалами из стволов деревьев, перегораживающих лесные дороги.

На территории, где доступ населения не ограничивается самое высокое значение МЭД – 45,0 мкР/час зафиксировано между н.п. Метлино и Новая Теча (осевая часть ВУРС). Вне ВУРС повышенные значения МЭД – до 31,3 мкР/час – отмечены южнее г. Кыштым.

На приусадебных участках МЭД варьировала в пределах 8,8-18,6 мкР/час (в среднем 12,1 мкР/час). Повышенная, по сравнению с фоном, МЭД обнаружена в н.п. Кузнечиха (15,8 мкР/час), Кыштым (15,5 мкР/час), Тайгинка (18,6 мкР/час), Увильды (15,4 мкР/час) [102]. Однако эти значения не представляют опасности для жителей [205].

Нужно отметить, что во всех населенных пунктах, кроме г. Касли, значения МЭД были несколько выше, чем в их ареале [102]. По-видимому, это объясняется внесением минеральных удобрений, содержащих ^{40}K и использованием стройматериалов.

Мы рассчитали коэффициенты корреляции Пирсона между МЭД и содержанием ^{137}Cs и ^{40}K в почве, а также $A_{\text{эфф}}$ почвы в местах измерения. Статистически значимой зависимости МЭД от этих параметров не обнаружено.

Полученные нами значения МЭД в целом совпадают с данными сети наблюдения Челябинского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды [254].

Характерной особенностью ЮУПРИ, в отличие от ППРИ и ВБПРИ является низкий уровень внешнего облучения, за исключением населения, проживавшего в верховьях реки Теча до отселения. Основную опасность для жителей ЮУПРИ представляло внутреннее облучение. На современном этапе развития вероятность получения повышенной дозы внутреннего облучения также очень низка, и может быть связана только с грубыми нарушениями режима ограничений.

В 2009 г. мы проанализировали уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs молока коров в личных хозяйствах н.п. Бродокалмак, Нижнепетропавловское и Затеченское, расположенных на реке Теча. Содержание ^{90}Sr в молоке варьировало в пределах 0,4-14,9 Бк/л, ^{137}Cs – в пределах 0,15-6,1 Бк/л. Эта активность значительно ниже, чем ПДУ, однако, как будет показано ниже, существенно выше, чем на остальной территории ЮУПРИ. Организация выпаса в разных н. п. различается. Коровы жителей н.п. Бродокалмак паслись и пили воду на расстоянии 3 км от реки, в лесу. Активность ^{90}Sr в их

молоке – 0,5-14,9 Бк/л, ^{137}Cs – 0,28-0,44 Бк/л. Пастбище для коров и водопой н.п. Нижнепетропавловское на момент отбора проб находились в 400-600 м от уреза воды на низком берегу реки Течи. Трава на месте выпаса содержала от 12,2 Бк/кг до 17,7 Бк/кг ^{90}Sr и 2,2-12,5 Бк/кг ^{137}Cs . Активность ^{90}Sr в молоке – 0,4-6,4 Бк/л, ^{137}Cs – 0,4-6,1 Бк/л. В н.п. Затеченское на момент отбора проб пастбище и водопой находились на низком, заливаемом берегу реки Исеть ниже впадения Течи. Загрязнение ^{90}Sr травы на пастбище составляло 87,0-164,0 Бк/кг. При этом во всех 5 пробах травы отобранных конвертом в нижней части пастбища ПДУ ^{90}Sr для грубых кормов был превышен. Содержание ^{137}Cs в траве 6,9-18,7 Бк/кг. В пробах молока было 1,8-4,3 Бк/л ^{90}Sr и 0,15-0,99 ^{137}Cs . Пробы молока соответствовали радиационно-гигиеническим нормативам, однако загрязнение ^{90}Sr было выше, чем на территории ВУРС и КРС (рисунки 97, 98).

На рисунках 97 и 98 показаны средние значения активности радионуклидов в почве приусадебных хозяйств, картофеле и молоке в населенных пунктах центральной части ЮУПРИ.

На рисунках 97-98 видно, что во всех населенных пунктах уровень загрязнения огородной почвы в несколько раз выше, чем это обусловлено глобальными выпадениями.

Наибольшие значения удельной активности ^{90}Sr в почве, как и следовало ожидать, отмечались в населенных пунктах, находящихся вблизи ВУРС – Аллаки и Караболка. Наибольшее загрязнение почвы ^{137}Cs – на КРС. Удельная активность ^{90}Sr не коррелирует ($r = 0,29$) с расстоянием от ПО «Маяк», но статистически значимо зависит от направления, в котором находятся населенные пункты по отношению к ПО «Маяк». Наиболее значимый коэффициент корреляции ($r = -0,34$, $p < 0,05$) получен для азимута 30° . Активность ^{137}Cs в почве значимо коррелирует с расстоянием ($r = -0,43$, $p < 0,01$) и направлением. Наилучшая корреляция получена с отклонением направления от юго-восточного румба – азимут 136° – ($r = -0,49$, $p < 0,01$) [102]. Для выборки из 83 проб коэффициенты статистически значимы, но для достоверного прогнозирования загрязнения в аналогичной ситуации они слишком малы.

Причиной высокой вариабельности уровней радиоактивного загрязнения приусадебных участков является, как неоднородность первичных выпадений, так и хозяйственная деятельность жителей на загрязненной территории. Например, в н.п. Караболка на приусадебном участке по улице Школьная, дом №11 в 5 пробах почвы, отобранных «конвертом» содер-

жание ^{90}Sr было от 239 до 820 Бк/кг. На соседнем участке по ул. Школьная, 26, находящемся через дорогу, содержание ^{90}Sr в сборной пробе почвы, отобранной конвертом – 134 Бк/кг. При этом, хозяева первого участка держат корову и скашивают сено для нее на болоте Бугай, находящемся на оси ВУРС, рядом с отселенной деревней Русская Караболка. Активность ^{90}Sr в пробе сена отобранной в конце стойлового периода, в апреле, была 2524 Бк/кг, в пробе, отобранной в июне – 1709 Бк/кг [102].

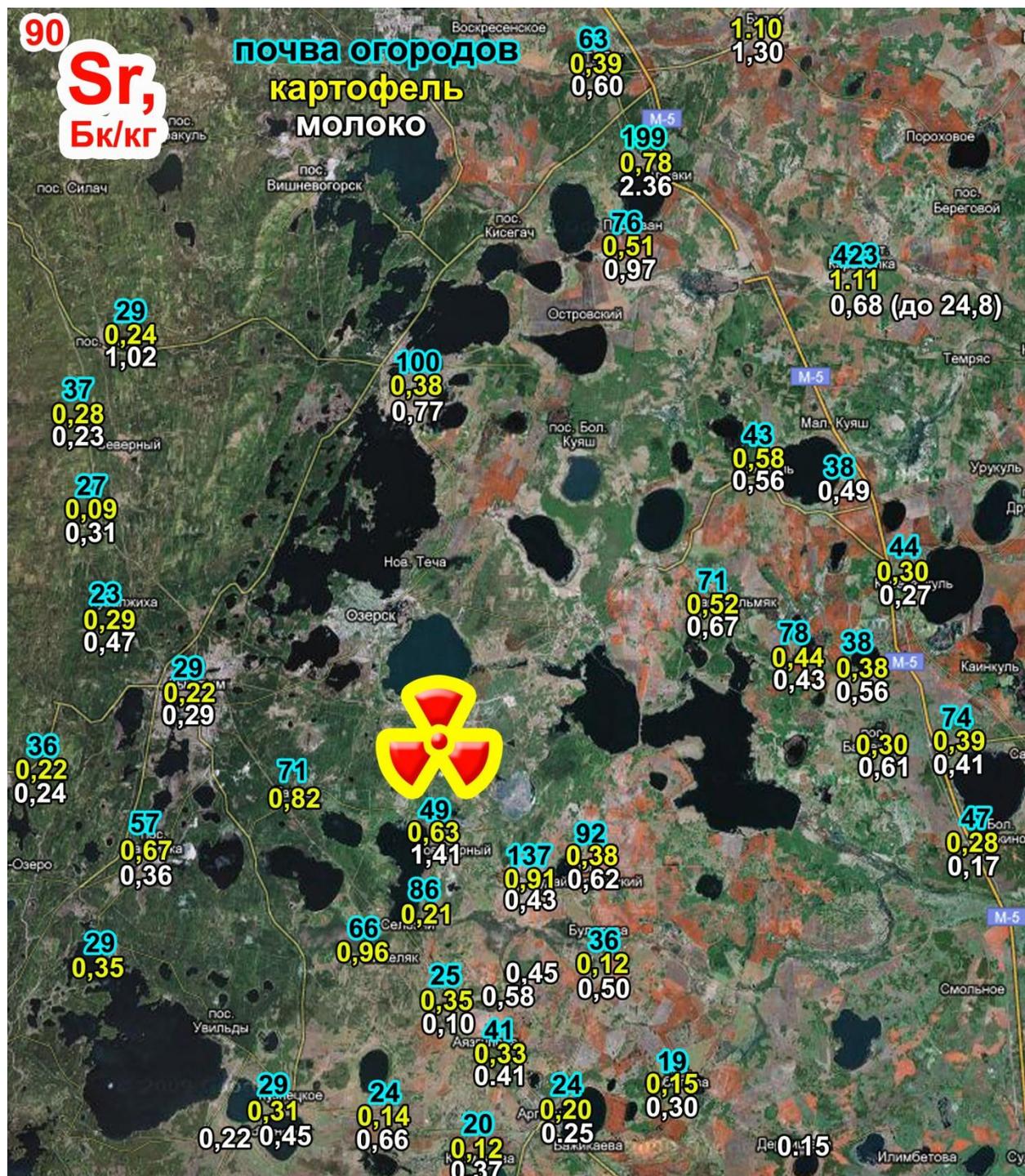


Рисунок 97– Усредненные уровни загрязнения ^{90}Sr почвы и продуктов

считаны значения их эффективной активности ($A_{эфф}$). $A_{эфф}$ в огородной почве несколько выше, чем в почве природных наземных экосистем. Интересно, что средние значения удельной активности ^{40}K и ^{232}Th в огородных и природных почвах практически совпадают (320 Бк/кг ^{40}K в населенных пунктах и 357 Бк/кг в ареалах; 23 Бк/кг ^{232}Th в населенных пунктах и 21 Бк/кг в ареалах). Среднее содержание ^{226}Ra в населенных пунктах почти вдвое выше, чем в ареалах (43 Бк/кг и 24 Бк/кг, соответственно). Этот вопрос требует дальнейшего изучения.

Распределение значений удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве приусадебных участков не соответствует нормальному распределению и, по нашему мнению, является полимодальным. Распределение ($A_{эфф}$) не имеет четкого сходства ни с бимодальным, ни с логнормальным, ни с нормальным распределениями.

В большинстве случаев отношения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве к $A_{эфф}$ меньше или равны 1. То есть на территории населенных пунктов ЮУПРИ активность техногенных радионуклидов превышает фон глобальных выпадений, но не превышает активности природных естественных радионуклидов.

Содержание ^{90}Sr во всех пробах молока (124 пробы из 38 н.п.) было во много раз ниже ПДУ. В 90% средняя активность была 0,49 Бк/кг. Однако, в некоторых хозяйствах уровень загрязнения молока был значительно выше: в н.п. Аллаки – достигал 4,8 Бк/кг; в н.п. Караболка (уже названное выше хозяйство по ул. Школьная, 11) – до 24,8 Бк/кг [102]. Для сравнения были отобраны пробы молока вне ЮУПРИ – в Чебаркульском и Еткульском районах, активность ^{90}Sr в этих пробах была в пределах 0,11-0,22 Бк/кг. Средняя активность ^{137}Cs в 90% проб молока также составила 0,49 Бк/кг. На рисунке 98 видно, что повышенное содержание ^{137}Cs (более 1 Бк/кг) было отмечено на наибольшем удалении от ПО «Маяк» в н.п. Булзи, Дербишева, Слюдорудник [102]. В пробах вне ЮУПРИ содержание ^{137}Cs было в пределах 0,09-0,32 Бк/кг. Таким образом, уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs молока на территории ЮУПРИ несколько выше, чем в контрольных пробах, но в десятки раз ниже, чем ПДУ (ПДУ ^{137}Cs в молоке – 40 Бк/кг, ПДУ ^{90}Sr – 25 Бк/кг [265]), за исключением одной пробы в хозяйстве, где сознательно нарушали режим ограничений. Учитывая, что в настоящее время сельское население приобретает молочные продукты преимущественно в магазинах, и в большинстве населенных пунктов остались единичные дойные коровы, можно считать, что вклад молока из приусадеб-

ных хозяйств в коллективную дозу внутреннего облучения ничтожен, но в некоторых случаях может быть заметен на уровне индивидуальных доз.

Активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке не коррелируют – $r = -0,08$.

На рисунках 97 и 98 представлены также результаты измерения уровней загрязнения 95 проб картофеля. Средняя активность ^{90}Sr в 90% проб составила 0,34 Бк/кг, наибольшее значение из всех проб – 4,12 Бк/кг. Для ^{137}Cs , соответственно, 0,44 Бк/кг и 2,43 Бк/кг [102]. То есть, содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs значительно ниже, чем предельно допустимые уровни в картофеле и овощах (ПДУ ^{90}Sr – 40 Бк/кг, ПДУ ^{137}Cs 80 Бк/кг, [266]).

Хотя картофель, в отличие от молока, практически все сельское население выращивает самостоятельно, и его доля в рационе значительна, при таких уровнях загрязнения вклад картофеля в формирование коллективной дозы внутреннего облучения на современном этапе также очень мал.

Активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле не коррелируют – $r = -0,04$. K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле также не коррелируют – $r = -0,009$ [102].

$A_{эфф}$ в картофеле в среднем в 56 раз выше, чем активность ^{137}Cs и в 59 раз выше, чем ^{90}Sr [102], то есть доза внутреннего облучения от техногенных радионуклидов в картофеле в десятки раз меньше, чем от природных, даже, учитывая различия в их кинетике в организме человека.

Мы проанализировали также содержание радионуклидов в моркови и свекле. Активность ^{90}Sr в 90% проб моркови в среднем 1,41 Бк/кг, свеклы – 1,31 Бк/кг. Максимальные значения из всех проб моркови – 3,98 Бк/кг (н.п. Тюбук), свеклы – 19,6 Бк/кг (н.п. Караболка). Активность ^{137}Cs в среднем для 90% проб моркови – 0,59 Бк/кг, свеклы – 0,35 Бк/кг. Максимальные: для моркови – 3,9 Бк/кг, для свеклы – 1,57 Бк/кг [102]. Так же, как и картофель, овощи соответствуют радиационно-гигиеническим нормативам.

Содержание ^{90}Sr в 90% проб сена в среднем составило 23 Бк/кг, однако в нескольких пробах содержание ^{90}Sr превышало ПДУ (100 Бк/кг для грубых кормов [87]) в н.п. Аллаки обнаружены пробы сена с активностью ^{90}Sr 112 Бк/кг, 656 Бк/кг и 1132 Бк/кг, в н.п. Караболка – 1709 Бк/кг и 2524 Бк/кг [102]. Хозяева приусадебных участков знали, что заготавливают сено на оси ВУРС и предупреждены о недопустимости сенокошения на этих участках. Удельная активность ^{137}Cs в сене не превышала ПДУ и составляла в среднем по 90% проб – 8,9 Бк/кг, максимальная – 70,4 Бк/кг (н.п. Большое Таскино) [102].

Активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в сене не коррелировали $r = -0,07$ [102].

Диапазон колебаний содержания радионуклидов в продуктах довольно велик даже в пределах одного населенного пункта. Не удалось выявить зависимости уровней загрязнения молока, картофеля, овощей и сена в хозяйствах от направления и расстояния до ПО «Маяк». На территории ЮУПРИ накопление радионуклидов в молоке зависит в первую очередь от особенностей кормления и выпаса животных, соблюдения режима ограничений хозяйственной деятельности.

Загрязнение овощей должно быть в значительной степени связано со вторичным загрязнением почв, однако высокая вариабельность K_n не позволяет построить корректной модели для прогнозирования загрязнения картофеля и овощей в приусадебных хозяйствах.

Коэффициенты вариации удельной активности ^{90}Sr в картофеле – 67,1%, в почве 58,4%, коэффициенты вариации активности ^{137}Cs в картофеле – 63,8%, в почве – 51,8%. Таким образом, вариабельность ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве меньше, чем в картофеле. Обнаружена статистически значимая, но очень слабая корреляция между содержанием ^{90}Sr в картофеле и почве ($r=0,36$). Активности ^{137}Cs в картофеле и почве не коррелировали ($r=0,05$).

В таблице 31 приведены средние значения K_n радионуклидов в картофеле и овощах, их среднеквадратичные отклонения (δ) и коэффициенты вариации (V). Как видно из таблицы 31 K_n также очень сильно варьируют, поэтому прогнозирование уровня загрязнения продукции приусадебного хозяйства будет иметь очень большую погрешность, хотя может быть применено в аварийной ситуации для предварительной оценки целесообразности ведения сельского хозяйства на загрязненной территории..

Таблица 31 – K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле и овощах в приусадебных хозяйствах

Культура	^{90}Sr			^{137}Cs		
	K_n	δ	$V, \%$	K_n	δ	$V, \%$
Картофель	0,0083	0,0067	80,7	0,0128	0,0120	93,7
Морковь	0,0193	0,0140	72,5	0,0379	0,0786	207,4
Свекла	0,0172	0,0099	57,5	0,0156	0,0124	79,5

По мнению некоторых исследователи, в частности, В.И. Гапоненко, между плотностью загрязнения почвы (или удельной активностью радионуклидов в почве) и K_n существует достоверная обратная связь[60].

Действительно, при расчете коэффициентов корреляции между K_n ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле и удельной активностью в почве, а также между

коэффициентами пропорциональности «молоко/сено» и активностью в сене нами также отмечены формально статистически значимые ($p < 0,05$) коэффициенты отрицательной корреляции ($r = -0,48$ и $r = -0,41$; $r = -0,38$ и $r = -0,56$ соответственно). Между коэффициентами накопления и удельной активностью в картофеле и молоке корреляция положительная ($r = 0,71$ и $r = 0,58$; $r = 0,59$ и $r = 0,56$ соответственно). Однако, по нашему мнению, имеет место простая арифметическая обратная связь: отрицательная – между делителем и частным и положительная – между делимым и частным. Предполагать наличие какого-либо защитного механизма, или прогнозировать увеличение накопления радионуклидов в последующем звене при снижении их активности в предыдущем, как считают некоторые исследователи, недостаточно оснований. Тем не менее, такую «корреляцию» необходимо учитывать, для того, чтобы не допустить ошибок при моделировании динамики биологической доступности радионуклидов и прогнозировании их накопления в продуктах в отдаленные сроки после аварий.

На территории ЮУПРИ на момент исследования находилось одно крупное сельскохозяйственное предприятие ООО «Совхоз Береговой», часть земельных угодий которого расположена на оси ВУРС в зонах жестких и средних ограничений [259], а часть – на его периферии в зонах малых ограничений и без ограничений. Ближайшие населенные пункты: Береговой и Булзи.

Земли ООО «Совхоз Береговой» были разделены на три участка:

- восточный участок: участок поливной, севооборот овощной, плотность загрязнения по слою 0-40 см ^{90}Sr – $8,1 \pm 1,5$ кБк/м², ^{137}Cs – $6,3 \pm 1,1$ кБк/м²;

- южный участок: участок на богаре, севооборот зернопропашной плотность загрязнения ^{90}Sr – $7,4 \pm 1,8$ кБк/м², ^{137}Cs – $4,4 \pm 1,8$ кБк/м²;

- северный участок: участок на богаре, севооборот зернопаровой, средняя плотность загрязнения ^{90}Sr – $45,9 \pm 14,1$ кБк/м², максимальная – $111,5 \pm 28,9$ кБк/м², средняя плотность ^{137}Cs – $10,4 \pm 1,8$ кБк/м² [92].

Плотность загрязнения почвы ^{90}Sr и ^{137}Cs во всех точках отбора проб почвы была выше плотности глобальных выпадений.

Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs во всех пробах сельскохозяйственной продукции была ниже соответствующих ПДУ [92]. Однако содержание ^{90}Sr в продукции, выращенной на северном участке на оси ВУРС (зерно пшеницы, ячменя, овса, горох, сено, суданка) было довольно высоким. Не исключено, что в неблагоприятных погодных условиях или при нарушении агро-

техники на этом участке может быть получена продукция, не соответствующая радиационно-гигиеническим нормативам.

В таблице 32 приведены средние значения K_n радионуклидов в сельскохозяйственной продукции. При сравнении таблиц 31 и 32 видно, что вариабельность K_n в крупном хозяйстве ниже, чем в приусадебных хозяйствах. В крупных сельскохозяйственных предприятиях при соблюдении единой агротехники и посевного материала неоднородность условий миграции радионуклидов будет значительно меньше, чем при мелкотоварном производстве, поэтому для таких предприятий возможно построить приемлемые модели развития радиационной ситуации и эффективно планировать их хозяйственную деятельность.

Таблица 32 – K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции
ООО «Совхоз Береговой»

Культура	Продукция	^{90}Sr			^{137}Cs		
		K_n	δ	V, %	K_n	δ	V, %
Горох	Зерно	0,084	0,029	34,5	0,062	0,036	58,1
Пшеница	Зерно	0,036	0,014	38,9	0,078	0,060	76,9
Овес	Зерно	0,054	0,031	57,4	0,032	0,018	56,2
Ячмень	Зерно	0,070	0,062	88,6	0,039	0,040	102,6
Лук	Репка	0,026	0,009	34,6	0,016	0,009	56,2
Капуста	Кочан	0,029	0,005	17,2	0,019	0,008	42,1
Морковь	Корнеплод	0,237	0,222	93,7	0,146	0,165	113,0
Свекла	Корнеплод	0,026	0,007	26,9	0,016	0,008	50,0
Картофель	Клубни	0,020	0,012	60,0	0,008	0,003	37,5
Кукуруза	Трава	0,242	0,189	78,1	0,049	0,041	83,7
Суданская трава	Трава	0,175	0,062	35,4	0,083	0,040	48,2

6.2 Динамика радиационной обстановки в населенных пунктах ППРИ и ВБПРИ

Несмотря на снижение уровня радиоактивного загрязнения территорий в целом, величина средней годовой эффективной дозы облучения населения ППРИ и ВБПРИ может сильно варьировать, особенно по составляющей ее дозы внутреннего облучения. На формирование дозы облучения влияют как ландшафтно-географические особенности территории, так и социально-демографическая ситуация. Оба эти фактора определяют жизненный уклад и специфические привычки населения. [6].

Облучение организма человека, проживающего в Полесских ландшафтах на 70–95% связано с внутренним облучением за счет потребления

загрязненных ^{137}Cs продуктов питания. Внешнее облучение за счет вдыхания радиоактивных аэрозолей и прямого облучения от загрязненной почвы, растительности, зданий не превышало 20% [163].

На формирование эффективной дозы влияют также образ жизни и профессиональные особенности. Дозы у механизаторов, полеводов, животноводов, работавших на землях с плотностью загрязнения ^{137}Cs 555-1480 кБк/м², были на 10-20% выше, чем в среднем по населенному пункту, где плотность загрязнения не превышала 370 кБк/м². Более высокие дозы были отмечены также у работников лесхозов. Группы школьников и пенсионеров, находящиеся большую часть времени на территории населенного пункта, получили более низкую дозу внешнего облучения. [167].

По данным В. Г. Линника [163], в начальный период аварии (1986 г.) конгрмеры в сельском хозяйстве стали применяться с существенным запозданием, что значительно снижало эффективность их применения. Тем не менее, загрязнение молока в общественном секторе всегда было существенно ниже, чем в частном. Уровни доз могут существенно изменяться в пределах одного населенного пункта. Различие в дозах у жителей одного поселения связано с различными причинами, например, профессией (лесники и пастухи, которые проводят значительную часть времени на загрязненных территориях, получают дозу больше, чем те, чья профессиональная деятельность не выходит за пределы производственных помещений). Результаты индивидуального дозиметрического контроля работников лесного хозяйства показывают, что уровни доз внешнего облучения работников лесного хозяйства в 1,5-2 раза выше, чем у других категорий населения. [163].

На величину дозы большее влияние оказывает рацион жителей. В ряде населенных пунктов Беларуси, расположенных непосредственно в лесных массивах, относительный вклад лесной продукции во внутреннюю дозу облучения жителей может достигать 70–80%, причем на долю грибов приходится до 62%, вклад молока составляет 30%. Рекомендации по ограничению использования загрязненных радионуклидами ягод, грибов, рыбы часто игнорируются. [163].

Исследования РНИУП «Институт радиологии» [256] показали, что за длительный послеаварийный период радиационная обстановка на сельскохозяйственных землях значительно улучшилась. Произошел распад короткоживущих радиоизотопов. Концентрация долгоживущих радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в почве снизилась на 40% только по причине естественного

распада. За послеаварийный период площади земель, загрязненных ^{90}Sr , уменьшилась на 300 тыс. га. Однако основное количество ^{137}Cs и ^{90}Sr до настоящего времени расположено в корнеобитаемом слое и интенсивно включается в биологический круговорот. На переувлажненных почвах легкого гранулометрического состава кормовые травы могут быть сильно загрязнены даже при низкой плотности загрязнения почвы. Особенно высока биологическая доступность радионуклидов на торфяных почвах. На этих почвах поступление ^{137}Cs в фитомассу в 4-10 раз выше, чем на почвах других типов. [256].

