

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

Н. Н. Казачёнок, Т. Н. Агеева

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ В ЗОНЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Могилев
«Белорусско-Российский университет»
2020

УДК 614.7
ББК 28.080.1
К14

Рекомендовано к изданию Ученым советом Белорусско-Российского университета
«02» декабря 2019 г., протокол № 3

Р е ц е н з е н т ы :

чл.-кор. НАН Беларуси, д-р техн. наук, проф. *В. А. Шаршунов*;
д-р биол. наук, доц. *А. В. Щур*

Казачёнок, Н. Н.

К14 Радиоэкологические проблемы в зоне радиоактивного загрязнения:
[монография] / Н. Н. Казачёнок, Т. Н. Агеева. – Могилев: Белорус.-Рос.
ун-т, 2020. – 309 с.: ил.
ISBN 978-985-492-242-3.

В монографии рассмотрены проблемы, обусловленные загрязнением территорий техногенными радиоактивными изотопами. Проанализированы закономерности поведения долгоживущих радионуклидов в компонентах природных экосистем и агроэкосистем. Предложены методы оценки уровней радиоактивного загрязнения.

Предназначена для научных работников и специалистов в области радиоэкологии и радиационной безопасности, преподавателей, аспирантов, магистрантов и студентов учреждений высшего образования.

УДК 614.7
ББК 28.080.1

ISBN 978-985-492-242-3

© Казачёнок Н. Н., Агеева Т. Н., 2020
© Межгосударственное образовательное
учреждение высшего образования
«Белорусско-Российский
университет», 2020

Сокращения

АЭС	– атомная электростанция
ВБПРИ	– Восточно-Белорусская техногенная провинция радиоактивных изотопов
ВОУ	– высокообогащенный уран
ВСУ	– Ветеринарно-санитарное управление
ВУРС	– Восточно-Уральский радиоактивный след
ГХК	– горно-химический комбинат
ДОА	– допустимая объемная активность в воздухе
ЖРО	– жидкие радиоактивные отходы
ЗН	– зона наблюдения
КА	– коэффициент адсорбции
КРС	– Карачаевский радиоактивный след
КУ	– контрольный уровень
ЛБК	– левобережный обводной канал Теченского каскада водоемов
ЛПХ	– личное подсобное хозяйство
МАГАТЭ	– Международное агентство по атомной энергии
МАД	– мощность амбиентной дозы
МЭД	– мощность экспозиционной дозы
МЯВ	– мирный ядерный взрыв
НКДАР	– Научный комитет ООН по действию атомной радиации
ОБЭ	– относительная биологическая эффективность
ОНИС	– опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк»
ОЯТ	– отработавшее ядерное топливо
ПБК	– правобережный обводной канал Теченского каскада водоемов
ППРИ	– Полеская техногенная провинция радиоактивных изотопов
РАО	– радиоактивные отходы
РДУ	– республиканский допустимый уровень
РЗЭ	– редкоземельные элементы
САО	– среднеактивные отходы
СГЭД	– среднегодовая эффективная доза
СИЧ	– счетчик излучения человека
СХК	– Сибирский химический комбинат
ТКВ	– Теченский каскад водоёмов
ТРО	– твёрдые радиоактивные отходы
ТЭЦ	– теплоэлектроцентраль
УНПЦ РМ	– Уральский научно-практический центр радиационной медицины
ЦЗЛ	– цех заводских лабораторий
ЮУПРИ	– Южно-Уральская техногенная провинция радиоактивных изотопов
ЯТЦ	– ядерный топливный цикл

Введение

Создание человеком ядерного оружия, развитие атомной промышленности и ядерной энергетики сопровождается образованием огромного количества радиоактивных элементов техногенного происхождения, которые загрязняют окружающую среду. Обладая высокой биологической подвижностью, многие из них (^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , ^3H и др.) становятся неотъемлемым звеном пищевых цепей, увеличивая дозовые нагрузки живых организмов.

В настоящее время в мире насчитывается более 400 энергетических ядерных реакторов, при нормальном режиме работы которых выброс радиоактивных продуктов в окружающую среду сравнительно невелик. Создан мощный производственный комплекс, обеспечивающий работу всего ядерно-топливного 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 то же время история знает немало примеров значительной утечки продуктов ядерного деления в результате всевозможных аварий и катастроф.

Наиболее крупными радиационными авариями считаются:

- авария на ПО «Маяк» Челябинской области (1957 г.);
- радиоактивное загрязнение р. Течи (с 1949 по 1956 гг.);
- авария на АЭС в Уиндскейле (Великобритания, 1957 г.);
- авария на Чернобыльской АЭС (1986 г.);
- авария на Сибирском химическом комбинате (1993 г.);
- авария на АЭС «Фукусима» (2011 г.) и др.

Все они сопровождались масштабными загрязнениями окружающей среды и привели к ряду негативных последствий.

Самой крупной техногенной катастрофой XX в. стала авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. Она сопровождалась тепловым взрывом активной зоны блока № 4, в результате чего в атмосферу попал практически весь набор радионуклидов, которые накопились в реакторе к моменту взрыва. После распада короткоживущих радионуклидов наиболее значимым долгоживущим элементом стал ^{137}Cs (с периодом полураспада 30,1 года), осевший на значительной части европейской территории.

Согласно материалам Государственного доклада «О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Российской Федерации в 2015 году» в 4413 загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС населенных пунктах России проживало около 1,5 млн человек. Они расположены в 14 субъектах Российской Федерации: Республике Мордовия, Белгородской, Брянской, Воронежской, Калужской, Курской, Ленинградской, Липецкой, Орловской, Пензенской, Рязанской, Тамбовской, Тульской, Улья-

новской областях. В 276 населенных пунктах Брянской области и двух населенных пунктах Калужской области средняя годовая эффективная доза облучения населения превышает 1 мЗв/год, в восьми населенных пунктах – 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.

Согласно «Перечню населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения», утвержденному постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 11 января 2016 г. № 9, в зоне радиоактивного загрязнения в результате катастрофы на ЧАЭС расположено 2193 населенных пункта, где проживает 1,11 млн человек. Наибольшее число загрязненных населенных пунктов находится на территории Гомельской области – 1216, затем идут Могилевская область – 698, Брестская – 104, Минская – 91, Гродненская – 84.

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».

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 п. 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 5 раз превышающей фоновый уровень, и 13 случаев высоких значений суммарной β-активности атмосферных выпадений.

После аварии на АЭС «Фукусима» ряд государственных деятелей выступили за остановку действующих АЭС, но 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 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.

Исследование закономерностей формирования техногенных биогеохимических провинций радиоактивных изотопов имеет важное теоретическое и практическое значение.

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.

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 может составлять тритий). Вместе с тем эти радиоактивные изотопы по своим химическим свойствам, включению в биологические процессы, миграции и другим свойствам подчиняются тем же законам, что и стабильные изотопы, что позволяет отнести зоны радиоактивного загрязнения к категории техногенных биогеохимических провинций. Радиоактивные изотопы (но не продукты их распада) не нарушают протекание биохимических процессов, чем отличаются от неполных биохимических аналогов биогенных элементов.

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.

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

В монографии обобщены результаты многолетних исследований, посвященных проблеме загрязнения территорий радиоактивными техногенными элементами. Проанализированы их источники, показаны экологические проблемы, обусловленные накоплением радионуклидов в биотических компонентах экосистем.

В первом разделе 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.

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

Обработку и подготовку отобранных проб к гамма-спектрометрическому и радиохимическому анализу производили по стандартным общепринятым методикам. Удельную активность ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K определяли двумя способами: с помощью сцинтилляционного γ -спектрометра с программным обеспечением «Прогресс» (минимальная определяемая активность ^{137}Cs – 10 Бк/кг) и γ -спектрометра МИ 2143-91. В малоактивных пробах ^{137}Cs предварительно выделяли радиохимически сурьмяно-йодидным методом.

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

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

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

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

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

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

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

Для выявления закономерностей и создания моделей использованы методы статистики, нечеткой логики, задач оптимизации. Компьютерные программы для реализации представленных моделей написаны в среде программирования Delphi. В работе использованы материалы архива данных ФГУН «Уральский научно-практический центр радиационной медицины» ФМБА России (УНПЦ РМ) и материалы собственных исследований автора (Н. Н. Казачёнок).

Во втором разделе объектом исследований являлась Восточно-Белорусская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов, возникшая в результате катастрофы на ЧАЭС (на примере Могилевской области). В работе обобщены результаты исследований (в том числе и автора Т. Н. Агеевой) в области радиоэкологии и реабилитации пострадавших от аварии на ЧАЭС территорий и данные служб радиационного контроля Могилевской области.

Обработку и подготовку отобранных проб к гамма-спектрометрическому анализу производили по стандартным общепринятым методикам. Удельная активность ^{137}Cs в почвенных и растительных образцах, продуктах питания определялась на гамма-бета-спектрометре МКС-АТ1315 по утвержденной методике. Спектрометр обеспечивает регистрацию минимальной активности 2 Бк/л (Бк/кг) по ^{137}Cs .

Содержание гумуса определялось по методу Тюрина, подвижного фосфора (P_2O_5) и обменного калия (K_2O) – по Кирсанову, гранулометрический состав – по методу Качинского. Определение pH_{KCl} проводилось по методу ЦИНАО (ГОСТ 26483–85). Агрехимические исследования почв выполнялись в лаборатории массовых анализов РНИУП «Институт радиологии».

Содержание ^{137}Cs в организме сельских жителей измеряли с помощью спектрометра излучения человека (СИЧ) типа СКГ-АТ1316, заводской номер 6909, который предназначен для измерения активности инкорпорированных гамма-излучающих радионуклидов во всем теле человека. Прибор сертифицирован в Республике Беларусь, зарегистрирован в Государственном реестре средств измерений под номером РБ 03 17 1658 02 и допущен к применению в Республике Беларусь. Измерения проводили на основе «Методики выполнения измерений активности гамма-излучающих радионуклидов в теле человека с помощью спектрометра излучения человека СКГ-АТ1316» с использованием руководства по эксплуатации «Спектрометр излучения человека СКГ-АТ1316». СИЧ типа СКГ-АТ1316 обеспечивает точность измерения содержания ^{137}Cs в организме до 5 Бк/кг. Результаты СИЧ-измерений и анкетные данные вносились в созданную (в Могилевском филиале РНИУП «Институт радиологии») в Microsoft Access 2002 электронную базу данных для их хранения и систематизации.

Автор Н. Н. Казачёнок с глубокой признательностью и уважением благодарит за плодотворную совместную работу сотрудников отдела внешней среды УНПЦ РМ: И. Я. Попову, В. А. Костюченко, Л. М. Перемыслову, Г. В. Полянчикову, Г. Б. Россинскую, Ю. П. Тихову, А. И. Копелова, В. С. Мельникова, А. Г. Белокобыльскую, К. Г. Коновалова, Д. В. Усольцева, Т. П. Серебренникову, Л. И. Подшивалову, а также сотрудников экспериментального отдела УНПЦ РМ под руководством Е. А. Пряхина и Ученого секретаря УНПЦ РМ С. А. Большакову.

Автор Т. Н. Агеева выражает глубокую признательность и благодарность сотрудникам Могилевского филиала РНИУП «Институт радиологии»

за совместную плодотворную работу: Т. П. Шапшеевой, А. В. Щуру, О. А. Мерзловой, С. С. Лазаревич, В. В. Барашенко, Т. И. Чегеровой, А. В. Ермоленко, Т. М. Лазаревич, Е. Н. Вульвач, С. Н. Ветошкиной, Е. С. Бураченко, А. Н. Мельниковой и др., сотрудникам РНИУП «Институт радиологии», а также бывшему зав. отделом контроля и учета индивидуальных доз облучения и радиационной гигиены УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» Л. В. Липницкому.

Авторы преклоняются перед самоотверженностью всех, кто стоял у истоков радиационной экологии, радиационной гигиены и радиационной безопасности.

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

1 Радиозэкологические проблемы в зоне загрязнения преимущественно ^{90}Sr и ^3H

1.1 Естественные радиоактивные изотопы

Считают, что на уровне поверхности Земли космогенные радионуклиды не вносят существенного вклада в дозу внешнего γ -облучения. Из нуклидов земного происхождения основной вклад во внешнее облучение вносят ^{40}K и радионуклиды семейств ^{238}U и ^{232}Th [73]. Основная доля α -, β - и γ -излучения горных пород связана с радиоактивным распадом элементов семейства урана (^{238}U), актиноурана (^{235}U), тория (^{232}Th), радиоактивного изотопа ^{40}K . При радиоактивном равновесии ^{238}U и ^{232}Th со своими дочерними продуктами на высоте 1 м от поверхности земли формируется поглощенная доза мощностью $0,43 \cdot 10^{-10}$ Гр/ч на 1 Бк/кг ^{40}K , $4,27 \cdot 10^{-10}$ Гр/ч на 1 Бк/кг ^{238}U и $6,62 \cdot 10^{-10}$ Гр/ч на 1 Бк \cdot кг $^{-1}$ ^{232}Th [73]. Радиоактивный газ радон (^{222}Rn) и его короткоживущие продукты распада наиболее существенно влияют на радиоактивность среды. Анализ данных по фоновой радиоактивности показывает, что независимо от возраста горных пород наблюдается определенная их последовательность по возрастанию радиоактивности: каменные соли, ангидриты, известняки, песчаники, алевролиты, аргиллиты (глины), калийные соли, что согласуется с содержанием радиоактивных элементов в подобных породах в земной коре в целом. Повышенное гамма-излучение калийных солей обусловлено радиоактивным изотопом ^{40}K , радиоактивность остальных пород зависит, прежде всего, от содержания урана, тория и изотопов их радиоактивных семейств [115].

Количество естественных продуктов деления в земной коре довольно велико, но средняя концентрация активности их в почве чрезвычайно мала, а обусловленные ими дозы незначительны. Основной вклад в дозу излучения над поверхностью земли вносят нуклиды, содержащиеся в верхнем 30-сантиметровом слое почвы. ^{40}K широко распространен в природе. Удельная активность естественного ^{40}K – 29,6 Бк/г К. В почвах содержится 0,1...3,1 % этого изотопа [73]. Запас ^{40}K в почвах зависит от их гранулометрического состава. На глинах и суглинках в 20-сантиметровом слое почвы запас равен 4,2...4,8 Ки/км 2 (155...178 кБк/м 2), на супесях и песках – 0,6...2,0 Ки/км 2 (22,2...74 кБк/м), а на торфяно-болотных почвах – менее 0,5 Ки/км 2 (19 кБк/м 2) [85]. Средняя активность ^{40}K в серых лесных почвах составляет 370 Бк/кг, дерново-подзолистых – 300 Бк/кг; активность ^{238}U в серых лесных почвах – 18 Бк/кг, дерново-подзолистых – 15 Бк/кг; активность ^{232}Th – 27 и 22 Бк/кг соответственно [73].

В рационе взрослого человека содержание изотопов калия – 1,43...6,54 г/сут (в среднем 3,3). В красном костном мозге концентрация калия составляет 4,4 г/кг,

активность ^{40}K – 130 Бк/кг, за счет чего создается мощность поглощенной дозы 270 мкГр/год. В других органах активность ^{40}K составляет 100...180 Бк/кг [73]. Вклад данного изотопа во внутреннее облучение жителей принят одинаковым для всех субъектов Российской Федерации (0,17 мЗв/год) [79].

U, Th и Ra поступают в организм человека с водой, пищей и пылевыми частицами, поднятыми с поверхности почвы. Годовое поступление – 5...15 Бк/год. U накапливается в основном в мышцах, Th и Ra – в скелете [73]. Природный торий практически состоит из одного долгоживущего изотопа ^{232}Th с периодом полураспада $1,39 \cdot 10^{10}$ лет (содержание ^{238}Th , находящегося с ним в равновесии, ничтожно – $1,37 \cdot 10^{-8}$ %). В природных соединениях Th исключительно четырехвалентен. Большинство его соединений нерастворимо. В поверхностных условиях мигрирует только путем механического переноса минералов [70]. В наземных растениях районов с нормальным радиационным фоном содержание ^{238}U изменяется в пределах 0,06...1,23 Бк/кг, а в районах с урановой аномалией может достигать до 60...61500 Бк/кг. Среднее содержание ^{238}U в голосеменных растениях меньше 4,3 Бк/кг, покрытосеменных – 0,47 Бк/кг, а в золе растений – 6 Бк/кг. Содержание ^{40}K в этих растениях составляет 195, 435 и 130 Бк/кг соответственно. Содержание ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K в грибах – 3, 24 и 690 Бк/кг соответственно. Некоторые растительные организмы являются сильными аккумуляторами ^{238}U (имеют очень высокие коэффициенты биологического концентрирования – КБК): мхи, лишайники, эвкалипт, черная ель и др. Обычно в растениях всегда нарушено радиоактивное равновесие в ряду $^{238}\text{U} - ^{226}\text{Ra}$ (содержание ^{226}Ra превышает содержание ^{238}U на несколько порядков величины). Эманации (радон и торон) практически не задерживаются в растениях – коэффициенты их эманирования из растений близки к 100 %. В надземных и подземных частях растений идентифицированы все радионуклиды, содержащиеся в почве. Суммарная активность ЕРН в растениях варьирует от 0,185 Бк/кг до уровня 74 Бк/кг (зола) – для районов с нормальным радиационным фоном и до 5735 Бк/кг (зола) – для районов с повышенным содержанием ЕРН в почве. Четкой зависимости содержания ЕРН от вида растений не замечено, а содержание ЕРН в растениях одного вида может изменяться более чем в 2 раза (вероятно, из-за неравномерности содержания ЕРН по площади исследуемого участка). Замечено повышенное содержание радионуклидов радия $^{224}, ^{226}\text{Ra}$ в растениях, объяснимое их повышенными миграционной способностью и содержанием в почве. Среди ЕРН наименьшее содержание отмечено для ^{232}Th [97].

На Среднем и Южном Урале естественный радиоактивный фон отличается высокой мозаичностью, обусловленной включением в геологические комплексы пород природных радионуклидов: ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{222}Ra . Радиационная нагрузка от этих радионуклидов особенно высока в районах Южного Урала, прежде всего в пределах гранитных интрузий, где выявлено Санарское месторождение урана (Челябинская область) [98].

Для почв, донных отложений, горных пород нормативные ограничения для большинства радионуклидов отсутствуют. По мнению А. Е. Бахура [12], возможны лишь условные оценки уровня радиоактивности по мощности эквивалентной дозы гамма-излучения (МДγ, мкЗв/ч) или по эффективной удельной активности $A_{эфф}$, учитывающей совместное присутствие ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K при условии радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th . Корректное использование $A_{эфф}$ возможно лишь на участках технологически неизменной окружающей среды [12].

Для сравнительной оценки внутреннего облучения природными и техногенными изотопами используют дозовые коэффициенты.

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

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

где A_{Ra} , A_{Th} , A_{K} – удельные активности ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K , Бк/кг [20].