Исследованием развития радиационной ситуации после аварии на ЧАЭС в сельскохозяйственных районах длительное время занимались сотрудники ВНИИ сельскохозяйственной радиологии. Р.М. Алексахин с соавт. [12] проанализировал основные этапы защитных мероприятий в растениеводстве и животноводстве и их эффективность.

Для территорий, пострадавших при аварии на ЧАЭС, в том числе ППРИ и ВБПРИ Р. М. Алексахин [12] выделил три этапа формирования радиационной ситуации в социосфере:

1. Период йодной опасности. Первые недели после аварии, когда происходили массивные выбросы ^{131}I и внекорневое загрязнение им травостоя совпали с началом пастбищного периода. ^{131}I и другие радионуклиды в большом количестве поступали в молоко, которое в это время было основным источником накопления дозы внутреннего облучения. В это время были предложены следующие защитные меры:

- запрет или ограничение на содержание молочного скота в приусадебных хозяйствах на территории с наиболее высокими уровнями загрязнения;
- перевод животных на стойловое содержание при кормлении незагрязненными кормами;
- запрет или ограничение потребления населением молока из личных хозяйств;
- переработка молока из сельскохозяйственных предприятий на молочные продукты, в которых в процессе технологических операций содержание ^{131}I не превышало временный допустимый уровень (ВДУ) 3700 Бк/л;
- прижизненный контроль сельскохозяйственных животных на содержание радионуклидов [12].

2. Некорневое загрязнение продукции растениеводства, в том числе кормов, ^{134}Cs , ^{137}Cs и другими радионуклидами. Загрязнение молока, мяса

и навоза сельскохозяйственных животных. Загрязнение воздуха рабочей зоны и вторичное загрязнение продукции пылью при выполнении агротехнических мероприятий и переработке урожая. Были рекомендованы и организованы следующие защитные меры:

- ограничение агротехнических операций сопровождающихся подъемом пыли в атмосферный воздух;
- ограничение использования навоза;
- запрет на убой скота на территориях с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 555 кБк/м^2 ;
- выдерживание скота не менее 1,5 месяцев перед убоем на чистых кормах;
- заготовка сенажа и силоса вместо сена;
- ограничение потребления молока из приусадебных хозяйств;
- обязательная переработка молока;
- ограничение на содержание сельскохозяйственных животных в приусадебных хозяйствах;
- эвакуация животных из населенных пунктов с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 555 кБк/м^2 ;
- снабжение жителей незагрязненными продуктами питания;
- обязательный дозиметрический контроль продукции [12].

3. Корневое поступление радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные растения и кормовые травы. Этот этап начался со второго вегетационного периода (1987 г) и продолжится до тех пор, пока радиоактивное загрязнение будет представлять опасность для населения и экосистем. Планирование и организация защитных мероприятий опирается на знание почвенно-климатических, геохимических и других особенностей территорий, которые определяют закономерности поведения радионуклидов в агроэкосистемах [12].

Значения коэффициентов перехода ^{137}Cs в зерновые, картофель, мясо и молоко в Брянской области снижались до 8-9 года после аварии, затем до 20 года изменялись незначительно [326].

Южная часть Могилёвской области, входящая в ВБПРИ подверглась загрязнению конденсационными выпадениями ЧАЭС. Плотность загрязнения ^{137}Cs варьировала от 37 кБк/м^2 до 2600 кБк/м^2 , ^{90}Sr – около 20 кБк/м^2 . Наиболее загрязнены ^{137}Cs Быховский, Костюковичский, Краснопольский, Славгородский и Чериковский районы. Ю.М. Жученко [83,84] были проведены оценки потоков ^{137}Cs и ^{90}Sr из сельскохозяйственных и естествен-

ных экосистем, остающихся в районе и экспортируемых за его пределы. Территории районов с плотностью загрязнения ^{137}Cs менее 37 кБк/м^2 не нуждаются в реабилитации; для территорий, находящихся в диапазоне $37-185 \text{ кБк/м}^2$, необходим дополнительный анализ типов почв, лесистости (такие районы имеют значимую вероятность превышения годовой индивидуальной дозы в 1 мЗв у жителей); все территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 185 кБк/м^2 должны рассматриваться как объект реабилитации и возможного приложения контрмер [83, 84].

Проведенные Ю. М. Жученко исследования позволили ему оценить вклад районов с различной плотностью загрязнения сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs в потоки и коллективные дозы. В первую группу вошли районы со средней плотностью загрязнения сельхозугодий выше 185 кБк/м^2 (Быховский, Костюковичский, Краснопольский, Славгородский и Чериковский), во вторую – районы из диапазона от 37 до 185 кБк/м^2 (5 районов), и в третью – менее 37 кБк/м^2 (11 районов). Территории, находящиеся в I диапазоне, формируют потоки ^{137}Cs через сельскохозяйственные продукты питания и естественные экосистемы, составляющие, соответственно около 50% и 70% от суммарных потоков. Во II-й и III-й категориях районов, большая часть потоков ^{137}Cs и дозы остается в пределах районов (до 75%) [83,84].

Исследования Ю. М. Жученко показали также снижение подвижности ^{137}Cs и увеличение подвижности ^{90}Sr , что привело к соответствующим изменениям их биологической доступности. Доступность ^{137}Cs для растений снизилась в среднем в $1,5$ раза, доступность ^{90}Sr повысилась на $5-25\%$. Основной вклад в суммарную коллективную дозу вносит молоко. При этом на продукцию естественных экосистем приходится $30-40\%$ от суммарной дозы. До 90% зерна, до 80% картофеля и до 50% молока в 1999 году не соответствовали нормативам. Расчеты показали, что при отсутствии контрмер ситуация улучшится незначительно: содержание ^{90}Sr в указанных продуктах снизится не более, чем на $10-15\%$. Анализ потоков ^{90}Sr показывает, что основной вклад в формирование потенциальной коллективной дозы вносит зерно. Индивидуальная доза, сформированная за счет потребления ^{90}Sr с сельскохозяйственной продукцией, незначительна: $0,9-1,5 \text{ мЗв}$ за 70 лет. [83, 84].

По данным А. В. Щура [321] почти 50% жителей мелких населённых пунктов Могилевской области получили дозы внутреннего облучения более $0,1 \text{ мЗв}$, а 25% населения – дозы более $0,173 \text{ мЗв}$. Наиболее высокие

результаты СИЧ-измерений зафиксированы у жителей населенных пунктов, находящихся рядом с лесными массивами [5, 323]. На дозы внутреннего облучения населения, по мнению А. В. Щура [321] в наибольшей степени влияют:

- размер населенного пункта (в мелких н.п. слабее развита инфраструктура, выше «натуральность» хозяйства, больше доля продуктов личного приусадебного хозяйства и леса в рационе);

- плотность загрязнения ^{137}Cs территории населённого пункта;

- расстояние от населённого пункта до лесного массива,

- размер лесного массива в ареале населенного пункта;

- плотность загрязнения ^{137}Cs лесного массива [321].

Таким образом, развитие радиационной обстановки в населенных пунктах на территории ППРИ и ВБПРИ определялось главным образом организационными мероприятиями по защите населения от внутреннего и внешнего облучения. Влияние природных факторов было в основном нивелировано защитными мероприятиями.

На основании многолетних исследований Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии разработал рекомендации по защитным и реабилитационным мероприятиям на территории России, Беларуси и Украины [253].

Глава 7. Методология геоэкодиагностики, моделирования и прогнозирования радиационной ситуации на территории биогеохимических провинций радиоактивных изотопов

7.1 Проблемы геоэкодиагностики и прогнозирования радиоактивного загрязнения компонентов геоэкосистем

При обработке результатов наблюдений и экспериментов, проводившихся с целью выявления закономерностей поведения радионуклидов на территориях радиоактивных аномалий, создания моделей их поведения и прогнозирования развития радиационных ситуаций большинство исследователей исходило из предположения, что значения параметров имеют нормальное или логнормальное распределение.

Такой подход может быть оправдан при однородном радиоактивном загрязнении, либо может применяться для решения таких задач, в которых неоднородностью можно пренебречь. Однако, как показывает практика, на участках с неоднородным радиоактивным загрязнением, или неоднородными условиями, влияющими на поведение радионуклидов, стандартные статистические параметры и общепринятые статистические методы могут быть некорректны, либо неприменимы, либо для их использования требуется большой массив данных, который невозможно получить в рамках решения конкретной задачи.

Неоднородность радиоактивного загрязнения, значительное варьирование уровней загрязнения почвы и растительности отмечали как в Зауралье [104, 106, 111] так и на территории Беларуси, России и других государств [70, 71, 135, 164, 165, 324]. А.О. Грубич [70, 71], Е.М. Коробова [135] и другие исследователи обращали внимание на фрактальность радиоактивного загрязнения Чернобыльской зоны.

По нашему мнению, фрактальность, как «самоподобие» может быть следствием турбулентности облака, и проявляться при осаждении его на большие однородные ландшафты – лесные массивы, сельскохозяйственные угодья и т.п.. Когда сочетаются неоднородность морфологии территории, ее растительного покрова, геохимических особенностей и других факторов, оказывающих влияние на прохождение радиоактивного облака, и изменение его структуры; погодно-климатические условия региона, локальные особенности, влияющие на перераспределение радионуклидов в компонентах геосистемы; мероприятия по защите населения и особенности ведения сельского и лесного хозяйства на загрязненной территории, возможная первоначальная «фрактальность» облака не оказывает заметно-

го влияние на характер неоднородности радиоактивного загрязнения. Мы предлагаем рассматривать эту неоднородность, как систему эпицентров и их ореолов, понимая под эпицентром, проекцию турбулентного «сгущения» облака. В ближней зоне АЭС в микромасштабе свойствами «эпицентра» обладает место осаждения топливной «горячей частицы», постепенно разрушающейся и «расплывающейся».

В отличие от фрактальных структур, для образования и поддержания которых необходим единый доминирующий механизм, система эпицентров и ореолов динамична, и под действием множества факторов обладает непрерывной «текучестью»: изолинии плотности радионуклидов постоянно смещаются, либо плавно, в виде горизонтальной и вертикальной миграции, либо резко, под действием антропогенного фактора. Такие резкие смещения могут происходить, например, при затоплении загрязненной территории, промывании технологических водоемов или загрязненных озер, удалении загрязненного верхнего слоя почвы или, напротив, перекрытии его слоями чистой породы и грунта. В частности, так была рекультивирована береговая зона в верхнем течении реки Теча.

При сравнении рисунков 4 и 5 создается впечатление, что загрязнение ППРИ в масштабах всей провинции относительно однородно, территория может быть четко зонирована по расстоянию и направлению от ЧАЭС. Однако эта кажущаяся однородность – следствие изменения масштаба карты. По данным Д. Л. Васильченко, в ближней зоне ЧАЭС радиусом 5 км в первые годы после аварии соседствовали пятна ^{90}Sr от 3 Ки/км² до 600 Ки/км² [51]. Карта загрязнения ВБПРИ, напротив, даже в масштабе провинции, представляет собой группы пятен и сопровождающих их ореолов. При этом никакой зависимости плотности загрязнения от расстояния и направления от ЧАЭС не обнаруживается.

Помимо первичных выпадений, неоднородное загрязнение продолжалось и в последующие годы. Так, А.В. Кудельский и В.И. Пашкевич отмечали, что в 1987-1988 гг. на территории ВБПРИ содержание радионуклидов в снеговых осадках, с учетом твердых аэрозолей варьировало от долей Бк/л талой воды до 448 Бк/л при среднем значении 6,75 Бк/л [152]. Примечательно, что, судя по приведенным значениям размаха и среднего, распределение значений было резко асимметрично и, по-видимому, не являлось нормальным, поэтому параметр среднего арифметического недостаточно информативен.

Таким образом, в результате неравномерного выпадения загрязненных атмосферных осадков с плотностью, достигающей 135 кБк/м^2 могли формироваться новые пятна либо изменяться расположение прежних.

А.В.Яблоков считает, что «пятнистость» загрязнения после Чернобыльской катастрофы исключает возможность корректного определения эффективной дозы для территории больше 1 га [327].

Неоднородным является не только загрязнение территории, которое, хотя бы теоретически, можно измерить, но и природно-климатические условия, оказывающие влияние на перераспределение радионуклидов в компонентах экосистем. Например, по данным Ю.М. Жученко в разных административных районах на территории ВБПРИ коэффициенты перехода ^{137}Cs в грибы, ягоды и дичь при расчете для нормального распределения имели коэффициенты вариации от 44% до 200%, для логнормального – от 22% до :600% [84]. То есть ни то, ни другое стандартное распределение не отражает с необходимой достоверностью закономерности перехода радионуклидов в лесную продукцию.

А.О. Грубич и О.М. Жукова считают, что логнормальное распределение является универсальным и отклонения от него связаны с недостаточностью выборки. Более сложные распределения они предлагают сводить к комплексу логнормальных [71].

По нашему мнению, «комплекс» распределений связан с неравномерным объединением выборок, относящихся к двум и более генеральным совокупностям [96, 97].

ЮУПРИ также характеризуется исключительной неоднородностью как плотности загрязнения отдельными радионуклидами, так и режимом загрязнения.

После образования ВУРС было установлено, что распределения значений активностей радионуклидов в природных объектах и продуктах растениеводства не соответствуют закону Гаусса [312]. В первые же недели радиационных съемок было зафиксировано большое количество локальных аномалий распределения плотности загрязнения, обусловленных особенностями мезо- и микроландшафта и других флюктуаций природных факторов [217]. Уровни загрязнения почвы радионуклидами в пределах одного населенного пункта также могут сильно колебаться, как по причине неоднородного осаждения радиоактивного облака, так и из-за особенностей ведения хозяйства отдельными семьями [103].

В «Атласе Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года» [22] приведены данные о вариативности и точности определения средних плотностей загрязнения в ареалах отдельных населенных пунктов ЮУПРИ. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs характеризуется как неравномерное (коэффициенты вариации 59-90%), распределение изотопов плутония, как крайне неравномерное (коэффициент вариации 192%) [22].

Микромасштабная неравномерность поверхностной плотности радиоактивного загрязнения имела место и на однородных участках ландшафта, например, на сплошь задернованных. Статистическая обработка данных измерений концентрации радиоактивных веществ в поверхностном слое почвы, образцы которой отбирали сотрудники ОНИС в 1960 г., показала наличие коэффициента вариации 22% при площади отбора проб 195 см^2 . Сделано предположение, что дезагрегированное состояние носителей радионуклидов в облаке взрыва (твердые и жидкие частицы аэрозоля) обусловили дискретную природу выпадений в масштабе подстилающей поверхности до 1 м, а последующая фиксация их на элементах поверхности, в основном, закрепление на частицах почвы, привела к результирующему точечно-дискретному распределению поверхностного загрязнения. При отборе проб почвы на элементарных участках площадью 1 м^2 на соответствующих расстояниях 2, 12, 53, 75 км от центра выброса статистическая обработка результатов измерения суммарной бета-активности в образцах (по 100 проб с каждого участка) подтвердила наличие «горячих» пятен, характеризующихся пробами с превышением содержания активности по сравнению со средним в несколько раз. Такие пятна не были связаны с отдельными «горячими» частицами, так как измерение повторно отобранных образцов снова обнаружило эту особенность. [217].

На рисунке 99-101 были показаны результаты интерполяции полученных нами измерений удельной активности верхнего слоя почвы (0-10 см) в ареале ПО «Маяк» в 2008-2011 гг.

Необходимо учитывать, что результаты данной интерполяции в большей степени зависят от выбора точек отбора проб, чем от реального расположения зон радиоактивного загрязнения, однако они хорошо иллюстрируют пространственную неоднородность распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Данные диаграммы 99-101 также можно использовать для иллюстрации следующего положения: распределение значений, характеризующих уровень радиоактивного загрязнения (плотность, удельная активность и

т.п.) по гауссиане может встречаться только на участках, внутри которых точки с разными уровнями загрязнения расположены в случайном порядке.

Удельная активность ^{137}Cs в слое 0-10 см, Бк/кг

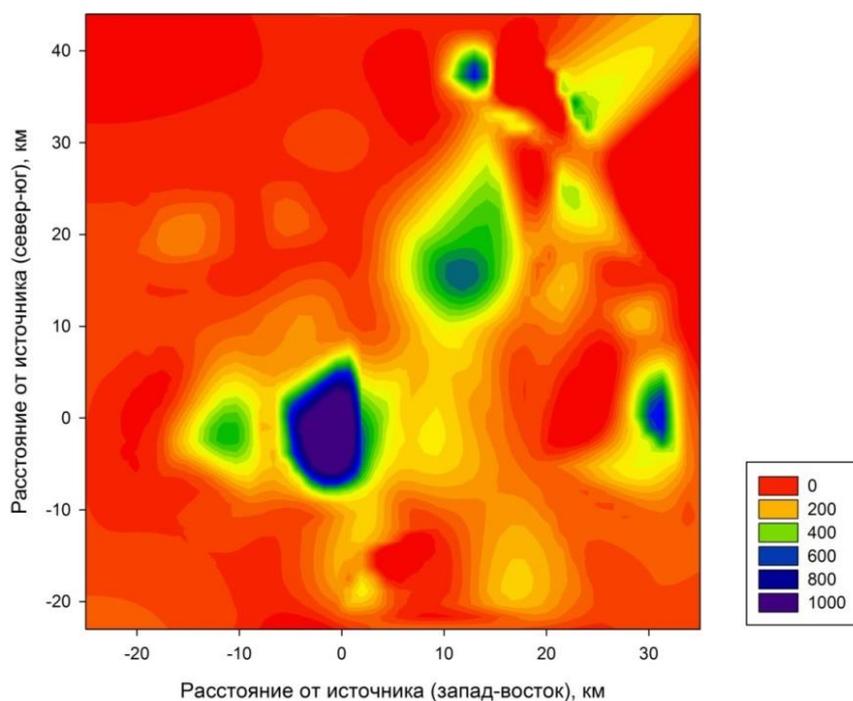


Рисунок 99 – График интерполяция удельной активности ^{137}Cs в верхнем слое почвы

Удельная активность ^{90}Sr в слое 0-10 см, Бк/кг

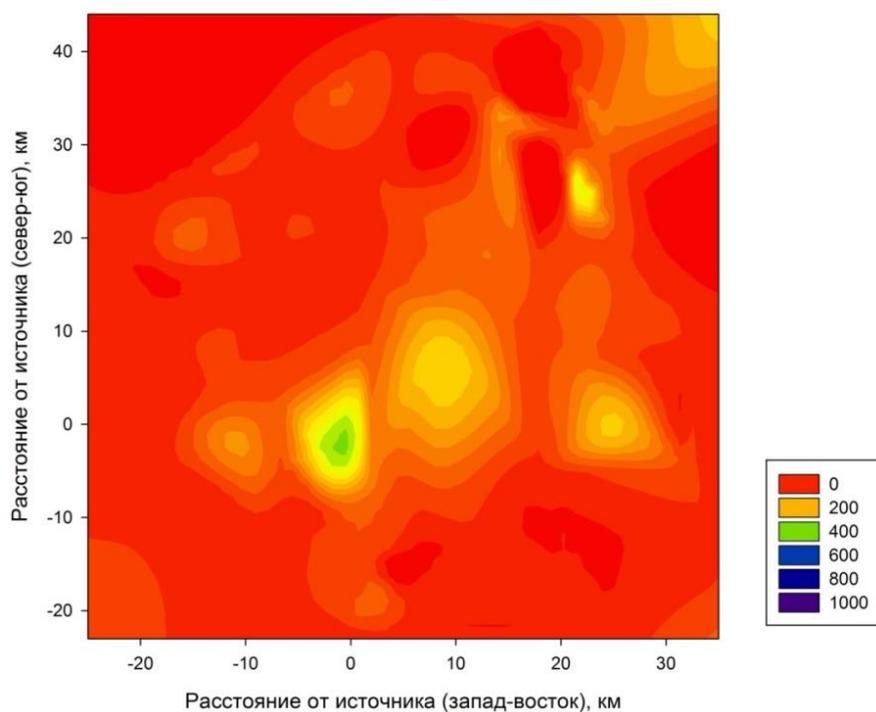


Рисунок 100 – График интерполяция удельной активности ^{90}Sr в верхнем слое почвы (без ВУРС)

Отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в слое 0-10 см по всем точкам отбора

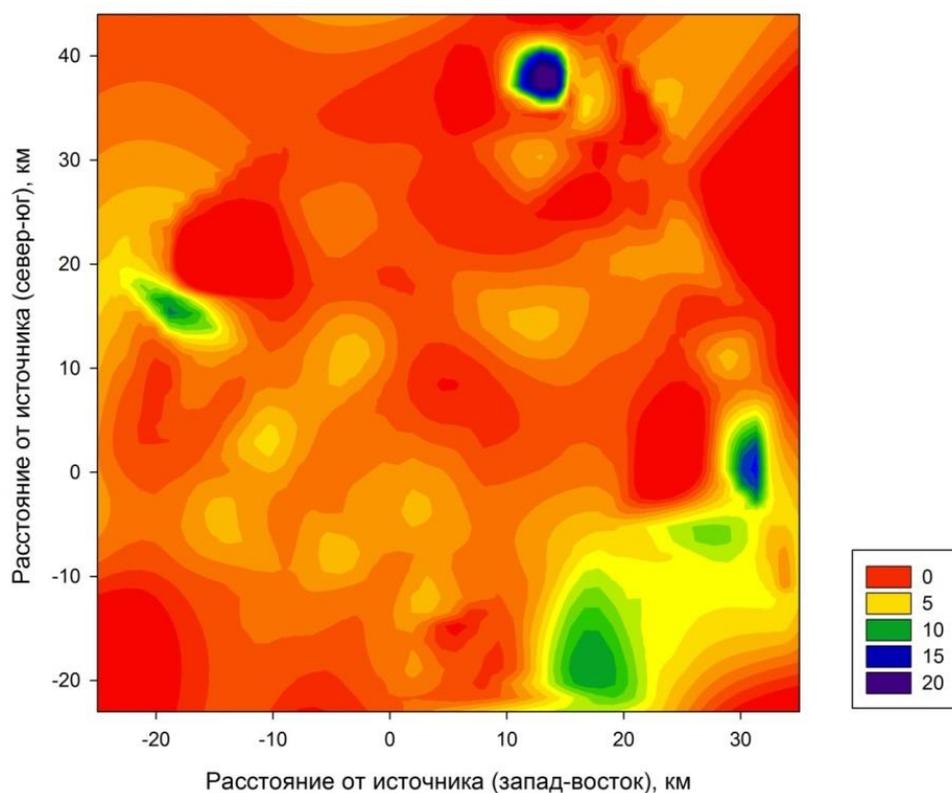


Рисунок 101 – График интерполяции значений отношения активности ^{137}Cs к активности ^{90}Sr в верхнем слое почвы

Такие условия возможны только в том случае, если выпадения дискретны (например, разбрасывание топливных кусков при взрыве) и не распространяются от локации первичных выпадений. В реальных условиях образующееся облако может иметь сгущения и разрежения, но переход между ними плавный и при осаждении облака на поверхность эта плавность будет сохраняться. После осаждения облака происходит перераспределение радионуклидов и размывание градиентов плотности. В результате неоднородность загрязнения территории проявляется в виде пятен, имеющих эпицентр и разные по площади зоны ореолов, уровень загрязнения которых может изменяться относительно плавно и последовательно. При этом площадь зон ореолов в большинстве случаев будет увеличиваться при увеличении радиуса. Как при рандомизированном, так и при систематическом отборе проб вероятность выбора точки отбора из эпицентров пятен будет значительно ниже, чем из ореолов [106].

А. Н. Переволоцким [230] при систематическом отборе проб почвы на территории ППРИ отмечено 3-10-кратное варьирование МЭД в пределах участка площадью от 1 до 2,5 га. На рисунке 102 показано распределе-

ние поверхностной активности ^{137}Cs в почвах Чечерского лесхоза ППРИ [230]. А.О. Грубич получил сходную картину распределения загрязнения ^{137}Cs почвы Ивенецкого лесничества в Минской области [70]. Ivan Suchara приводит подобное распределение для значений активности ^{137}Cs в 152 образцах гумуса из Чешской республики [341].

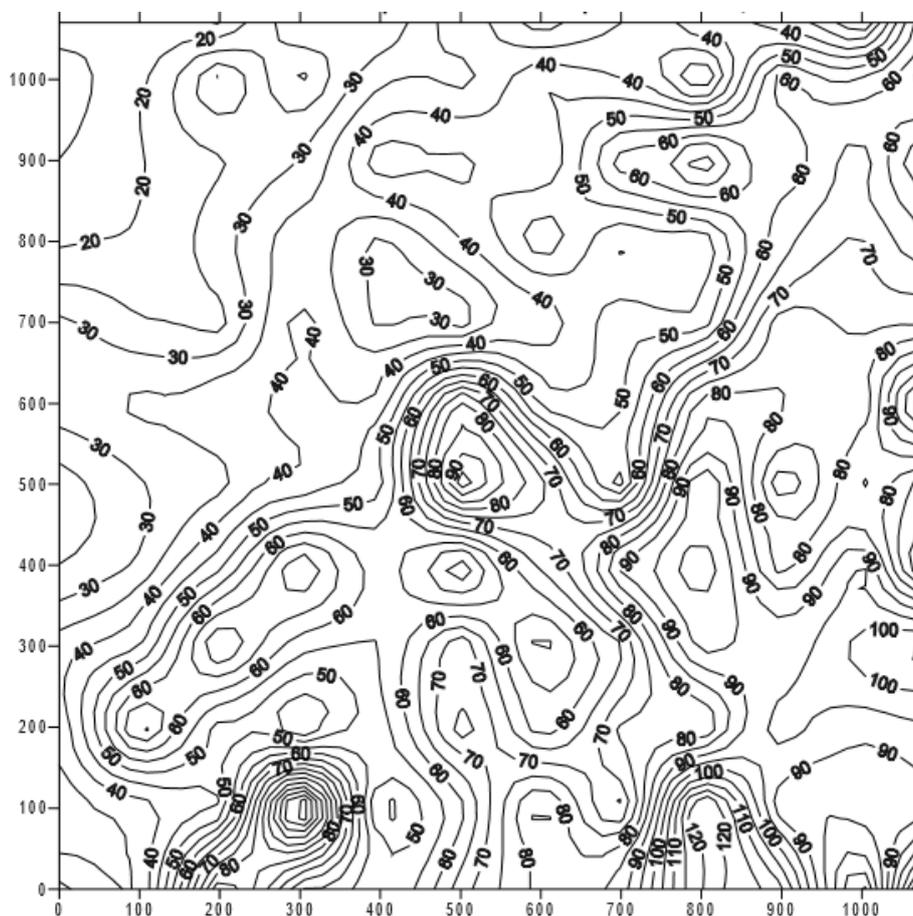


Рисунок 102- Распределение поверхностной активности ^{137}Cs в почвах Чечерского лесхоза (по данным А.Н. Переволоцкого [230]).

По мнению Д.Н. Липатова парцеллярное строение лесных массивов определяет пространственную конфигурацию загрязнения почвы ^{137}Cs [166].

Исключительно наглядно показана пятнистость загрязнения ^{137}Cs Брянской области и соотношение эпицентров и ореолов по данным аэрогаммасъемки и полевой радиометрии в монографии В.Г. Линника «Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов» [165].

Е.М. Коробова [135] считает, что практически все поля загрязнения являются разноразмерными моноцентрическими аномалиями.

Поэтому частота отборов проб почвы из наименее загрязненных участков будет значительно выше, чем из наиболее загрязненных. Это мо-

жет привести к занижению оценки уровня загрязнения территории.

Теоретически уровень загрязнения почвы даже при одномерной неоднородности необходимо определять, как сумму интегралов функций снижения плотностей загрязнения от эпицентров к фоновым значениям. На практике, такой способ требует очень большого массива данных, определение значения которых в большинстве случаев неоправдано.

На территории ЮУПРИ было проведено большое число исследований. Однако задачами этих исследований чаще всего была оперативная оценка текущей ситуации, а не выявления каких-либо закономерностей динамики формирования радиоактивных аномалий. При этом в разные периоды деятельности УНПЦ РМ цели и задачи исследований существенно различались.

Например, в архивных данных УНПЦ РМ содержатся результаты радиохимических анализов проб молока, картофеля, овощей и другой продукции личных хозяйств либо в большом количестве населенных пунктов по ограниченному числу проб, либо по большому числу проб в нескольких населенных пунктах. В опубликованных до настоящего времени работах временная и пространственная динамика уровней загрязнения этих продуктов оценивалась по средним арифметическим или средним геометрическим значений активности радионуклидов. На наш взгляд, такой метод не является полностью корректным. Эмпирическое распределение значений не всегда может быть сведено к нормальному гауссовому или логнормальному распределению [111].

Наши исследования показали, что в зависимости от способа разбиения массива на карманы можно получить распределение более или менее приближенное к нормальному для проб из ореолов и длинный «хвост» для проб из эпицентра [240]. Можно предполагать, что распределение «с хвостом» в виде «трамплина» (рис.103-107) сигнализирует о неоднородности загрязнения, вызванной природными особенностями ландшафта, вызвавшими картину пространственного распределения плотностей загрязнения сходную с той, которая приведена на рисунке 102.

Бимодальное и полимодальное распределения (рис.108-109) говорит о неправомерном объединении выборок из двух и более генеральных совокупностей, различия которых связаны с «организационной неоднородностью», нерациональным использованием природных ресурсов в загрязненных ландшафтах (выделением для пользования сильно загрязненных участков, несоблюдением ограничений и запретов населением и т.п.).



Рисунок 103 – Гистограмма распределения содержания ^{90}Sr в почве огородов н.п. Большой Куяш в 1993 г.

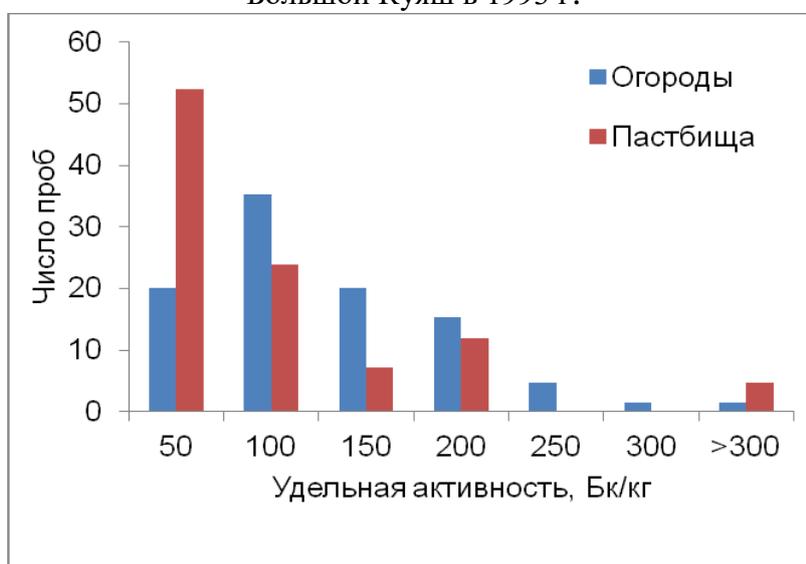


Рисунок 104 – Гистограмма распределения содержания ^{90}Sr в почве огородов и пастбищ н.п. Караболка в 1997-2003 гг.

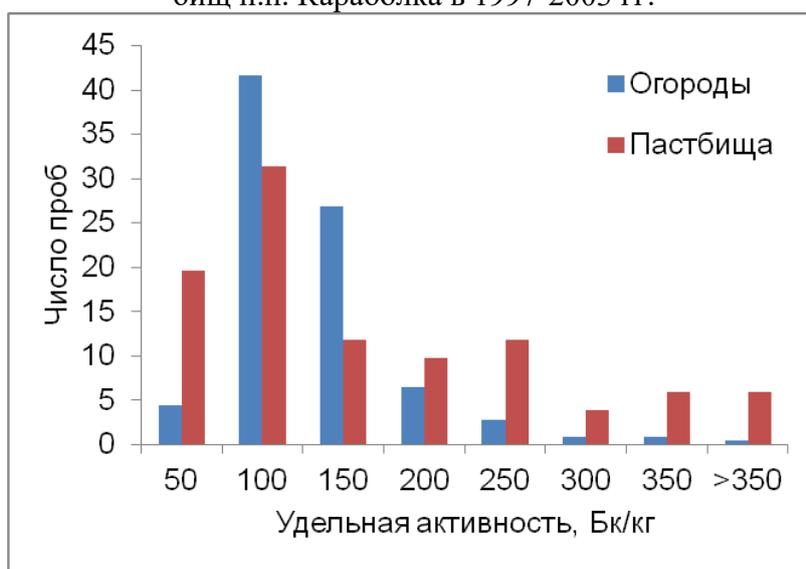


Рисунок 105 – Гистограмма распределения содержания ^{137}Cs в почве огородов и пастбищ н.п. Аллаки в 1993-2003 гг.

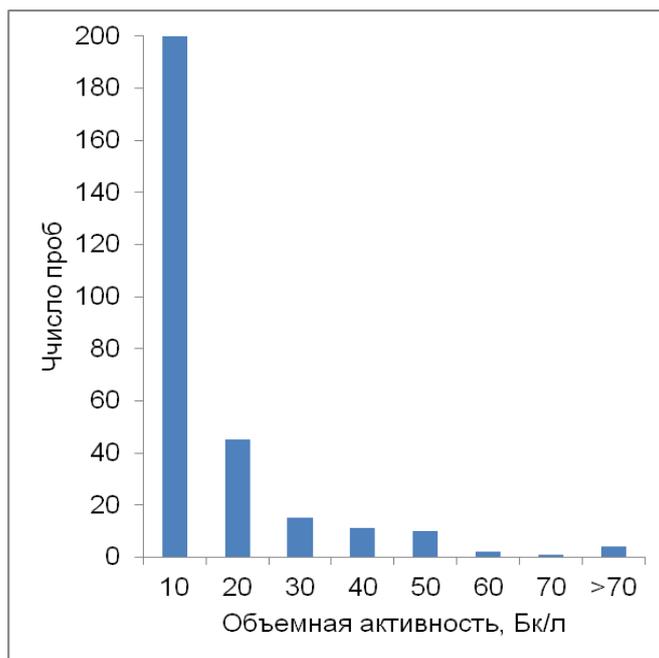


Рисунок 106 – Гистограмма распределения содержания ^{90}Sr в молоке в личных хозяйствах н.п. Муслиумово в августе 1971 г., Бк/л

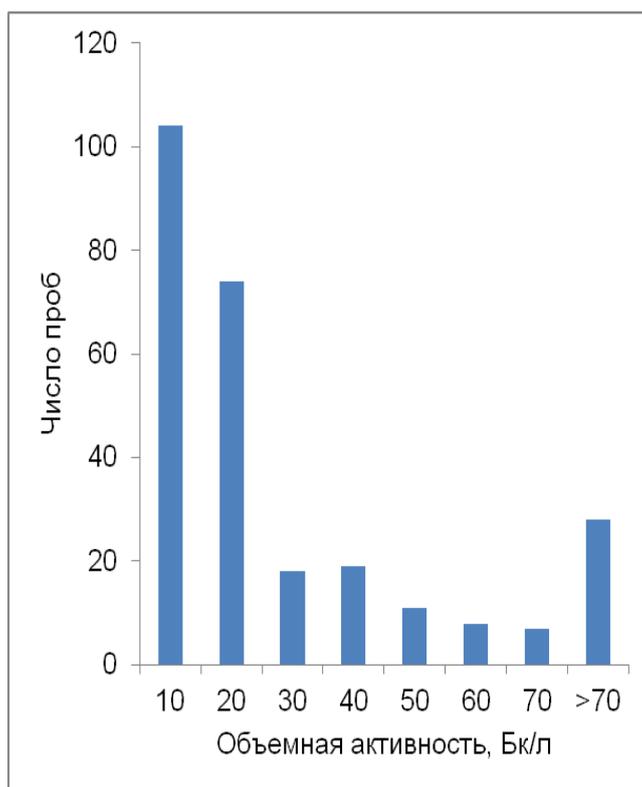


Рисунок 107 – Гистограмма распределения содержания ^{137}Cs в молоке в личных хозяйствах н.п. Муслиумово в августе 1971 г., Бк/л

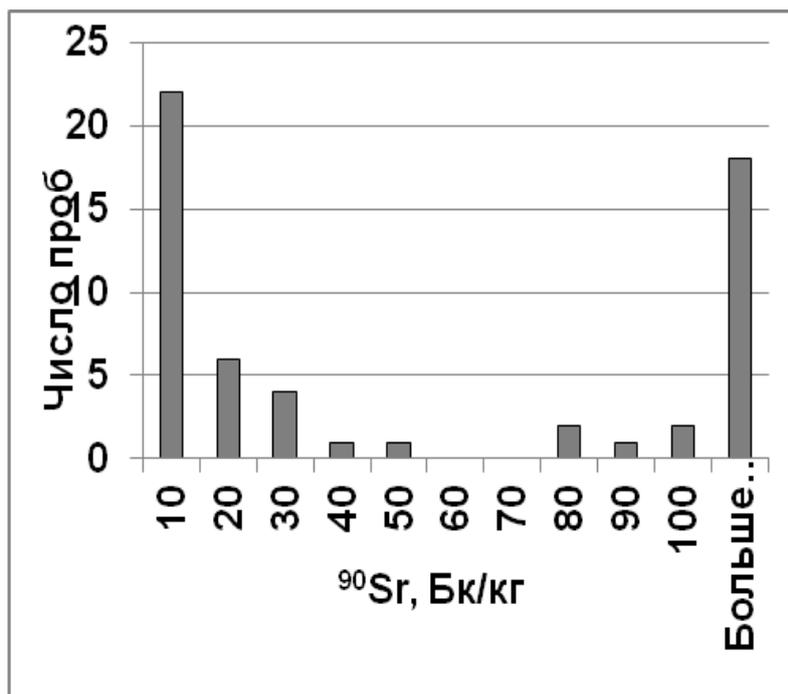


Рисунок 108 - Гистограмма распределения содержания ^{90}Sr в картофеле в н.п. Касли в 1965 году.

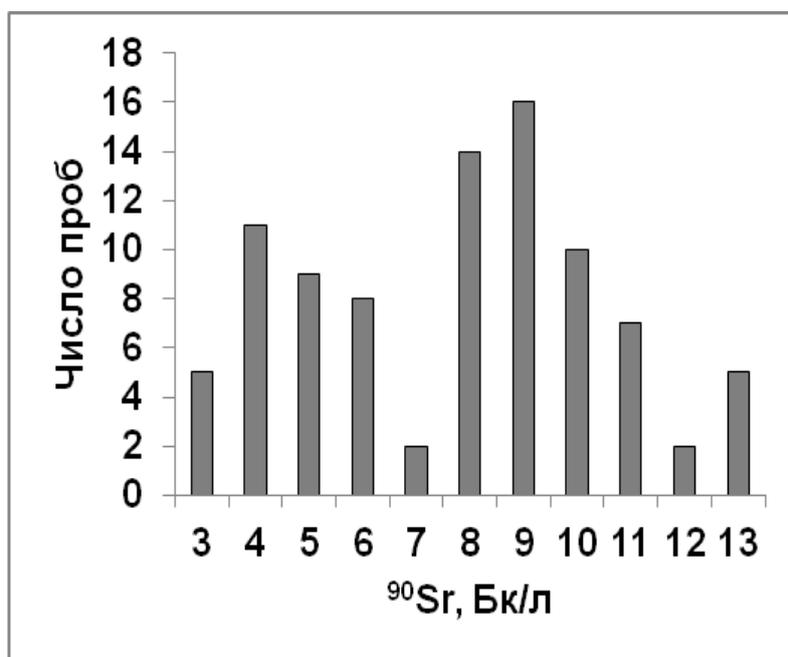


Рисунок 109 – Гистограмма распределения содержания ^{90}Sr в молоке в н.п. Щербаково в 1965 г.

На территории ППРИ и ВБПРИ также проявляется сильная неоднородность радиоактивного загрязнения лесной и сельскохозяйственной продукции. Т. И. Чегерова показала, что в Могилевской области активность ^{137}Cs в грибах, свежих овощах, фруктах и ягодах, соответственно, в 80%, 43%, 70% проб попадает в первый карман гистограммы. При этом, в

отдельных пробах активность может быть в десятки раз выше, чем в первом кармане [303]. Е.М. Коробова [135] представила аналогичные гистограммы (типа «трамплин» и бимодальная) отражающие распределения уровней загрязнения ^{137}Cs населенных пунктов в Беларуси и распределение ^{137}Cs на реперной площадке. Она предложила моделировать неоднородность радиоактивного загрязнения в виде комплекса проекций конусов и показала, что форма распределения зависит от площади реперной площадки и ее геохимической неоднородности. При этом, логнормальное распределение обусловлено моно- и полициклическостью аномалий. [135].

По нашему мнению нормальное и логнормальное распределение обусловлено использованием субъективных критериев при отборе проб.

В большинстве случаев при распространении облака или пятна поллютанта наблюдается некий результирующий вектор смещения центра «тяжести» облака или пятна под действием различных факторов – ветра, рельефа, растительной формации, эрозии почвы и других воздействий. Если распространение происходит в условиях смещения центра, то изолинии уровня загрязнения представляют собой вложенные эллипсы, площадь внутри которых зависит, во-первых от соотношения малого и большого радиусов, во вторых, от локальных отклонений изолиний, связанных с особенностями осаждения и перераспределения поллютанта. При этом, соотношения малого и большого радиусов изолиний отражают не только форму облака (очевидно близкую к эллипсоиду), но и градиент концентрации поллютанта внутри облака.

Площадь территории в пределах изолиний a_i и a_{i+1} будет равна разности площадей соответствующих эллипсов – площади эллиптического «кольца». При некотором приближении «кольцо» можно считать изоповерхностью или поверхностью уровня. При рандомизированном или систематическом отборе вероятность измерения в пределах изолиний пропорциональна площади территории «колец» между ними. Поскольку эллипсы являются вложенными, в большинстве случаев площади внешних «колец» будут больше площади внутренних. Хотя, в соответствии с задачами исследования, можно выбрать любые критерии определения изолиний (интервал сечения), и получить различные заложения изолиний, самое внешнее «кольцо» всегда будет наибольшей площади, так как ограничено практически территорией континента, а теоретически, вследствие глобальных выпадений – всей поверхностью планеты. То есть первый карман ги-

стограммы при случайном или систематическом отборе проб всегда будет наибольшим.

Поскольку логнормальное распределение случайной величины сводится к нормальному распределению ее логарифма, эти распределения различаются только использованием логарифмической шкалы по абсциссе. Остальные свойства распределения сохраняются. То есть, вероятность среднего при нормальном распределении (соответственно, среднегеометрического – при логнормальном) наибольшая, а вероятности максимальных и минимальных значений наименьшие.

Поэтому распределения значений содержания техногенных радионуклидов в компонентах наземной геоэкологической системы внешне похожие на нормальное и логнормальное возможны только при искусственном ограничении территории измерений. Такие ситуации часто встречаются в радиационно-гигиенических исследованиях, когда на наиболее загрязненных участках небольшой площади отбирается много проб, а на обширных, относительно безопасных участках отбирают единичные пробы. Таким образом, сходные с нормальным или логнормальным распределения значений содержания радионуклидов при техногенном загрязнении являются артефактами.

При выпадении радиоактивных осадков на поверхность водоема горизонтальное распределение уровней загрязнения зависит не от локальных турбулентностей, а от перемешивания растворимых соединений и взвесей. При небольшой глубине водоема в спокойную погоду картина осаждения нерастворимых взвесей на грунт может напоминать картину осаждения аэрозолей на поверхность суши, несколько сглаженную из-за перемешивания. Распределение радионуклидов, попавших в воду в составе растворимых соединений должно отражать совмещенные карты сорбционной способности грунтов и ареалов развития гидробионтов. При этом «внешнее кольцо» ограничено береговой линией. Поэтому гистограммы распределений значений удельной активности радионуклидов в ДОВ могут иметь самую разную форму.

Причиной появления «хвостов» является не только неоднородность загрязнения территории радионуклидами, но и нарушение отдельными жителями населенных пунктов режима санитарно-охранной зоны. Нарушения режима санитарно-охранной зоны могут быть эпизодическими или систематическими, причины их могут быть различными. Так, в начальный период загрязнения реки Теча сбросами ПО «Маяк» не были разъяснены жителям

причины ограничений, а, главное, не было организовано снабжение чистой водой.

Жители ЮУПРИ с начального периода образования ВУРС до настоящего времени заготавливают корма на загрязненных участках, нарушают другие ограничения ведения хозяйства. В 1970-е годы жители н.п. Булзи заготавливали сено на оси ВУРС так как «это было бесплатно». В 2010 г. из-за засушливого лета жители н.п. Аллаки и Караболка заготавливали сено на болоте Бугай [240]. На склоне у озера Алабуга в период наших исследований 2007-2013 гг. неустановленные граждане занимались механизированной заготовкой сена. Отобранные нами на этом сенокосе по трансекте пробы травы имели удельную активность ^{90}Sr от 361 до 1454 Бк/кг. В н.п. Аллаки нами была приобретена проба рыбы (ротан), удельная активность ^{90}Sr в которой составила 3600 Бк/кг.

Неоднородность условий формирования дозы внутреннего облучения населения зависит также от социальных факторов. Так для населения Беларуси выявлена следующая зависимость: в мелких населенных пунктах, где нет организованной торговой сети, низкая занятость населения, слабо развита инфраструктура, и, вследствие этого, велика доля в рационе продуктов, произведенных на приусадебных участках, добытых охотой, рыболовством и сбором в лесу, доза внутреннего облучения обследованных жителей выше. [4, 5, 52, 321].

7.2 Оценка риска получения сельскохозяйственной продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, в личных хозяйствах

В современных экономических условиях сельскохозяйственное производство на загрязненной радионуклидами территории не всегда рентабельно. Разработаны рекомендации по ведению хозяйства на территории ЮУПРИ [98, 259], на землях ППРИ, ВБПРИ и других сельскохозяйственных и лесных угодьях, загрязненных при аварии на ЧАЭС [256, 258, 260, 261]. Однако значительная часть рекомендованных мероприятий по снижению поступления радионуклидов в продукцию сельского и лесного хозяйства требует больших экономических затрат, что снижает рентабельность производства. Возникает необходимость оценить риск получения продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам, и, на основании этой оценки, принять решение о целесообразности ведения той или иной хозяйственной деятельности.

При выборе мер по снижению уровней загрязнения продукции в конкретном хозяйстве на заданный период времени, необходимо учитывать большое количество условий, которые обычно не рассматриваются в общих нормативных документах и рекомендациях: рыночную конъюнктуру; уровень цен на энергоносители, мелиоранты, удобрения; другие затраты, связанные с выполнением рекомендаций; альтернативные возможности использования продукции и т. п.. Необходимо учитывать, что в России в настоящее время 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 рекомендованные 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 [263]. Однако, внесение комплекса удобрений приводило к повышению урожайности зерновых и, как следствие, к 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.руб. (в ценах 1996 г.) [297].

Одним из эффективных методов снижения уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции является перепрофилирование хозяйства [261]. Однако эта мера требует еще больших затрат, в том числе и на «обратное перепрофилирование» в том случае, если она окажется нерентабельной.

Поэтому для оптимального ведения хозяйства на территории техногенных биогеохимических провинций необходимо определить риск получения продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам.

В крупнотоварных хозяйствах происходит смешивание отдельных партий продукции и усреднение уровня ее загрязнения. В этих условиях учитывать неоднородность загрязнения почв и продукции в пределах од-

ного севооборота не является необходимым, достаточно правильно отобрать представительные пробы для анализа и контроля.

Однако, в настоящее время большое количество сельхозпродукции производится в мелкотоварных и личных хозяйствах.

Практика показывает, что даже в пределах одного населенного пункта значения удельной активности радионуклидов в почве и сельскохозяйственной продукции личных хозяйств не всегда можно относить к единой генеральной совокупности. Это особенно важно для ареалов населенных пунктов, расположенных на периферии ВУРС, где выпадение радиоактивных аэрозолей было неравномерным. В этом случае необходимо использовать иные методы анализа данных и прогнозирования загрязнения сельскохозяйственной продукции.

Мы предлагаем два метода расчета риска получения загрязненной продукции:

1. Если статистическое распределение значений удельной активности в отобранных пробах имеет форму «трамплина» и есть основания считать, что все пробы относятся к одной генеральной совокупности, вероятность получения пробы с заданным уровнем радиоактивного загрязнения необходимо рассчитать, используя уравнение аппроксимирующей кривой, описывающей гистограмму эмпирического распределения. При этом необходимо для построения гистограммы использовать весь диапазон значений удельной активности в пробах.

2. Если статистическое распределение является бимодальным или полимодальным и есть основания предполагать, что пробы относятся к разным генеральным совокупностям, то целесообразно для решения задач оценки радиационной ситуации и прогнозирования ее развития использовать сочетание методов Байеса и нечеткой логики.

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 исследо-

ваний 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 этих 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 20 участков, на которых выращивают картофель, с каждого участка 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, однако метод Байеса позволяет рассчитывать вероятности для большего количества гипотез.

Пример алгоритма расчета вероятности трех гипотез методом Байеса [336].

1. Множество M значений, вероятность получения которых при исследовании отлична от нуля, разбивают на подмножества. Критерии разбиения выбирают соответственно задачам исследования. Например, разбиение на подмножества M_1 (значения не выше ПДУ) и M_2 (значения выше ПДУ).

2. Определяют критерии соответствия объекта А назначенным категориям. Например:

- категория A_1 (безопасные) при вероятности отбора пробы объекта А, принадлежащей M_1 не менее 0,95;

- категория A_2 (средней опасности) при вероятности отбора пробы объекта A , принадлежащей $M_1 = 0,5$;

- категория A_3 (опасные), при вероятности отбора пробы объекта A , принадлежащей M_1 не более $0,05$.

3. Формулируют гипотезы принадлежности объекта A к назначенным категориям.