Ожидаемые дозы облучаемости населения в районе угольной электростанции на единицу вдыхаемой активности от природных радионуклидов, выбрасываемых в атмосферу угольными электростанциями, формируются либо в легких, например ^{235}U и ^{234}U (5,5 и 6,6 мкГр), и создают почти половину эффективной эквивалентной дозы, равной 13 и 15 мкЗв на 1 Бк вдыхаемой активности, либо на костных поверхностях от ^{230}Th (45 мкГр на 1 Бк), ^{232}Th (240 мкГр на 1 Бк) или ^{228}Th (20 мкГр на 1 Бк). При этом доза, обусловленная торием на костных поверхностях, составляет до 90 % эффективной эквивалентной дозы в организме. Годовая коллективная эффективная эквивалентная доза для населения планеты за счет угольных электростанций – около 2000 чел.-Зв. Из-за сжигания угля в домашних условиях для приготовления пищи и обогрева жилищ во всем мире в 1979 г. ожидаемая коллективная эффективная эквивалентная доза облучения населения Земли возросла на 100000 чел.-Зв. Использование фосфатных удобрений в сельском хозяйстве дает около 6000 чел.-Зв, а фосфогипса в строительстве – около 300000 чел.-Зв (на 1977 г.) [99].

1.2 Техногенные радиоактивные изотопы и источники их поступления в окружающую среду

1.2.1 Производство и испытание ядерного оружия.

Для разработки ядерного оружия в США были созданы:

- лагерь «X» (Вудс Холл, штат Теннесси) – строительство завода по производству ^{235}U ;
- лагерь «W» (Хэнфорд, штат Вашингтон) – производство плутония;

– лагерь «Y» (Лос-Аламос, штат Нью-Мексико) – исследовательские и экспериментальные работы по созданию бомбы [117].

Ядерный центр в Хэнфорде (США) начал производство плутония в 1943 г. Там были введены в строй девять ядерных реакторов, три завода по производству топлива для этих реакторов, несколько радиохимических заводов по переработке облученных блоков, выделению плутония и захоронению отходов, а также завод по производству металлического плутония. Первый реактор начал работать в 1944 г. Для охлаждения первых восьми прямоточных реакторов использовалась вода из р. Колумбии, которая после выдержки в специальном бассейне сбрасывалась обратно в реку. В жидких сбросах реакторов преобладал ^{24}Na , суммарная активность поступления которого в р. Колумбию за 1944–1987 гг. составила 481 ПБк [87].

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

- 16 июля 1945 г. – первое испытание атомной бомбы в США;
- 6 августа 1945 г. – первое военное применение атомной бомбы Соединенными Штатами Америки. Сброс авиабомбы на г. Хиросиму (Япония);
- 3 октября 1952 г. – начало ядерных испытаний в Великобритании;
- 31 октября 1952 г. – Соединенные Штаты Америки испытали мощное двухстадийное термоядерное устройство с жидким дейтерием [117].

К 1954 г. ядерный арсенал США включал в себя около 1200 ядерных зарядов, в то время как количество ядерных боеприпасов СССР было в 10 раз меньшим. США провели 45 ядерных испытаний, включая две ядерные бомбардировки г. Хиросимы и Нагасаки. Были изучены результаты атомной бомбардировки авиацией США этих японских городов в 1945 г. Характер и масштабы поражающего действия данного оружия были достаточно известны. Это позволило разработать первые инструкции по вопросам ведения боевых действий в условиях применения атомного оружия и способам защиты войск от поражающего действия атомных взрывов [117].

В Великобритании производство радиоактивных материалов также сопровождалось массивным загрязнением окружающей среды. Сброс РАО с завода в Уиндскейле (ныне – Селлафилд) начался в 1952 г. В 1952 г. он составил $3,7 \cdot 10^{14}$ Бк, а в 1953 г. – $7,4 \cdot 10^{13}$ Бк/мес. После пуска в 1964 г. установки по переработке ОЯТ реакторов типа «Магнокс» сброс стал увеличиваться и достиг максимума в 1975 г. За все годы эксплуатации радиохимического завода «Селлафилд» в окружающую морскую среду было сброшено более 41 ПБк ^{137}Cs , примерно по 18,5 ПБк ^{241}Pu и ^3H и другие долгоживущие радионуклиды. Общая активность β -излучающих нуклидов, сброшенных радиохимическим комплексом в Селлафилде в Ирландское море в 1952–1992 гг., составила 130 ПБк (исключая тритий). При этом 86 % активности поступило в морскую среду в 1964–1984 гг. [87].

В СССР основные этапы создания ядерного оружия были связаны с предприятиями, которые обозначались как комбинаты № 815, 816 и 817. Первым начал работу комбинат № 817, в настоящее время известный как ПО «Маяк». Хронология развития радиохимического производства приводится, в частности, И. А. Андрюшиным с соавторами [117].

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

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

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

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

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

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

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

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

29 сентября 1957 г. – радиоэкологическая авария на комбинате № 817.

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

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

30 октября 1961 г. – на Северном испытательном полигоне (Новая Земля) на высоте 4000 м взорван самый мощный в мире термоядерный заряд с энерговыделением 50 Мт [117].

26 марта 1949 г. Совет Министров СССР (постановление № 1252-443) принял решение о создании в Сибири вблизи г. Томска нового производства – комбината № 816. В настоящее время ОАО «Сибирский химический комбинат» (СХК, комбинат № 816, Томск-7) – одно из крупнейших предприятий атомной промышленности России с многопрофильными производствами ядерного топливного цикла, крупнейшее в мировом масштабе предприятие по производству плутония, урана, трансурановых элементов. Промплощадка СХК расположена вблизи г. Северска (г. Томск-7) на территории Томского района Томской области, примерно в 15 км северо-западнее г. Томска, вниз по течению р. Томь, притока Оби. Производственная деятельность СХК сопровождалась образованием большого количества жидких, твердых и газообразных РАО. Общее количество РАО, находящихся в поверхностных и подземных (геологических) хранилищах, оценивается в $4,2 \cdot 10^{19}$ Бк. Большая часть из них захоронена в поглощающие геологические горизонты. Часть жидких

нетехнологических отходов подвергается переработке на очистных сооружениях до норм, не превышающих допустимых значений. Очищенная сточная вода отводится в промышленно-ливневую канализацию и далее через водохранилище № 1 в составе сточных вод комбината сбрасывается в р. Томь [87].

6 апреля 1993 г. в 12 ч 58 мин по местному времени на Сибирском химическом комбинате произошло взрывное разрушение одного из аппаратов первого цикла по экстракции урана и плутония. Из анализа баланса урана и плутония был сделан вывод о том, что их основная часть осталась внутри здания вблизи разрушенного аппарата. В атмосферу было выброшено около 0,6 % ^{239}Pu и около 25 % радионуклидов, содержащихся в аппарате. Площадь загрязненной территории, куда входит территория открытых хранилищ ЖРО и территория, непосредственно прилегающая к ним, составляет 7,2 км². Ее влияние не выходит за пределы площадок, которые ограждены и охраняются; доступ населения на эту территорию исключен, а доступ персонала ограничен. По данным многолетнего контроля, содержание радионуклидов в почве зоны наблюдения СХК близко к значениям глобального радиационного фона в стране [87].

26 февраля 1950 г. было принято решение о строительстве в Красноярском крае комбината № 815. Красноярский горно-химический комбинат (ГХК, ранее – комбинат № 815, Красноярск-26) является крупнейшим в мире подземным комплексом по производству плутония. Длительная работа реакторов АД и АДЭ-1 в проточном режиме со сбросом охлаждающей воды в реку привела к радиоактивному загрязнению отдельных участков поймы Енисея радиоактивными элементами. В первый год имели место случаи значительных выбросов радиоактивных газов и аэрозолей в производственные помещения. Работа производств предприятия сопровождалась образованием существенных количеств жидких и твердых РАО, жидких радиоактивных сбросов и газообразных выбросов. Ежегодное поступление ЖРО от радиохимической переработки составляло свыше 45000 м³. Отходы после предварительной обработки отправлялись на захоронение в глубокое хранилище жидких РАО (Северный полигон). Исследования и контрольные наблюдения в течение 35-летнего периода глубинного захоронения ЖРО позволили получить обширный материал, свидетельствующий о безопасности эксплуатации полигона. Поступление радионуклидов в открытые водоемы в основном связано со сбросом до 1992 г. воды прямооточных реакторов в р. Енисей. Долгоживущие радионуклиды, поступающие в растворенном виде в воду реки с водами охлаждения проточных реакторов, разбавлялись и переносились с водами Енисея, а в нерастворенном виде накапливались и перемещались с донными отложениями, которые во время паводков выносились на прибрежные части крупных островов и вдоль береговой кромки реки в затапливаемых зонах и создавали очаги с повышенным γ -фоном. Комплекс исследований по оценке изменения радиоэкологической обстановки на р. Енисей в зоне влияния комбината, выполненный после остановки промышленных проточных ядерных

реакторов АД и АДЭ-1, свидетельствует о том, что суммарный сброс радионуклидов в Енисей снизился к 2008 г. более чем в 15 раз. Ведомственный мониторинг радиоактивного загрязнения в санитарно-защитной зоне и в зоне наблюдения комбината и данные наблюдений Росгидромета по концентрациям суммарной β -активности в приземной атмосфере в различных пунктах наблюдений показывают, что динамика изменения концентраций техногенных радионуклидов характеризуется стабильным уровнем. Среднегодовая концентрация суммарной β -активности в приземной атмосфере обусловлена в основном естественными радионуклидами. Среднегодовые концентрации техногенных радионуклидов составляют несколько единиц микробеккерель на кубический метр. Результаты измерений радиоактивности выпадений суммы бета-активных радионуклидов показали, что среднегодовые суточные концентрации радионуклидов в атмосферных выпадениях составляют 0,5...1 Бк/м² в сутки при максимальных суточных концентрациях 3,2 Бк/м² в июле (что обусловлено присутствием естественных радионуклидов). Из техногенных радионуклидов в выпадениях обнаруживается только ¹³⁷Cs, его выпадения в пунктах зоны наблюдения в 3–5,5 раза выше, чем в фоновых (70 км от ГХК). Поступление ¹³⁷Cs на поверхность почвы в ближайших населенных пунктах в 2007 г. составило 5,5 Бк/м² в год, что соответствует средневзвешенной по азиатской территории России величине годовых выпадений ¹³⁷Cs [87].

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

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

Площадь радиационно загрязненных земель на территории бывших урановых производств составляет около 80 км², из них на территории России – 16 км², ориентировочная площадь воздействия за счет выноса радионуклидов в окружающую среду – более 200 км² [87].

К 1 января 1997 г. было проведено:

- США – 1032 ядерных испытания, из них 27 – в мирных целях (Невадский полигон – 904, остальная территория США – 17, Полинезия – 102, Тихий океан – 4, Атлантический океан – 3, Хиросима и Нагасаки – 2);
- СССР (Россия) – 715 ядерных испытаний, из них 117 взрывов – в мирных целях вне полигонов (Семипалатинский полигон – 456, Северный полигон на Новой Земле – 130, остальная территория СССР – 129);

- Великобританией – 45 ядерных испытаний (Австралия – 12, Полинезия – 9, Невадский полигон – 24);
- Францией – 210 ядерных испытаний (Алжир – 17, Полинезия – 193);
- Китаем – 47 ядерных испытаний (Лобнор).

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

Кроме того, было проведено три ядерных испытания Индией (1974 и 1998 гг.), два – Пакистаном (1998 г.) [131].

На территории бывшего СССР так называемые мирные ядерные взрывы (МЯВ) были произведены в Республике Коми (4 взрыва), Архангельской области (19), Мурманской области (2), Республике Калмыкия (1), Башкортостане (7), Оренбургской области (5), Ставропольском крае (1), Ивановской области (1), Пермской области (8), Кемеровской области (1), Тюменской области (8), Краснодарском крае (9), Иркутской области (2), Читинской области (1), Республике Саха (12), Казахстане (37), Узбекистане (2), Туркмении (1) и Украине (2). В результате испытательных ядерных взрывов, проведенных до 1976 г., ожидаемая коллективная доза для большинства мягких тканей тела человека, по данным НКДАР ООН, составляет от 4 до 8 млн чел.-Зв (без учета ^{14}C). Вклад ^{14}C в ожидаемую коллективную дозу может достичь 26 млн чел.-Зв [99].

Не все МЯВ были осуществлены в штатном режиме – в двух случаях (взрывы «Глобус-1» и «Кратон-3») сообщалось о развитии аварийной ситуации, сопровождавшейся поступлением техногенных радионуклидов на земную поверхность и радиоактивным загрязнением местности. Кроме того, еще на двух площадках (взрывы «Тайга» и «Кристалл») радиоактивное загрязнение местности произошло в соответствии с проектами, предполагавшими приповерхностное перемещение больших масс грунта с образованием радиоактивно загрязненных навалов и воронок [102].

В результате ядерного взрыва образуется более двухсот различных радиоактивных продуктов деления с атомными номерами от 30 до 63 с разными периодами полураспада, а также изотопы плутония и трансплутониевых элементов. Часть этих радиоактивных продуктов сразу после взрыва выпадала недалеко от места испытания. Другая часть задерживалась в нижних слоях атмосферы, подхватывалась ветром и переносилась на большие расстояния, находясь в воздухе в среднем около месяца и постепенно выпадая на землю. Большая часть продуктов деления попадала в атмосферу на высоте 10...50 км, где они находились месяцы, медленно опускаясь и рассеиваясь по всей земле. Оцененная общая доза в 30000000 чел.-Зв за счет всех ядерных испытаний в атмосфере соответствует примерно дополнительным четырем годам облучения населения земного шара от природного радиационного фона. Определяющий вклад в ожидаемую коллективную эквивалентную эффективную дозу вносят ^{14}C (период полураспада 5760 лет), ^{137}Cs (период полураспада 30,2 года),

^{5}Zr (период полураспада 64,1 сут) и ^{90}Sr (период полураспада 28,6 года). В 1963 г. коллективная среднегодовая доза, связанная с ядерными испытаниями, составила около 7 % дозы облучения от естественных источников; в 1966 г. она уменьшилась до 2 %, а в начале 1980-х гг. – до 1 % [99].

1.2.2 Глобальные выпадения техногенных радионуклидов.

Данные о фоновых глобальных выпадениях, приводимые разными исследователями, во многом противоречивы. Считают, что максимум выпадений в северном полушарии приходится на 1963 г., то есть на время после проведения наиболее мощных испытаний ядерного оружия. После подписания московского договора (1963 г.) и запрещения ядерных испытаний инжестирование радиоактивных веществ в атмосферу практически прекратилось. Взрывы, осуществляемые Китаем и Францией до 1980 г., не дали в стратосферный резервуар вклада долгоживущих радионуклидов, сопоставимого с уже существующим. В 1960–1970 гг. фон составлял величину от 63 Бк/м² (1970 г.) до 11 Бк/м² (1979 г.) в год ^{137}Cs . Такая высокая фоновая плотность выпадений была связана со стратосферными выпадениями изотопов, обусловленными ядерными испытаниями в атмосфере северного полушария и широтным расположением страны. С начала 1980-х гг. фоновая плотность выпадений ^{137}Cs снизилась до уровней ниже 10 Бк/м² в год, исключение составил 1986 г., когда произошла авария на Чернобыльской АЭС с выносом большого количества техногенных изотопов в окружающую среду. По данным Росгидромета, начиная с середины 90-х гг. XX в. фоновая плотность ^{137}Cs по РФ наблюдается на уровне менее 1 Бк/м² в год, по территории Уральского региона – 1,2 Бк/м² в год [94].

Дополнительное загрязнение территории за счет глобальных выпадений в настоящее время считают незначительным. Интенсивность атмосферных выпадений ^{137}Cs в среднем по стране за 2007 г., по сравнению с 2006 г., снизилась примерно на 10 % и составляла 0,18 Бк·м⁻² (в 2006 г. – 0,2 Бк·м⁻²). Выпадения ^{90}Sr из атмосферы за пределами загрязненных зон были ниже предела обнаружения, как и в предыдущем году [61].

Интенсивность атмосферных выпадений ^{137}Cs в среднем по стране за 2008 г. практически не изменилась, по сравнению с 2007 г., и составила 0,16 Бк·м⁻² (в 2007 г. – 0,18 Бк·м⁻²). Выпадения ^{90}Sr из атмосферы за пределами загрязненных зон были ниже предела обнаружения, как и в предыдущем году [62].

Ряд исследователей (В. Н. Михайлов и др. [132]) считают, что средняя плотность глобального выпадения активности за счет атмосферных ядерных взрывов СССР составляет для северного полушария к нашему времени:

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

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

- для ^{90}Sr – 3,1 Бк/кг;
- для ^{137}Cs – 4,7 Бк/кг [132].

В настоящее время величина среднего глобального выпадения активности Pu в северном полушарии за счет взрывов СССР оценивается в $0,48 \cdot 10^{-3}$ Ки/км². Среднее содержание активности Pu в верхнем слое грунта (при ее равномерном распределении в слое массовой толщины $m = 10$ г/см²) оценивается при этом в 0,18 Бк/кг¹ [132].

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 [73].

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 [112].

На территории Ханты-Мансийского автономного округа, по данным радиационного мониторинга, в 2007 г. среднее значение плотности загрязнения почвы ^{137}Cs составило 0,65 кБк/м². Администрация округа использует в качестве фоновых показателей для равнинных территорий России, обусловленных глобальными выпадениями продуктов ядерных взрывов, величину 3,7 кБк/м² [82].

По состоянию на 2007 г. средний уровень загрязнения ^{137}Cs от глобальных выпадений для территории Иркутской области оценивается примерно в 1,3...1,5 кБк/м² (35...40 мКи/км²) [100].

В «Атласе геоэкологических карт по зоне наблюдения ПО «Маяк» (2007 г.) указано, что фоновые глобальные выпадения ^{137}Cs составляют 2,2 кБк/м², ^{90}Sr – 1,3 кБк/м², ^{239}Pu – 0,11 кБк/м² [10].

На рисунке 1.1 приведена карта загрязнения территории России и Беларуси ^{137}Cs накануне аварии на Чернобыльской АЭС. На этой карте хорошо видна зональность глобальных выпадений ^{137}Cs .

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

проводились в основном на территории ядерных испытательных полигонов. Они не давали вклад в глобальное загрязнение [9].

Значительных уровней достигло загрязнение территории США. Так, в штате Небраска удельная активность ^{137}Cs в почве достигает 216 Бк/кг, что соответствует плотности загрязнения 13,1 кБк/м² (0,35 Ки/км²) [149].



Рисунок 1.1 – Плотность загрязнения ^{137}Cs в результате глобальных выпадений [9]

1.2.3 Технологическое применение ядерных реакций.

1.2.3.1 Основные этапы развития мирных ядерных технологий в СССР [117].

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

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

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

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

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

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

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

26 апреля 1986 г. – в 1 ч 23 мин 49 с на блоке № 4 Чернобыльской АЭС при работе реактора РБМК-1000 на мощности 200 МВт (6 % от номинальной мощности) произошла крупнейшая в истории техническая ядерная катастрофа с полным разрушением реакторной установки.

Примерно половина всей урановой руды добывается открытым способом, а половина – шахтным. И рудники, и обогатительные фабрики служат источником загрязнения окружающей среды радиоактивными веществами. Если рассматривать лишь непродолжительные периоды времени, то можно считать, что почти все загрязнение связано с местами добычи урановой руды. Обогажительные же фабрики создают проблему долговременного загрязнения: в процессе переработки руды образуется огромное количество отходов «хвостов». Вблизи действующих обогатительных фабрик (в основном в Северной Америке) уже скопилось 120 млн т отходов, и если положение не изменится, к концу века данная величина возрастет до 500 млн т. Эти отходы будут оставаться радиоактивными в течение миллионов лет, когда фабрика давно перестанет существовать [99].

Например, на ТОО «Степногорский горно-химический комбинат» в Северном Казахстане в процессе гидрометаллургической переработки урановых руд из исходного сырья извлекали полезные компоненты в количестве 0,2 % от общей массы. Отходы транспортировали на «хвостохранилища», где производилось их складирование. Удельная радиоактивность твёрдой фазы отходов составляет 200 МБк/м³, а суммарная активность, сосредоточенная в твёрдой фазе «хвостохранилища», – 150 кКи. Гамма-излучение отходов на открытой поверхности «хвостохранилища» достигает 2,5...6,0 мкЗв/ч, что в 20–30 раз превышает уровень естественного фона. Анализы проведённой на «хвостохранилище» гамма-съёмки показали, что мощность дозы над поверхностью «хвостовых» отложений изменялась от 350 до 700 мкР/ч. В южной части карты № 1 имеется участок площадью около 3 га, где МЭД возрастает до 2280 мкР/ч [113].

Урановый концентрат, поступающий с обогатительной фабрики, подвергается дальнейшей переработке и очистке и на специальных заводах превращается в ядерное топливо. В результате такой переработки образуются газообразные и жидкие радиоактивные отходы, однако дозы облучения от них намного меньше, чем на других стадиях ядерного топливного цикла. По данным НКДАР, весь ядерный топливный цикл даёт ожидаемую коллективную эффективную эквивалентную дозу облучения за счёт короткоживущих изотопов

около 5,5 чел.-Зв на каждый гига watt в год вырабатываемой на АЭС электроэнергии. Из них процесс добычи руды дает вклад 0,5 чел.-Зв, ее 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 [99].

Эксплуатационные отходы ЯТЦ появляются в результате работы реактора и действий по его техническому обслуживанию. В реакторах атомных электростанций, где ядерное топливо подвергается расщеплению, большинство продуктов деления урана остается в топливных сборках. Однако из-за дефектов оболочек топливных элементов некоторые продукты деления попадают в систему охлаждения реактора и далее распространяются по различным частям первичного контура и другим частям реактора. В системе охлаждения реактора может также происходить нейтронная активация нерадиоактивных загрязнителей и продуктов коррозии, присутствующих в воде охлаждающего контура реактора. Радиоактивные загрязнения появляются в различных жидких потоках АЭС, таких как воды от протечек циркуляционного контура и отдельного оборудования, промывки сорбентов систем очистки теплоносителя, дезактивационные растворы, воды от дезактивации помещений и душевые, сбросы радиохимической лаборатории и т. д. Твердые радиоактивные отходы (ТРО) АЭС образуются в результате радиоактивного загрязнения поверхностей жидкими или аэрозольными загрязнителями, а также по причине нейтронной активации конструкционных материалов реактора. Отходы, возникающие при обслуживании реактора, представлены главным образом твердыми отходами, включающими отработанное или поврежденное и загрязненное оборудование, защитную одежду операторов, обтирочные материалы, картон, различные емкости, инструменты и т. п. В процессе нормальной эксплуатации реактора образуются и небольшие количества газообразных отходов: радиоактивных инертных газов (триций, I, Ar, Xe) и аэрозолей. Это связано с состоянием оболочек тепловыделяющих элементов, коррозией конструкционных материалов реактора, с проведением дезактивации или ремонта технологического оборудования и пр. [21].

Состав и количество отходов зависят от типа реактора и условий его эксплуатации. При эксплуатации типичного легководного реактора АЭС мощностью 1000 МВт образуется от 200 до 300 м³ твердых низко- и среднеактивных отходов в год. В некоторых странах, например в США, Швеции, Финляндии, для производства электроэнергии используется открытый ядерный топливный цикл, в котором топливо после выработки своего ресурса рассматривается как радиоактивные отходы, подлежащие хранению и последующему захоронению. Типичной АЭС мощностью 1 ГВт ежегодно производится 30 т ОЯТ. Отработавшее топливо содержит около 95 % ²³⁸U, около 3 % продуктов деления и трансурановых изотопов и примерно по 1 % Pu и ²³⁵U. ОЯТ представляет собой достаточно стабильное твердое вещество, что делает

возможным захоронение топливных стержней в специальных герметизируемых контейнерах, выполненных из коррозионно-стойких материалов, в частности меди или олова. В других странах, например в России, Франции, Великобритании, использующих замкнутый ЯТЦ, ОЯТ подвергается переработке с целью извлечения делящихся материалов (U и Pu) и их применения в производстве смешанного оксидного топлива (так называемого мокс-топлива). При переработке ОЯТ образуются жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) широкого диапазона активности. Высокоактивные отходы, представляющие собой остаточный раствор процесса экстракции, составляют не более 1 % всех ЖРО, но в них сосредоточена основная доля продуктов деления (99 %). Низко- и среднеактивные отходы представляют собой растворы от отмывки экстрагентов, пульпы и регенераторы органических и неорганических сорбентов, конденсаты от упаривания высокоактивных отходов, растворы дезактивации. Переработка ОЯТ приводит также к образованию твердых (низко- и среднеактивных) и газообразных отходов, содержащих изотопы I, Kr, Xe. Количество отходов, образующихся в результате вывода из эксплуатации типичной АЭС, составляет 10000...15000 т. В большинстве своем это бетон и другие строительные материалы с малым количеством радиоактивности. Примерно десятая часть отходов от вывода АЭС из эксплуатации содержит некоторую радиоактивность, вплоть до среднего уровня [21].

При исследовании нефтяных месторождений в течение длительного времени применялись растворы меченые ^3H . В 1956 г. на Октябрьском месторождении Чечено-Ингушской АССР впервые был использован тритий. В начале 1970-х гг. установлена возможность применения йода-131 для кратковременных индикаторных исследований. Вплоть до середины 1980-х гг. для трассерных исследований в основном использовался радиоактивный изотоп водорода – тритий как наиболее пригодный по технологическим и экономическим соображениям [124]. Например, при исследовании Ромашкинского месторождения (Татарстан) только в нагнетательную скважину 66а было закачано 30 м³ раствора с суммарной активностью 60 Ки [76].

1.2.4 Аварии на предприятиях ядерного цикла.

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

В течение сорока лет на радиохимических заводах из-за неконтролируемых физико-химических процессов и цепных реакций произошло более двадцати серьезных аварий [72].

К тяжелым последствиям, связанным с радиоактивным загрязнением окружающей среды, приводят аварии на АЭС, сопровождающиеся расплавлением 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 $7,4^{10}$ Бк радиоактивности, а также аварию 1979 г. в США на водо-водяном реакторе ТМІ-2 (Три-Майл-Айленд). Авария на реакторе ТМІ-2 сопровождалась выходом в атмосферу большого количества радиоактивных газов и сбросом в р. Саскуганну 185 м^3 загрязненных радионуклидами вод. 6 апреля 1993 г. на Сибирском химическом комбинате в результате взрыва аппарата цикла экстракции АД-6102/2 образовался радиоактивный след на местности, который протянулся на 30 км от источника выброса. Ширина следа – 3...8 км. Общая площадь следа, ограниченная линией изодоз 20 мкР/ч с учетом фона (8 мкР/ч), приведенных к высоте 1 м над загрязненной поверхностью, составила около 150 км^2 . В зону загрязнения попал ряд деревень с населением более 300 человек. Самая серьезная радиационная катастрофа произошла на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. Тепловой взрыв на ее блоке № 4 привел к разрушению реактора РБМК-1000 и вызвал выброс диспергированного ядерного топлива в окружающую среду. Практически до конца мая наблюдался выход газообразных и аэрозольных продуктов деления из разрушенного реактора. В результате аварии на Чернобыльской АЭС загрязнению подверглись Киевское водохранилище, бассейны Днепра и Припяти, речная сеть на территории Белоруссии, а также Тульской и Калужской областей России. Основным источником поступления радионуклидов в реки и водоемы на первом этапе их загрязнения послужили аэрозольные выпадения радиоактивных веществ на поверхность водных объектов [72].

Авария на ЧАЭС сопровождалась тепловым взрывом активной зоны блока № 4, в результате чего в атмосферу попал практически весь набор радионуклидов, которые накопились в реакторе к моменту взрыва.

После распада радионуклидов с периодами полураспада секунды, минуты и часы значимым стал вполне определенный набор изотопов. По нарастанию периодов полураспада (в скобках) он выглядит следующим образом: ^{133}I (20,8 часа), ^{239}Np (2,35 дня), ^{99}Mo (2,75 дня), ^{132}Te (3,26 дня) с ^{132}I , ^{131}I (8,04 дня), ^{140}Ba (12,8 дня) с ^{140}La , ^{136}Cs (12,9 дня), ^{141}Ce (32,5 дня), ^{103}Ru (39,4 дня), ^{89}Sr (50,6 дня), ^{91}Y (58,5 дня), ^{95}Zr (64 дня) с ^{95}Nb (35 дней), ^{144}Ce (284 дня), ^{106}Ru (367 дней), ^{134}Cs (2,06 года), ^{125}Sb (2,7 года), ^{90}S (28,5 года), ^{137}Cs (30,1 года) и трансурановые радионуклиды – ^{238}Pu (86,4 года), ^{241}Am (433 года), ^{240}Pu (6553 года), ^{239}Pu (24110 лет). Из приведённого перечня радионуклидов следует, что из всего их набора через 2...3 года значимыми остались лишь последние шесть, а с учетом плохой летучести стронция, его соединений и трансурановых радионуклидов далее 60 км от аварийного реактора основными остаются изотопы цезия [9].

На рисунке 1.2 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.

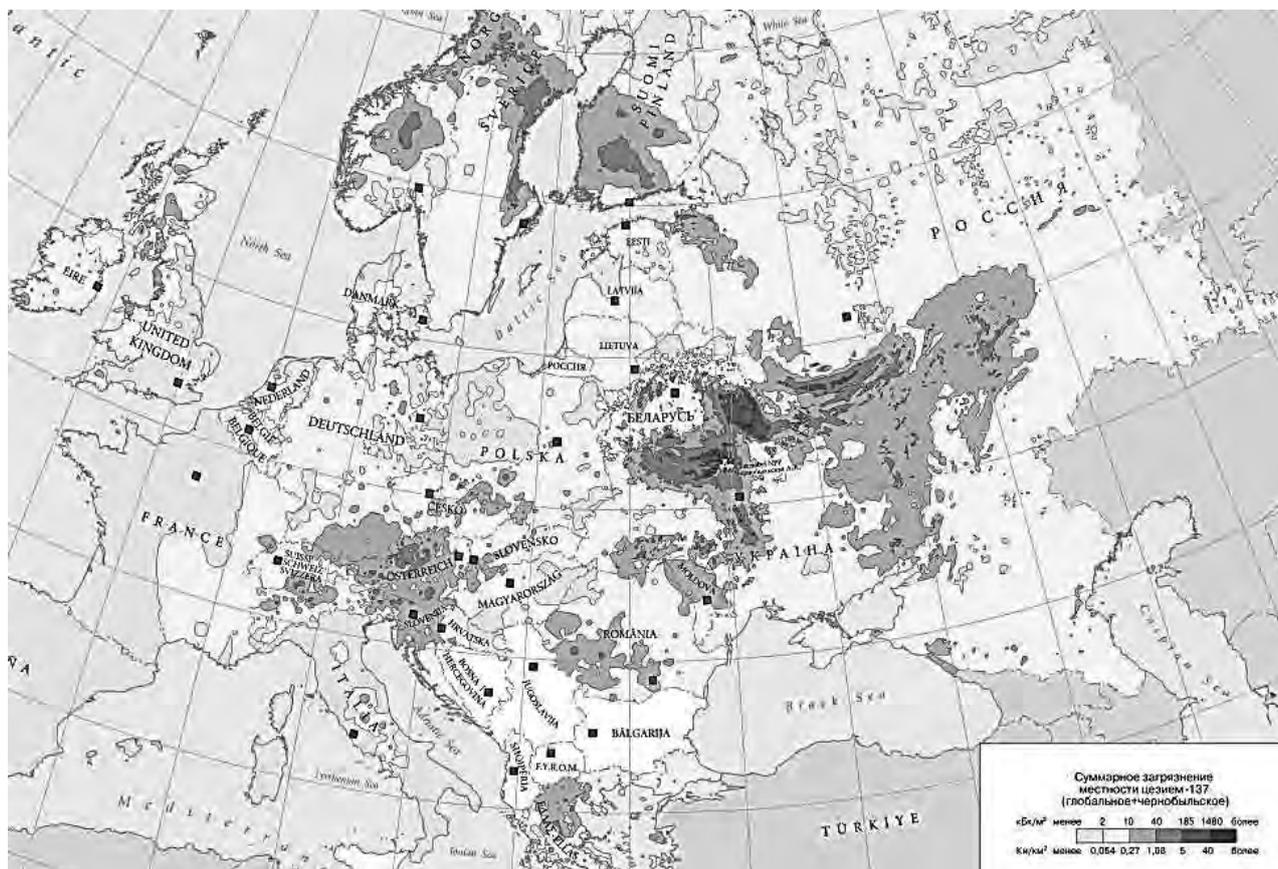


Рисунок 1.2 – Суммарное загрязнение ^{137}Cs после аварии на ЧАЭС [11]

Авария на АЭС «Фукусима» произошла 11 марта 2011 г. вследствие землетрясения силой 9 баллов и вызванного землетрясением цунами, которые привели к нарушению обеспечения электроэнергией систем 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. На территории Беларуси приход воздушных масс, содержащих «фукусимские» радионуклиды – ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , был зарегистрирован в шести городах (Минск, Гомель, Мозырь, Могилев, Мстиславль, Браслав) в период с 23 по 25 марта 2011 г. и сохранялся до 18 апреля 2011 г. Максимальные значения объемной активности ^{131}I были зарегистрированы во всех шести городах 3 апреля 2011 г. и колебались в пределах $(1,4...5,8) \cdot 10^{-3}$ Бк/м³. Объемные активности ^{134}Cs и ^{137}Cs были, как правило, ниже активности ^{131}I в 5–10 раз. На европейской территории России ^{131}I впервые был зарегистрирован 23 марта в Подмосковной области, Курске и Обнинске, 26 марта – на юге и севере Сибири, в Омске и Салехарде. С 27 марта ^{131}I с невысокой объемной активностью от $(1...30) \cdot 10^{-5}$ Бк/м³ наблюдался уже на всей территории страны. 28–30 марта произошло резкое увеличение, практически на два порядка, объемной активности ^{131}I в воздухе на территории ЕТР: в Обнинске – до $2,7 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, Подмосковной – до $2,4 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, Курске – до $2,3 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, Санкт-Петербурге – до $3,0 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³. Одновременно с повышением содержания ^{131}I в воздухе появились ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{132}I , ^{132}Te .

Максимальное количество всех радионуклидов, так же как в Беларуси, наблюдалось 3–4 апреля: по ^{131}I – до $4,0 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, по ^{134}Cs – до $1,04 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³, по ^{137}Cs – до $1,15 \cdot 10^{-3}$ Бк/м³. С 4–5 апреля началось уменьшение содержания радионуклидов в воздухе и к концу апреля объемная активность радионуклидов на ЕТР стала ниже предела обнаружения $1 \cdot 10^{-6}$ Бк/м³ [15].

1.3 Радиоактивное загрязнение зоны действия ПО «Маяк»

1.3.1 Технологические выбросы в атмосферу.

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

Радиохимический комбинат № 817 (ныне – ПО «Маяк», г. Озерск) был создан по решению СНК СССР от 1 декабря 1945 г. В состав комбината вошли объект «А» – промышленный реактор, завод «Б» – радиохимический завод, завод «В» – металлургический завод по производству плутония (директоры комбината № 817 – П. Т. Быстров, Е. П. Славский и Б. Г. Мурзуков; научный руководитель – И. В. Курчатov; главный конструктор – Н. А. Доллежал) [117]. 19 июня 1948 г. промышленный реактор – объект «А» комбината № 817 – был выведен на проектную мощность. 22 декабря 1948 г. – начало работы радиохимического завода «Б» комбината № 817 [68].

В условиях острого дефицита ресурсов и времени принимались упрощенные схемы обращения с радиоактивными отходами (РАО). Значительными в 1950–1960-х гг. были газоаэрозольные выбросы радиоактивных веществ через высокие (до 150 м) трубы в атмосферу; эффективная система газоочистных установок была создана впоследствии [114].

В тот промежуток времени, когда выбросы в атмосферу оказывали наибольшее влияние на загрязнение объектов окружающей среды, на предприятии действовало около двадцати организованных высоких источников выбросов. Через них в атмосферу поступали радионуклиды активационного происхождения (^{14}C , ^{41}Ar , ^{51}Cr , ^{54}Mn и т. п.), продукты деления (инертные радиоактивные газы, ^{90}Sr , ^{89}Sr , $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$, $^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$, ^{131}I , ^{137}Cs , $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$ и др.), а также альфа-излучающие нуклиды (^{239}Pu , ^{241}Am и т. п.) Основным источником выбросов наиболее радиационно опасных нуклидов был источник, который обслуживал радиохимическое производство. При этом наибольшую радиационную опасность представляли выбросы ^{131}I .

На долю ^{131}I , поступавшего в атмосферу при переработке облученного ядерного топлива, приходилось около 75 % накопленной эффективной эквивалентной дозы. Подъем мощности выбросов в период до конца 1961 г. связан с увеличением производительности завода и переводом основного объема переработки облученного топлива с завода «Б» на завод «ДБ». В период с середины 1970 г. по 1972 г. наблюдается явное снижение мощности выбросов, обусловленное совершенствованием газоочистного оборудования и технологии производства [84].

Аэрозольные выбросы радионуклидов из труб заводов ПО «Маяк» в 1950–1960-х гг. привели к загрязнению почвы в районе предприятия до уровней порядка 10^{13} Бк/км² по ^{90}Sr и ^{137}Cs и 10^{10} Бк/км² по изотопам плутония. Одновременно радиоактивному загрязнению подверглись все компоненты наземных и водных экосистем, расположенные в зоне влияния ПО «Маяк» [114].