H_1 – отобранная проба X будет принадлежать объекту A_1

H_2 – отобранная проба X будет принадлежать объекту A_2

H_3 – отобранная проба X будет принадлежать объекту A_3

Вероятность того, что проба X принадлежит M_1 при отборе из A_1

$$P_{H1}(X) = 0,95$$

при отборе из A_2

$$P_{H2}(X) = 0,5$$

при отборе из A_3

$$P_{H3}(X) = 0,05.$$

Вероятность того, что проба X' принадлежит M_2 при отборе из A_1

$$P_{H1}(X') = 0,05$$

при отборе из A_2

$$P_{H2}(X') = 0,5$$

при отборе из A_3

$$P_{H3}(X') = 0,95.$$

Априорные вероятности того, что проба отобрана от объекта A_1 ($P(H_1)$), либо A_2 ($P(H_2)$) либо A_3 ($P(H_3)$) на первом этапе принимают равными

$$P(H_1) = P(H_2) = P(H_3) = 1/3$$

либо рассчитывают из уже имеющихся данных исследований.

4. Проводят отбор и анализ пробы.

Пусть проба X принадлежит M_1 .

По формуле полной вероятности вероятность того, что проба X принадлежит M_1 :

$$P(X) = P(H_1) \times P_{H1}(X) + P(H_2) \times P_{H2}(X) + P(H_3) \times P_{H3}(X)$$

В таком случае, по формуле Байеса, рассчитывают апостериорные вероятности гипотез:

$$P_X(H_1) = (P(H_1) \times P_{H1}(X)) / P(X)$$

$$P_X(H_2) = (P(H_2) \times P_{H2}(X)) / P(X)$$

$$P_X(H_3) = (P(H_3) \times P_{H3}(X)) / P(X)$$

Пусть проба X' принадлежит M_2 ,

тогда вероятность того, что проба X' принадлежит M_2 ,

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_2

$$P_{H_3}(X') = 0,95$$

По формуле полной вероятности:

$$P(X') = P(H_1) \times P_{H_1}(X') + P(H_2) \times P_{H_2}(X') + P(H_3) \times P_{H_3}(X')$$

По формуле Байеса, рассчитывают апостериорные вероятности гипотез:

$$P_{X'}(H_1) = (P(H_1) \times P_{H_1}(X')) / P(X')$$

$$P_{X'}(H_2) = (P(H_2) \times P_{H_2}(X')) / P(X')$$

$$P_{X'}(H_3) = (P(H_3) \times P_{H_3}(X')) / P(X')$$

5. Принимают апостериорные вероятности в качестве новых априорных и повторяют п.4.

6. Через определенное количество итераций получают апостериорные вероятности, соответствующие задачам исследования [325].

Таким образом, метод Байеса позволяет рассчитать вероятности принадлежности объекта к различным множествам, в соответствие с поставленной задачей. В таблице 33 представлены результаты расчета вероятностей, согласно приведенному примеру.

В результате использования метода Байеса получаем вероятности принадлежности объекта к назначенным категориям не равные 1. Предлагается рассматривать эти вероятности, как функции принадлежности объекта к нечетким множествам. Принципы применения нечеткой логики для оценки радиационной ситуации в населенных пунктах ЮУПРИ были намечены нами в 2013 г. [97].

При бимодальном или полимодальном распределении результатов измерений есть основания предполагать, что произошло неправомерное объединение выборок, принадлежащих разным генеральным совокупностям эквивалентным объединению множеств объектов, например:

- множество проб, полученных от коров, выпасавшихся на чистом пастбище (А)

- множество проб, полученных от коров, выпасавшихся на загрязненном пастбище (В).

Объединение этих множеств (АВ) будет иметь бимодальное распределение.

Таблица 33– Пример расчета вероятности истинности трех гипотез методом Байеса

№ пробы	Результат измерения	Н ₁ (объект принадлежит к категории А ₁ «безопасный»)		Н ₂ (объект принадлежит к категории А ₂ «средней опасности»)		Н ₃ (объект принадлежит к категории А ₃ «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	<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
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

В ряде случаев, даже при неоднородном загрязнении множества А и В будут иметь нормальное распределение. Например, трава на загрязненном пастбище имеет распределение типа «трамплин», но корова при пастьбе поедает траву на больших участках, набирая ее и с эпицентров и с ореолов, в результате чего суммарная активность радионуклида поглощенного отдельным животным в стаде может распределяться по гауссиане.

В таком случае 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 . [145, 240].

Необходимо отметить, что использование методов нечеткой логики предлагается и другими исследователями. В частности, Т. И. Чегерова [303] обосновала применение этих методов для оценки загрязнения продуктов в Могилевской области. Этот подход упоминается также в обзорной работе М. Н. Тихонова и М. И. Рылова [287].

7.3 Проблемы моделирования миграции радионуклидов в наземных экосистемах

Поведение радионуклидов в экосистемах, перераспределение их в абиотических и биотических компонентах экосистем определяет дозовую нагрузку на биоту и человека и, соответственно, последствия радиоактивного загрязнения для здоровья людей и экономики региона. Одним из важнейших параметров, определяющих динамику перехода радиоактивных изотопов в цепи питания наземных экосистем является время достижения этими изотопами зоны всасывания корневой системы растений и время выхода их из зоны всасывания. Важным показателем является также время поступления выпавших на поверхность радионуклидов в грунтовые воды и далее в водные экосистемы и источники водоснабжения. Поэтому исследование миграции радионуклидов по почвенному профилю проводилось в самые ранние сроки после радиоактивных выпадений. Для прогнозирования динамики вертикальной миграции радионуклидов были разработаны многочисленные модели.

Аналитические модели были разработаны на основе представлений исследователей о механизмах миграции и факторах, влияющих на эти механизмы. Эти модели представляют собой функции, где в качестве переменной обычно выступает время, прошедшее после выпадения радионуклида на поверхность, а коэффициенты отражают параметры процессов и воздействующих на них факторов. В первых моделях учитывали 2 процесса: диффузионный перенос и конвекционный перенос. Коэффициенты при переменных определяли эмпирически.

Например, В.А. Батурин [29] для почв ВУРС рассчитал полуэмпирическое уравнение, используя в качестве параметров скорость конвекции и скорость диффузии, которые он определял методом перебора. При помощи этого уравнения он определил скорость смещения максимума активности ^{90}Sr и ^{137}Cs как 0,3-0,4 см в год. При этом он предположил, что через 25 лет

после атмосферных выпадений радионуклидов на поверхность скорость диффузии ^{90}Sr – повысится на 0,02 см/год, а ^{137}Cs – снизится на 0,01 см/год [29].

К сожалению, его расчеты не подтвердились на практике. Как было показано выше, в главе 3, более, чем через 50 лет после образования ВУРС на автоморфных почвах с ненарушенным профилем максимальная удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs сохраняется в нижней части подстилки и верхнем слое 0-5 см, а не на глубине 17-18 см, как следует из данной модели.

А.А. Булгаков, А.В. Коноплев, А.С. Фрид, К.П. Махонько [190-191] и многие другие исследователи [253] также разрабатывали математические модели на основе механизмов диффузионного и конвективного переноса. Как уже было сказано выше, рассчитанные по моделям конвективно-квази диффузионного переноса периоды полужизни почвы [253] не подтвердились для ^{90}Sr и не имеют практического значения для ^{137}Cs . Некоторые авторы, выбрав двухэкспоненциальную математическую модель миграции затем произвольно приписывали каждой экспоненте какой-либо механизм миграции, например диффузию и конвекцию.

В. М. Прохоров [246] на основании фундаментальных исследований показал, что на диффузию ^{90}Sr в почве влияют: влажность > сумма обменных кальция и магния = емкость обмена > рН > содержание гумуса > температура. Он также учитывал влияние адсорбции ^{90}Sr [246].

В.Г. Барышевский предложил аналитическую модель миграции радионуклидов в системе «почва-дерево-опад» [28].

С.П. Кундас [155], проанализировал ряд моделей и систем моделирования динамики почвенных растворов (FEFLOW, Ground Water Modeling System, HYDRUS 2D/3D, COMSOL Multiphysics: Earth Science Module). Он сделал вывод, что эти модели основаны на использовании уравнений конвективной диффузии и не учитывают фазовых переходов и потока водяного пара и других гидрологических процессов в дисперсной среде (инфильтрация, испарение, движение влаги и т.д.) [155]. С.П. Кундас выделил основные физические механизмы, влияющие на поведение ксенобиотиков в природных дисперсных средах: гидролитические (перенос водой веществ), физико-химические (сорбция/десорбция, радиоактивный распад), биологические (поглощение растворимых веществ растениями) [155].

А.Д. Истомина [90] считает, что скорость диффузии мала и основной механизм вертикальной миграции – массоперенос с нисходящим потоком.

Для описания этого переноса он представил математическую модель с учетом:

- фильтрации воды с поверхности почвы;
- фильтрации воздуха в почве;
- испарения/конденсации воды;
- кристаллизации/плавления воды;
- диффузии;
- сорбции и десорбции радионуклидов;
- радиоактивного распада;
- энерговыделения в результате радиоактивного распада;
- конвективного и кондуктивного теплообмена;
- атмосферного давления;
- температуры и влажности воздуха на поверхности почвы;
- атмосферных осадков [90].

Т.В. Шарапова и Р.С. Макин [298] предложили применять методы нелинейной или дробной динамики с многомасштабными корреляциями, так как распределение диффузионных процессов миграции радионуклидов в почве не является гауссовым [313].

А.П. Кравец [146], проанализировав результаты собственных экспериментов и данные других исследователей, оценил влияние свойств почвы на коэффициент перехода радионуклидов из почвы в растения. В частности, оценено влияние типа почвы, материнской породы, механического состава, ёмкости поглощения и состава ионов, концентрации носителей, органический и минералогический состав, содержание солей калия и других металлов, рН почвенного раствора и другие параметры. [146].

По-нашему мнению, аналитические модели имеют главным образом теоретическое значение. На практике они могут быть пригодны для моделирования процессов переноса в однородной бесструктурной гидроморфной почве, подвергшейся однократному поверхностному загрязнению. В автоморфных почвах диффузия происходит в период, когда почва достаточно увлажнена и диффузионный перенос возможен только внутри структурного агрегата. Конвекционный перенос, как уже было сказано выше, по нашему мнению происходит с капиллярно подпертой водой и приводит к выносу радионуклидов на поверхность.

Поэтому простые аналитические модели непригодны для практического использования, так как не отражают всех факторов, а сложные модели требуют большого количества многофакторных экспериментов для

определения вида функции и ее коэффициентов. При этом с увеличением числа параметров накапливается погрешность, как модели, так и прогноза на ее основе.

Эмпирические модели можно разделить на два типа:

- аналитические модели с эмпирически установленными параметрами;
- математическое описание эмпирических кривых.

Эмпирические модели первого типа являются переходными, проблемы создания и использования этих моделей описаны выше. Эмпирические модели второго типа в большинстве случаев представляют только практический интерес, так как довольно точно описывают результат действия каких-либо невыясненных механизмов в какой-либо конкретной системе. Интерполяция эмпирической кривой является прогнозом для такой модели. Обычно в радиоэкологии в таких моделях по имеющимся данным об удельной активности или запасе радионуклида в отдельных слоях почвенного монолита рассчитывают пространственно-временные характеристики результата миграции (скорость смещения максимума, период полувыведения из слоя, значения активности или запаса радионуклида в соответствующих слоях через заданный промежуток времени и другие) [290].

Для построения эмпирической модели второго типа чаще всего рассчитывают уравнения регрессии для фактических значений активности радионуклида по слоям почвы. Наиболее универсальна и часто используется для этой цели экспоненциальная или полиэкспоненциальная функция. Например, И. В. Ефремов [81] рассчитал экспоненциальное уравнение регрессии для распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю нескольких типов и подтипов почв в Оренбургской области [81]. Т.В. Арастович [20] рассчитал экспоненты зависимости активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в слоях дерново-подзолистой почвы в Гомельской и Брестской областях от времени прошедшего после загрязнения [20].

Нами так же были рассчитаны эмпирические уравнения, позволяющие ориентировочно определить величину объемной массы почвы на заданной глубине [95, 98], что позволило нам разработать программу для автоматизации расчетов плотности загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs типичных почв лесостепной зоны Зауралья [95, 98]. Нами также рассчитаны уравнения регрессии для динамики распределения ^{90}Sr по профилю почв, распространенных на территории ЮУПРИ (п. 3.2).

Основной недостаток эмпирических моделей – невозможность применять их при изменении условий миграции или при изменении локации отбора.

Структуродинамические модели рассматривают экосистему как комплекс потоков и уровней. Используются эмпирически полученные данные об уровнях содержания радионуклидов или иных ксенобиотиков в компонентах экосистемы и рассчитанные на основе уравнений функций переноса (аналитических моделей) параметры потоков.

Например, Ю.М. Жученко [83] оценил параметры потоков радионуклидов через пахотные земли, луга, лес, болото, естественные водоемы ВБПРИ.

С.В. Мамихин [170-176] разработал принципы построения структуродинамических моделей поведения различных радионуклидов в наземных экосистемах. Предложенные им модели исключительно подробно описывают состояние и поведение компонентов экосистемы, однако на стадии разработки требуют мощной базы данных. Если фактических данных недостаточно, С.В. Мамихин рекомендует проводить численные эксперименты для определения неизвестных параметров методом последовательных приближений. [171, 174].

В частности С.В. Мамихиным [170] разработана имитационная модель ECORAD_D, которая отражает динамику содержания ^{137}Cs в почве и компонентах древостоя дубового леса. В численных экспериментах был подобран алгоритм адекватный накопленным многолетним фактическим данным по динамике ^{137}Cs в компонентах дубравы [170].

Созданные С.В.Мамихиным структуродинамические имитационные модели основаны на следующих принципах:

- камерный принцип: топология модели представлена потоковой диаграммой;
- аналитические модели потоков представляют собой системы дифференциальных или конечно-разностных уравнений, отражающих механизмы процессов и внешних и внутренних факторов [171, 175, 176].

С.В. Мамихин и М.В. Никулина [174] доказывают, что если поведение модели адекватно, то алгоритм ее отражает реальное поведение объекта в природных условиях и может применяться для выявления механизмов его деятельности.

Однако, структуродинамические, как и чисто эмпирические модели не являются универсальными, так как для верификации алгоритмов ис-

пользуются фактические данные о конкретной системе. Верифицировать алгоритм для других систем невозможно, о погрешностях, которые дает применение таких моделей к другим системам, можно судить только в случае накопления равноценного объема информации. А в таком случае целесообразно разработать и верифицировать новый алгоритм. Кроме того, так же, как и в аналитических моделях, увеличение числа параметров (структурных блоков) приводит к лавинообразному нарастанию ошибок и погрешностей.

Для моделирования вертикальной и горизонтальной миграции ксенобиотиков в почве применяется также метод построения нейронных сетей. От принципов структуродинамики он отличается многочисленными связями, в том числе и обратными. Важное отличие нейронносетевой модели от структуродинамической – автоматизация вычислений вышеописанных алгоритмов. Поэтому считают, что нейронные сети способны к «самообучению» и минимизации ошибок за счет обратных связей. С.П. Кундас [155], разработал многослойные сети. В них используются: входной слой, в котором формализованы условия миграции, вспомогательные слои, для большей детализации условий, промежуточные слои для обработки информации. [155]. Я.В. Лужанчук [169] предлагает использовать нейронные сети в системах радиационного мониторинга.

Однако для моделей на основе нейронных сетей, так же, как и других типов моделей необходимо большое количество исходной информации, формализованной и систематизированной в виде баз данных.

При моделировании поведения радионуклидов в водных экосистемах возникают те же проблемы, что и при моделировании наземных экосистем.

С.В. Казаков [91] разделил современные модели миграции и аккумуляции радионуклидов в водоемах 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» [91].

«2. Модели конкретных водных объектов и модели, требующие специальной адаптации под каждый конкретный водоем» [91].

«3. Модели общего типа, в которых характеристики водоема задаются через параметры» [91].

По результатам анализа моделей водных экосистем С. В. Казаков [91] сделал следующие выводы:

«Большинство моделей переноса радионуклидов учитывает процессы адвекции, турбулентной и иной дисперсии, поступление радионуклидов из внешних источников, радиоактивный распад.

Для простых случаев может быть получено аналитическое решение.

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 применяется для слабо сорбируемых радионуклидов.

Влияние биоты на накопление радионуклидов, их перенос и вторичное загрязнение является несущественным, однако вклад биоты во внутреннее облучение человека может быть решающим.

Многие существующие модели требуют большого количества данных, которые трудно получить на практике, что ограничивает их реальное применение.

Имеется потребность в моделях, которые можно просто и быстро адаптировать к данным гидрологических наблюдений и радиационного мониторинга.

Использование моделей для реальных водоемов требует верификации на основе данных по этим водоемам

«Не существует компьютерных систем, способных осуществлять полный цикл прогнозирования и анализа последствий радиационного загрязнения широкого круга водных объектов» [91].

Тем не менее, моделирование отдельных процессов, происходящих в конкретных загрязненных радионуклидами водных экосистемах широко распространено. Так, при участии С. В. Казакова разработана модель ионного обмена ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях водоемов В-10 и В-11 Теченского каскада [37].

П.М. Стукалов и А.И. Смагин [279] разработали двухкамерную модель поведения радионуклидов в водоемах. По их мнению, основные процессы взаимодействия воды и ДОВ происходят в верхнем «эффективном» слое подвижной абиотической взвеси ДОВ. Толщина этого слоя измеряется непосредственно в водоеме, концентрация частиц взвеси зависит от фи-

зико-химических свойств ДОВ и гидродинамики водоема. Эта модель имеет определенные ограничения, в частности, принимается, что: радионуклиды, независимо от формы, в которой они осели на воду, мгновенно и равномерно распределяются по всей массе воды; взвесь монодисперсна, все ее частицы имеют одинаковый размер и одинаковые сорбционные свойства; взаимодействие радионуклидов со взвесью мгновенно и обратимо; ДОВ однородны по свойствам и др. [279].

А.В. Носов и С.В. Казаков [215] разработали комплекс двухкамерных и трехкамерных моделей «Кассандра», верифицированный по данным исследования реки Теча. Однако, подразумевается, что все необходимые коэффициенты и параметры будут получены предварительно в эксперименте [215]. И.В. Капырин занимается трехмерным гидрогеологическим моделированием поведения радионуклидов в коде GeRa [114]. И.Г. Акимова предложила систему радиационного мониторинга и планирования защитных мероприятий на загрязненных территориях [10].

Таким образом, несмотря на большое количество исследователей и используемых ими методов моделирования, проблема построения адекватных универсальных моделей поведения радионуклидов в экосистемах остается актуальной. Главной проблемой моделирования миграции радионуклидов в компонентах экосистем и переноса их по между компонентами является пространственно-временная неоднородность объектов и процессов в экосистемах и вне их. На рис. 10 было показано, как изменялся коэффициент увлажнения в зоне ПО «Маяк» в течение нескольких десятков лет после его пуска. Разумеется, никакие метеорологические модели не могли бы сделать достоверный прогноз подобной динамики. Соответственно, никакие модели процессов, зависящих от погодно-климатических условий, не могли бы отразить флюктуации параметров этих процессов связанных с показанными на рис. 10 колебаниями.

Неоднородность условий в пространстве и времени может сглаживаться при изменении пространственно временных масштабов. Единичная флюктуация часто не может быть спрогнозирована, но множество флюктуаций взаимно компенсируют друг друга, либо какой-нибудь неучтенный фактор оказывает постоянное однонаправленное действие, перекрывающее действие учитываемых факторов. Выше уже было показано, что в автоморфных почвах ЮУПРИ, ППРИ и ВБПРИ несмотря на различие природно-климатических условий, типов и физико-химических свойств почв, режима и уровня загрязнения, наблюдается практически одинаковая картина

распределения разных по физико-химическим свойствам ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю. Небольшие отклонения в отдельных разрезах могут быть связаны с неравномерной фильтрацией по трещинам и переносом землероями.

У аллювиальных пойменных почв, напротив, в одних и тех же условиях формируются самые различные картины распределения из-за мелких принципиально неучитываемых флюктуаций рельефа или растительного покрова, вызывающих локальное изменение скорости или направления потока воды в половодье.

Кроме того, моделирование вертикальной миграции радионуклидов представляет интерес, главным образом с точки зрения сроков переноса их в зону всасывания корневой системы. У разных видов и даже сортов растений в разные периоды их развития, в разных погодных условиях и при разной агротехнике зона всасывания корней может находиться на самых различных глубинах (у люцерны корни достигают глубины 18 м, у зерновых – 3 м). Поэтому даже глубокая перепашка почвы разнонаправленно влияет на накопление радионуклидов в разных сортах одной и той же сельскохозяйственной культуры [131].

Нам представляется нецелесообразным моделирование поведения радионуклидов с использованием сложных и трудоемких методов. Для понимания сути процессов миграции и проверки гипотез желательно разработать простой, наглядный и не требующий больших затрат способ моделирования.

7.4 Применение виртуальной машины для моделирования переноса радионуклидов и других ксенобиотиков в неоднородной среде

По нашему мнению для моделирования переноса вещества в гетерогенной среде перспективно применение виртуальных машин, работающих по принципу клеточных автоматов. Такие модели могут применяться для виртуальных экспериментов, при этом никакие фактические данные для постановки эксперимента предварительно не требуются. Основным параметром модели является вероятность переноса, которая может задаваться произвольно для получения результата переноса, либо находится в результате виртуального эксперимента, если результаты переноса известны.

В. В. Жихаревич и Л. М. Шумиляк [82] использовали метод клеточных автоматов для моделирования дискретной и непрерывной диффузии

вещества и показали, что коэффициент диффузии имеет вид вероятностной функции [82].

В разработанной нами модели, в отличие от классических клеточных автоматов, не учитывается взаимодействие между радиоактивными частицами (ионами, молекулами, мицеллами и т.п.), так как концентрация радионуклидов, в химическом смысле, ничтожна. Однако в моделях для иных ксенобиотиков такое взаимодействие можно прописать.

При построении модели мы исходили из убеждения, что радиоактивная частица, выпавшая на поверхность почвы независимо от природы действующих на нее сил, через определенный временной интервал смещается на вектор, являющийся равнодействующей этих сил. В гетерогенной среде вектор смещения отдельной частицы определяется рядом случайных факторов. При моделировании вертикальной миграции радионуклидов в почве, не имеющей уклона допустимо учитывать только вертикальное смещение, то есть проекцию вектора на вертикаль, так как ни одно из горизонтальных направлений не будет преобладающим и случайное смещение частицы по горизонтали будет скомпенсировано смещением другой частицы в противоположном направлении.

Возможные вертикальные смещения задаются произвольно при постановке виртуального эксперимента. При реализации модели на языке программирования можно предусмотреть задание большого количества различных смещений одновременно, однако это сильно усложнит работу с программой.

На рисунке 110 показано диалоговое окно программы, в котором предоставляется возможность для каждого из трех слоев почвы задать набор из 8 смещений и вероятность этих смещений, а так же вероятность того, что смещения не произойдет. По заданному значению периода полураспада рассчитывается вероятность того, что произойдет радиоактивный распад, и частица будет выведена из дальнейшей обработки.

На каждой итерации для каждой частицы исходного массива стохастически, согласно заданным вероятностям, задается смещение. Через заданное число итераций положение нераспавшейся частицы определяется результатом сложения векторов смещения.

На рисунке 110 показаны примеры виртуальных экспериментов и их результаты. На рисунке 111 показан результат моделирования распределения условного радионуклида в отдаленные сроки в ситуации, когда почва однородна, вектора смещения и их вероятности одинаковы.