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

По данным мониторинга Челябинского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, вплоть до середины 1990-х гг. в населенных пунктах, расположенных в радиусе 30 км от промышленной площадки ПО «Маяк», плотность выпадений ^{137}Cs составляла от десятков до сотен беккерель на квадратный метр (Аллаки, Тюбук, Большой Куяш, Малый Куяш, Метлино, Ибрагимово, Худайбердинский, Кыштым, Касли, Татарская Караболка). В настоящее время плотность выпадений изотопа ^{137}Cs в большинстве населенных пунктов – менее 10 Бк/м² в год. Только в п. Худайбердинский и Калиновский величина выпадений ^{137}Cs близка к 10 Бк/м² в год, а в п. Новогорный составляет 20...30 Бк/м² в год. Необходимо отметить наличие в п. Новогорный угольной ТЭЦ, оказывающей негативное влияние на окружающую среду за счет выбросов в атмосферу продуктов горения каменного угля, содержащего все природные радионуклиды. Выбросы ТЭЦ в 1990-е гг. были эквивалентны выбросам ПО «Маяк». Как и по ^{137}Cs , по ^{90}Sr прослеживается следующая временная и пространственная динамика:

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

- с 1996 по 1998 гг. плотность выпадений ^{90}Sr в контрольных пунктах Тюбук, Татарская Караболка, Касли, Кыштым, Малый Куяш, Усть-Караболка уменьшилась до пределов 10 Бк/м² в год и ниже;

- в н. п. Новогорный и Худайбердинский плотность выпадений ^{90}Sr в 1991–1993 гг. наблюдалась на уровне сотен беккерель на квадратный метр в год. К 1994 г. она уменьшилась на порядок, приблизившись к 40...50 Бк/м²

в год. В 2000-е гг. показатель плотности выпадений изотопа ^{90}Sr на подстилающую поверхность постепенно снижается, фиксируясь в последние годы в н. п. Новогорный и Худайбердинский на уровне 12 Бк/м^2 в год. Максимальные концентрации трития в воде, по данным Центра гидрометеорологии, наблюдали в п. Новогорный (расположен в 4 км от промышленной зоны ПО «Маяк»), средняя за период наблюдения концентрация изотопа составила в поселке 100 Бк/л . В населенных пунктах, расположенных на расстоянии до 30 км, но в разных направлениях от объекта (Касли, Аргаяш), концентрации изотопа фиксировались в пределах $20...25 \text{ Бк/л}$. И, наконец, в населенных пунктах, расположенных на расстоянии $60...70 \text{ км}$ от объекта и в разных направлениях (Челябинск, Верхний Уфалей, Бродокалмак), концентрации изотопа приближаются к фоновым ($4,6...6,7 \text{ Бк/л}$ в среднем за период ведения наблюдений). Направление расположения контрольного пункта мало влияет на концентрации радионуклида [94, 95].

По расчетам за весь период работы ПО «Маяк» в атмосферу было выброшено $1,1 \cdot 10^{10}$ ГБк инертных радиоактивных газов, $2,0 \cdot 10^3$ ГБк долгоживущих α -излучающих аэрозолей, $1,4 \cdot 10^5$ ГБк долгоживущих β -излучающих аэрозолей, в том числе $1,3 \cdot 10^3$ ГБк ^{137}Cs и $1,7 \cdot 10^3$ ГБк ^{90}Sr [87].

Систематический радиационный мониторинг с 1971 г. методом планшетов и с 1973 г. также методом марлевых конусов в зоне влияния ПО «Маяк» проводили сотрудники ОНИС. При анализе данных мониторинга они выделили район повышенных радиоактивных выпадений к северо-востоку, востоку и юго-востоку от предприятия. Основные источники выпадений: выбросы из труб предприятия (^{103}Ru , $^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$, $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$) и ветровой перенос с ранее загрязненных территорий (^{90}Sr , ^{137}Cs). На расстоянии свыше $30...40 \text{ км}$ от источника выброса объемная активность радионуклидов в воздухе снижалась до фоновых уровней. По мнению А. С. Бакурова с соавторами [134], с 1971 по 2002 гг. объемная активность в воздухе ^{90}Sr снизилась в 25 раз, ^{137}Cs – в 4 раза, однако на приводимом ими графике видны сильные колебания значений объемной активности, поэтому данные величины снижения можно принять только ориентировочно.

Среднемесячная плотность выпадений техногенного ^{137}Cs по зоне наблюдения в 2007 г. составила $0,5 \text{ Бк/м}^2$, что на уровне аналогичного показателя за 2006 г. ($0,5 \text{ Бк/м}^2$), но в 7 раз выше фонового уровня по Уральскому региону ($0,07 \text{ Бк/м}^2$). Более высокая плотность выпадений ^{137}Cs наблюдалась в контрольных пунктах, расположенных в ближней зоне ПО «Маяк»: в п. Новогорный (4 км от предприятия) – $15,3 \text{ Бк/м}^2$ за год, п. Метлино (18 км от предприятия) – $10,7 \text{ Бк/м}^2$, п. Худайбердинский (20 км от предприятия) – $9,5 \text{ Бк/м}^2$ за год, отд. Калиновский (22 км от предприятия) – $9,0 \text{ Бк/м}^2$ за год. Плотность выпадений ^{137}Cs в приземный слой атмосферы осталась на уровне 2006 г. и составила $0,5 \text{ Бк/м}^2$ в месяц. Максимальная за месяц плотность выпадений ^{137}Cs фиксировалась в августе – $2,9 \text{ Бк/м}^2$, что в 5,8 раза

выше среднестатистической за год плотности выпадений радионуклида по территории наблюдения. Для сравнения, в 2006 г. аналогичный показатель в п. Новогорный составил 6,9 Бк/м², что в 2,4 раза выше. Среднесуточная плотность выпадений β-активных элементов по Челябинской области – 0,7 Бк/м², что несколько ниже, чем в 2006 г. [95].

До настоящего времени подробно изучалась радиационная ситуация на территории Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, а также зона загрязнения по р. Тече. Результаты загрязнения территории из-за промышленных выбросов ПО «Маяк» известны в гораздо меньшей степени. В 1975–1976 гг. сотрудниками УНПЦ РМ были проведены исследования зоны вокруг ПО «Маяк» с целью гигиенического обоснования размеров и режима контролируемых зон вокруг предприятий атомной промышленности, ядерных энергетических установок и на локально загрязненных радиоактивными веществами территориях [67]. В 2001 г. ФГБУ «Центр химизации и сельскохозяйственной радиологии «Челябинский» совместно с УНПЦ РМ обследовал территории Аргаяшского района [96].

1.3.2 Сброс жидких радиоактивных отходов в систему р. Течи.

Концентрация радиоактивных веществ, поступавших в воздушную среду в результате выбросов ПО «Маяк», не превышала установленных допустимых значений, поскольку обеспечивалось существенное разбавление примеси за счет высоты трубы, из которой производились выбросы. Образование же жидких РАО значительно превышало запланированное. Сбросы ЖРО в открытую гидрографическую сеть и локальные водоемы изначально предусматривались в проектах реакторных заводов (оз. Кызылташ, р. Теча), радиохимических заводов (оз. Кызылташ, водоемы В-9 (Карачай), В-17 (Старое Болото), р. Теча) и химико-металлургического производства (оз. Татыш – водоем В-6) [87].

Предполагалось, что непосредственно в р. Течу будут удаляться только низкоактивные, очищенные ЖРО, в частности большие объемы щелочных декантатов и конденсатов при допустимом уровне сброса не более 0,1 ТБк/сут. Однако после пуска завода «Б» в р. Течу стали сбрасываться не только низкоактивные, но и среднеактивные ЖРО, аварийные технологические и другие растворы. Неполадки и аварии, неплановые ремонты, промывка и дезактивация оборудования, протечки вследствие коррозии, отладка технологической схемы обусловили образование больших объемов ЖРО, к обработке и хранению которых завод «Б» оказался неготовым. При этом и очистка низкоактивных ЖРО перед сбросом их в р. Течу была практически неосуществимой. В итоге неполадки и аварии на начальном этапе деятельности комбината обусловили основную долю сбросов ЖРО в р. Течу. Для этого периода допустимый сброс ЖРО в реку был установлен на уровне 3,7 ТБк/сут по сумме всех продуктов деления. По заключению комиссии под руководством А. П. Александрова значительная доля сбросов большой активности в оз. Кызылташ и р. Течу

в 1949–1951 гг. явилась результатом неисправностей и аварий. Начиная с 28 октября 1951 г. все основные технологические ЖРО были подключены к промканализационной линии, идущей на оз. Карачай, а в р. Течу продолжали сбрасывать лишь нетехнологические низкоактивные отходы. Затем последовало сооружение плотин Теченского каскада водоемов, начало эксплуатации промводоема В-17 (Старое Болото). Сбросы ЖРО в открытую гидрографическую сеть прекращены в 1956 г. [9, 87].

Выделяют несколько периодов в деятельности предприятия, различающихся системами сброса ЖРО в открытую гидрологическую систему (рисунок 1.3).

На начальном этапе, в период с 1949 г. по август 1951 г., сброс средне- и низкоактивных отходов производился в водные объекты, существовавшие до строительства комбината. Сток воды р. Течи из оз. Иртяш был зарегулирован плотиной П-1, а из оз. Кызылташ – плотиной П-2. В 6 км ниже по течению от плотины П-2, в районе с. Метлино, располагался Метлинский пруд (В-4), образованный насыпкой земляной плотины П-4. Плотины П-1, П-2 и П-4 были оборудованы регулируемыми водосбросами. В 1950-х гг. русло р. Течи было зарегулировано шестью земляными плотинами, которые периодически разрушались в период весенних паводков. Объем стока ЖРО радиохимического производства изменялся от 4000...5000 м³/сут в 1949–1950 гг., 8500 м³/сут в сентябре–октябре 1951 г. до 18000 м³/сут в 1954–1956 гг. Суммарный объем нетехнологических, малоактивных сточных вод, поступающих в коллектор промканализации с завода «А» и объекта водоподготовки, составлял в среднем 25...30 тыс. м³/сут (1953–1954 гг.). Таким образом, суммарный техногенный сброс воды через промканализацию – 10...15 млн м³/год [87].

Емкости с отходами перед сбросами выдерживались некоторое время для распада короткоживущих радионуклидов, однако не сохранилось информации о сроках выдерживания каждой емкости, поэтому радионуклидный состав сбрасываемых отходов в точности неизвестен.

Сброс жидких РАО в р. Течу в период 1949–1956 гг. оценивается в объеме 76 млн м³ сточных вод суммарной активностью 2,75 МКи. В составе сброса ⁹⁰Sr – 11,6 %, ¹³⁷Cs – 12,2 %. Документация по учёту сброса с радиохимического завода в Течу в период его пуска и освоения (1948–1951 гг.) была уничтожена, поэтому все основные данные для этого периода сбросов жидких РАО получены в середине 1950-х гг. расчётным методом [9].

В составе сбросов в р. Течу были представлены все основные продукты распада урана, в том числе долгоживущие ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs. Особенностью выброса на ВУРСе является наличие всех основных продуктов деления урана при минимальном содержании долгоживущего ¹³⁷Cs. Состав радиоактивных выпадений на Карачаевском следе представлен преимущественно радионуклидами ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr (таблица 1.1).

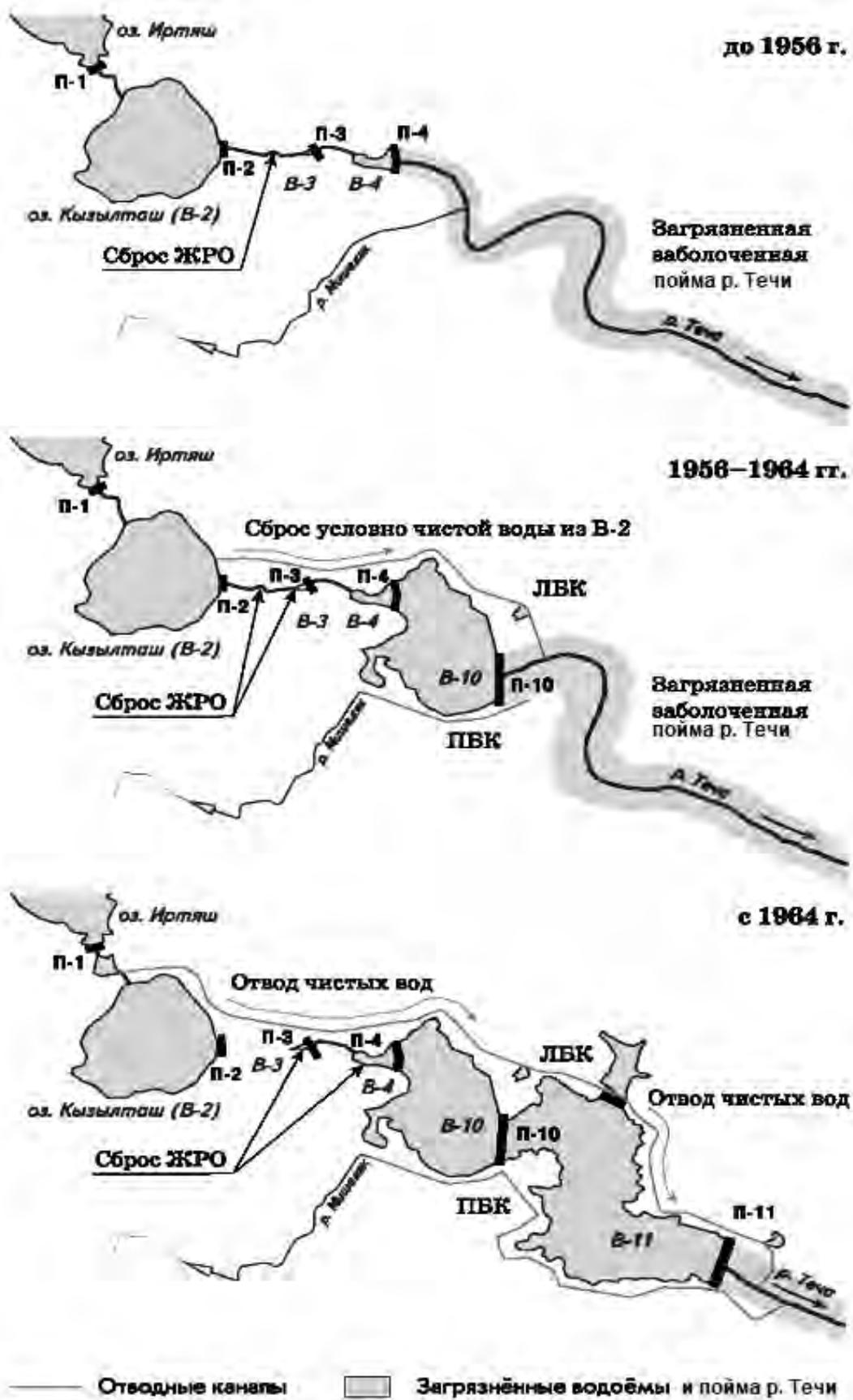


Рисунок 1.3 – Гидротехнические методы регулирования стока ЖРО [9]

Таблица 1.1 – Радионуклидный состав и активность суммарного сброса в р. Течу с 1949 г. по 1953 г. [22]

Радионуклид	%	Величина сброса, 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

Для разбавления сбросной активности через плотину П-2 из оз. Кызылташ в р. Течу сбрасывалась относительно чистая озерная вода. С марта 1949 г. (начало сброса ЖРО в р. Течу) включительно по июнь 1950 г. среднемесячное поступление воды через плотину П-2 не превышало $1,5 \cdot 10^6 \text{ м}^3$. С июля 1950 г. по май 1951 г. среднемесячный сброс воды через плотину П-2 составлял $(2,4 \dots 3,3) \cdot 10^6 \text{ м}^3$. Начиная с июня и до конца октября 1951 г. расход воды через плотину П-2 был увеличен до $(1,5 \dots 2,5) \cdot 10^7 \text{ м}^3/\text{мес}$. В ряде случаев это трактовалось как промывка водоема В-4. При собственной емкости водоема 2,5 млн м^3 вода в нем ежемесячно обновлялась 5–8 раз. Эти процедуры промывки водоема, с одной стороны, очищали его от накопившейся активности, а с другой – приводили к увеличению ее поступления в р. Течу и Асановские болота. На данный период деятельности ПО «Маяк» пришлась основная доля сбросов ЖРО в р. Течу, обусловленная главным образом работой радиохимического завода [87].

Интенсивность сброса регламентных ЖРО в р. Течу в 1949–1951 гг. по суммарной активности β -излучателей составляла 2,6 ТБк/сут в период с января по ноябрь 1949 г., 32 ТБк/сут – с декабря 1949 г. по февраль 1950 г. и возросла до 160 ТБк/сут в период с марта 1950 г. по ноябрь 1951 г. Всего, по оценкам 1950-х гг., в течение 1949–1951 гг. в р. Течу регламентных ЖРО было сброшено около 110 ПБк по суммарной активности β -излучателей. Доля активности α -излучающих радионуклидов в суммарном сбросе не превышала 0,0005 %. В сбросной воде от 40 до 70 % активности оказывалось в виде сорбированной на взвеси и 30...60 % – в растворенном состоянии. В растворе находился почти весь цезий и 75 % стронция, а в осадке оставалось почти все количество редкоземельных элементов и большая часть циркония и ниобия. Для снижения сбросов ЖРО в р. Течу сброс больших объемов низкоактивных неочищенных ЖРО был переключен в заболоченную низину вблизи завода «Б» (Старое Болото, или водоем В-17) [87]. В августе 1951 г. между плотинами П-2

и П-4 на месте ранее существовавшего Кокшарова пруда был создан водоем В-3 емкостью 400000 м³ [68].

Преобразование водоемов В-3 и В-4 в бассейны выдержки ЖРО и снижение активности радионуклидов было основано на природной очистке вод от активности при их отстое вследствие осаждения взвесей, несущих активность плохо растворимых и сорбирующихся радионуклидов (до 40 % общей активности ЖРО), и радиоактивного распада радионуклидов. Время выдержки протекающей загрязненной воды в накопителях до окончательного сброса ее в р. Течу достигало, по данным разных исследований, 36 сут [87].

Ряд мер, реализованных позже и направленных на промывку р. Течи, наоборот, способствовал ее радиоактивному загрязнению. С целью бурения геологических скважин на дне водоема В-3 6 октября 1951 г. из него в течение 14 ч было спущено 75...80 % воды (300 тыс. м³) в Метлинский пруд (В-4), а затем – в р. Течу. Расход воды через плотину П-4 при этом мог достигать 6 м³/с. В целях улучшения радиационной обстановки в районе прудов-отстойников в октябре 1951 г. был осуществлен один из самых значительных сбросов воды в ходе «промывки» технологических водоемов В-3 и В-4. С 13 по 17 октября через створ плотины П-4 в р. Течу была спущена вода из указанных водоемов. С 17 по 22 октября при открытых плотинах П-3 и П-4 дополнительно были открыты шандоры плотины П-2 для «промывки» водоемов-отстойников водой из оз. Кызылташ. Вода через створ плотины П-2 сбрасывалась с расходом около 30 м³/с 6 суток, общий объем ее составил около 15 млн м³. Вместе с водой в речную систему попало большое количество взмученных донных отложений, загрязненных радионуклидами. Большая их доля осела за пределами прудов в Асановских болотах [68, 87].

Перенос сброса САО в оз. Карачай позволил снизить удельную активность воды в водоемах-отстойниках В-3, В-4 и р. Тече примерно в 20 раз, но не решил радиоэкологических проблем загрязнения р. Течи полностью. Низкоактивные отходы продолжали поступать в Теченский каскад водоемов [87].

Сбросы загрязненной воды проводили также в 1954 и 1955 гг. (сбросы из оз. Кызылташ в Течу), в 1958 г. (сброс 7900000 м³ из оз. Бердяниш с последующей промывкой оз. Бердяниш водой оз. Иртяш, а также сильная фильтрация через тело плотины водоема В-10) [68].

Предполагается, что в период 1949–1954 гг. в точке сброса ЖРО поступило, в частности, ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y – 47,1 кКи, из них 30,3 кКи – в растворенном состоянии, остальные – в составе природных и техногенных взвешенных частиц. ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba поступило 49,9 кКи, из них 42,4 кКи – в составе взвешенных частиц, остальное – в растворенном состоянии. В створе с. Муслимово сток ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y за этот период составил 29,3 кКи, ¹³⁷Cs + ^{137m}Ba – 5,6 кКи. Размещение радиоактивных отходов в естественных и искусственных водоемах предопределило загрязнение подземных вод. Наиболее значимо загрязнение в окрестностях водоемов В-9, В-17 и Теченского каскада. Основными компо-

нентами-загрязнителями являются техногенные долгоживущие радионуклиды (^{90}Sr , ^3H , ^{137}Cs) и токсичные вещества (нитрат-, сульфат-ионы) [74].

В 1956 г. сооружена плотина № 10, но из-за высоких темпов заполнения водоема В-10 в 1964 г. была сооружена плотина № 11, которая образовала новый водоем – В-11. Заполнение водоема В-11 жидкими РАО начато в 1966 г. В Теченском каскаде водоемов накоплено около $3,1 \cdot 10^5$ Ки долгоживущих β -активных нуклидов. Водоемы являются источником поступления радионуклидов в приземный слой воздуха, подземные и поверхностные воды. Фильтрация загрязненных вод в открытую гидрографическую систему р. Течи происходит через и под боковыми ограждающими дамбами в ПБК и ЛБК, а также под телом плотины № 11 [88–90].

В 2007–2008 гг. были завершены работы по сооружению противофильтрационного экрана в теле плотины водоема В-11. В 2009 г. создана система мониторинга состояния плотины с использованием пьезометров. В настоящее время содержание ^{90}Sr в воде В-11 – 1200...1700 Бк/л, ^{137}Cs – 0,6...1,3 Бк/л. В донных отложениях В-11 активность ^{90}Sr по старому руслу – 240000...370000 Бк/кг, ^{137}Cs – 30000...160000 Бк/кг. Распространение загрязненных подземных вод проходит до обводных каналов. На участке к югу от В-11 ореол загрязненных подземных вод распространяется до 200 м к югу от ПБК. Суммарные фильтрационные потери из водоемов ТКВ могут достигать 15 млн м³ в год. При этом в 2006–2009 гг. в реку из ЛБК поступало около 13 Ки ^{90}Sr в год, из ПБК – около 17 Ки в год. Основной фильтрационный поток из В-11 проходит под телом плотины, поступления ^{90}Sr с этим потоком не наблюдается и не прогнозируется, что обусловлено высокими сорбционными свойствами грунта. Зависимость между суммарным фильтрационным поступлением ^{90}Sr в каналы и уровнем водоема В-11 имеет нелинейный характер и возрастает от 8 Ки в год (при уровне воды 215,5 м) до 50 Ки в год (при уровне 216,8 м) [135].

В 2010 г. активности ^{90}Sr и ^3H в обводных каналах несколько увеличились, по сравнению с 2009 г., и составили в ЛБК 6,0 и 330 Бк/л соответственно, в ПБК – 63,5 и 420 Бк/л. Объемная активность ^{137}Cs несколько уменьшилась в 2010 г. и составляла: в ЛБК – 0,34 Бк/л и в ПБК – 0,4 Бк/л [88–90].

Распространение Карачаевской линзы также может оказывать влияние на загрязнение речной системы. Еще до 2007 г. ареалы распространения нитрата (по изолинии, равной ПДК), ^{90}Sr , U, ^{60}Co (по изолиниям, равным уровням вмешательства) перекрывали русло р. Мишеляк в верхнем течении, а ареал ^3H приближался к руслу [10, 19]. В р. Мишеляк, по данным ЦЗЛ ПО «Маяк», активность ^{90}Sr в 2007–2010 гг. колебалась от 0,05 до 1,55 Бк/л, ^{137}Cs – 11,7 Бк/л и менее, ^3H – от 42 Бк/л и менее до 680 Бк/л [88–90].

Таким образом, р. Теча с 1949 г. по настоящее время является источником радиоактивного загрязнения р. Исеть и Тобол.

На берегах р. Течи к 1950 г. было 39 сел и деревень. 16 из них имели более 500 человек населения. Всего в прибрежных селах проживало около 23,5 тыс. человек: 58,2 % – женщины, 41,8 % – мужчины. В богатых травой низинах селились преимущественно татары и башкиры, на возвышенных лесных территориях преобладало русское население. В верховьях реки около 90 % населения для питьевых, бытовых целей и для полива огородов пользовалось речной водой. Река использовалась для ловли рыбы, выгула домашней птицы, водопоя скота. На пойменных почвах и заливных лугах находились пастбища и сенокосы.

В результате технологических сбросов в реку в 1949–1950 гг. и промывок Кокшарова и Метлинского прудов, оз. Кызылташ, Бердяниш в период 1951–1958 гг. произошло неоднородное загрязнение донных отложений реки, а также поймы в прибрежной полосе 150...200 м, на некоторых участках – до 500 м. Мощность доз γ -излучения в 1951 г. на берегу Метлинского пруда достигала 1500 мкР/с, на поливных огородах у Метлинского пруда – до 1000 мкР/с, на берегу реки у н. п. Теча-Брод – 100 мкР/с, на улицах и во дворах н. п. Метлино и Теча-Брод – 1...3 мкР/с. После промывки Кокшарова пруда в 1951 г. мощность доз у уреза воды уменьшилась во много раз и составляла уже в 1952 г. у Метлинского пруда – 4...18 мкР/с, у реки в н. п. Теча-Брод – 16...28 мкР/с. Однако на территории населенных пунктов, молочно-товарных и птицеводческих ферм появились отдельные участки с повышенным уровнем γ -излучения из-за использования воды для водопоя и хозяйственно-бытовых нужд. Анализ проб воды на суммарную активность β -излучающих радионуклидов в населенных пунктах начали проводить с июля 1951 г. В верховьях реки содержание радионуклидов колебалось в широких пределах – 1...100 мкКи/л, а в отдельных пробах было и выше. На участке Метлино–Курманово в 1950 г. расчетное суточное поступление радионуклидов с питьевой водой составляло 4100 кБк, в 1951 г. – 5200 кБк, 1952 г. – 17,8 кБк. Содержание β -излучающих радионуклидов в рыбе и птице в 1951–1952 гг. в верховьях реки, включая н. п. Муслимово, по расчетам составляло 440 и 130 кБк/кг, в молоке – 3,3 кБк/кг, мясе – 1,3 кБк/кг, овощах и картофеле – 7,4 кБк/кг. С 1953 г. использование населением воды из реки было ограничено, а с 1956 г. – запрещено. Однако, вследствие режима секретности, причины не были объявлены и средства на строительство колодцев не были реализованы. Население продолжало пить воду из реки. Другие защитные меры также не были эффективными. Летом 1954 г. вышло постановление Совета Министров СССР о переселении 10 населенных пунктов в верховьях реки. Всего в 1954–1960 гг. с берегов Течи переселилось около 7,5 тыс. человек из 19 населенных пунктов [68].

1.3.3 Образование Восточно-Уральского радиоактивного следа и Карачаевского следа.

29 сентября 1957 г. в 16 ч 22 мин из-за выхода из строя системы охлаждения произошёл взрыв ёмкости объёмом 300 м³, где содержалось около 80 м³ высокорadioактивных ядерных отходов. Взрывом ёмкость была разрушена, бетонное перекрытие толщиной 1 м весом 160 т отброшено в сторону, в атмосферу было выброшено около 20 МКи ($7,4 \cdot 10^{17}$ Бк) радиоактивных веществ ($^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$, $^{95}\text{Nb} + ^{95}\text{Zr}$, ^{90}Sr , ^{137}Cs , изотопы плутония и др.), из которых примерно 18 МКи выпало на территории ПО «Маяк», а около 2 МКи – за её пределами, образовав Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Непосредственно от взрыва никто не погиб [9].

Согласно современным представлениям наиболее вероятная причина взрыва содержимого емкости – спонтанный тепловой взрыв сухого остатка солей. Мощность взрыва оценивается в 20...120 т тринитротолуола. В результате взрыва крышка каньона была сорвана, образовалась воронка диаметром 20 м и глубиной 9...10 м. Из хранившихся в емкости $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк около 90 % активности (преимущественно в виде крупнодисперсного материала) осело в непосредственной близости от места взрыва – в пределах промышленной площадки предприятия. Остальные $7,4 \cdot 10^{16}$ Бк были вовлечены в процессы атмосферного переноса. В результате образовался радиоактивный след, получивший впоследствии наименование «Восточно-Уральский радиоактивный след» [87] (рисунок 1.4).

Часть радиоактивных веществ была поднята взрывом на высоту 1...2 км и образовала облако, состоящее из жидких и твёрдых аэрозолей. В течение 10...11 ч радиоактивные вещества выпали на протяжении 300...350 км в северо-восточном направлении от места взрыва. Первая радиационная съёмка территории вблизи аварийного сооружения и в отдалённых точках промышленной площадки ПО «Маяк» была закончена к ночи 30 сентября 1957 г.

Результаты оперативных измерений показали, что мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на обследованной территории достигает чрезвычайно высоких значений. В течение 10–20 октября 1957 г. силами ЦЗЛ ПО «Маяк» была проведена первая радиационная съёмка территорий Челябинской, Свердловской, Курганской и Тюменской областей, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Съёмка осуществлялась с использованием радиометров, установленных на автомобилях. Она позволила выявить масштабы загрязнения территорий, расположенных в отдалённой от взрыва зоне.

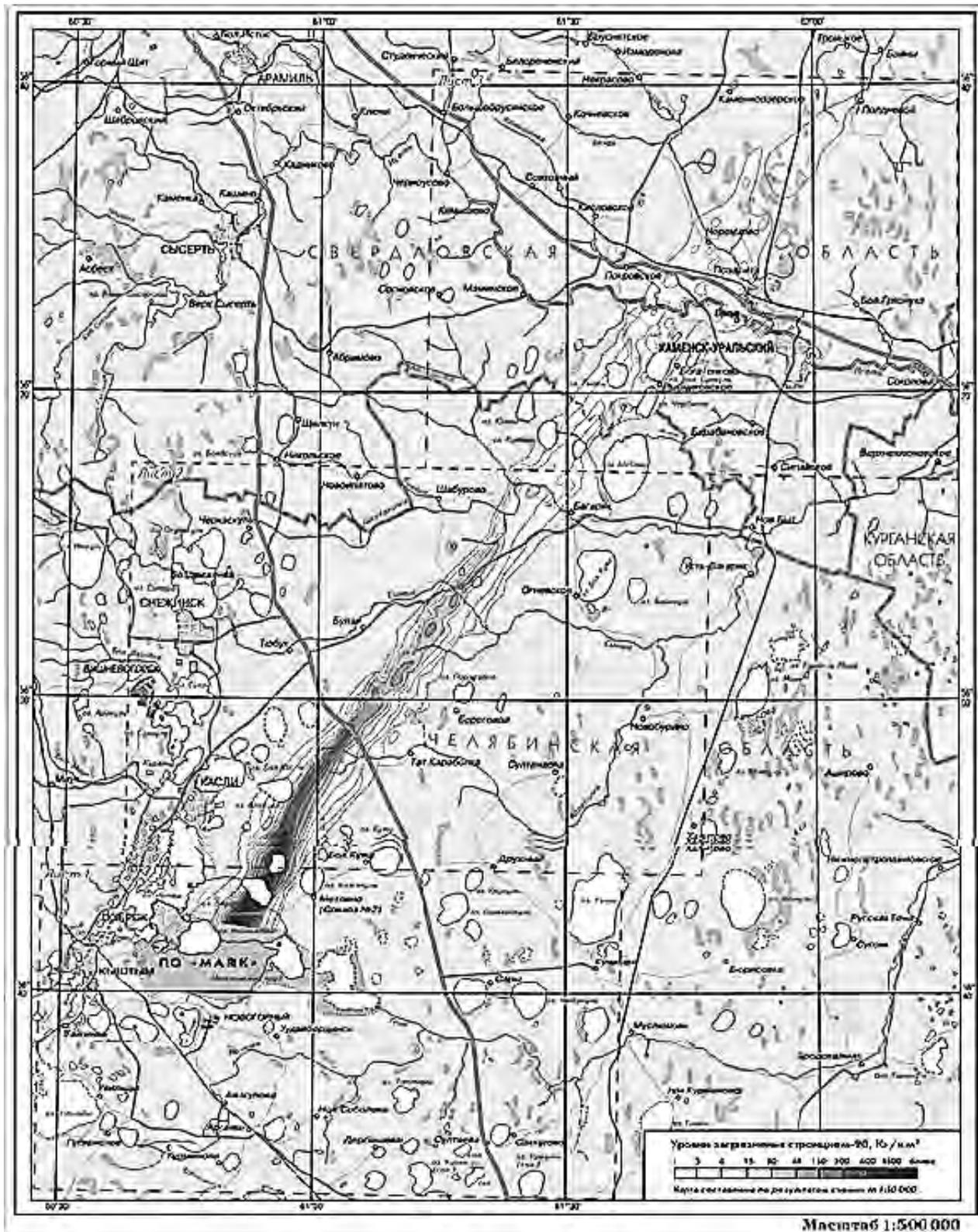


Рисунок 1.4 – Загрязнение почв ^{90}Sr на ВУРСе в 1957 г. [9]

В ноябре–декабре 1957 г. силами ЦЗЛ ПО «Маяк» и Института прикладной геофизики Госкомгидромета СССР было проведено уточнение реальных масштабов радиационного загрязнения на территории от предприятия до г. Каменска-Уральского Свердловской области (105 км). Наземные и водные экосистемы территории ВУРСа (оз. Урускуль, Бердениш, Кожакуль, р. Караболка, болото Бугай и др.) были загрязнены радиоактивными веществами. В головной части следа наблюдалась массовая гибель отдельных звеньев экосистем (сосна, ряд видов травянистых растений, почвенная фауна и др.). Суммарная β -активность воды достигала в начальный период 1000...10 000 Бк/л; уровни загрязнения почвы в головной части ВУРСа достигали 2000 Ки/км² и выше [9].

Для предотвращения разноса радионуклидов в 1959 г. решением правительства была образована санитарно-защитная зона на наиболее загрязнённой части радиоактивного следа, где всякая хозяйственная деятельность была запрещена. В 1958 г. территории с плотностью загрязнения ⁹⁰Sr свыше 2 Ки/км² общей площадью около 1000 км² были выведены из хозяйственного оборота. Населённые пункты с этой территории были эвакуированы. Но на границе зоны с плотностью 2 Ки/км² остались несколько населённых пунктов, в том числе Татарская Караболка (около 500 жителей) и Мусакаева (около 100 жителей) [9].

Ось максимального загрязнения территории радиоактивными выпадениями после взрыва емкости с радиоактивными отходами 29 сентября 1957 г. прошла через н. п. Бердяниш (12,5 км от эпицентра, плотность загрязнения по β -активности на 20 октября 1957 г. составила 30000 Ки/км²), Сатлыкова (18 км, 15000 Ки/км²), Галикаева (23 км, 20 Ки/км²), Русская Караболка (35 км, 4500 Ки/км²), захватила половину н. п. Юго-Конево (55 км, 1000 Ки/км²), восточную часть районного центра Багаряк (65 км, 150 Ки/км²). Далее след прошёл на расстоянии 8...10 км от восточной окраины г. Каменска-Уральского (105 км), через н. п. Дубровка (150 км, 40 Ки/км²), в 15 км от северной окраины г. Камышлова и достиг окраины Тюмени (345 км). Населенные пункты Бердяниш, Сатлыкова, Галикаева были переселены в течение 7...15 дней после аварии. В последующем были переселены жители н. п. Русская Караболка, Юго-Конево, Алабуга и Кирпичики [136].

В октябре 1957 г. ЦЗЛ ПО «Маяк» было проведено первое определение уровней радиоактивного загрязнения окружающей среды в соцгороде и ряде населенных пунктов на территории следа. В д. Бердениш уровни загрязнения картофеля, уже засыпанного в погреба к моменту обследования, составляли по суммарной бета-активности 1,7...120 кБк/кг ($4,6 \cdot 10^{-8}$... $3,1 \cdot 10^{-6}$ Ки/кг), сена в стогах – до 180 МБк/кг ($5 \cdot 10^{-3}$ Ки/кг). Наблюдалось значительное загрязнение кожных покровов домашних животных: у коров на наружных покровах было сосредоточено до 230 МБк (6,1 мКи), овец – до 150 МБк (4,0 мКи), гусей и кур – 370...670 кБк (10...18 мКи). В д. Сатлыкова концентрация суммарной бета-активности составляла 10^3 ... 10^4 Бк/кг в картофеле и 10^7 Бк/кг в сене.

Проведенный летом–осенью 1958 г. анализ радиационной обстановки в пределах плотности загрязнения до $740 \text{ кБк/м}^2 \text{ }^{90}\text{Sr}$ ($20 \text{ Ки/км}^2 \text{ }^{90}\text{Sr}$) в ряде районов Челябинской и Свердловской областей показал достаточное снижение уровней радиоактивного загрязнения производимой продукции по сравнению с 1957 г. Эти данные указывают на отсутствие прямой пропорциональности между наблюдаемой концентрацией суммарной бета-активности в продукции и плотностью загрязнения территории. Радиоактивный распад и закрепление радиоактивного вещества в объектах окружающей среды привели к значительному снижению уровней загрязнения продукции в 1958 г. по сравнению с начальным периодом 1957 г. Средние концентрации за истекшие 9...11 месяцев снизились в траве примерно в 10 раз, зерне – в 50 раз, молоке – в 10 раз [81].

Основные компоненты выброса относились к короткоживущим радионуклидам (таблица 1.2), поэтому уже на второй год после аварии основным дозообразующим радионуклидом становится ^{90}Sr (рисунок 1.5).