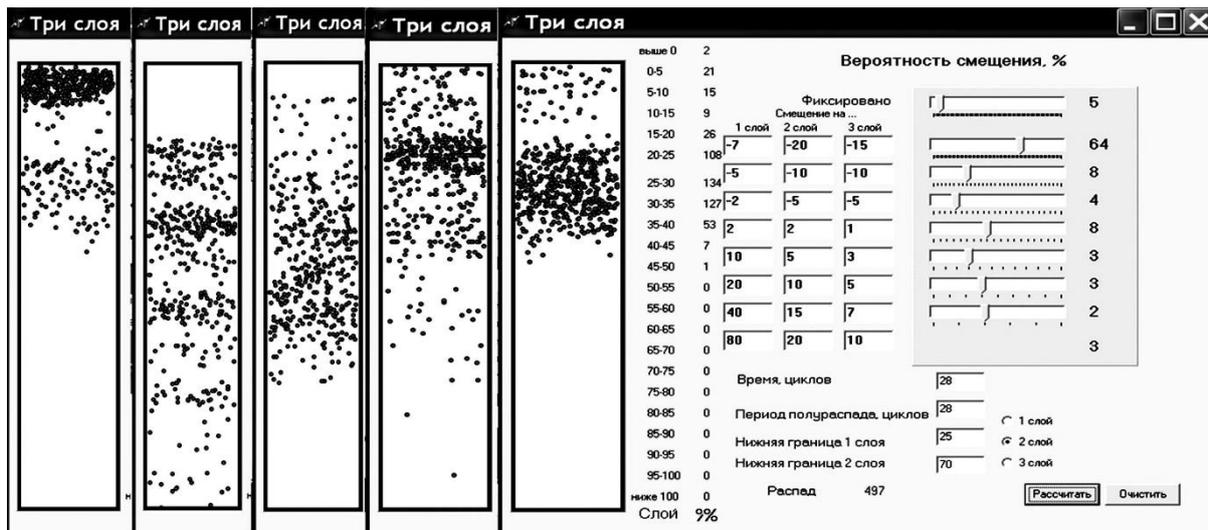


Рисунок 110 – Результаты моделирования распределения радионуклида в трехслойной почве

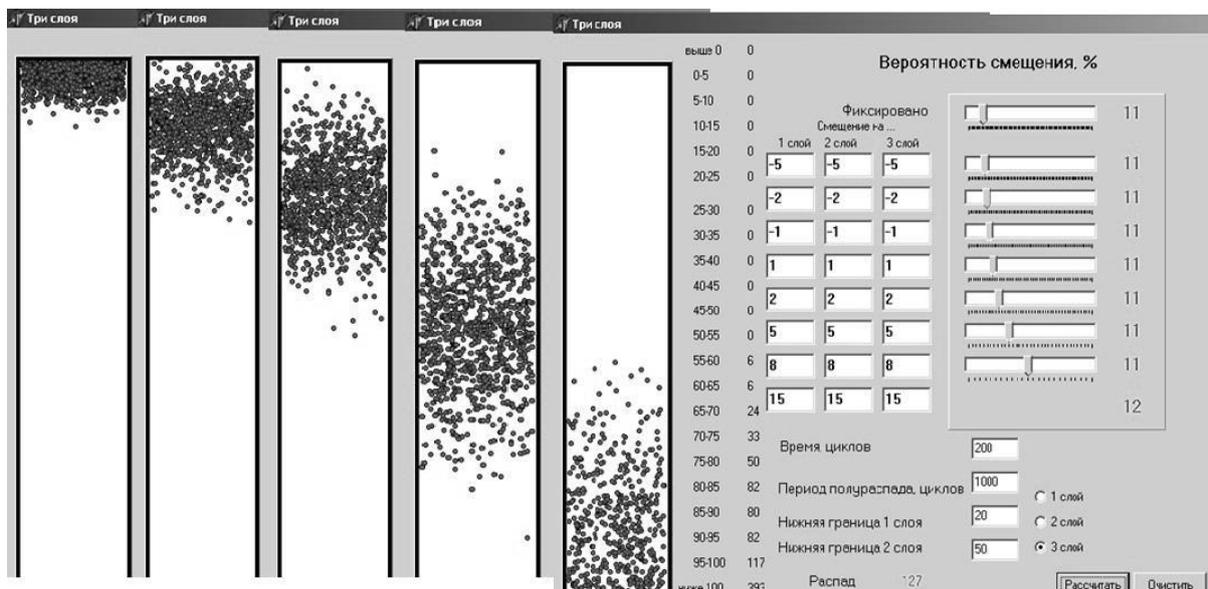


Рисунок 111 – Результаты моделирования миграции радионуклидов по профилю однородной почвы с равными вероятностями смещения через 5, 25, 50, 100 и 200 лет после загрязнения

На рисунке 112 показан результат моделирования в отдаленные сроки, когда в гумусовом горизонте фиксируется 52% находящихся там радионуклидов, а в элювиальном – 76%. На рисунке 113 представлены варианты распределения радионуклидов через 5 лет после загрязнения при различных значениях векторов и их вероятностей.

Разработанная нами компьютерная модель миграции зарегистрирована в ФИПС России в 2014 году. По нашему мнению, данная модель позволяет исследователю выявить зависимость характера распределения ксе-

нобиотиков по профилю почвы и сопоставить с фактическим распределением. [105].

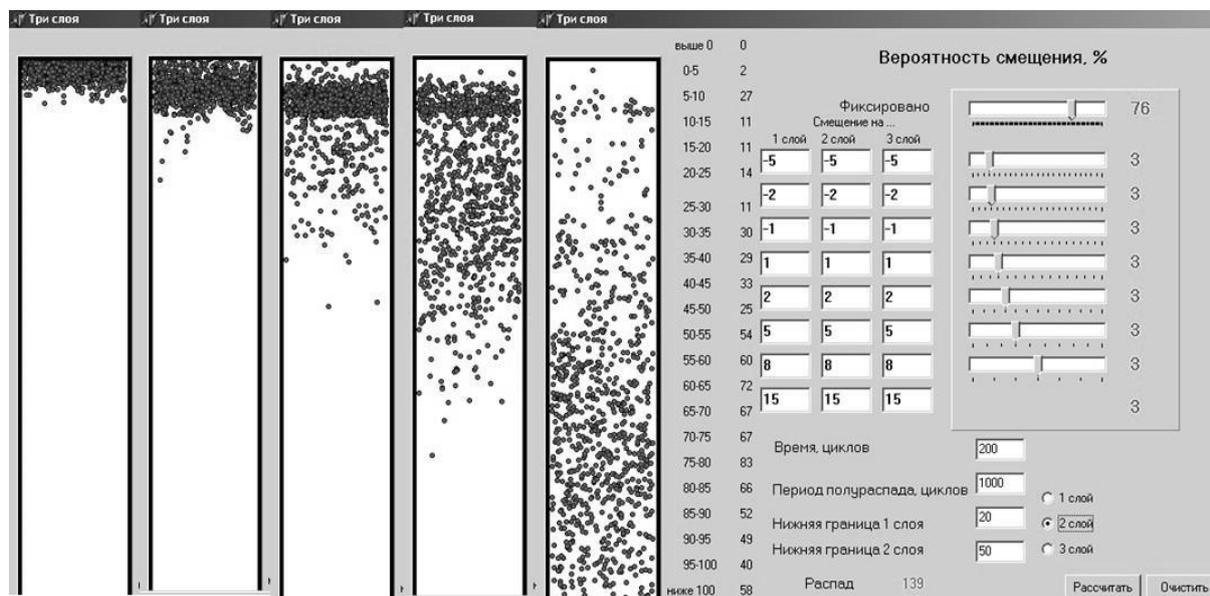


Рисунок 112 – Результаты моделирования миграции радионуклидов по профилю неоднородной трехслойной почвы с равными вероятностями смещения через 5, 25, 50, 100 и 200 лет после загрязнения

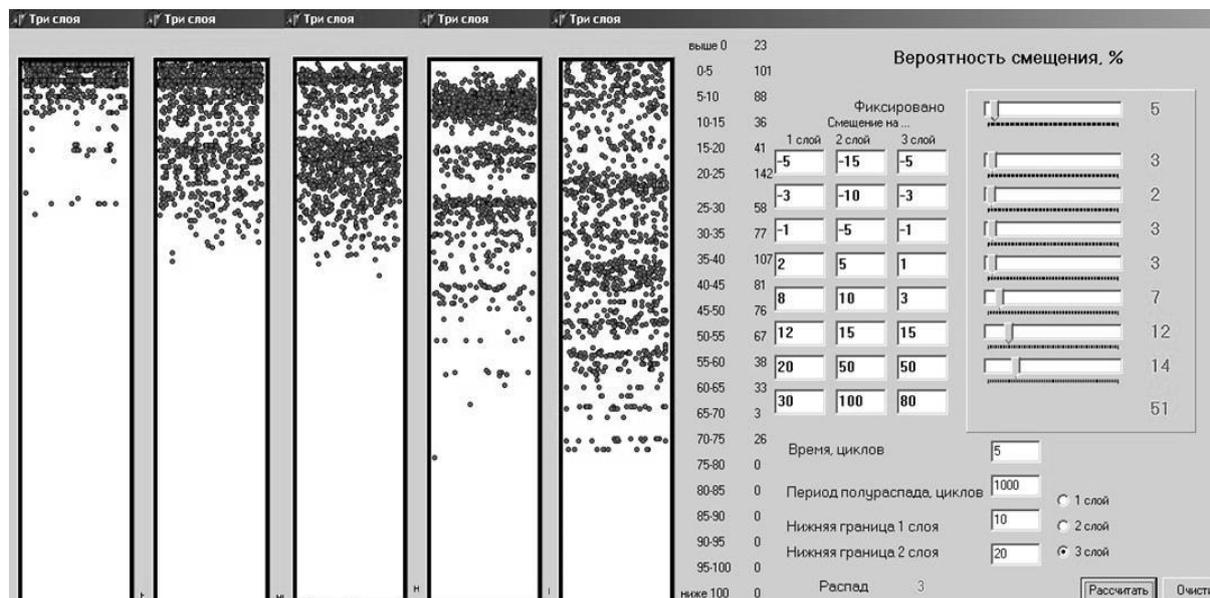


Рисунок 113 – Результаты моделирования миграции ксенобиотиков по профилю неоднородной почвы с разными вероятностями смещения через 5 лет после загрязнения

Нами также разработан модуль для определения параметров миграции по фактическому распределению ксенобиотиков по профилю однородной почвы [332]. На рисунке 114 видно, что результат виртуального эксперимента с определением вероятностей смещения по заданной картине

распределения радионуклида по профилю почвы хорошо согласуется с исходными данными.

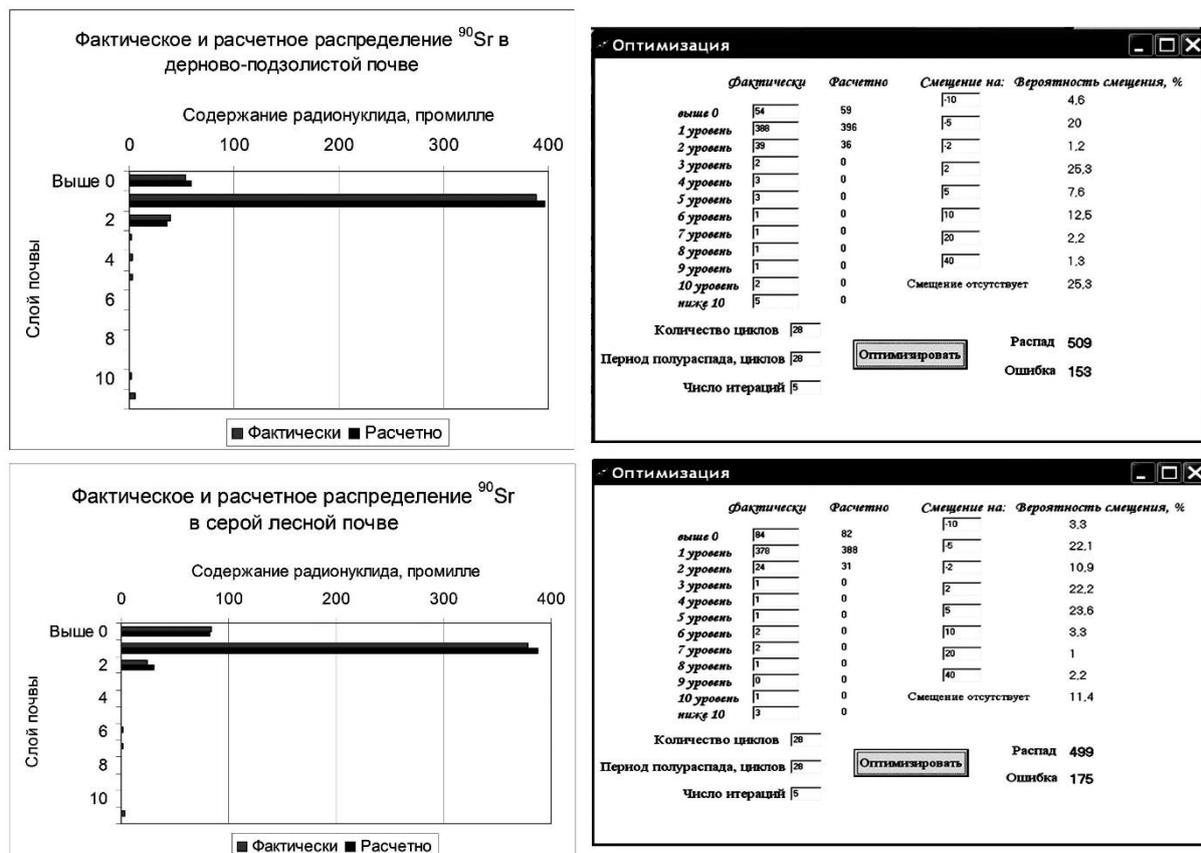


Рисунок 114 – Результаты оптимизации вероятностей смещения частиц и сопоставление их с фактическими данными

7.5 Применение методов решения задач оптимизации для оценки вклада источников радиоактивного загрязнения речной системы при невозможности прямых измерений стока

При поступлении в речную систему сточных вод из точечных источников их вклад оценивается легко по сопоставлению объемов или стоков смешивающейся воды и концентрации ксенобиотиков.

В ряде случаев прямое определение вклада источников загрязнения речной системы не представляется возможным. Так, например, Н.Г. Василенко и С.А. Журавин для оценки фильтрации радионуклидов в систему реки Припять исследовали динамику испаряемости, осадков, объема перекачивания насосной станцией, проводили мониторинг нескольких течей в плотине и другие измерения [52].

Однако, в некоторых случаях такие измерения не позволяют получить необходимую информацию.

Примером является система реки Теча. Сточные воды обводных каналов 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. Болотные почвы на месте современного истока реки Теча загрязнены сбросами ЖРО до такой степени, что могут быть отнесены к радиоактивным отходам. Известно, что большая часть ^{90}Sr из первичного загрязнения уже была вымыта из почвы Асановских болот и продолжает вымываться [62].

На рисунках 115 и 116 представлены значения объемной 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: левобережный обводной канал (ЛБК), правобережный обводной канал (ПБК), фильтрат плотины водоема В-11, Асановское болото (до створа «Асанов мост»).

Нами предлагается для определения вклада этих источников использовать метод решения задач оптимизации.

Для расчета значений объемов загрязненной воды мы разработали алгоритм расчета в программе Microsoft Excel 2010.

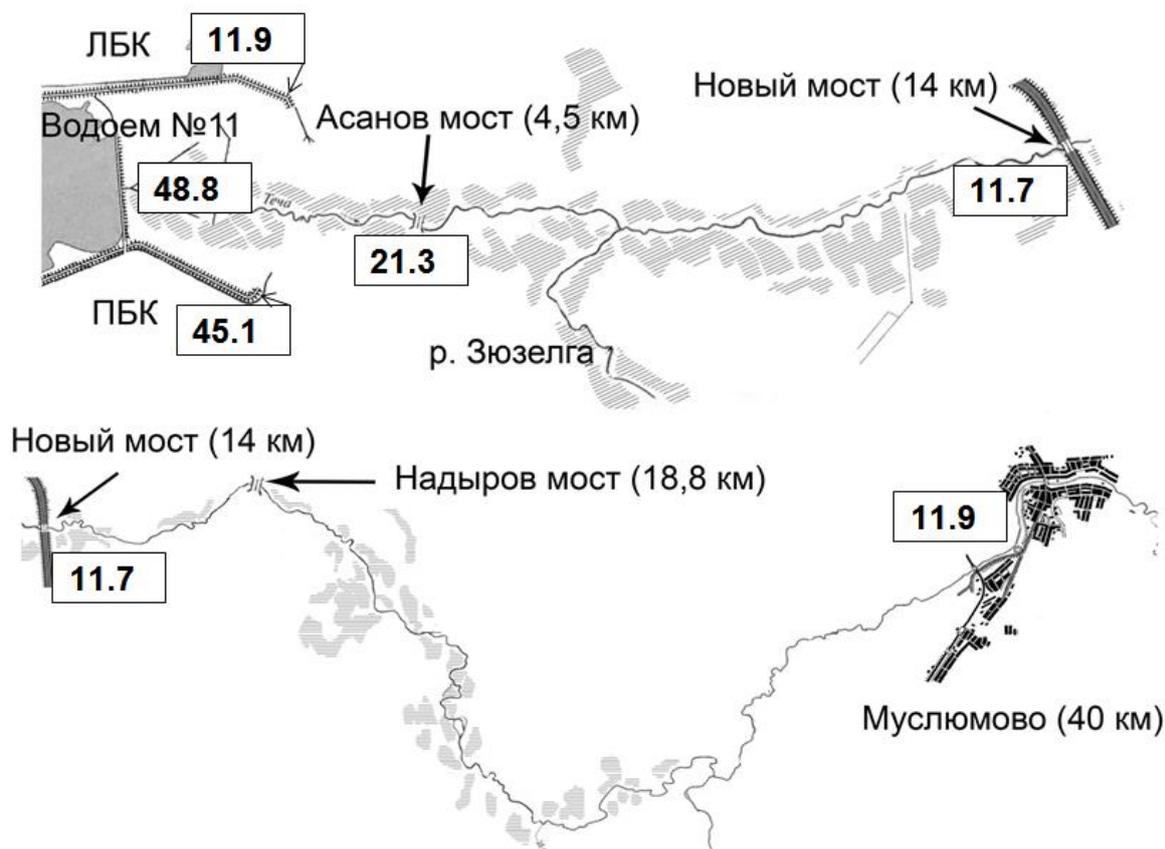


Рисунок 115 – Объемная активность ^{90}Sr в пробах воды реки Теча, Бк/л

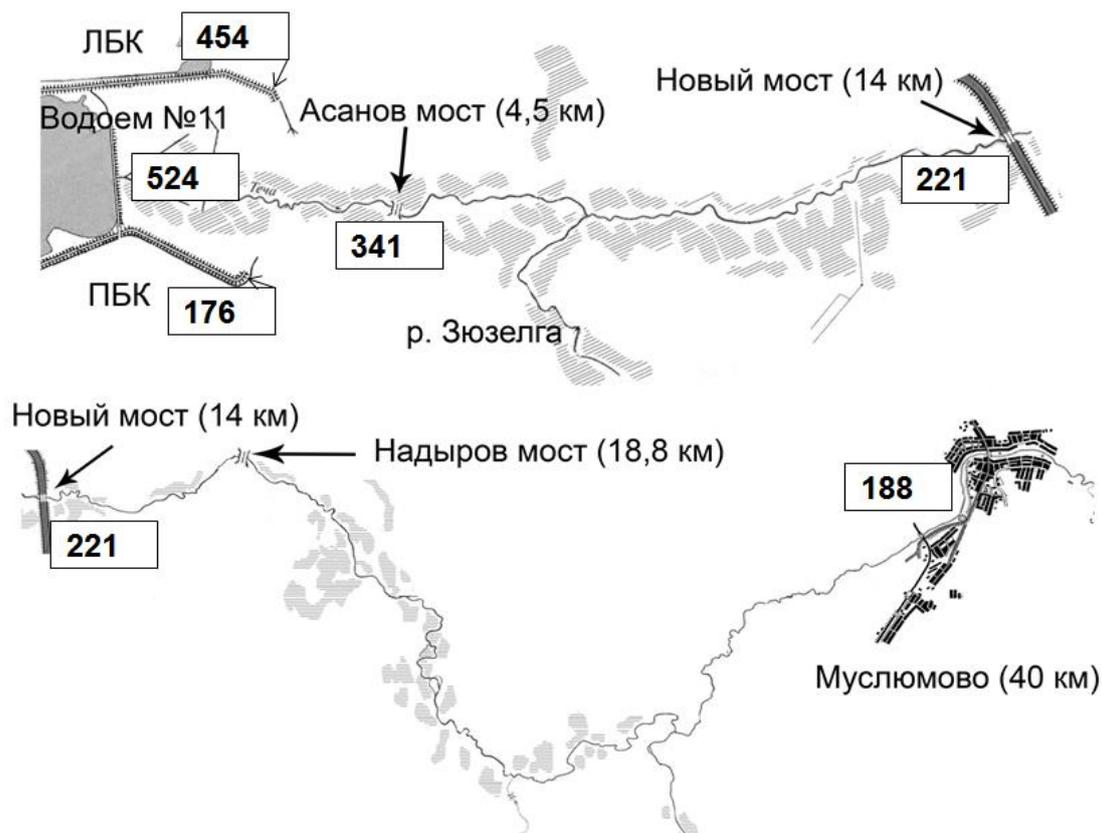


Рисунок 116 – Объемная активность ^3H в пробах воды реки Теча, Бк/л

Алгоритм расчета:

1. В ячейки В2-В4 и С2-С4 выставляют фактические значения объемных 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), то есть произведения удельной активности на объемный расход воды: $=\text{B}2*\text{D}2$; $=\text{B}3*\text{D}3$; $=\text{B}4*\text{D}4$; $=\text{B}5*\text{D}5$. В ячейки F2-F5, соответственно, для ^3H : $=\text{C}2*\text{D}2$; $=\text{C}3*\text{D}3$; $=\text{C}4*\text{D}4$; $=\text{C}5*\text{D}5$.

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 объемной 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 объемной 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 объемной 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 объемных 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 – С10.

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 объемные активности ^{90}Sr и ^3H в воде болота (ячейки В6-С6) ≥ 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 117 представлены результаты расчета значений относительного количества радионуклидов, поступивших из разных источников в створ «Асанов мост».

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
1	Место отбора, параметр	$A_{Sr\ yd}$	$A_{H\ yd}$	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	$A_{Sr\ yd}$	$A_{H\ yd}$	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	$A_{Sr\ yd}$	$A_{H\ yd}$	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 117 – Результаты расчета значений относительного количества радионуклидов, поступивших из разных источников

Следовательно:

1. Наибольший вклад в загрязнение воды р. Теча ^{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.

Для проверки эффективности метода нами одновременно с пробами воды из водоема, обводных каналов и реки была отобрана грунтовая вода из скважины у створа Асанов мост, которая на момент исследования содержала 0,19 Бк/л ^{90}Sr и 42 Бк/л ^3H , что во много раз ниже, чем в русле Течи и подтверждает сделанные расчеты и выводы.

Мы оценили также вклад фильтрата из водоема В-11 в загрязнение воды ПБК. На рисунке 117 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.

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 $\approx 21-24\%$ от активности в воде В-11 (1480 Бк/л). По нашим данным и данным других исследователей содержание водорастворимых форм ^{90}Sr в почвах разных типов составляет $\approx 15-20\%$. [100].

Таким образом, результаты расчета хорошо согласуются с экспериментальными данными.

Заключение

В представленной работе проведен сравнительный анализ закономерностей поведения ряда долгоживущих радиоактивных изотопов в компонентах педосферы, гидросферы, биосферы и социосферы в трёх техногенных биогеохимических провинциях радиоактивных изотопов: Южно-Уральской, Полесской и Восточно-Белорусской.

Компоненты педосферы – почва и донные грунты являются депо для большинства радионуклидов. Поведение радионуклидов в экосистемах связано с комплексом физико-химических свойств, как почвы или грунта, так и ионов радионуклидов.

Физико-химические свойства наиболее распространенных долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs обуславливают более высокую подвижность и доступность для растений ионов ^{90}Sr , чем ^{137}Cs . Однако соотношение подвижных и фиксированных форм этих радионуклидов зависит от внешних условий: наименьшее количество фиксированных форм отмечено

в слое 5-10 см автоморфных почв элювиальных ландшафтов, наибольшее – в донных отложениях водоемов и водотоков.

Сходство физико-химических свойств ^{137}Cs и изотопов Pu и характер их распределения по профилю почв и донных отложений позволяет рассчитать активность α -излучающих изотопов Pu по данным γ -спектрометрического анализа содержания ^{137}Cs .

Исследование горизонтальной и вертикальной миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в педосфере показало, что при отсутствии водной эрозии в депрессиях рельефа, как правило, не происходит аккумуляции названных радионуклидов, так как скорость их горизонтальной миграции слишком мала по сравнению со скоростью их распада. Более высокое содержание радионуклидов в супераквальных почвах связано с неоднородностью первичных выпаждений.

Вертикальная миграция ^{90}Sr и ^{137}Cs в ненарушенных автоморфных и гидроморфных почвах лесной и лесостепной зоны вне затапливаемой поймы приводит к единому для исследованных провинций характеру распределения радионуклидов по профилю. На протяжении нескольких десятков лет наиболее загрязненным остается нижний слой подстилки и верхний слой 0-5 см почвы. На глубине свыше 20-25 см содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs , независимо от типа почвы, уровня и режима радиоактивного загрязнения практически одинаково и составляет около 10 Бк/кг. В пойменных почвах характер распределения в большей степени зависит от локальных особенностей поемных процессов, чем от вертикальной миграции, и не может быть прогнозирован с достаточной точностью.

В поверхностных водах поведение большинства радионуклидов зависит от скорости их сорбции донным грунтом. В первые годы после аварий произошло практически полное очищение воды от сорбирующихся изотопов Sr, Cs и Pu.

В большинстве случаев водоемы на территории провинций радиоактивных изотопов могут быть использованы для водоснабжения населенных пунктов уже в первые годы после аварии при условии очистки воды от взвеси донных отложений.

В водотоках, в отличие от водоемов, уровень загрязнения воды связан не только с сорбцией грунтами, но и с изменением гидрологического режима, функционированием гидротехнических сооружений. Поэтому прогнозирование уровней загрязнения воды в водотоках вызывает большие сложности.

В настоящее время река Теча на территории ЮУПРИ не пригодна ко всем видам водопользования из-за высокого содержания ^{90}Sr и его сильных колебаний, связанных с фильтрацией из водоёма В-11.

Взаимосвязь колебаний ^{90}Sr и ^3H в воде Течи показывает, что В-11 является основным источником загрязнения Течи. Смыв радионуклидов с водосборной территории водоемов и водотоков несущественен.

На территории ЮУПРИ сложилось уникальное сочетание условий для исследования локального круговорота воды. С поверхности водоемов Теченского каскада испаряется вода с высоким содержанием ^3H . Распределение ^3H в выпадающих осадках и динамика его содержания в непроточных озерах, питающихся этими осадками, позволяют оценить временные и пространственные параметры воздушного переноса воды в лесной зоне. Анализ содержания ^3H в воде обводных каналов Теченского каскада и в воде реки Теча, а также в воде колодцев и скважин дает материал для выявления закономерностей фильтрации подземных вод.