Таблица 1.2 – Характеристика радиационного выброса и начальный запас радионуклидов на территории ВУРСа за пределами промплощадки [1]

Радионуклид	%	Запас, ПБк
^{89}Sr	Следы	–
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	5,4	2,0
$^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$	24,8	18,4
$^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$	3,7	2,7
^{137}Cs	0,036	0,26
$^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr}$	66,0	48,7
$^{147}\text{Pm}, ^{155}\text{Eu}$	Следы	–
^{239}Pu	Следы	0,0014

В целом ряде населённых пунктов почвы огородов личных хозяйств подверглись так называемому вторичному радиоактивному загрязнению. При этом следует учитывать два фактора: использование населением загрязнённых территорий в хозяйственной деятельности; радиоактивный распад радионуклидов. Использование населением загрязнённых территорий формирует накопление радионуклидов (радиоактивное загрязнение) на огородах хозяйств. В 2001–2003 гг. загрязнение ^{90}Sr в огородных почвах в 1,5–3 раза, в отдельных случаях в 10–20 раз, превышало уровни загрязнения ареала. Наиболее существенное вторичное загрязнение наблюдалось в п. Татарская Караболка [9].

С октября 1951 г. главный поток жидких радиоактивных отходов производства был направлен в естественное болото верхового типа Карачай (превратившееся в результате в искусственное озеро под названием «Водоём В-9»), где постепенно накопилось, по официальным данным, более 120 МКи активности,

из них 40 % ^{90}Sr и 60 % ^{137}Cs . Радионуклиды до начала работ по засыпке водоёма распределились ориентировочно следующим образом: 7 % – в воде, 41 % – в суглинках ложа водоёма, 52 % – в подвижных донных отложениях [9].

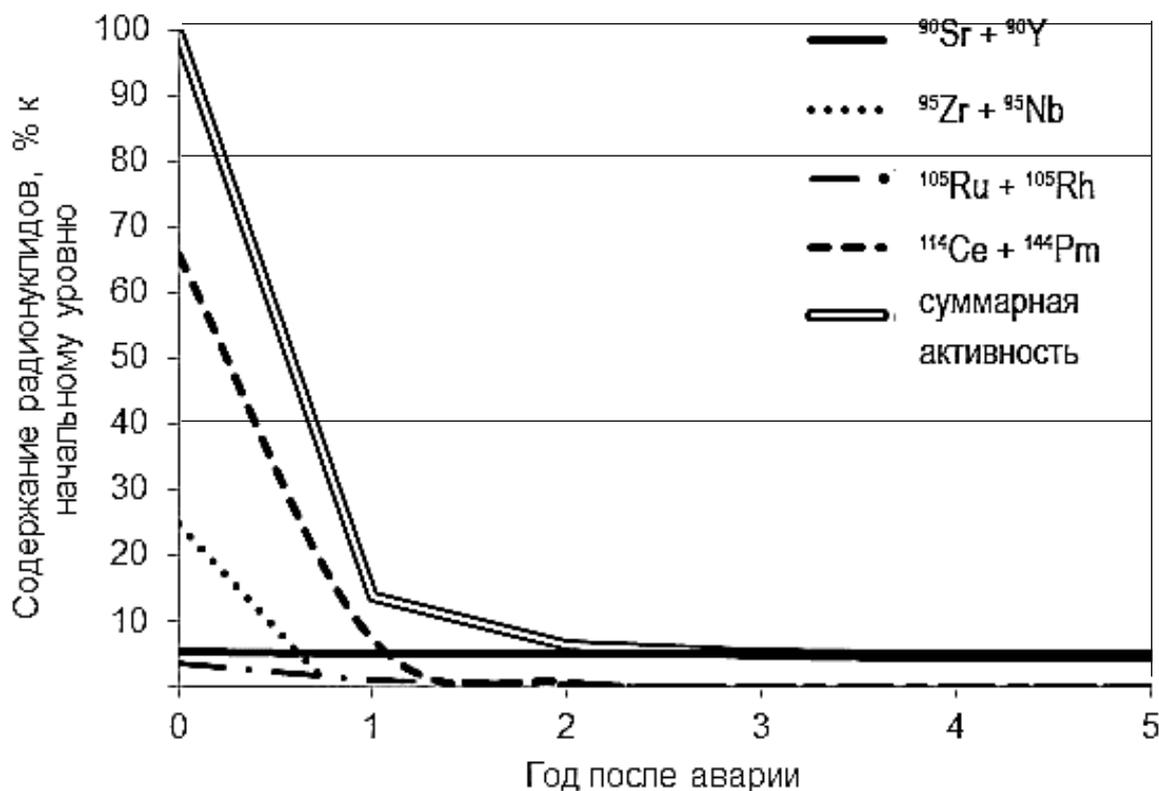


Рисунок 1.5 – Динамика активности основных радионуклидов на ВУРСе

В апреле 1967 г. были отмечены повышенные выпадения радиоактивных веществ в районе, прилегающем к промышленной зоне ПО «Маяк». Радиоактивные выпадения были обусловлены ветровым переносом радиоактивной пыли с оз. Карачай, вызванным необычными, по сравнению со средними многолетними, погодными условиями:

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

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

радиоактивных донных отложений. В течение апреля наблюдались высокие среднесуточные скорости ветра со значительной повторяемостью в секторе юго-юго-запад – запад-северо-запад (ЮЮЗ – ЗСЗ). Особенно сильные порывистые ветры были 18 и 19 апреля, скорость их достигала 23 м/с. Повышенные выпадения радиоактивных нуклидов (ветровой разнос обнаженных донных отложений оз. Карачай) отмечались в конце первой – начале второй декады не только на территории, непосредственно прилегающей к оз. Карачай, но и в районе, расположенном в секторе северо-восток – восток (СВ – В) от промышленной площадки. При чрезвычайно сильных ветрах 18–19 апреля наблюдались высокие концентрации радиоактивных аэрозолей в приземном слое воздуха. Так, 18 апреля на расстоянии 2 км от водоёма Карачай в направлении ветра от хранилища концентрации β -излучающих нуклидов в воздухе составляли до $4 \cdot 10^{-12}$ Ки/л; 19 апреля на расстоянии 500 м от хранилища – $4 \cdot 10^{-9}$ Ки/л, а на расстоянии 12 км – $4 \cdot 10^{-10}$ Ки/л. В то же время было отмечено повышение уровня мощности экспозиционной дозы в стационарных пунктах наблюдения, расположенных в таких районах, как ОНИС, Худайбердинск, Кировское отделение, Аргаяшская ТЭЦ, в 2–3 раза. Изотопный состав смеси радиоактивных веществ в различных пробах объектов окружающей среды был примерно одинаков и для дальнейших расчётов (по результатам контрольных измерений проб почвы) принят следующим: $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} - 34 \%$, $^{137}\text{Cs} - 48 \%$, $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr} - 18 \%$. Сложные метеорологические условия и продолжительное время действия источника поступления радиоактивных веществ в атмосферу вызвали загрязнение территории, расположенной в широком секторе с несколькими «языками» в соответствии с преимущественными в тот период времени направлениями ветров. Суммарная активность выброшенных в атмосферу радионуклидов оценивалась величиной 0,6 МКи, а площадь загрязнения – 2700 км² (вне производственной территории ПО «Маяк») [9, 84]. В наибольшей степени были загрязнены Метлино (ОНИС), Большой Куяш, Голубинка, Сарыкульмяк, Худайбердинск [123] (рисунок 1.6).

Почти вся площадь распространения Карачаевского радиационного следа находится на территории Челябинской области. В его составе в настоящее время выделяются четыре ветви: северо-восточная, восточная, юго-восточная и южная. Главное отличие от ВУРСа – преобладание ^{137}Cs над ^{90}Sr . Величина отношения Cs / Sr варьирует от 2,2 до 3,6. Максимальные значения плотностей загрязнения почв за пределами промзоны ПО «Маяк» ^{90}Sr не превышали 3 Ки/км², а $^{137}\text{Cs} - 6...7$ Ки/км². В состав выпадений входили: $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} - 34 \%$; $^{137}\text{Cs} - 48 \%$; $^{144}\text{Ce} + ^{144}\text{Pr} - 18 \%$. Радиационная ситуация на Карачаевском следе определяется преобладанием в составе радиоактивной пыли биологически малодоступных ^{137}Cs и ^{90}Sr . Снижение радиоактивного загрязнения почвы, травяного покрова и рациона населения происходило с большей (чем на ВУРСе) скоростью, которая описывается двухэкспоненциальной зависимостью, где $T_{1/2}$ в начальный период составлял 1,8 года, в последующий – 4,7 года.

Удельная активность основных дозообразующих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке превышала допустимые уровни только в первый месяц после аварии.

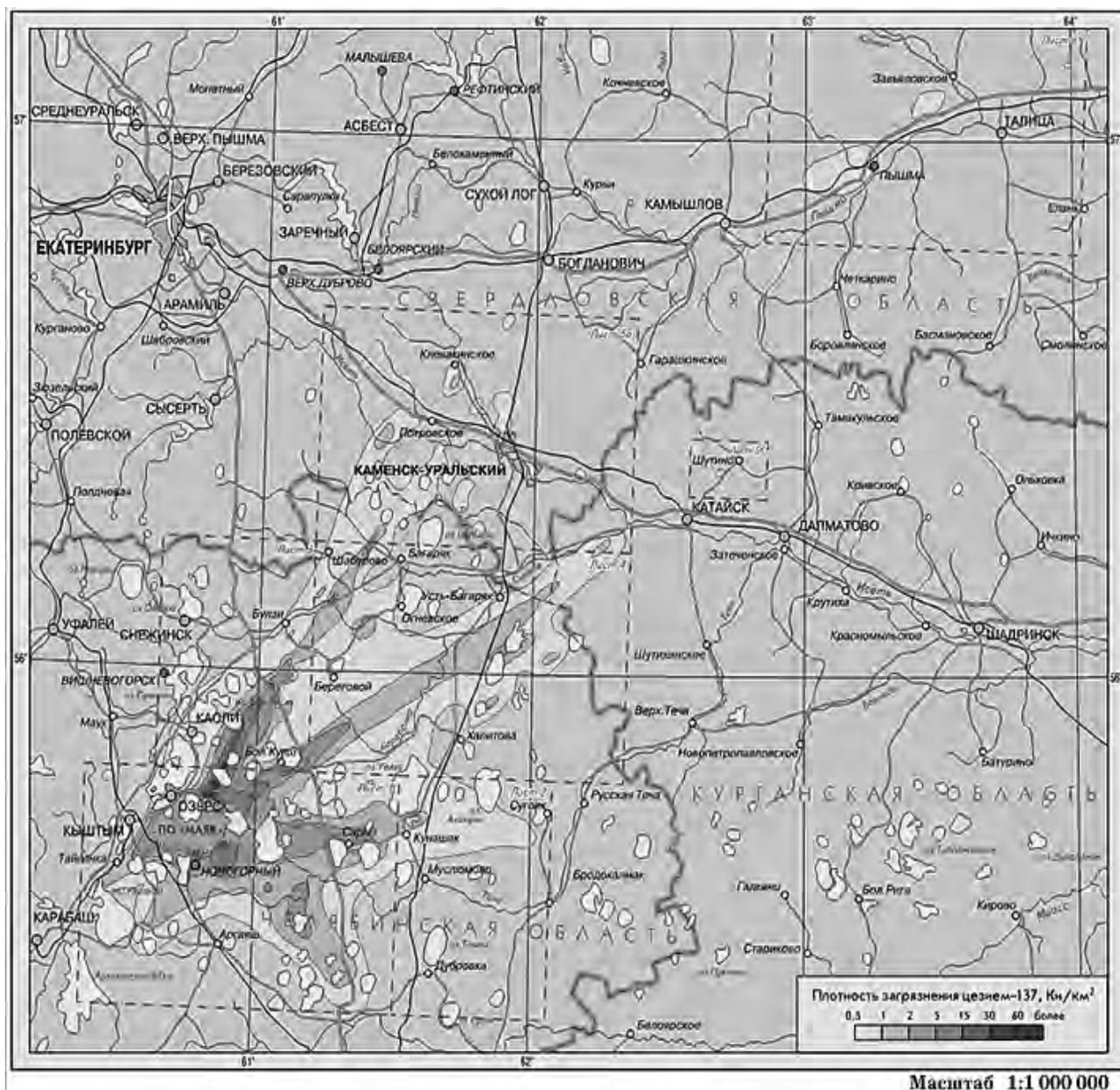


Рисунок 1.6 – Загрязнение почв ^{137}Cs на КРСе в 1967 г. [9]

Сравнительный анализ данных, полученных в ходе изучения различных аварий, свидетельствует об общих закономерностях поведения долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs во внешней среде. Во всех ситуациях скорость заглупления ^{90}Sr в аналогичных типах почв (в том числе и в донных отложениях) примерно одинакова и составляет 0,25...0,5 см в год. Несколько ниже скорость перемещения Cs. Период получищения верхнего сантиметрового слоя почвы составляет около двух лет как на ВУРСе, так и на территории, загрязнённой вследствие чернобыльской аварии. Величины перехода ^{90}Sr в зерно на Карачаевском следе и ВУРСе были аналогичными. Переход ^{90}Sr в молоко

на ВУРСе и на территории чернобыльской аварии был практически одинаков: коэффициент пропорциональности составлял 0,25...0,3 в первые годы и 0,03...0,2 в отдалённые сроки. Нет существенных различий и коэффициентов перехода ^{90}Sr в картофель и овощи. Очищение молока от ^{90}Sr и ^{137}Cs в отдалённый период во всех радиационных ситуациях происходило за аналогичное время – 10...20 лет [9].

Наиболее существенным отличием сравниваемых радиационных ситуаций на р. Теча в 1957 и 1967 гг. является количество облученного населения и размер загрязненной территории (таблица 1.3).

Таблица 1.3 – Масштабы радиационных аварий

Радиационный инцидент	Площадь, км ²	Количество населенных пунктов	Количество населения, тыс. чел.
р. Теча	~80*	39	23,5 [65]
ВУРС	23000** (по ^{90}Sr)	217	270 [57]
	560*** (по ^{90}Sr)	19	10 [57]
Карачаевский след	1800** (по ^{137}Cs)	42	42 [104]
<p><i>Примечание</i> – * – средняя ширина загрязненной поймы ~ 150...200 м; ** – при плотности загрязнения более 3,7 кБк/м² (0,1 Ки/км²); *** – при плотности загрязнения более 74 кБк/м² (2 Ки/км²)</p>			

Хотя на ВУРСе выпадения ^{90}Sr составляли только 5,4 % от всей активности, через несколько лет, вследствие распада короткоживущих радионуклидов, именно ^{90}Sr стал определять уровень радиоактивного загрязнения территории и был выбран в качестве реперного радионуклида. На КРСе ведущим радионуклидом оказался ^{137}Cs , хотя выпадения ^{90}Sr также были значительными. В настоящее время населённые пункты в опасной зоне ВУРСа ($Q \geq 3$ Ки/км²) отсутствуют. Вместе с тем в зоне отчуждения земель ($Q \geq 15$ Ки/км²) располагаются сельхозугодья н. п. Мусакаево, Татарская Караболка, Береговое, Пороховое, Булзи, Юшково, Багаряк, Пьянково, Рыбниковское.

1.4 Экологические проблемы накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в биотических компонентах экосистем

1.4.1 Загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs водной растительности.

Радиоактивные изотопы переходят в биотические компоненты по цепям питания, первым звеном которых являются продуценты. Исследование одноклеточных водорослей представляет значительные технические сложности, поэтому наибольшее количество информации получено о накоплении радионуклидов макрофитами. В водных экосистемах накопленные в фитомассе высших растений радионуклиды высвобождаются и переходят в водный раствор в течение нескольких недель после отмирания растения [41]. Поэтому сезонные изменения состояния водной и прибрежной растительности могут оказывать значительное влияние на динамику активности радионуклидов в воде.

С другой стороны, колебания уровней загрязнения воды в реке и озерах [46, 47, 50, 52], по-видимому, отражаются на накоплении радионуклидов в водной растительности.

За весь период исследований, проведенных сотрудниками Уральского научно-практического центра радиационной медицины, в 20 створах по течению р. Течи были отобраны 353 пробы 22 родов растений. Наибольшее количество проб исследовано в 1977 и 1979 гг. Удельная активность ^{137}Cs в сухой биомассе в различных пробах составляла от 22 до 44400 Бк/кг сухого веса, ^{90}Sr – от 3 до 262700 Бк/кг сухого веса [144].

В таблицах 1.4 и 1.5 представлены усредненные значения коэффициента накопления K_n для наиболее полно исследованных родов растений.

Необходимо отметить, что значения K_n очень сильно варьируют. При этом гидатофиты и гидрофиты не различаются принципиально по способности к концентрированию радионуклидов. Если у камыша и рогоза K_n ^{137}Cs относительно низкие, то у осоки и пушицы практически не отличаются от K_n ^{137}Cs гидатофитов. K_n ^{90}Sr относительно низкие у камыша, осоки и кубышки, но у рогоза и пушицы не уступают K_n гидатофитов. Однако в целом, укорененные растения накапливают значительно меньше ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем неукорененные. Кроме того, не наблюдается резкого изменения K_n на расстоянии около 30 км от плотины, хотя активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях падает на несколько порядков (рисунок 1.7).

Таким образом, уровень загрязнения донных отложений, по-видимому, не оказывает существенного влияния на K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях.

Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р. Течи (как показано на рисунке 1.8) снижается с расстоянием практически синхронно [31], а K_n изменяются разнонаправленно: K_n ^{137}Cs у большинства растений, за исключением роголистника, уменьшается с расстоянием, а K_n ^{90}Sr либо не зависит от расстояния, либо увеличивается.

Таблица 1.4 – Коэффициенты накопления ^{137}Cs в сухой биомассе растений р. Течи

Расстояние, км	Населенный пункт	Элодея	Уруть	Роголистник	Ряска	Камыш	Кубышка	Осока	Рогоз	Пушица
4,5	Асанов мост	6166	5781		6167	215	1899	6421	416	
12	МалоеТаскино				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	Мулюмово	4295			1036	55	382	587		
50	Курманово							1717		
103	Нижнепетропавловское									
119	Лобаново			532			740	1110		
141	Верхняя Теча									
175	Першино	284						926		
195	Затеченское	707		899	2221			1050		621
–	г (К _н – расстояние)	-0,98	-1	0,99	-0,26	-0,93	-0,45	-0,58	-0,65	-0,90

Таблица 1.5 – Коэффициенты накопления ^{90}Sr в сухой биомассе растений р. Течи

Расстояние, км	Населенный пункт	Элодея	Уруть	Рого- листочник	Ряска	Камыш	Кубышка	Осока	Рогоз	Пушица
4,5	Асанов	291	209		208	57	147	109	135	
12	Малое 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	Муслумово	141			184	94	44	48		
50	Курманово							233		
103	Нижнепетро- павловское							140		
119	Лобаново			103			248	30		
141	Верхняя Теча							318		
175	Першино	644						197		
195	Затеченское	525		263	245			58		219
–	г (К _н – расстояние)	0,87	-1,00	0,29	0,02	0,67	0,72	0,39	0,26	-0,82

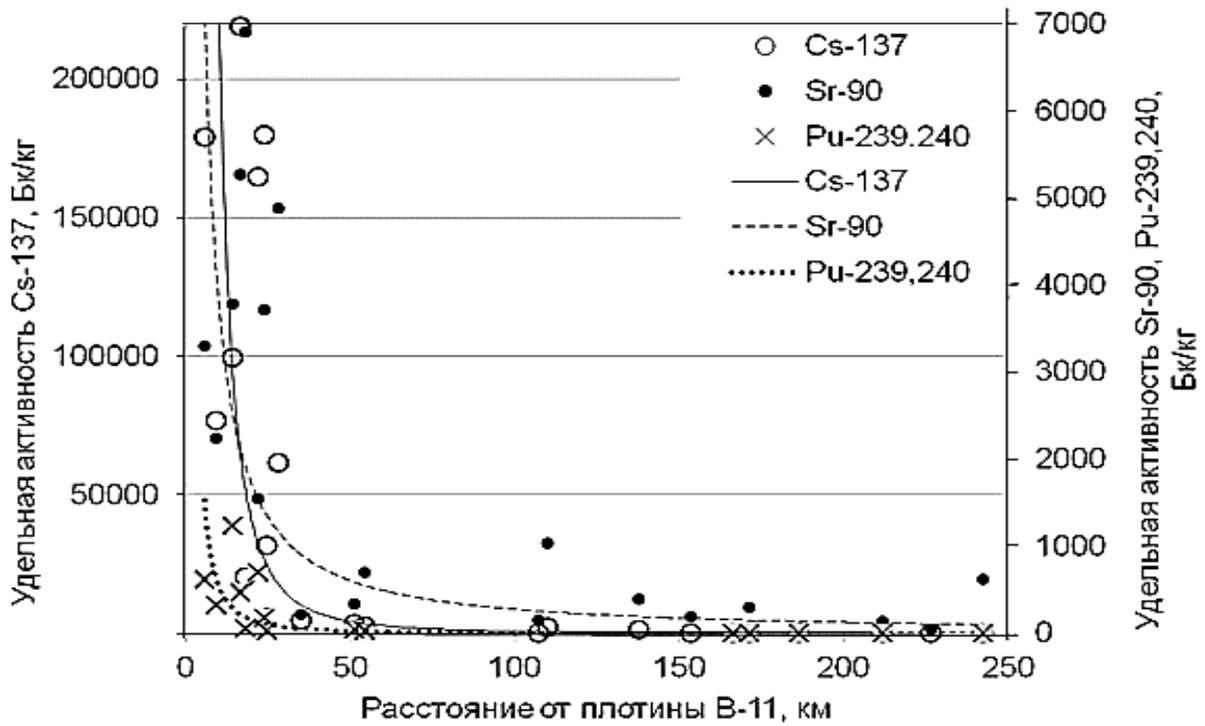


Рисунок 1.7 – Средняя удельная активность радионуклидов в верхнем слое донных отложений

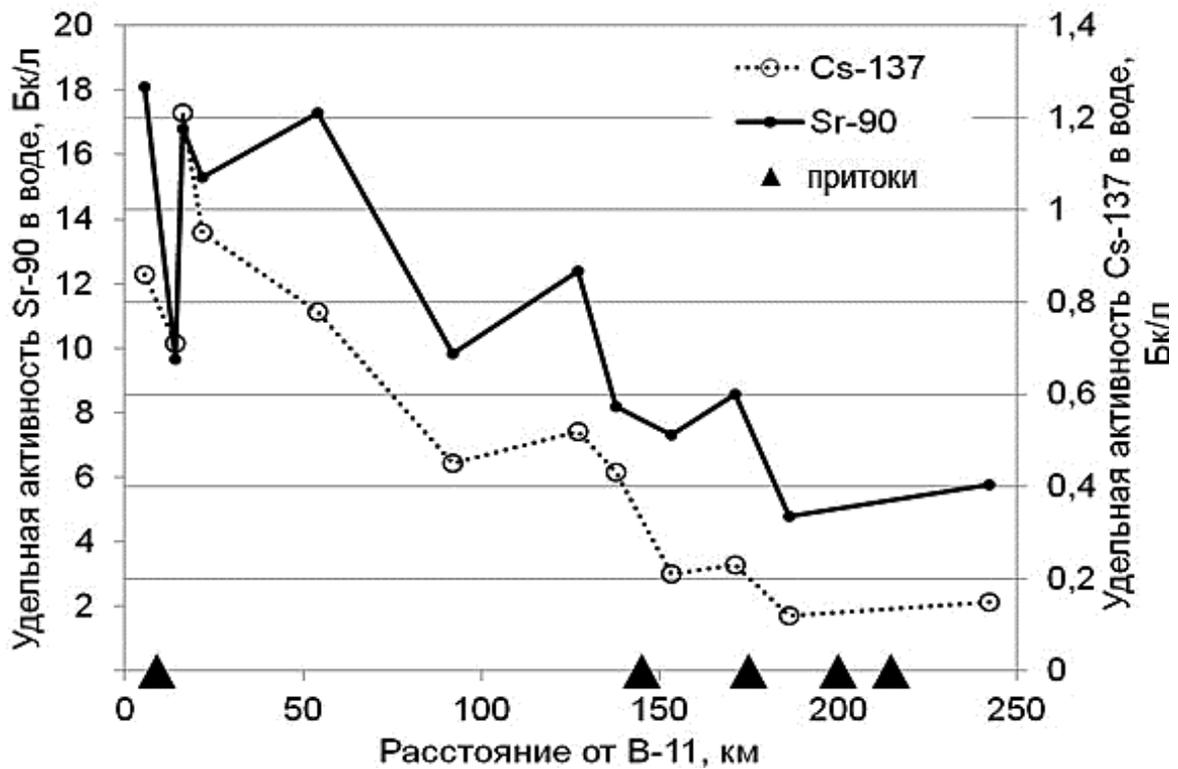


Рисунок 1.8 – Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р. Течи в зависимости от расстояния от плотины водоёма В-11 (в среднем за 2000–2012 гг.)

Отбор проб растений в водоеме В-10 Теченского каскада водоемов сотрудники УНПЦ РМ проводили 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 Лаксмана (*Typhalaxmanii*), рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus*), рдест блестящий (*Potamogeton lucens*), горец земноводный (*Polygonum amphibium*), камыш (*Scirpus lacustris*), ряска (*Lemna*), роголистник (*Ceratophyllum*). Активность ^{137}Cs в сухой фитомассе составляла от 1,1 до 333 кБк/кг, ^{90}Sr – от 3,3 до 925 кБк/кг. Суммарная активность изотопов Pu может достигать 9 кБк/кг. Уровни загрязнения радионуклидами водных растений в водоеме В-10 показаны в таблице 1.6.

Таблица 1.6 – Удельная активность радионуклидов в отдельных образцах водной растительности водоема В-10 в 1965–2009 гг.

Дата отбора	Вид растения	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	^{241}Pu , Бк/кг	^{238}Pu , Бк/кг	$^{239,240}\text{Pu}$, Бк/кг	^{60}Co , Бк/кг
01.08.1965	Рдест	16,0	274				
02.08.1965	Уруть	1,5	17,2				
02.08.1965	Уруть	1,1	22,6				
02.08.1965	Уруть	2,0	16,1				
02.08.1965	Ряска	3,2	3,3				
02.08.1965	Ряска	17,2	17,6				
06.08.1972	Тростник	2,2	270				
06.08.1972	Тростник	4,4	237				
06.08.1972	Рдест	92,5	629				
06.08.1972	Рдест	28,1	666				
06.08.1972	Рдест	30,3	481				
06.08.1972	Рдест	37,0	660				
06.08.1972	Рдест	32,9	925				
06.08.1972	Тростник	5,9	37,0				
06.08.1972	Тростник	2,8	59,2				
06.08.1972	Тростник	4,4	107				
06.08.1972	Тростник	8,9	111				
01.10.1974	Уруть	129	555				
01.10.1974	Уруть	322	444				
01.10.1974	Уруть	333	407				
01.08.2009	Рдест блестящий	6,2	290	7,9	0,62	0,55	0,74

Окончание таблицы 1.6

Дата отбора	Вид растения	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	^{241}Pu , Бк/кг	^{238}Pu , Бк/кг	$^{239,240}\text{Pu}$, Бк/кг	^{60}Co , Бк/кг
01.08.2009	Рдест гребенчатый	14,4	401	3,7	0,54	0,55	1,3
01.08.2009	Тростник	1,8	108	0,29	0,015	0,38	
01.08.2009	Ряска	29,6	346	2,2	0,42	0,29	2,74
01.08.2009	Горец земноводный	8,4	328	1,7	0,32	0,27	0,41
01.08.2009	Роголистник	8,8	677				1,8

Из таблицы 1.6 видно, что 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. Однако за этот период снизилось и среднее содержание ^{137}Cs в воде В-10. Поэтому следовало ожидать, что $K_n^{137}\text{Cs}$ уменьшаться не будут. $K_n^{137}\text{Cs}$ и ^{90}Sr в растительности в данный период представлены в таблицах 1.7 и 1.8. Действительно, в большинстве случаев K_n значительно увеличились. В целом K_n для тростника, так же как на р. Тече, оказались существенно ниже, чем у гидатофитов.

Таблица 1.7 – Средние значения $K_n^{137}\text{Cs}$ 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						

Таблица 1.8 – Коэффициенты накопления радионуклидов водной растительностью промышленного водоема В-10 в 2009 г.

Вид растения	^{137}Cs	^{90}Sr	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$
	(Бк/кг сухого веса)/(Бк/л)			
Тростник южный (<i>Phragmites australis</i>)	51	33	108	345
Горец земноводный (<i>Polygonum amphibium</i>)	240	99	2250	2440
Рдест гребенчатый (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	310	120	4580	5040
Рдест блестящий (<i>Potamogeton lucens</i>)	180	90	4410	4960
Ряска (<i>Lemna</i>)	850	110	2980	2610
Роголистник (<i>Ceratophyllum</i>)	255	205	–	–

В 2014 г. определяли содержание радионуклидов, отобранных сотрудниками экспериментального отдела УНПЦ РМ в пяти видах растительности В-10 (таблицы 1.9 и 1.10). Видовой состав фитомассы, отобранной из водоема В-10 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_n ^{137}Cs и ^{90}Sr со временем.

Таблица 1.9 – Средние значения удельной активности радионуклидов в водной растительности водоема В-10 в 2014 г.

Вид растения	^{137}Cs , кБк/кг	^{90}Sr , кБк/кг	^{238}Pu , Бк/кг	$^{239,240}\text{Pu}$, Бк/кг	^{241}Pu , Бк/кг	^{65}Zn , Бк/кг
Камыш озёрный (<i>Scirpuslacustris</i>)	1,5 ± 0,1	229 ± 37	3,8 ± 1,1	6,6 ± 2,1	95,1 ± 12,3	36 ± 25
Рогоз широколистный (<i>Typhalatifolia</i>)	2,0 ± 0,2	255 ± 38	28,8 ± 5,6	38 ± 7,2	27,3 ± 2,2	–
Тростник южный (<i>Phragmitesaustralis</i>)	3,9 ± 0,3	294 ± 44	10,2 ± 2,5	9,6 ± 2,4	42,6 ± 3,4	46 ± 28
Горец земноводный (<i>Polygonumamphibium</i>)	6,7 ± 0,5	590 ± 94	434 ± 54	309 ± 38	2658 ± 301	–
Рдест гребенчатый (<i>Potamogetonpectinatus</i>)	10,9 ± 0,9	824 ± 123	558 ± 84	425 ± 64	2704 ± 193	80 ± 40

Таблица 1.10 – Коэффициенты накопления радионуклидов водной растительностью промышленного водоема В-10 в 2014 г.

Вид растения	^{137}Cs	^{90}Sr
	(Бк/кг сухого веса)/(Бк/л)	
Камыш озёрный (<i>Scirpuslacustris</i>)	60	57
Рогоз широколистный (<i>Typhalatifolia</i>)	80	64
Тростник южный (<i>Phragmitesaustralis</i>)	155	73
Горец земноводный (<i>Polygonumamphibium</i>)	267	147
Рдест гребенчатый (<i>Potamogetonpectinatus</i>)	434	205

Накопление радионуклидов озерной растительностью исследовали многие экологи. Еще в первые годы после образования ВУРСа А. Я. Коготков и В. Г. Осипов обнаружили, что радиоизотопный состав тростника на разных озерах ВУРСа 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 оз. Большой Игиш (до 14 раз), Кожакуль (до 10 раз)

и Урускуль (до 7 раз). Разброс величин коэффициентов накопления, очевидно, обусловлен непостоянством мест отбора растений, хотя различие плотности загрязнения на разных берегах озер значительно меньше [55].

В таблицах 1.11–1.13 приведены опубликованные исследователями данные о коэффициентах накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr макрофитами разных озер.

Таблица 1.11 – Коэффициенты накопления ^{137}Cs в растениях озер ВУРСа [116]

Озеро	Место отбора	Вид	K_n
Тыгиш	Восточный берег	Камыш	821 ± 36
		Телорез	493 ± 43
		Ситник	164 ± 14
	Западный берег	Кладофора	2814 ± 93
		Хара	2450 ± 121
		Уруть колосистая	1557 ± 50
		Телорез	386 ± 29
Большой Сунгуль	Западный берег	Кладофора	4627 ± 264
		Камыш	236 ± 27
Червяное	Западный берег	Кладофора	3893 ± 336
		Камыш	236 ± 27
		Ситник	497 ± 21
	Южный берег	Кладофора	1100 ± 57
Щучье	Северо-восточный берег	Камыш	612 ± 37
		Телорез	1219 ± 181

Таблица 1.12 – Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs водными растениями озер по данным [58]

Вид	Большой Игиш		Малый Игиш		Куяныш		Травяное		Шаблиш	
	^{90}Sr	^{137}Cs								
Рогоз широколистный	187	69	1917	375	797	457	79	150	502	133
Телорез обыкновенный	680	261	2434	275	2812	1057	935	100	–	–
Рдест блестящий	1514	308	1745	175	2642	200	2994	12,5	1281	200
Рдест нитчатый	–	–	–	–	458	686	–	–	521	167
Рдест плавающий	413	446	823	275	–	–	473	212	–	–
Тростник обыкновенный	63,5	69	553	425	133	143	127	187	88,4	233
Рогоз узколистый	196	100	428	125	373	143	197	71,2	156	100

Окончание таблицы 1.12

Вид	Большой Игиш		Малый Игиш		Куяныш		Травяное		Шаблиш	
	^{90}Sr	^{137}Cs								
Уруть мутовчатая	632	831	–	–	903	629	276	400	500	333
Роголистник погруженный	467	692	–	–	236	143	364	175	516	700
Водокрас лягушачий	214	261	4292	2650	194	171	472	200	–	–
Горец земноводный	278	385	923	2500	233	200	–	–	286	300
Камыш озерный	–	–	–	–	154	114	131	2,5	97,7	133
Элодея канадская	112	546	1338	225	3524	1514	1636	262	1445	733
Вода	5,9	0,13	0,53	0,04	0,33	0,035	0,67	0,08	0,43	0,03

Таблица 1.13 – Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs водными растениями по данным А. И. Смагина [111]

Водоем	Вид	Год	^{90}Sr	^{137}Cs
В-10	Камыш	1991–1992	20	30
	Ряска		20	100
Кызылташ	Камыш	1982–1984	200	50
	Фитопланктон		700	15
Кожакуль	Камыш	1982	60	100
	Рдест		60	200
Алабуга	Камыш	1983	30	570
	Рдест		500	280

Как видно из таблиц 1.11–1.13, различия K_n , определяемых разными исследователями, очень велики. По данным С. Г. Левиной, K_n ^{90}Sr гораздо более переменны, чем K_n ^{137}Cs , и даже для разных видов рогоза отличаются более чем в 8 раз, рдеста – более чем в 2 раза.

Результаты исследования С. Г. Левиной позволили выявить виды, являющиеся ярко выраженными накопителями ^{90}Sr и ^{137}Cs , которые можно рассматривать в качестве референтных (индикаторов загрязнения радионуклидами) при организации биомониторинга. Наибольшие значения K_n ^{90}Sr отмечены у представителей видов рдест блестящий и телорез обыкновенный; наибольшие значения K_n ^{137}Cs – у представителей видов водокрас лягушачий, горец земноводный. Колебания величин коэффициента накопления ^{90}Sr для макрофитов связаны с концентрацией Ca^{2+} в воде исследованных озер. Так, более низкая концентрация Ca^{2+} в воде оз. Малый Игиш (10,9 мг/л), по сравнению с оз. Большой Игиш (42 мг/л), обуславливает высокие (на порядок

выше) значения K_n ^{90}Sr в высших водных растениях этого водоема. На коэффициент накопления радионуклидов влияет общая минерализация водоема. Например, для оз. Урускуль, Малый Игиш и Куяныш, относящихся к солоноватым, ультрапресным и нормально пресным водоемам соответственно, величины K_n ^{90}Sr для тростника обыкновенного различаются в 3 раза (Урускуль – Куяныш) и в 9 раз (Урускуль – Малый Игиш) [63].

В архиве данных УНПЦ РМ содержатся результаты исследования 25 видов водной растительности из 25 озер начиная с 1964 г. Наиболее полные исследования были проведены по оз. Урускуль. Исследование уровней радиоактивного загрязнения водной растительности этого озера началось с 1964 г. Первоначально определяли суммарную β -активность в растительной биомассе и в некоторых пробах – 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. На рисунках 1.9–1.11 приведены обобщенные данные по удельной β -активности, активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в некоторых видах растений. Здесь же представлены данные об активности радионуклидов в воде в период отбора проб растительности.