Пространственно-временные параметры переноса ^3H показывают, что именно провинции, а не отдельные ландшафты должны быть основным объектом геоэкологических исследований.

Основным критерием оценки целесообразности сельскохозяйственного и лесохозяйственного использования загрязненных территорий является вероятность получения продукции, соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам. Эту вероятность мы предлагаем оценивать на основании эмпирической функции, описывающей гистограмму распределения значений удельной активности радионуклидов в товарной части продукции растениеводства и их K_n .

Эмпирически установленные значения K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs в лесной и сельскохозяйственной продукции позволяют оптимизировать ведение хозяйства в лесной и лесостепной зоне.

В настоящее время на территории ЮУПРИ вне Восточно-Уральского радиационного заповедника и поймы реки Теча вся сельскохозяйственная и лесная продукция соответствует радиационно-гигиеническим нормативам.

На территории ВБПРИ и ППРИ до 75% дозы внутреннего облучения техногенными радионуклидами обусловлено лесными грибами и молоком коров в личных хозяйствах при несанкционированном выпасе.

В социосфере поведение радиоактивных изотопов определяется в первую очередь социально-экономическими факторами: структурой про-

изводства, организацией защитно-реабилитационных мероприятий, информированностью и мотивацией населения.

В начальный период на территории техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов внутреннее и внешнее облучение было связано с недостаточной информированностью населения, в отдаленный период – с недостаточной мотивацией.

Особенности распространения радиоактивных аэрозолей из точечного источника обуславливают при рандомизированном или систематическом отборе проб объектов природно-хозяйственной системы гистограмму статистического распределения, описываемую экспоненциальной функцией, параметры которой зависят от соотношения площадей территорий, ограниченных изолиниями плотности радиоактивного загрязнения.

Исследование распределения радионуклидов в компонентах природно-хозяйственных систем изучаемых провинций, показало, что пространственная и временная неоднородность распределения связанная с флуктуациями внешних условий осложняет статистический анализ данных, моделирование процессов и верификацию моделей, прогнозирование развития радиационной ситуации и планирование хозяйственной деятельности на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению.

В представленной работе обоснованы принципы совершенствования методологии оценки вероятностей различных сценариев развития событий при неоднородном радиоактивном загрязнении на основе методов Байеса, нечёткой логики, решения задач оптимизации, виртуальных машин.

Это позволяет усовершенствовать геоэкодиагностику и прогнозирования развития радиационной ситуации в масштабах провинции и оптимизировать ведение хозяйственной деятельности в загрязнённых радионуклидами регионах.

Литература

1. Агапкина Г.И. Содержание и формы соединений ^{137}Cs в почвенных растворах // Проблемы экологии и пограничных дисциплин /Под ред. В.И.Мигунова, А.В.Трапезникова, вып. 8. Екатеринбург: Изд-во УрГУ, 2006. – С. 324-346
2. Агапкина Г.И., Тихомиров Ф.А. Формы нахождения долгоживущих радионуклидов в почвенных растворах лесных почв зоны радиоактивного загрязнения вокруг ЧАЭС //Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. – С. 90
3. Агеева Т.Н., Лазаревич С.С., Мисючик А.А. Уровни загрязнения почв и травостоя ^{137}Cs на разных элементах рельефа пойменного луга р. Днепр// Радиация, экология и техносфера: материалы междунар. науч. конф. (Гомель, 26–27 сент. 2013 г.) / НАН Беларуси, институт радиобиологии, редкол. : А.Д. Наумов (гл. ред.) [и др.]. – Минск : Ин-т радиологии, 2013. – С. 5-6
4. Агеева Т.Н., Чегерова Т.И., Щур А.В., Липницкий Л.В., Шапшеева Т.П. Результаты комплексного радиационно-гигиенического обследования реперных населенных пунктов Могилевской области //Экологический вестник. – 2011. – № 2 (16). – С. 33-40.
5. Агеева Т.Н., Чегерова Т.И., Щур А.В., Шапшеева Т.П. Роль радиэкологических и социальных факторов в формировании доз внутреннего облучения сельских жителей территории радиоактивного загрязнения//Экологический вестник. – 2010. – №2(12). – С. 40-49
6. Агеева Т.Н., Шапшеева Т.П. Анализ радиэкологической ситуации в населенных пунктах, где изменится статус зон радиоактивного загрязнения//Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Сборник научных трудов VIII Всероссийской научно-практической конференции. Санкт-Петербург: Изд-во «Санкт-Петербургский политехнический университет Петра Великого», 2016. – С. 191-198
7. Агеева Т.Н., Шапшеева Т.П., Щур А.В. Оценка радиэкологической ситуации на пойменных лугах рек Днепр и Сож на территории Могилевской области//Вестник Белорусской государственной сельскохозяйственной академии. – 2016. – №4. – С. 96-99
8. Агеец В.Ю. Система радиэкологических контрмер в агросфере Беларуси. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2001. – 250 с.
9. Агре А. Л., Корогодина В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в непроточном водоеме //Мед. Радиология. – 1960. – № 5(1) . – С. 67-73
10. Акимова И.Г., Антоний Е.В., Гайдуков В.В., Дудников В.Ф., Кириллина И.Е., Рожневский Д.П., Степанова П.В., Тарасова М.Б. Информационная система планирования мероприятий и мониторинга радиационной безопасности на радиоактивно загрязненных территориях(Система ПММ)//АНРИ. – 2017. – №3. – С.42-55
11. Алексахин Р.М., Тихомиров Ф. А. Биогеохимические аспекты миграции естественных и искусственных радионуклидов / Биогеохимические циклы в биосфере. Материалы VII Пленума СКОПЕ Москва, 15-22 ноября, 1974. – М.: «Наука», 1976. – С. 285-291

12. Алексахин Р.М., Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Прудников П.В., Пастернак А.Д. Итоги ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном комплексе России //Россия в окружающем мире: 2006 (аналитический ежегодник). отв. ред. Н.Н. Марфенин / под общ. ред.: Н.Н. Марфенина, С.А. Степанова. – М.: МНЭПУ, «Авант». – 2007. – С. 53-64
13. Андриюшин И.А., Чернышев А.К., Юдин Ю.А. Укрощение ядра. – Саров, 2003. – 481 с.
14. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Особенности миграции ^{137}Cs в луговых экосистемах в пределах 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС в начальный период после аварии//Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы V Международной конференции. Томск, «СТТ», 2016, С. 54-59
15. Анохин А.Б., Ламакина Н.В. Распределение радионуклидов в ландшафтах Белорусского Полесья//Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.18
16. Антипова А.В. Россия. Эколого-географический анализ территории. – Москва-Смоленск: «Маджента», 2011. – 384 с.
17. Антропова З.Г., Белова Е.И. Изучение распределения и миграции стронция-90 и цезия-137 в различных биогеоценозах //Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С.112-113
18. Антропова З.Г., Белова Е.И., Водовозова И.Г., Батулин В. А. Изучение миграции и распределения стронция по компонентам различных типов лугов // Медико-биологические эффекты хронического радиационного воздействия / Под ред. А.В. Аклеева. – Т 2. Челябинск, 2005 – С. 29-33
19. Антропова З.Г., Пантелеев Л.И., Скрыбин А.М. Радиационно-гигиенические и радиоэкологические исследования в районах мирных ядерных взрывов и на загрязненных долгоживущими изотопами территориях Южного Урала. //Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С.113-114
20. Арастович Т.В. Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов // Известия Национальной академии наук Беларуси. Серия аграрных наук. – 2004. – №2. – С. 62-65
21. Аринушкина Е.В., Тран-Ктанг Нгай Динамика подвижных форм соединений марганца и меди в почвах разного типа леса // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. – Ростов: Изд-во РГУ. – 1962. – С. 25-28
22. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года /Под ред. Ю. А. Израэля. – М: ИГКЭ Росгидромета и РАН Фонд «Инфосфера»-НИА-Природа, 2013. – 140 с.
23. Атлас геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ФГУП «ПО «Маяк». – М.-Озерск: «Геоспецэкология», 2007. – 106 с.
24. 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. –Москва: Фонд «Инфосфера»-НИА-Природа; Минск: Белкартография, 2009. – 140 с.

25. Баканов А.И. теоретические основы экологического районирования водохранилищ // Водные ресурсы. – 1997. – Т. 24. – № 3. – С. 336-343
26. Бакарикова Ж. В., Жукова О. М., Самсонов В. Л. Оценка интенсивности миграции цезия-137 в типичных почвах Республики Беларусь / Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 19-25
27. Баранов С.В., Баторшин Г.Ш., Мокров Ю.Г. Глинский М.Л., Дрожко Е.Г., Линге И.И., Уткин С.С. Теченский каскад водоемов ФГУП «ПО «Маяк»: текущее состояние и перспективы // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – №1. – С. 5-14
28. Барышевский В.Г., Кутень С.А., Хрущинский А.А., Тамелло Н.Г. Разработка и верификация математической модели перераспределения радионуклидов в компонентах лесных биогеоценозов в условиях их глобального радиоактивного загрязнения // Лес. Человек. Чернобыль. Основы радиоэкологического лесоводства / Под ред В.А. Ипатьева. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2005. – С.123-151
29. Батурин В.А. Вертикальная миграция радионуклидов в почве Восточно-Уральского следа и ее влияние на интенсивность исходящего излучения // Атомная энергия. – Т. 82. – вып 1. – 1997. – С. 44-48
30. Бахур А.Е. Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды: Дис. на соиск. уч. степени д-ра геолого-минералогических наук. – М.: 2008. – 246 с
31. Бахур А.Е. Научно-методические основы радиоэкологических исследований геологической среды // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы V Международной конференции. – Томск: «СТТ», 2016. – С. 98-102
32. Белицкий А.С., Орлова Е.И. Охрана подземных вод от радиоактивных загрязнений. – М.: Медицина, 1968. – 208 с
33. Белова Е.И., Антропова З.Г. Некоторые закономерности поведения ^{144}Ce и ^{137}Cs в луговых биогеоценозах // Медико-биологические эффекты хронического радиационного воздействия / Под ред. А.В. Аклеева. – Т 2. Челябинск, 2005. – С. 42-46
34. Белоусова А.П. Оценка защищенности подземных вод от загрязнения радионуклидами // Вода: химия и экология. – 2012. – №5. – С. 11-17
35. Блануца В.И. Интегральное экологическое районирование: концепция и методы. – Новосибирск: Наука, 1993. – 158 с.
36. Блануца В. И. Развертывание информационно-коммуникационной сети как географический процесс (на примере становления сетевой структуры сибирской почты). – Дис. на соиск. уч. степени доктора геогр. наук. – Иркутск: 2015. – 350 с.
37. Болдырев К.А., Уткин С.С., Казаков С.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Возможности геохимического моделирования значений коэффициентов распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs для Теченского каскада водоемов ФГУП ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2016. – №1. – С. 5-19
38. Болсуновский А.Я., Дементьев Д.В., Бондарева Л.Г. Оценка накопления техногенных радионуклидов грибами в зоне влияния Красноярского горнохимического комбината // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46. – № 1. – С. 64-70

39. Бондаренко Г.П. Динамика подвижных форм некоторых микроэлементов в перегнойно-торфянисто-глеевых почвах поймы р. Москвы. // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. – Ростов: Изд. РГУ, 1962. – С. 46-48
40. Бондарь Ю.И., Мацко В.П., Усков И.И., Богданов А.П. Характер распределения радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах ландшафтов Белорусского Полесья // Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. – С. 21
41. Будкевич Т.А., Заболотный А.И., Кудряшов В.П., Касьянчик С.А. Ландшафтно-эдафические факторы биологической подвижности радионуклидов Чернобыльских эмиссий в условиях природного пойменного луга // Радиация и экосистемы: Материалы международной научной конференции / Под общ. ред. Е. Ф. Конопки. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. – С. 53-55
42. Булавик И.М., Богаченко Д.С. Особенности накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине и коре Сосны обыкновенной в различных типах леса и уровнях радиоактивного загрязнения в Полесском государственном радиационно-экологическом заповеднике // Проблемы лесоведения и лесоводства: Сб. науч. трудов ИЛ НАН Беларуси. Выпуск 73. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2013. – С. 378-387
43. Булатов В.И. Задачи географии и геоэкологии в условиях разрастания пресса радиоактивности на территории России // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин: Сборник научных трудов. – Выпуск 11. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. – С. 223-258
44. Булатов В.И., Игенбаева Н.О. Теория и практика ландшафтно-экологического районирования территории Югры // Эколого-географические проблемы природопользования нефтегазовых регионов: теория, методы, практика: Доклады IV Международной научно-практической конференции (г. Нижневартовск, 26-30 октября 2010 г.) / Отв. ред.: А.В. Нехорошева, С.Е. Коркин, Е.Н. Козелкова, Г.К. Ходжаева. – Нижневартовск: НГГУ, 2010. – С. 12-15
45. Булко Н.И. Физико-химическое состояние ^{137}Cs в отдаленный послеаварийный период в подстильно-почвенном комплексе сосновых лесов сопряженного ландшафта ближней зоны ЧАЭС // Проблемы лесоведения и лесоводства: Сборник научных трудов ИЛ НАН Беларуси. – Выпуск 73. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2013. – С. 399-409
46. Булко Н.И., Москаленко Н.В., Шабалева М.А., Машков И.А., Бороуля А.М. Изменение доступности химических элементов древесным растениям под воздействием избыточного увлажнения // Проблемы лесоведения и лесоводства: Сборник научных трудов ИЛ НАН Беларуси. Выпуск 73. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2013. – С. 409-416
47. Вакуловский С.М., Герменчук М.Г., Жукова О.М. Дальний перенос радионуклидов в атмосфере и в водных объектах // Радиация и экосистемы: Материалы междунар. науч. конференции / Под общ. ред. Е. Ф. Конопки. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. – С.9-12
48. Вакуловский С.М., Жукова О.М., Самсонов В.Л. Радиоактивные аэрозоли в приземном слое атмосферы на территориях Беларуси и России вследствие аварии на АЭС «Фукусима» // Малые дозы: материалы междунар. науч. конф. (Гомель, 26-28

сент. 2012 г.) / Ред. кол.: А.Д. Наумов (гл. ред.) [и др.] . – Минск: Ин-т радиологии, 2012. – С.12-15

49. Валько В. П., Щур А. В. Особенности биотехнологического земледелия. – Минск: БГАТУ, 2011. – 196 с.

50. Варава В.П., Дронов В.А., Думик В.П. и др. Ядерное оружие и национальная безопасность. Институт стратегической стабильности Росатома. Авторский коллектив /Под ред. В.Н. Михайлова. – Саранск: «Красн. Окт.», 2008. – 187 с.

51. Васильченко Д.Л., Казаков С.В., Малков В.Л., Сухоручкин А.К., Сенин Е.В., Тиханов Э.К., Чекалов А.Г. Радиационное состояние внешней среды в зоне Чернобыльской АЭС в послеварийный период / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.24

52. Василенко Н. Г., Журавин С. А. Водные проблемы и мониторинг гидрологического режима после ядерных взрывов и аварий (на примере аварии на ЧАЭС)/ Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 73-83

53. Власова Н. Г. Оценка доз облучения населения в отдалённом периоде после Чернобыльской аварии. – Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук Санкт-Петербург. – 2013, 38 с.

54. Власюк Я.В., Довгаль И.В., Рыбалка В.Б. К вопросу об исследованиях форм радионуклидов в природных и полуприродных объектах//Радиация, экология и техносфера: материалы междунар. науч. конф. (Гомель, 26-27 сент. 2013 г.) / НАН Беларуси, институт радиобиологии, редкол. : А.Д. Наумов (гл. ред.) [и др.]. – Минск: Ин-т радиологии, 2013. – С.30-31

55. Войтов И. В., Гатих М. А., Лис Л. С., Рыбак В. А., Научно-методические принципы анализа и оценок техногенного состояния административных территорий методами и средствами геоэкологического районирования //Новости науки и технологий. – № 1 (14) . – 2010. – С. 30-42

56. Востокова Т.А., Тюрюканова Э.Б. Миграция стронция-90 и цезия-137 в почвенно-растительном покрове конечноморенных ландшафтов. – М.: 1972, 15 с.

57. Востокова Т.А., Тюрюканова Э.Б. Стронций-90 и цезий-137 в почвах моренных ландшафтов //Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: 1973. – С.111-112

58. Выступление Председателя Комитета по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь В. Цалко на Международной конференции "Форум по Чернобылю в Вене" 10–11 марта 2004 г. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.belembassy.org/poland/bel/index.php?id=65> (Дата обращения: 20.11.16 г.)

59. Галушкин Б.А., Горбунов С.В., Макушкин С.Г. Распределение топливных и конденсационных форм радиоактивных выпадений в зоне ЧАЭС/Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М.: 1989. – С.59

60. Гапоненко В.И. Отрицательная корреляция между долей накопления ионов растениями и их концентрациями в воде и почве //VI Съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность): Тезисы докладов. Том II (секции VIII-XIV), Москва, 25-28 октября 2010 г. – М., 2010. – С. 81

61. Геннадиев А.Н. Почвы и время: модели развития. – М.: Изд-во МГУ, 1990. – 232 с.
62. Глаголенко Ю.В., Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Особенности формирования радиоактивного загрязнения р. Теча // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – №2. – С. 27-36
63. Глазовская М.А. Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу //Биогеохимические циклы в биосфере Материалы VII Пленума СКОПЕ Москва, 15-22 ноября, 1974. – Москва: «Наука», 1976 . – С. 99-118
64. Гледко Ю.А. Гидрогеология. – Минск: Высшэйшая школа, 2012. – 446 с.
65. Гомельский областной центр гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья. Информация о радиационном контроле продуктов питания и воды [Электронный ресурс]. URL: <http://www.gmlocge.by/ru/Informatsija-o-radiatsinnom-kontrolje-produktov-pitanija-i-vody/?sSid=cc447976a968f0bb15d8af3e0c462860> (Дата обращения: 20.11.16 г.)
66. ГОСТ 17.1.5.01-80 «Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность» (1980);
67. ГОСТ 28168-89 «Почвы. Отбор проб» (1989)
68. ГОСТ 30108-94 «Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов». – М., 1994
69. ГОСТ Р 51592-2000 «Вода. Общие требования к отбору проб» (2000)
70. Грубич А.О. Фрактальная структура радиоактивного загрязнения почв. Гомель: Институт радиологии, 2009. – 72 с.
71. Грубич А.О., Жукова О.М. Статистические и структурные свойства радиоактивного загрязнения, образованного атмосферными выпадениями/Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 124-132
72. Груммо Д.Г., Сак М.М. Динамика лесной растительности в районе аварии на Чернобыльской АЭС //Проблемы лесоведения и лесоводства: Сборник научных трудов ИЛ НАН Беларуси. Выпуск 73. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2013. – С. 416-432
73. Гулаков А.В. Коррелятивные зависимости содержания ^{137}Cs в органах и тканях диких млекопитающих лесных экосистем // Проблемы лесоведения и лесоводства: Сборник научных трудов ИЛ НАН Беларуси. Выпуск 73. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2013. – С. 473-480
74. Гулаков А.В. Распределение ^{137}Cs в органах и тканях диких млекопитающих лесных биогеоценозов//Радиация, экология и техносфера : материалы междунар. науч. конф. (Гомель, 26–27 сент. 2013 г.) /НАН Беларуси, институт радиобиологий, редкол. : А.Д. Наумов (гл. ред.) [и др.]. – Минск: Ин-т радиологии, 2013. –С.47-48
75. Дворник А.А., Дворник А.М. Прогнозирование радиоактивного загрязнения лесохозяйственной продукции в сосновых насаждениях// Современное состояние и перспективы ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами землях: Материалы международной научно-практической конференции . – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2011 . – С. 36-40
76. Дмитриев С.А., Баринов А.С., Батюхнова О.Г., Волков А.С., Ожоваи

М.И., Щербатова Т.Д. Технологические основы системы управления радиоактивными отходами. – М.: ГУП Мос. НПО Радон, 2007. – 376 с.

77. Дрожко Е.Г., Иванов И.А., Алексахин А.И., Самсонова Л.М. и др. Современное состояние подземной гидросферы в районе ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 1996. – №1. – С. 11-19

78. Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г., Иванов И.А., Самсонова Л.М., и др. Современное состояние загрязнения подземных вод на территории ПО «Маяк» //2 семинар НКК МНТЦ «Реабилитация больших территорий». Сессия 2: Ядерное загрязнение. Наиболее масштабные инциденты (Урал и др.) 21-25 июня 1999 г., г. Снежинск . – Снежинск, 1999.

79. Егоров Ю.А., Суздалева А.Л. Радионуклиды в природно-техногенной системе «АЭС-водоем-охладитель»// Проблемы радиозологии и пограничных дисциплин. Выпуск 6 . – Екатеринбург. – 2005. – С. 94-96

80. Егоров Ю.А. Экологическая безопасность АЭС РФ //Проблемы радиозологии и пограничных дисциплин. Выпуск 9. – Екатеринбург, 2006. – С. 12-76

81. Ефремов И.В. Моделирование почвенно-растительных систем. – М.: Изд-во ЛКИ, 2008. – 152 с.

82. Жихаревич В., Остапов С. Моделирование процессов самоорганизации и эволюции систем методом непрерывных асинхронных клеточных автоматов /Компьютинг. – 2009. – том 8. – выпуск 3. – С. 61-71

83. Жученко Ю.М. Математическое моделирование потоков радионуклидов из сельскохозяйственных и естественных экосистем с целью радиационной реабилитации загрязненных территорий Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук Обнинск . – 1998. – 48 с.

84. Жученко Ю.М. Проблемы радиационной реабилитации загрязненных территорий. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2004 184 с.

85. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности ПО «Маяк» Минатомэнергопрома СССР, организованной распоряжением Президиума АН СССР №1140-501 от 12.0.90 г.

86. Ильин В.П. Некоторые закономерности геохимической миграции цезия-137 в ландшафтах Белорусского Полесья/Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989 . – С.33

87. Инструкция о радиологическом контроле качества кормов. Контрольные уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в кормах и кормовых добавках: Утв. Глав. Гос. ветеринарным инспектором России В.М. Авиловым 1 декабря 1994 г. N 13-7-2/216./ «Российские вести», № 105, 08.06.1995

88. Ипатьев В.А., Булко Н.И., Митин Н.В., Шабалева М.А., Диденко Л.Г. Радиозологический феномен лесных экосистем. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2004. – 310 с.

89. Исаченко А. Г. Введение в экологическую географию. – СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2003. – 192 с.

90. Истомина А.Д., Кораблева С.А., Носков М.Д. Математическое моделирование миграции радионуклидов в поверхностном слое грунта //Известия Томского политехнического университета. – 2005. – Т. 308. – № 3. – С. 74-78

91. Казаков С.В., Киселев В.П., Крылов А.Л. Моделирование переноса, пере-

распределения и накопления радионуклидов в водоемах. Прогнозирование долгосрочного переноса и накопления радионуклидов в речном русле при помощи информационно-моделирующей системы «Кассандра»//Труды ИБРАЭ РАН/ Под общ. ред. чл.-кор. РАН Л.А. Болшова; ИБРАЭ РАН. – М.: Наука, 2007. – С. 241-285

92. Казаченок Н.Н., Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С., Усольцев Д.В. Современные уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почвы и сельскохозяйственной продукции зоны ВУРС//Радиационная биология. Радиоэкология. – Том 39. – №3. – 2009. – С. 324-329

93. 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 //Медико-биологические проблемы жизнедеятельности. – 2010. –№ 2(4). – С. 24-30

94. Казаченок Н.Н., Попова И.Я., Костюченко В.А., Мельников В.С., Усольцев Д.В. Современные уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почвы и растительности на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа//Медицина экстремальных ситуаций. – 2010. – № 2(32). – С. 98-105

95. Казачёнок Н.Н. Оценка целесообразности вовлечения в сельскохозяйственный оборот земель, загрязненных радиоактивными изотопами//Аграрная Россия. – № 12. – 2013. – С. 7-10

96. Казачёнок Н. Н., Попова И. Я., Мельников В. С., Полянчикова Г. В., Коновалов К. Г., Тихова Ю. П. Закономерности распределения ^3H в открытых водоемах и источниках питьевого водоснабжения в зоне влияния ПО «Маяк» //АНРИ. – № 3. – 2013. – С. 43-51

97. Казачёнок Н.Н. Использование принципов нечеткой логики при оценке радиационной ситуации в населенных пунктах. Сахаровские чтения 2013 года: экологические проблемы XXI века: материалы 13 межд. науч. конф., 16-17 мая 2013 г., г. Минск, Республика Беларусь / Под ред. С.П. Кундаса, С.С. Поздняка, Н.А. Лысухо. – Минск: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2013. – С. 225-226

98. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Методика оценки целесообразности вовлечения в сельскохозяйственный оборот земель ВУРС//Вопросы радиационной безопасности. – 2013. – №S1. – С. 25-30

99. Казаченок 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 Теча//Вода: химия и экология. – 2013. – №11. – С. 10-15

100. Казачёнок Н. Н., Попова И. Я., Мельников В. С. Методика оценки источников радиоактивного загрязнения речной системы//АНРИ. – № 2. – 2014. – С.37-44

101. 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 //Вода: химия и экология. – №10. – 2014. – С. 16-22

102. 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 ВУРС и других территорий в зоне влияния

ПО «Маяк»//Вопросы радиационной безопасности. – №1. – 2014. – С.34-49

103. Казачёнок Н.Н. Загрязнение сельскохозяйственной продукции на территории Южно-Уральской техногенной провинции радиоактивных изотопов// Аграрная Россия. – №8. – 2015. – С. 24-30

104. Казачёнок Н.Н. Проблемы моделирования развития радиационной ситуации в послеварийный период//Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Сб. науч. тр. Всероссийской науч.-практ. конф. 23-25 апреля 2015 года. – СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2015. – С. 138-142

105. Казачёнок Н.Н. Использование методов компьютерного моделирования для прогнозирования загрязнения продукции растениеводства на территории техногенных биогеохимических аномалий//Инновационное развитие АПК: проблемы и перспективы: сборник материалов международной научно-практической конференции (9 декабря 2015 года): в 2-х ч.: Ч. II. – Смоленск: ФГБОУ ВО Смоленская ГСХА, 2015. – С.343-350

106. Казачёнок Н.Н. Влияние эпицентров и ореолов радиоактивного загрязнения на характер статистического распределения//Геология, геоэкология, эволюционная география: Труды международного семинара. Том XV / Под ред. Е.М. Нестерова, В.А. Снытко, С.И. Махова. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2016. – С. 87-90

107. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения воды в различных типах водоемов на Южном Урале//География: развитие науки и образования. Часть II. Коллективная монография по материалам ежегодной Международной научно-практической конференции LXIX Герценовские чтения. – Санкт-Петербург, РГПУ им. А.И. Герцена, 21-23 апреля 2016 года / Отв. ред. В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2016. – С. 46-50

108. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения абиотических компонентов водных экосистем различных типов на Южном Урале//Вода: химия и экология. – 2016. – №9. – С. 9-19

109. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Развитие радиационной обстановки на разных типах водоемов в отдаленный период после чрезвычайной ситуации //Безопасность в чрезвычайных ситуациях: сб. науч. тр. Всероссийской науч. практ. конф. 21-22 апреля 2016 года. – СПб.: Изд-во Политехн. ун-та, 2016. – С. – 11-16

110. Казачёнок Н.Н. Проблемы определения границ техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов//География: развитие науки и образования. Часть I. Коллективная монография по материалам Межд.научно-практ. конференции LXX Герценовские чтения. Санкт-Петербург, РГПУ им. А.И. Герцена, 20-23 апреля 2017 года / Отв. ред. В.П. Соломин, В.А. Румянцев, Д.А. Субетто, Н.В. Ловелиус. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2017. – С. 340-345

111. Казачёнок Н.Н. Анализ неоднородности радиоактивного загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции в личных хозяйствах// Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных ресурсосберегающих технологий в АПК. Материалы Международной научно-практической конференции. Том 1. – Рязань: Изд-во РГАУ им. П.А. Костычева, 2017. – С. 181-185

112. Казачёнок, Н. Н. Геоэкология техногенных радиоактивных изотопов Мо-

гилёв : Белорус.-Рос. ун-т, 2017. – 283 с.

113. Казачёнок Н.Н., Попова И.Я. Динамика радиоактивного загрязнения растительности водных экосистем различных типов на Южном Урале //Вода: химия и экология. – 2017. – №6. – С. 3-14

114. Капырин И.В., Коньшин И.Н., Григорьев Ф.В. Трёхмерное гидрогеологическое моделирование в расчетном коде GeRa//Суперкомпьютерные технологии в нефтегазовой отрасли. Математические методы, программное и аппаратное обеспечение. М.: «Издательство Полипресс», 2017. – С. 159-160

115. Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Накопление радионуклидов растениями и распределение их в системе «почва-растение» в зависимости от режима почвенного увлажнения //Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С.121

116. Карпачевский Л.О. Пестрота почвенного покрова в лесном биогеоценозе. – М.: Изд. МГУ, 1977. – 312 с

117. Карпов А.Д., Русских А.Д., Радин А.И., Раздайводин А.Н. Вертикальное распределение Cs-137 в различных типах почв в загрязненных радионуклидами лесах юго-запада Брянской области //Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы V Международной конференции. – Томск: СТТ, 2016. – С. – 284-287

118. Качков Ю.П., Башкинцева О.Ф., Яцухно В.М. Природно-сельскохозяйственное районирование Беларуси: методические подходы, решения, результативность//Природно-хозяйственные регионы Беларуси: монография/ Под науч. ред. А.Н. Витченко. – Мн.: БГПУ. – 2005. – С. 61-87

119. Кириллов Л.М., Ивановский В.В., Куриленко Н.Ф., Жаворонок С.В., Тарасевич В.Н. К оценке радиологической обстановки в Витебской области // Здоровоохранение Беларуси. – 1993. – №7. – С.10-12

120. Климат Челябинской области. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.chelpogoda.ru/pages/490.php> (Дата обращения: 20.11.16 г.)

121. Ключников А.А., Пазухин Э. М., Шигера Ю. М., Шигера В. Ю. Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними . – К.: Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, 2005. – 487 с

122. Клебанович Н.В., Сорокин А.А. География увлажненности территории Беларуси// Вестник БГУ, Сер 2, 2012, №2. – 62-65

123. Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. – 299 с.

124. Ковда В. А. Биогеохимические циклы в природе и их нарушение человеком //Биогеохимические циклы в биосфере. Материалы VII Пленума СКОПЕ Москва, 15-22 ноября, 1974. – М.: «Наука», 1976. – С. 19-85

125. Коготков А.Я., Осипов В.Г. Результаты многолетних наблюдений за содержанием и распределением радионуклидов в различных компонентах водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа//Вопросы радиационной безопасности. – 2002. – №3. – С. – 44-60.

126. Коготков А.Я., Белова Е.И. О влиянии характера растительных остатков и условий их разложения на поведение ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{144}Ce и ^{106}Ru в почве //Радиоактивные изотопы во внешней среде и организме /Под ред. Ю.И. Москалева. – М.: Атомиздат,

1970. – 264 с

127. Кожедуб Т.И., Дроздов Д.Н. К вопросу опасности использования дикорастущих грибов в рационе питания сельского населения, проживающего на территориях относительного экологического благополучия //Проблемы лесоведения и лесоводства: Сборник научных трудов ИЛ НАН Беларуси. Выпуск 73. – Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2013. – С. 432-438

128. Кольненок В.П. Сорбционная подвижность цезия и стронция на некоторых глинах и почвах //Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М.: 1989. – С. 98

129. Конаков Д. Е. Накопление и перераспределение техногенных радионуклидов в лесных биогеоценозах Ульяновской области: Автореф. дис. на соиск. уч. степ. канд. с.-х. наук. Йошкар-Ола, 2004. – 26 с

130. Коноплев А. В. Фукусима и Чернобыль: общее и различное в поведении радиоцезия/Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 202-218

131. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М.: Колос, 1977. – 208 с

132. Коробова Е.М., Есакова Е.В., Линник В.Г.,Коровайков П.А. Техногенные радионуклиды в почвах сопряженных полесских и опольных ландшафтов Киевской области//Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М.: 1989. – С.35

133. Коробова Е.М., Романов С.Л., Киров С.С., Березкин В.Ю., Баранчуков В.С. Пространственное распределение Cs-137 в элементарных ландшафтно-геохимических системах долины р. Ипуть (Брянская область)//Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы V Международной конференции. – Томск: СТТ, 2016. – С. 345-348

134. Коробова Е. М. Комплексная оценка эколого-геохимического состояния техногенно трансформированных территорий/ Геохимия, 2017, № 10, с. 863–874

135. Коробова Е. М. Генезис и закономерности пространственной организации современных биогеохимических провинций. Диссертация на соискание ученой степени доктора геолого-минералогических наук. Москва, 2016. – 329.с.

136. Короткова Е.З. Зависимость накопления ¹³⁷Cs основными ягодными растениями Полесья Украины от степени радиоактивного загрязнения почвы. // Экология и молодежь. Тез. докл. I Международной науч.-практ. конф., Гомель, 17-19 марта 1998 г. Т. 1, Ч. 2. – Гомель, 1998. С. 100-101.

137. Катрич И.Ю. Мониторинг трития в природных водах СССР (России). Диссертация на соискание ученой степени доктора географических наук. – Обнинск, 128 с.

138. Косолапов А.Б. Комплексные эколого-географические оценки и районирование территории // Гуманитарные научные исследования. 2012. № 12 [Электронный ресурс]. URL: <http://human.snauka.ru/2012/12/2118> (дата обращения: 20.11.2016).

139. Костюченко В.А., Попова И.Я., Перемыслова Л.М., Мельников В.С. Состояние радиоактивного загрязнения реки Теча //Радиационная биология. Радиоэколо-

гия. – 2009. – Т. 49. – №2. – С. 212-218

140. Костюченко В.А., Перемыслова Л.М., Аклеев А.В., Попова И.Я., Батурич В.А., Казаченок Н.Н., Мельников В.С., Усольцев Д.В. Сравнительная характеристика формирования радиационно-гигиенической обстановки на загрязненных территориях Уральского региона // Медицина экстремальных ситуаций. – 2011. – Т. 36. – № 2. – С. 79-87

141. Костюченко В.А., Аклеев А.В., Перемыслова Л.М., Попова И. Я., Казаченок Н.Н., Мельников В. С. Миграция долгоживущих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) во внешней среде на аварийно-загрязненных территориях Южного Урала // Восточно-Уральский радиоактивный след / Под ред. А. В. Аклеева и М. Ф. Киселева. – Челябинск, 2012. – С. 44-81.

142. 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 / Под ред. А. В. Аклеева и М. Ф. Киселева. – Челябинск, 2012. – С. 82-121

143. Кочуров Б.И., Лобковский В.А., Хазиахметова Ю.А. Геоэкология: экодиагностика, ГИС-технологии, эффективное природопользование / Экология: синтез естественно-научного, технического и гуманитарного знания. – Уфа ЕНИИПП, 2012. – С. 46-52

144. Кочуров Б.И. Экодиагностика и сбалансированное развитие. – М., Смоленск: Маджента, 2003. – 384 с.

145. Кофман А. Введение в теорию нечетких множеств. М.: Радио и связь, 1982. 432 с.

146. Кравец А.П. Радиологические последствия радионуклидного загрязнения почв и растений. – К.: Логос, 2006. – 180 с.

147. Краснов В.П., Курбет Т.В., Орлов А.А., Шелест З.М., Шатрова Н.Е. Влияние экологических факторов на накопление ^{137}Cs съедобными грибами Центрального Полесья Украины // Мат. ежегодной науч. конф. Института ядерных исследований, 27-30 января 1998 г. . – Киев, 1998. – С. 305-307

148. Краснов В.П., Орлов А.А., Иркиенко С.П., Шелест З.М., Турко В.Н., Короткова Е.З., Криндач А.И. Радиоактивное загрязнение продукции лесного хозяйства в Полесье Украины. // Лесное хозяйство за рубежом. Экспресс-информация, вып.5. – М.: ВНИИЦлесресурс, 1997. – С. 15-25.

149. Краснов В.П., Турко В.Н., Орлов А.А., Короткова Е.З. Распределение активности ^{137}Cs в компонентах лесного биогеоценоза влажной субори Украинского Полесья. // Лесная наука на рубеже XXI века: Сб. науч. трудов. Вып. 46. – Гомель, 1997. – С. 405-407

150. Краснов В.П., Шелест З.М., Курбет Т.В. Загрязнение цезием-137 грибов в Украинском Полесье. // Третий съезд по радиац. исслед. Радиобиол., радиоэкол, радиац. безоп.: Тез. докл. Т. 2. Пушино, 1997. – С. 353–354

151. Краснов В.П.; Наукові основи використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення лісів 2000 года. Источник: Автореф. дис... д-ра с.-г. наук: / К., Нац. аграр. ун-т. . – 2000. – 35 с.

152. Кудельский А.В., Пашкевич В.И. Радиационное состояние гидросферы Беларуси: 25 лет Чернобыльской катастрофы //Известия национальной академии наук Беларуси. – 2011. – №3. – С. 5-22
153. Кузнецов В.А., Генералова В.А. Радионуклиды и коллоидные соединения марганца в ландшафтах // Літасфера/Lithosphere. – 1994. – №1. – С. 146–159
154. Кулькова М.А. Долгоживущие радионуклиды (^{14}C , ^3H) в экосистеме Финского залива: Монография. – СПб.: Изд-во РГПУ им. А.И. Герцена, 2013. – 111 с.
155. Кундас С. П., И. А. Гишкелюк, В. И. Коваленко, О. С. Хилько Компьютерное моделирование миграции загрязняющих веществ в природных дисперсных средах /Под общ. ред. С. П. Кундаса. – Минск: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2011. – 212 с.
156. Курбет Т.В. Закономерности накопления ^{137}Cs съедобными грибами в лесах Центрального Полесья Украины. // Экология и молодежь. Тез. докл. I Междунар. науч-практ. конф., Гомель, 17-19 марта 1998 г. Т.1, ч.2. – Гомель, 1998. – С.106
157. Курбет Т.В. Радиоэкологические исследования грибов в Полесском природном заповеднике. //Роль охраняемых природных территорий в сохранении биоразнообразия. Материалы науч. конф., 8-10 сентября 1998 г. . – Канев, 1998. – С. 132-133
158. Лазоренко Г.Е., Поликарпов Г.Г. Роль малых рек в переносе радионуклидов чернобыльского происхождения в зоне отчуждения ЧАЭС // Радиация и экосистемы: Материалы международной научной конференции / Под общ. ред. Е. Ф. Конопки. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. – С. 20-24
159. Ландшафтоведение [Электронный ресурс]. URL: https://www.bygeo.ru/materialy/vtoroi_kurs/landshaftovedenie-chtenie/1589-rayonirovanie-prirodno-antropogennyh-landshaftov.html (Дата обращения: 20.11.16 г.)
160. Левина С.Г., Аклеев А.В. Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа. М.: 2009. – 272 с.
161. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации/ Под ред. Ипатьева В.А. . – Гомель, 1999. – 454 с.
162. Летова А.Н. Суточная динамика включения радиоизотопов в растения /Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар, 1973. – С.131
163. Линник В.Г. Биосферные последствия чернобыльской катастрофы Россия в окружающем мире: 2006 (аналитический ежегодник). отв. ред. Н.Н. Марфенин / под общ. ред.: Н.Н. Марфенина, С.А. Степанова. – М.: МНЭпу, Авант, 2007. – С.33-52
164. Линник В.Г, Соколов А.В., 'Соколов П.В Многомасштабность уровней загрязнения Cs -137 ландшафтов Брянской области (по данным аэрогаммасыёмки)/ Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 266-297
165. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов. – М.: РАН, 2018, – 372 с.
166. Липатов Д.Н., Щеглов А.И, Манахов Д.В., Цветнова О.Б. Пространственное распределение ^{137}Cs в почве ельника в дальней зоне чернобыльских выпадений//Радиационная биология. Радиоэкология. – 2017. – Т.57. – №1. – С. 86-97

167. Липницкий Л.В., Гаевский И.В., Агеева Т.Н., Шапшеева Т.П. О результатах комплексного радиационно-гигиенического обследования реперных населенных пунктов Могилевской области//Здоровье и окружающая среда. – 2012. – № 21. – С. 94-103
168. Лоцилов Н.А., Куринный В.Д., Кашпаров В.А., Михаэлян А.М. Радиационные и физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на Чернобыльской АЭС// Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. – М.: 1989. – С.65
169. Лужанчук Я.В. Применение нейронных сетей в приборах радиационного мониторинга // АНРИ. – 2017. – №3. – С. 56-61.
170. Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А. Исследование биогеохимической миграции радио-углерода с помощью информационно-прогностической системы «ЭКОРАД»// Геохимия. – 2000. – № 9. – С. 995
171. Мамихин С. В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). М., Изд-во Моск. ун-та, 2003. – 172 с.
172. Мамихин С.В. Биологическая доступность радионуклидов почв и воспроизведение ее динамики в имитационных моделях наземных экосистем // Вестн. Моск. ун-та, Сер. почв., 2004. – № 2. – С. 16 – 21
173. Мамихин С.В. Опыт имитационного моделирования динамики техногенных радионуклидов в наземных экосистемах // Проблемы радиэкологии и пограничных дисциплин. /Под ред. В.И. Мигунова, А.В.Трапезникова. – Екатеринбург, 2005. – Вып. 6. – С. 269-291
174. Мамихин С.В., Никулина М.В. Имитационная модель поведения ^{90}Sr в почве и древесном ярусе соснового леса // Радиационная биология. Радиэкология. – Т. 45. – №4. – 2005. – С. 218 – 226
175. Мамихин С.В., Бадави В. М. Имитационная модель трехмерной миграции ^{137}Cs в почвах/Вестн. Моск. ун-та, серия 17 Почвоведение, 2011, №4, С. 32-36
176. Мамихин С.В. Имитационное моделирование поведения радионуклидов в наземных экосистемах в исследованиях экологических последствий аварии на Чернобыльской АЭС//Радиационная биология. Радиэкология. – 2016. – Том 56. – №3. – С. 313-321
177. Марей А.Н. Санитарная охрана открытых водоемов от загрязнения радиоактивными веществами. – М.: Медгиз. – 1958. – 91 с
178. Маркина З.Н., Тарасенко В.П., Егорушкин В.А., Прудников П.В., Шошин В.И. Поведение ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах / Современное состояние и перспективы ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами землях : Материалы международной научно-практической конференции, Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2011. - С. 65-69
179. Маркина З.Н., Тарасенко В.П., Егорушкин В.А., Прудников П.В., Шошин В.И. Поведение ^{137}Cs в почвах лесомелиоративных насаждений / Современное состояние и перспективы ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами землях : Материалы международной научно-практической конференции, Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2011. - С. 70-74

180. Мартюшов В. В., Д. А. Спирин, Г.Н. Романов, В. В. Базылев, В.З. Мартюшов Динамика состояния и миграции стронция-90 в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа /Вопросы радиационной безопасности.- 1996.-3.- с. 28-38
181. Мартюшов В.З., Базылев В.В., Мартюшов В.В., Григорьева Т.А. Формы нахождения стронция-90 и цезия-137 и связь стронция-90 с макро- и микроэлементами в почвах ВУРСА // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 5 / Под ред. В.И.Мигунова, А.В.Трапезникова, С.М.Вовка.- Екатеринбург, 2004.- с. 67-75
182. Мартюшова Л.Н., Мартюшов В.В., Тепляков И.Г., Базылев В.В., Шилов В.П. Оценка уровней загрязнения лесной продукции поймы р. Теча /Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 5. Екатеринбург: 2004. – С. 9-20
183. Мартюшова Л.Н., Романов Г.Н., Базылев В.В., Мартюшов В.В., Смирнов Е.Г., Мартюшов В.З., Тарасов О.В. О возможности хозяйственного использования основной и побочной продукции леса на территории ВУРСА/ Вопросы радиационной безопасности, 1998, № 3, - С. 35-39
184. Маслов В.И. Перераспределение радиоактивных элементов в природных биогеоценозах в результате роющей деятельности мышевидных грызунов / Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: 1973. – С. 99-100
185. Маслов В.И. Аккумуляция урана, радия и тория животными радиоэкологической группы тесного контакта с радиоактивными веществами в среде обитания / Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: 1973. – С. 100-101
186. Матвеевко Т.И. Динамика накопления радионуклидов в почвенном покрове юга Хабаровского края (№ 21(05)) Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета
187. Материалы к отчету по теме № 74424 «Гигиеническое обоснование размеров и режима контролируемых зон вокруг предприятий атомной промышленности, ядерных энергетических установок и на локально-загрязненных радиоактивными веществами территориях» 1976 г
188. Матусов Г.Д., Роцин В.Е., Машков Е.А. К вопросу о миграции радионуклидов в лесной почве сосновых насаждений мшистого типа в Полесском ГРЭС / Современное состояние и перспективы ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами землях : Материалы международной научно-практической конференции, Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2011. - С. 81-84
189. Махнач А.А. Краткий очерк геологии Беларуси и смежных территорий. – Минск: Беларуская навука, 2014. – 190 с.
190. Махонько К.П. Вид профилей концентрации продуктов деления в почве при глобальных и локальных выпадениях/ Радиоактивные изотопы в почве и растениях. – М.-Л.: Колос, 1969, С. 45-56
191. Махонько К.П. Чумичев В.Б. О проникновении некоторых продуктов деления в почву/ Радиоактивные изотопы в почве и растениях. – М.-Л.: Колос, 1969, С. 57-74
192. Машков И.Л., Маленок Л.В. Накопление и вертикальная миграция ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в лесной почве Полесского ГРЭС/Радиация и экосистемы: Материалы международ-

ной научной конференции / под общ. ред. Е. Ф. Конопли. — Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. — С. 35-37

193. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча /Под ред. А.В.Аклеева, М.Ф.Киселева.- М. : 2001. 531 с

194. Методические указания МУ 2.6.1.57996 «Реконструкция средней накопленной в 1986-2001гг. эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году», утверждены Госкомсанэпиднадзором РФ 12.11.1996 в редакции от 25.07.2005.

195. Мешалкина Н.Г. О некоторых закономерностях поведения ^{90}Sr в непроточных водоемах/ Медико-биологические эффекты хронического радиационного воздействия/ под ред. проф. А.В.Аклеева. Т.2. Челябинск, 2005 - С. 47-52

196. Мешалкина Н.Г. Радиоэкологическая характеристика открытых непроточных водоёмов, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения: Дис. канд. биол. наук. М., 1966. 163 с

197. Мирончик А.Ф. Радиоактивное загрязнение экосистем Могилевской области: монография/ Могилев: Белорс-Рос. ун-т, 2008. 363 с.

198. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 252 с

199. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Рерих Л.А., Тепляков И.Г., Тюменев Л.Н. О некоторых закономерностях поведения цезия-137 в системе почва- сельскохозяйственные растения / Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: 1973. – С.122

200. Мокров Ю.Г. Реконструкция радиоактивного стока основных радионуклидов с водами р. Теча в период 1949–1954 гг. // Бюллетень сибирской медицины. – 2005. – № 2. – С. 110-116

201. Мокров Ю.Г., Мокров К.Ю., Ишунина М.В., Ефимов А.В., Романов С.А. Оценка вклада различных источников загрязнения атмосферы плутонием в районе размещения ФГУП ПО «Маяк»/ Вопросы радиационной безопасности, 2017, №2, С. 35-46

202. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликова Н.В. Радионуклиды в геохимически сопряженных участках ландшафта в зоне Чернобыльской АЭС / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.40

203. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. – Екатеринбург: УрО РАН, 2006. – 89 с

204. Молчанова И.В., Чеботина М.Я., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Влияние опада древесных растений и условий его разложения на миграцию радионуклидов в почвах. Тр. ИПГ. 1979, Вып. 38, С.114-123

205. МР 2.6.1.0006-10 «Проведение комплексного экспедиционного радиационно-гигиенического обследования населенного пункта для оценки доз облучения населения» (2010)

206. Мусихина Т. А. Комплексная оценка и районирование экологической опасности и управление экологической безопасностью регионов России Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора географических наук. М.. – 2011, 35

с.

207. Муслимов Р.Х., С. А. Султанов, В. И. Зайцев, Ю. С. Шимелевич, М.С. Хозяинов Контроль за разработкой нефтяных месторождений индикаторными методами / Контроль и регулирование разработки, методы повышения нефтеотдачи пластов - основа рациональной разработки нефтяных месторождений Часть 1 Труды Всероссийского совещания по разработке нефтяных месторождений Альметьевск. 5-9 июня 2000 года. Альметьевск, 2000. – С. 154-159

208. Мясковская О.С. Вертикальное распределение ^{137}Cs в торфяно-болотных почвах разных типов болот Полесья Украины //VI Съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность): Тезисы докладов. Том II (секции VIII-XIV). Москва, 25-28 октября 2010 г. – М.: РУДН, 2010. – С.50

209. Наумов А.Д., Тимохина Н.И., Никитин А.Н. Современные радиэкологические проблемы регионов, пострадавших в результате катастрофы на ЧАЭС// Радиация, экология и техносфера : материалы междунар. науч. конф. (Гомель, 26–27 сент. 2013 г.) / НАН Беларуси, институт радиобиологий, редкол. : А.Д. Наумов (гл. ред.) [и др.]. – Минск : Ин-т радиологии, 2013. С.3-4

210. Национальная система мониторинга окружающей среды Республики Беларусь: результаты наблюдений, 2010 / Под общей редакцией С. И. Кузьмина, В. В. Савченко. – Минск, «Бел НИЦ «Экология». – 2011. – 308 с

211. Ненашев Р. А. Особенности аккумуляции ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am в донных отложениях непроточного водоема 30-километровой зоны отчуждения Современные проблемы радиобиологии: мат-лы междунар. науч. конф. (Гомель, 14-15 окт. 2010 г.) / Ин-т радиобиологии Нац. акад. наук Беларуси; ред. кол.: А. Д. Наумов [и др.]. – Минск: Институт радиологии, 2010. – С. 86-87

212. Николин О. А. Тритий в водных экосистемах Уральского региона. Автореф. дис. канд. биол. наук. – Пермь, 2008. – 21 с.].

213. Новикова Н.Я., Химич С.П., Сапунова Р.Н., Молоканова Е.Л. Формы нахождения цезия-137 и стронция-90 в почвах районов Гомельской области, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС/ Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. – С. 103

214. Новицкий М. А. О прогнозировании загрязнения рек вследствие аварии на Чернобыльской атомной электростанции/Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 305-311

215. Носов А. В., А. Л. Крылов, В. П. Киселев, С. В. Казаков Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / ; под ред. Р. В. Арутюняна ; Ин-т проблем безопасного развития атомной энергетики РАН. — М. : Наука, 2010. — 253 с

216. О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Российской Федерации в 2015 году: Государственный доклад.- М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2016.- 200 с..

217. Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк». Изучение радиэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массивного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958-1984 гг.). Отчет по теме «Мираж». Т.Ш. Библиотека журнала «Вопросы радиационной безопас-

ности». Из архивов ПО «Маяк», №4. Составители Л.А Милакина, П.М. Стукалов – Озерск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2005. -132 с.

218. Орлов А.А., Дидух Я.П. Новый подход к фитоиндикации радиоактивного загрязнения лесных экосистем. // Доклады НАН Украины. 1998. №11. С. 184-187. (Укр. яз.)]

219. Орлов А.А., Дидух Я.П. Фитоиндикация радиоактивного загрязнения лесных экосистем. // Укр. ботан. журн. 1998. Т. 55, № 5. С. 536-541

220. Орлов А.А., Короткова Е.З., Курбет Т.В. 6.5. Побочные лесные пользования. // Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения / Под общ. ред. Н.Н. Калетника. Киев: Госкомитет лесного хозяйства Украины, 1998. С. 35-46.

221. Орлов А.А., Краснов В.П., Иркиенко С.П., Турко В.Н., Короткова Е.З. Экобиологические особенности клюквы болотной (*Oxycoccus palustris* Pers.) и накопление Cs-137 ее фитомассой в Украинском Полесье. // Проблемы экологии лесов и лесопользования в Полесье Украины: Науч. труды Полесской АЛНИС. Житомир, 1997. Вып. 4. С. 36-43.]

222. Оршанско-Могилевская равнина [http:// dic.academic.ru/dic.nsf/ruwiki/1844174](http://dic.academic.ru/dic.nsf/ruwiki/1844174)

223. Оценка уровней радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха в ретроспективе ведения наблюдений на территории Челябинской области. [Электронный ресурс]. _chelpogoda.ru_pages_310.htm

224. Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Коробова Е.М., Казинская И.Е., Емельянов В.В., Родионова И.М., Тузова А.М., Коровайков П.А., Мясоедов Б.Ф. Распределение плутония и некоторых продуктов деления в почвах / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.81

225. Павлоцкая Ф.И., Коробова Е.М., Горяченкова Т.А., Казинская И.Е. Ландшафтно-геохимические исследования поведения искусственных радионуклидов / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.44

226. Парамонова Т. А., Беляев В. Р., Иванов М. М., Комиссарова О. Л. Анализ вертикального распределения цезия-137 в профиле пахотных черноземов при различных схемах их опробования/Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 338-346

227. Парамонова Т.А., Шамшурина Е.Н., Беляев В.Р, Комиссарова О.Л. Сравнительный анализ поступления ¹³⁷Cs в луговую растительность районов черноземной зоны, в различной степени загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС/ Радиационная биология. Радиоэкология. 2017, Том 57, №4, С.429-439

228. Переволоцкая Т.В., Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Распределение ¹³⁷Cs И ⁹⁰Sr в вертикальном профиле почвы геохимически сопряженных ландшафтов /Радиация И экосистемы: Материалы международной научной конференции / под общ. ред. Е. Ф. Конопки. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2008. – С.55-59

229. Переволоцкий А. Н., Переволоцкая Т. В. Прогнозирование вертикального распределения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в лесных почвах республики Беларусь/ Радиационная биоло-

гия. Радиоэкология. 2012. том 52. № 6. с. 625-635

230. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. - Гомель:РНИУП «Институт радиологии», 2006. - 255 с

231. Перельман А.И. Геохимия биосферы и ноосферы/ Биогеохимические циклы в биосфере Материалы VII Пленума СКОПЕ Москва, 15-22 ноября, 1974 Москва: «Наука», 1976 С/86-98

232. Перемыслова Л.М., Батурич В.А., Попова И.Я. Современные основы для реабилитации и изменения статуса части территории ВУРСа 1958-1999 гг. 1999

233. Перемыслова Л.М., Костюченко В.А., Попова И.Я., Казаченок Н.Н. Радиационно-экологическая ситуация в населенных пунктах, расположенных на прибрежной территории реки Теча//Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 2. – С. 47-54

234. Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Любкина И.Я., Рубинчик С.Я., Соколик Г.А. Экспериментальное исследование форм нахождения радионуклидов в почвах загрязненных районов Беларуси / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. – С. 104

235. Петряев Е.П., Соколик Г.А., Овсянникова С.В., Лейнова С.Л., Иванова Т.Г. Особенности вертикальной миграции радионуклидов в почвах типичных ландшафтов загрязненной территории БССР / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.83

236. Пещерова Н. Н., Рябова Е.Р. Закономерности накопления ^{90}Sr плодоягодными культурами// Агрехимия, 1979, № 2, с. 110-114

237. Пещерова Н. Н., Рябова Е.Р. Накопление ^{90}Sr растениями черной смородины из почвы / Агрехимия, - №4, 1986, - С. 75-78

238. Позолотина/ В.Н., И.В. Молчанова, Е.Н. Караваяева, Л.Н. Михайловская, Е.В. Антонова Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты– Екатеринбург: «Гошицкий», 2008. – 204 с

239. Поликарпов Г.Г. Радиационная экология как научная основа радиационной защиты биосферы и человечества / Проблемы экологии и пограничных дисциплин. Выпуск 8. Екатеринбург, 2006. – С. 3-28

240. Попова И.Я., Казачёнок Н.Н. Проблемы статистической обработки данных обследования радиоактивного загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции // АНРИ, № 3, 2015. – С. 15-19

241. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона /Под ред. С.К. Шойгу. – М.: Комтехпринт, 2002. – 287 с

242. Почвенная карта Челябинской области, Масштаб 1:300000, 1985 г. /Главное управление геодезии и картографии при Совете Министров СССР, М. – 1990

243. Прахова Е.л., Попова Е.Н., чувашов Н.И., чудин В.А. Ветровой режим территории, окружающей ПО "Маяк" за 1947–1999 гг. / ядернопромышленный комплекс Урала: проблемы и перспективы. – Озерск, 2001. – С. 12–15

244. Природа Челябинской области//Под ред. М.А.Андреевой. – Челябинск: Изд-во ЧГПУ, 2000. – 269 с.

245. Проблемы ядерного наследия и пути их решения Том 1 Под ред. Е.В. Ев-

стратова, А.М. Агапова, Н.П. Лаверова, Л.А. Большова. М., «Энергопром аналитика». – 2010

246. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р. М. Алексахина. – М. : Энергоиздат, 1981. – 98

247. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году. Ежегодник. Под ред. С.М. Вакуловского. – Обнинск, 2009. – 298 с.

248. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году. Ежегодник. / Под ред. С.М. Вакуловского. – Обнинск, 2010. – 316 с

249. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году. Ежегодник. / Под ред. С.М. Вакуловского. – Обнинск, 2011. – 282 с

250. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году / Под ред. С.М. Вакуловского. Обнинск: 2012. 297 с

251. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2015 году. Ежегодник. / Обнинск, Росгидромет, Тайфун. - 2016. – 348 с

252. Радиационная обстановка на территории Челябинской области в октябре 2009 года. [Электронный ресурс]. URL: <https://www..chelpogoda.ru/pages/226.php> (Дата обращения: 28.11.09 г.)

253. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий/ Под ред. чл.-корр РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко. М.: РАН. – 2018. – 278 с.

254. Раздайков А. Н., Марадудин И. И., Ромашкин Д. Ю., Радин А. И. Лесное хозяйство в зонах радиоактивного загрязнения: проблемы возвращения к нормальной жизнедеятельности/Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 347-353

255. Рамзаев В.П., Репин В.С., Храмов Е.В. Мирные ядерные взрывы: проблемы и пути обеспечения радиационной безопасности населения // Радиационная гигиена Том 2 № 2, 2009. – С. 27-33

256. Рекомендации по ведению сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь на 2012-2016 годы Минск 2012 Рассмотрены и одобрены Межведомственным экспертным советом по научному обеспечению мероприятий по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС (протокол № 4 от 14 декабря 2011 г.). РНИУП «Институт радиологии», 124 с.

257. Романов С.Л. Принципы формирования полей рассеяния и концентрации радионуклидов в системе геохимического ландшафта / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С. 48

258. Руководство по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель республики Беларусь на 1997-2000 г. Утверждено: Министр сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь В.С.Леонов, Министр по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь И.А.Кеник 11.03.1997

259. Руководство по ведению агропромышленного производства и лесного хозяйства на территории санитарно-защитной зоны Восточно-Уральского радиоактивного

следа / Челябинск: Админ.Челяб. обл., 1999. – 25 с.

260. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997-2000) Утверждено Приказом Федеральной службы лесного хозяйства России от 31.03.97 N 40

261. Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду, МАГАТЭ, Вена, IAEA-TEC-DOC, 1994, 104 с. [Электронный ресурс]. URL: https://www.pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_745r_prn.pdf (Дата обращения: 20.11.16 г.)

262. Рыбалко С.И., Чекалов А.Г., Проскуряков А.Г., Бондаренко Г.Н. Тиханов Э.К. Морфология и микротопография поверхности носителей радионуклидов конденсационного типа в аэрозольных выпадениях дальней зоны ЧАЭС/ Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.68

263. Санжарова Н.И., Сысоева А.А., Исамов Н.Н., Алексахин Р.М., Кузнецов В.К., Жигарева Т.Л. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению //Рос. хим. ж., 2005, т. XLIX, №3. - С. 26-34

264. СанПиН 2.3.2.1078-01: Гигиенические правила безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. – М., 2002.

265. СанПиН 2.3.2.2401-08: Дополнения и изменения № 10 к санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам СанПиН 2.3.2.1078-01: Гигиенические правила безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. – М., 2008

266. СанПиН 2.3.2.2650-10: Дополнения и изменения № 18 к санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам СанПиН 2.3.2.1078-01: Гигиенические правила безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. – М., 2010

267. СанПиН 2.6.1.2523-09: Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). – М., 2009

268. Сапрыкин Ф. Я. Геохимия почв и охрана природы Геохимия, повышение плодородия и охрана почв —Л.: Недра, 1984.— 231 с

269. Сборник методик по определению радиоактивности окружающей среды. Методики радиохимического анализа / Под ред. Г. А., Середы, З. С. Шулепко, М.: Гидрометеиздат, 1966. – 51 с.

270. Семенютин А.М., Пристер Б.С., Перепелятникова Л.В. Особенности вертикального распределения цезия-137 в почвах зоны Чернобыльской АЭС/ Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.84

271. Силантьев А.Н. и Трунилова И.В. Вымывание цезия-137 из почвы / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. – С. 109

272. Силантьев А.Н. Спектрометрический анализ радиоактивных проб внешней среды. – Л.: Гидрометеиздат, 1969. – 183 с

273. Смагин А. И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале Автореферат дис. доктора биологических наук Пермь – 2008

274. Собонович Э.В. Эффективность природозащитных мер в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС//Геохимия. – 1992. - №7. – С. 995

275. Соколов В.В., Агаркова А.А. Миграция и вторичные концентрации ради-

онуклидов в ландшафтах Европейского центра РСФСР / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С. 51-52

276. Софронова Л. И. Влияние отходов ураноперерабатывающих предприятий Северного Казахстана на состояние компонентов экосистем Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук Кокшетау – 2012

277. Стародубов А.В., Бахур А.Е., Березина Л.А., Зуев Д.М., Мануилова Л.И., Иванова Т.М. Особенности миграции техногенных радионуклидов в загрязненных ландшафтах Брянской области / Разведка и охрана недр, 2005, №4, С. 73-75

278. Структура географической среды и ландшафтное разнообразие Беларуси / Под ред. И.И. Пирожника, Г.И. Марцинкевич. – Минск: БГУ, 2006. – 194 с.

279. Стукалов П.М., А.И. Смагин Моделирование поведения радионуклидов в водоемах, расположенных в головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа Известия вузов. Ядерная энергетика . – 2001. – № 2. – С.37-44

280. Стукалов П.М., Алексахин А.И., Иванов И.А., Симкина Н.А. Определение параметров десорбции радионуклидов из техногенных илов водоема В-9 (Карачай)// Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 1. – С. 3-16

281. Стукалов П.М., Ровный С.И. Радиоэкологическая изученность зоны влияния ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – Специальный выпуск №8. – С.5-13

282. Сюткин В. М С98 Экологический мониторинг административного региона (концепция, методы, практика на примере Кировской области). – Киров.: ВГПУ, 1999. – 232с.

283. Тетерин А. Ф. Эколого-климатические особенности территории Восточно-Уральского радиоактивного загрязнения Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук Санкт-Петербург 2000

284. Техногенное загрязнение речных экосистем / Под ред. В.Н. Райнина, Г.Н. Виноградовой. М.: Научный мир. 2002. 140с.

285. Тихомиров Ф.А., Карабань Р.Т., Бочарова М.А., Юданов В.П. Поступление стронция-90 и цезия-137 в древесную растительность из почвы / Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: 1973. – С.139-141

286. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Казаков С.В., Кляшторин А.Л. Распределение радионуклидов в лесных ландшафтах Украинского Полесья / Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.53

287. Тихонов М.Н., Рылов М.И. После Чернобыля и Фукусимы-1: выявление и оценка неопределенностей и маловероятных рисков с катастрофическими последствиями. АНРИ, - 2014, - №2, С. 2-28.

288. Трапезников А.В, Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том 1. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. -480 с

289. Трапезников А.В. Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча-Исеть/ А.В. Трапезников, В.Н. Позолотина, Молчанова И.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Караваева Е.Н, Чеботина М.Я., А. Ааркрог, Х. Дальгаард, С.П. Ниль-

сен, К. Чен // Экология, 2000, №4, С.248-256

290. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том II. – Екатеринбург: Изд-во Урал.ун-та, 2007. – 400 с

291. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная экология как научное направление / Проблемы экологии и пограничных дисциплин. Выпуск 8. Екатеринбург, 2006. - С. 29-83

292. Трофимец Л.Н., Паниди Е.А., Кочуров Б.И., Иванеха Т.Л., Петелько А.И. Оценка возможностей цезия-137 чернобыльского происхождения как идентификатора потери почвой питательных веществ (подвижного фосфора) вследствие эрозии//Интеркарто/ИнтерГИС том 24 №1 2018 С. 450-461

293. Тряпицына Г.А., Андреев С.С., Осипов Д.И., Стукалов П.М.,Иванов И.А., Александрова О.Н.,Костюченко В.А., Пряхин Е.А., Аклеев А.В. Оценка радиационного воздействия на гидробионтов некоторых специальных промышленных водоемов ПО «Маяк»//Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т.52. №2, С.207-214

294. Тюрюканова Э.Б., Беляева Л.И., Конова Н.И. Стронций-90 в лесных биогеоценозах / Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар: 1973. – С.138-139

295. Умывакин В.М., Д.А. Иванов, А.В. Пахмелкин, А.В. Швец, А.А. Воронин Геосистемный анализ эколого-эрозионной ситуации на речных водосборах Воронежской области //Вестник ВГУ, серия: География. Геоэкология, 2013, № 2 С. 131-138

296. Фесенко С. В., Скотникова О. Г., Скрыбин А. М., Сафронова Н. Г., Гонтаренко И. А. Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном пресноводном водоеме// Радиационная биология. Радиоэкология, 2004, том 44, № 4, с. 466-472

297. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Лисянский К.Б. Оценка эффективности контрмер в сельском хозяйстве / Радиация и риск, 1997, вып. 9. – С. 53-60

298. Фролов П.А., А.Г. Подоляк Оценка параметры биологической доступности радионуклидов при вводе в сельскохозяйственный оборот залежных земель зоны отчуждения / Малые дозы: материалы междунар. науч. конф. (Гомель, 26-28 сент. 2012 г.) / ред. кол.: А.Д. Наумов (гл. ред.) [и др.]. – Минск: Ин-т радиологии, 2012. – С. 143-146

299. Хвалей О.Д. Поведение радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в компонентах водных систем лентического и лотического типов Восточно-Белорусской геологической провинции Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук Минск – 2001 20 с

300. Хвалей О.Д., П.И.Дацкевич, Ф.Д.Комиссаров, Л.П.Башарина, И.Л.Лобач. Радиоэкологический мониторинг некоторых водных систем лентического типа Республики Беларусь, подвергшихся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС //Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды. Минск: 1998, С.252

301. Чеботина М.Я. О прочности фиксации ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями / Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах, Свердловск: УНЦ АН СССР, 1981. – С. 47-52

302. Чеботина М.Я., Николин О.А., Смагин А.И. Тритий в водных системах

ПО «Маяк»/Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий. – Челябинск, - 2007. – С. 152-162

303. Чегерова Т.И. Провести анализ адекватности существующих методик дозовых нагрузок с учетом неопределенностей статистической и нестатистической природы исходных данных. Отчет о НИР. Бел НИИ экологической и профессиональной патологии. Могилев, 2000, 43 с.

304. Челябинская область. Атлас / Под ред. В.В. Латышина. – Челябинск: АБРИС, 2002. – 32 с.].

305. Челябинская область. Энциклопедия. – Челябинск: Каменный пояс, 2008. – 832 с

306. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий / Под ред. А.В. Аксеева.- Челябинск, 2006. – 344

307. Чернобыльская авария: последствия и их преодоление. Национальный доклад // Под. ред. акад. Конопля Е.Ф., проф. Ролевича И.В. – Минск: Министерство по чрезвычайным ситуациям, Национальная академия наук Беларуси, 1998, 121 с.]

308. Чернокожев Дмитрий Александрович Совершенствование технологии индикаторных исследований для оценки фильтрационной неоднородности межскважинного пространства нефтяных пластов Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук Дубна – 2008

309. Черных Д. В. Пространственно-временная организация внутриконтинентальных горных ландшафтов (на примере русского Алтая) Диссертация на соискание ученой степени доктора географических наук Барнаул – 2012

310. Черныш А.Ф., Аношко В.С. Миграция и аккумуляция радионуклидов в эродированных агроландшафтах белорусского Полесья// Вестник БГУ. Сер. 2. 2006. № 1 С.98-102

311. Чунихин Л.А., Дроздов Д.Н. Динамика изменения дозы внутреннего облучения в зависимости от урожайности дикорастущих грибов// Проблемы лесоведения и лесоводства: Сборник научных трудов ИЛ НАН Беларуси. Выпуск 73. - Гомель: Институт леса НАН Беларуси, 2013. С. 451-460

312. Шамов В.П., Дибобес И.К., Пантелеев Л.И. К вопросу о причинах отклонения вероятностного распределения стронция-90 в скелетах населения от нормальной кривой распределения // Восточно-Уральский радиоактивный след / Под ред. А.В. Аксеева и М.Ф. Киселева – Челябинск, 2012. – С. 137-138

313. Шарапова Т.В., Макин Р.С. Исследование миграции радионуклидов в почве методами современной динамики//Радиация и риск. – 2017. – Т. 26. - №3. – С.116-124.

314. Шувалов В.Е. Районирование в Российской социально-экономической географии: современное состояние и направления развития/региональные исследования №3 (49), 2015 С.19-29

315. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 1999. 268 с

316. Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении//Природа, № 4, 2001 г. , С. 23-32

317. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Богатова М.К. Особенности содержания и

распределения ^{137}Cs в почвах различных фитоценозов на современном этапе /Проблемы радиэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 9. Екатеринбург: 2006. – С. 122-158

318. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Ермаков А.И., Моисеев И.Т. Вертикальная миграция радионуклидов в лесных почвах зоны радиоактивного загрязнения вокруг ЧАЭС /Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. М.: 1989. - С.88

319. Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Тихомиров Ф.А. Радионуклиды в продукции лесного хозяйства (зона радиоактивного загрязнения ЧАЭС). // Аграрна наука. 1996. № 3. С. 26-29

320. Щеглов А. И., Цветнова О. Б., Скрябинский Д. А. Формы соединений ^{137}Cs в почвах природных и агроэкосистем радиоактивно загрязненных территорий Брянской области/Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сб. тр. конференции, Обнинск, 19-21 апреля 2016 г. Обнинск, 2016. – С. 404-415

321. Щур А. В., Виноградов Д. В., Агеева Т. Н., Шапшеева Т. П., Грязин В. А. Влияние радиэкологической ситуации в приселитебных лесных массивах на дозы внутреннего облучения сельских жителей // Вестник Поволжского государственного технологического университета. Сер.: Лес. Экология. Природопользование. 2016. № 1(29). С. 79-86.

322. Щур А.В., Валько В.П. Особенности перехода радионуклидов в хозяйственно-ценную растительность//Вестник Курской сельскохозяйственной академии, 2014, №2, С. 37-42

323. Щур А.В., Виноградов Д.В., Агеева Т.Н., Шапшеева Т.П., Фадькин Г.Н. Радиэкологические риски и направления их снижения в агропромышленном комплексе Могилевской области Республики Беларусь // АгроЭкоИнфо. – 2015, №5. [Электронный ресурс]. URL: [https://www.agroecoinfo.narod.ru/journal/ STATYI/2015/ 5/st_19.doc](https://www.agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2015/5/st_19.doc) (Дата обращения: 20.11.16 г.)

324. Щур А. В., Виноградов Д.В., Валько В.П., Фадькин Г.Н. Радиэкологические особенности миграции Cs-137 в растительность лесных экосистем Могилевской области Беларуси, пострадавших от катастрофы на Чернобыльской АЭС // Агро-ЭкоИнфо. – 2015, №4. [Электронный ресурс]. URL: https://www.agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2015/4/st_17.doc. (Дата обращения: 20.11.16 г.)

325. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» /Под ред.А.В.Аклеева, М.Ф.Киселева.- М., 2001

326. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Вена: МАГАТЭ. – 2008. – 180 с.

327. Яблоков А.В. Некоторые особенности пространственно-временного распределения радионуклидов после Чернобыльской катастрофы //Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы V Международной конференции. Томск, СТТ, 2016, С. 733-736

328. Ястребов М.Т. Поведение некоторых естественных и искусственных радионуклидов зональных почв в различных геохимических ландшафтах / Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующей радиации. – Сыктывкар:

1973. – C.85-86

329. Grzegorz Poręba, Andrzej Bluszcz and Zbigniew Gnieszko Concentration and vertical distribution of ^{137}Cs in agricultural and undisturbed soils from Chechlo and Czar-nocin areas// *Geochronometria* Vol. 22, pp 67-72, 2003

330. Kazachonok N. N. Research into the Factors Affecting the Uptake of ^{90}Sr and ^{137}Cs by Plants from Radioactively Contaminated Soils of the Southern Urals. / N. N. Kazachonok, V. A. Kostyuchenko, I. Y. Popova, G. V. Polyanchikova // *Health Physics*. 2012. № 103(1). P. 56-57.

331. Kazachonok N.N. ^{90}Sr and ^{137}Cs Accumulation in Plants in the Area of Radiation Accidents / N.N. Kazachonok, I.Ya. Popova //, *Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants*. D. K. Gupta and C. Wallher (eds.). Switzerland. Springer International Publishing. 2014. P. 277-296

332. Kazachonok N.N., Popova I. Ya. Migration of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the Soil After Radiation Accidents / D. K. Gupta and C. Wallher (eds.), *Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants*, Springer International Publishing Switzerland 2014. – P. 297-314

333. Komissarov F.D., Datskevich P.I., Golikov Y.N., Basharina L.P., Churack T.N., Khvaley O.D. Assessment of the dynamics of the radioactivity contents in surface waters in contaminated areas // *On Decade after Chernobyl/ - Vienna: IAEA, 1996/ - P 124-128*

334. Kostyuchenko V. V., Akleyev A. V., Peremyslova L. M., Popova I. Ya., Kazachonok N. N., Melnikov V. S. Environmental Migration of Radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu) in Accidentally Contaminated Areas of the Southern Urals//*Radioactive Waste*, Edited by Rehab Abdel Rahman, Publisher: InTech, April 25, 2012, p. 65-98

335. Kostyuchenko, Vladimir A.; Peremyslova, Liudmila M.; Popova, Irina Y.; Kazachonok, Nina N.; Melnikov, Viktor S. Main dependencies in reduction of radiation exposure to the population of the Southern Urals//*Health Physics*. 103(1): July 2012, p. 42-46

336. Kazachonok N.N. Assessment of entry of ^{90}Sr into plants in case of a heterogeneous radiation contamination of ecosystems / *Behavior of Strontium in Plants and Environment/ D. K. Gupta and C. Wallher (eds.)*, Springer International Publishing Switzerland 2018. P. 45-60

337. Orlov A.A., Krasnov V.P. Biological peculiarities of the cranberry (*Oxycoccus palustris* Pers.) and ecological parameters of its environment: influence on accumulation of ^{137}Cs by phytomass. // *J. of Radioecology*. 1998. –V. 6, №1. P. 23-29.

338. 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*

339. 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. – C. 187-208

340. 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 Envi-*

ron. 2006 Sep 15;368(2-3):853-62. Epub 2006 May 3.]

341. Suchara I. The Distribution of ^{137}Cs in Selected Compartments of Coniferous Forests in the Czech Republic /Impact of Cesium on Plants and the Environment/D.K.Gupta, C. Walter (eds.) Springer International Publishing Switzerland, 2017. – c. 71-99

342. Weesner AP, Fairchild RW. Concentration of (^{137}Cs) in soil across Nebraska. Health Phys. 2008 Jun;94(6):574-80.