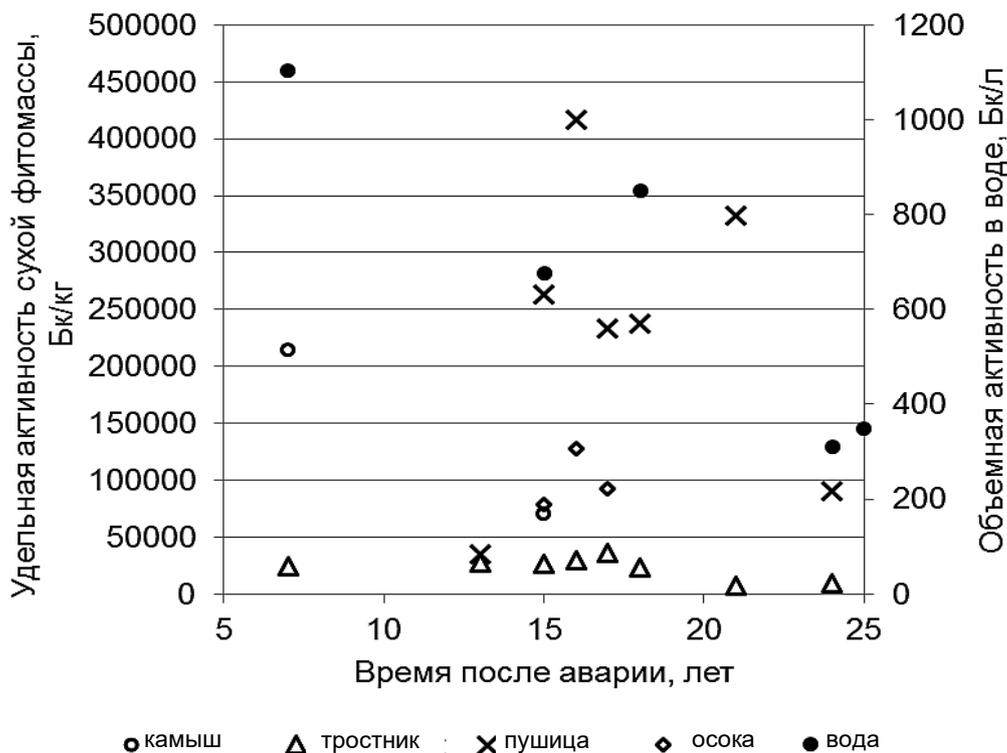


Рисунок 1.9 – Динамика суммарной β -активности в воде и биомассе водных растений оз. Урускуль

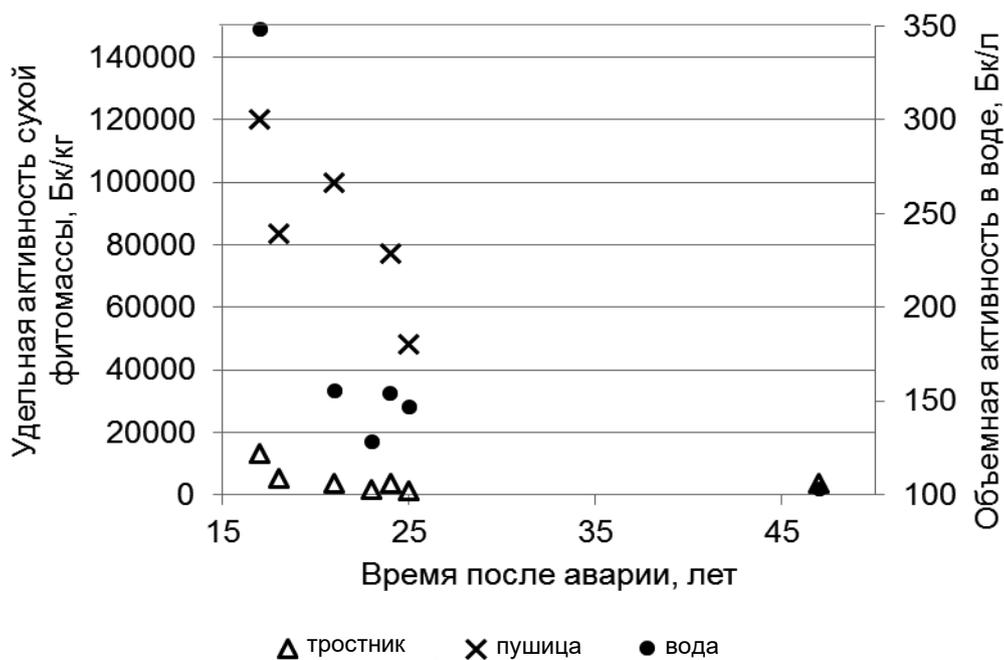


Рисунок 1.10 – Динамика активности ^{90}Sr в воде и биомассе водных растений оз. Урускуль

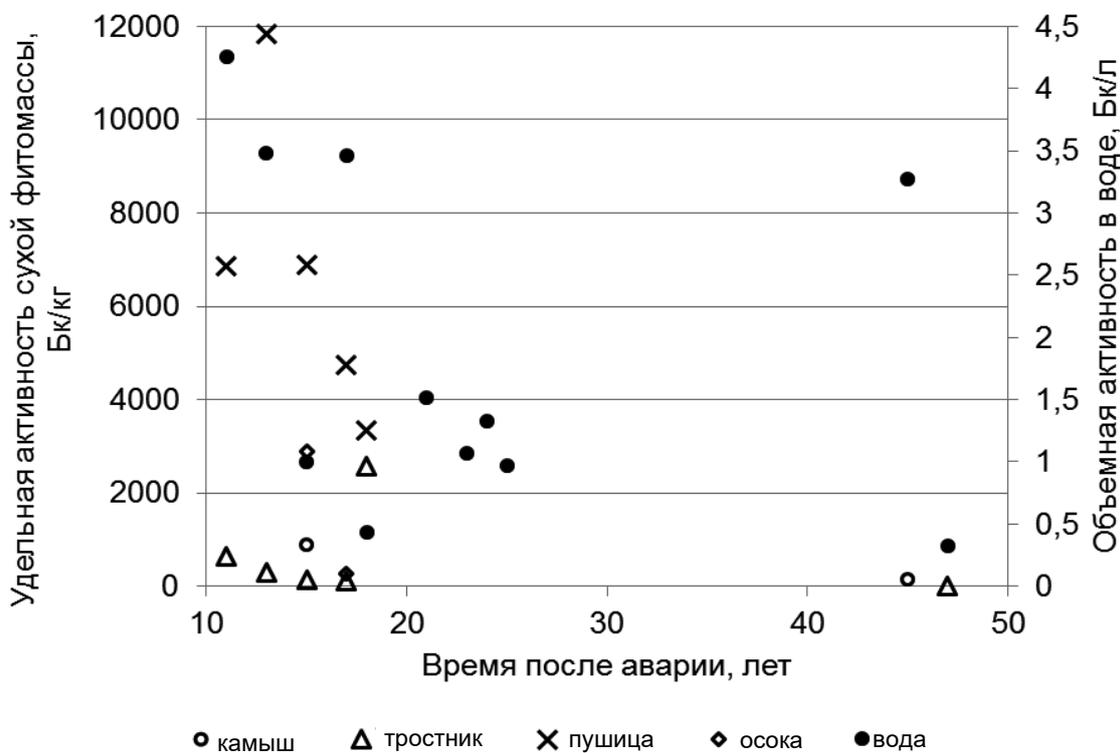


Рисунок 1.11 – Динамика активности ^{137}Cs в воде и биомассе водных растений оз. Урускуль

Коэффициенты накопления радионуклидов в биомассе водных растений в оз. Урускуль приведены в таблице 1.14.

Таблица 1.14 – Коэффициенты накопления радионуклидов в водных растениях оз. Урускуль

Год	Год после аварии	Камыш	Тростник		Пушица		Осока	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1968	11			148		1613		
1970	13			84		3402		
1972	15	888		130		6882		2893
1974	17		38	29	346	1374	138	81
1975	18		26	5981	433	7760		
1978	21		23		643			
1980	23		12					
1981	24		25		501			
1982	25		9		328			
2002	45	46						
2004	47		35	36				

Как видно из рисунков 1.9–1.11, колебания удельной активности радионуклидов в воде и биомассе растений очень велики. В настоящее время трудно определить причину таких колебаний в непроточном водоеме. Соответственно, K_n в отдельных случаях также сильно различаются. По-видимому, для гидрофитов в ряде случаев корневое поступление радионуклидов имеет большее значение, чем некорневое. Можно предположить, что в результате трансгрессии береговой линии степень погруженности гидрофитов и, соответственно, значение корневого поступления радионуклидов в растение могут изменяться.

Необходимо отметить, что коэффициенты накопления ^{137}Cs в водной растительности в большинстве случаев значительно выше, чем ^{90}Sr . Это отличает водную растительность от наземной, для которой, по полученным данным, коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs очень близки [43, 48, 53].

По мнению Е. 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). При большом различии в содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде значения K_n высшей водной растительностью отличаются незначительно (кроме ряски). Это может быть связано как с принадлежностью к калийфильным видам, так и с

особенностями морфологического строения растений. Высокие значения K_n 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 [25].

Видовой состав водной растительности в период отбора проб не всегда совпадал, 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 на водотоке (р. Теча) практически не отличаются от коэффициентов накопления в непроточном водоеме (оз. Урускуль). Наибольшее значение при накоплении радионуклидов, по-видимому, имеют погодные условия, место отбора и время, прошедшее после загрязнения водоема.

Таким образом, можно сделать следующие выводы.

1 Коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в водной растительности очень переменчивы и могут достигать нескольких тысяч.

2 Коэффициенты накопления ^{137}Cs в водной растительности в большинстве случаев значительно выше, чем ^{90}Sr .

3 Гидатофиты и гидрофиты не различаются принципиально по способности к концентрированию радионуклидов, но в целом, укорененные растения накапливают значительно меньше ^{90}Sr и ^{137}Cs , чем неукорененные.

4 Корневое поступление радионуклидов и уровень загрязнения донных отложений, по-видимому, не оказывают существенного влияния на K_n ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях. Однако можно предположить, что в результате трансгрессии береговой линии степень погруженности гидрофитов и, соответственно, значение корневого поступления радионуклидов в растение могут изменяться.

5 Тип водоема, по-видимому, не оказывает существенного влияния на накопление радионуклидов в растениях.

6 Наибольшее значение при накоплении радионуклидов, по-видимому, имеют погодные условия, место отбора и время, прошедшее после загрязнения водоема.

7 Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде снижается с расстоянием от истока реки практически синхронно, а K_n изменяются разнонаправленно: K_n ^{137}Cs у большинства растений, за исключением роголистника, уменьшается с расстоянием, а K_n ^{90}Sr либо не зависит от расстояния, либо увеличивается.

1.4.2 Экологические проблемы загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs наземных экосистем.

1.4.2.1 Динамика и современные уровни загрязнения почвы в различных ландшафтах.

Исследование современных уровней загрязнения наземных экосистем ЮУПРИ проводили в 2007–2011 гг. Пробы почвы и растительности отбирали в ареалах населенных пунктов, находящихся в радиусе 30 км, а по оси ВУРСа – до 55 км от источника загрязнения ПО «Маяк», и между этими населенными пунктами в местах, доступных для пользования населением (сбора грибов, ягод и т. п.) [40, 44].

На рисунках 1.12 и 1.13 показаны уровни загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr наземных экосистем в ареалах населенных пунктов по отношению к уровню глобальных выпадений ($2,2 \text{ кБк/м}^2$ – ^{137}Cs и $1,3 \text{ кБк/м}^2$ – ^{90}Sr [10]).

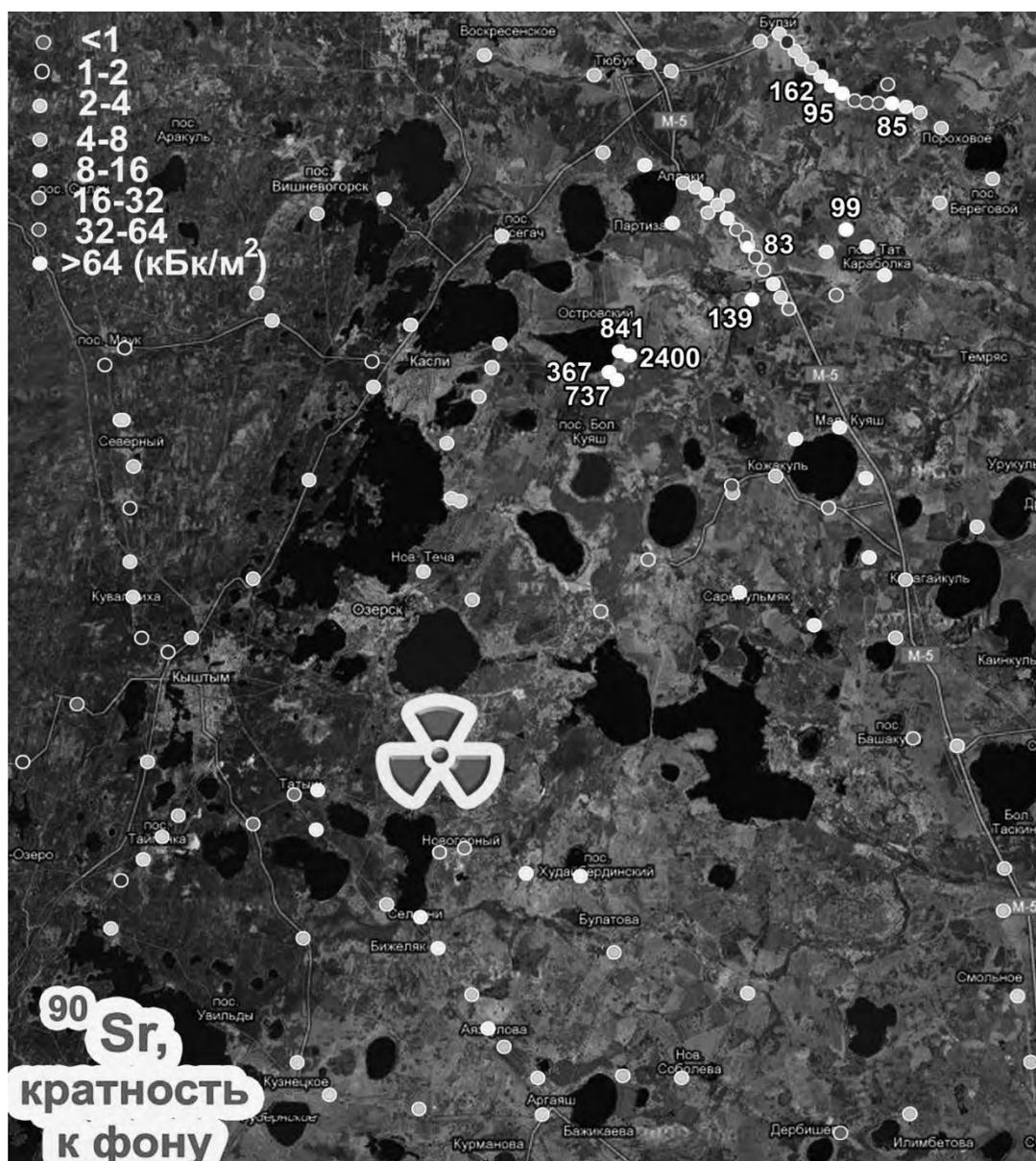


Рисунок 1.12 – Плотность загрязнения ^{90}Sr наземных экосистем по сравнению с фоном глобальных выпадений

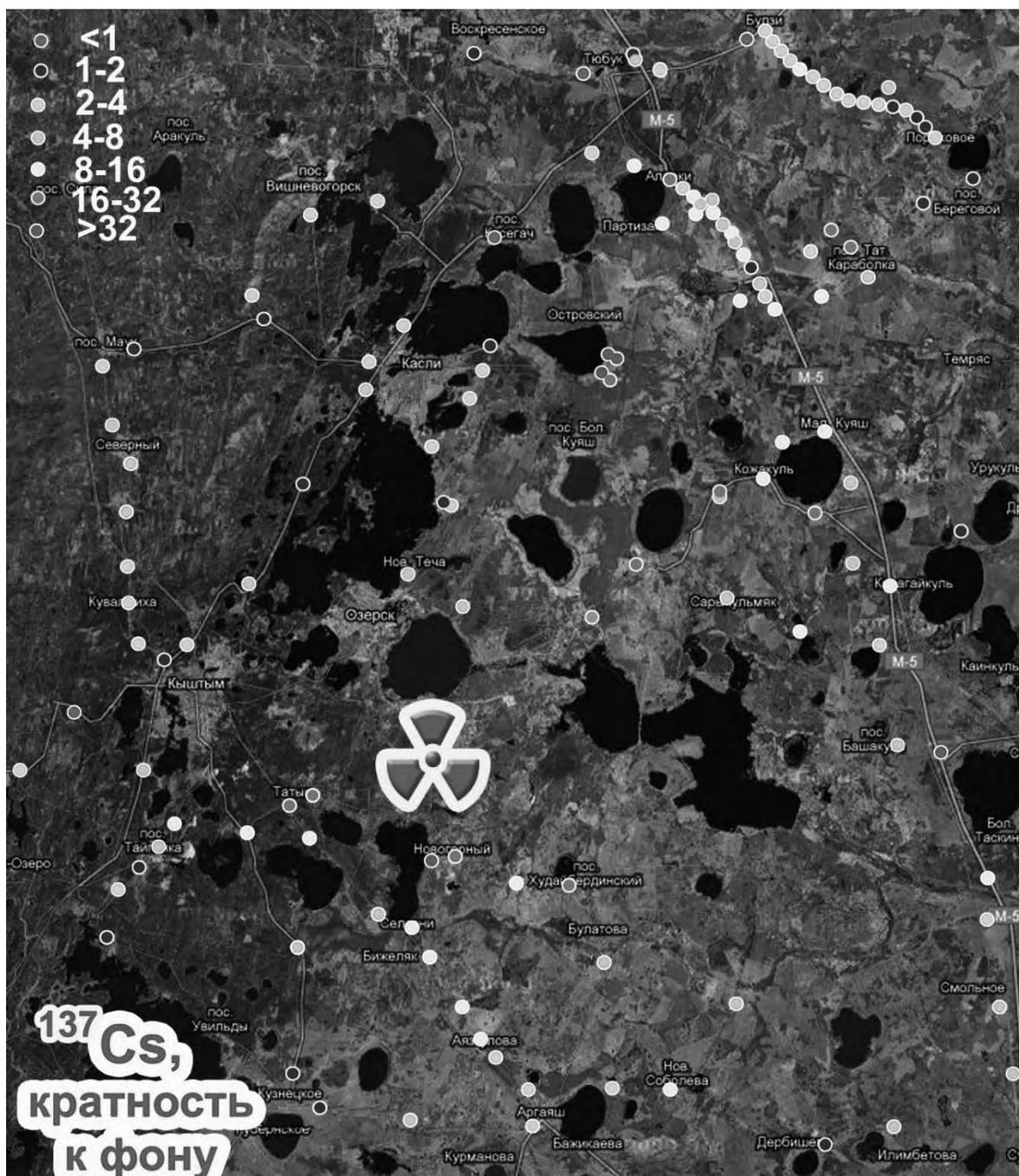


Рисунок 1.13 – Плотность загрязнения ^{137}Cs наземных экосистем по сравнению с фоном глобальных выпадений

Практически во всех точках отбора плотность загрязнения ^{137}Cs значительно превышает глобальный уровень. Наиболее высокая плотность загрязнения наземных экосистем ^{137}Cs отмечена к югу и юго-востоку от ПО «Маяк» (Новогорный – 70...117 кБк/м², Татыш – 48...51 кБк/м², Худайбердинск – 51 кБк/м²) и в ареалах населенных пунктов, примыкающих к оси ВУРСа (Большой Куяш – 55...69 кБк/м², Караболка – 44...50 кБк/м², Красный Партизан – 32 кБк/м², Аллаки – до 31 кБк/м², Мусакаева – 30 кБк/м²). На месте отселенной д. Алабуга плотность загрязнения ^{137}Cs составила 98...116 кБк/м².

Вне этих направлений высокие уровни загрязнения отмечены у н. п. Сулейманово – 79 кБк/м² и Карагайкуль – 25 кБк/м².

На рисунках 1.14 и 1.15 представлены результаты интерполяции значений удельной активности ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в верхнем слое почвы по всей исследованной территории, за исключением точек в ареалах отселенных д. Алабуга и Русская Караболка.

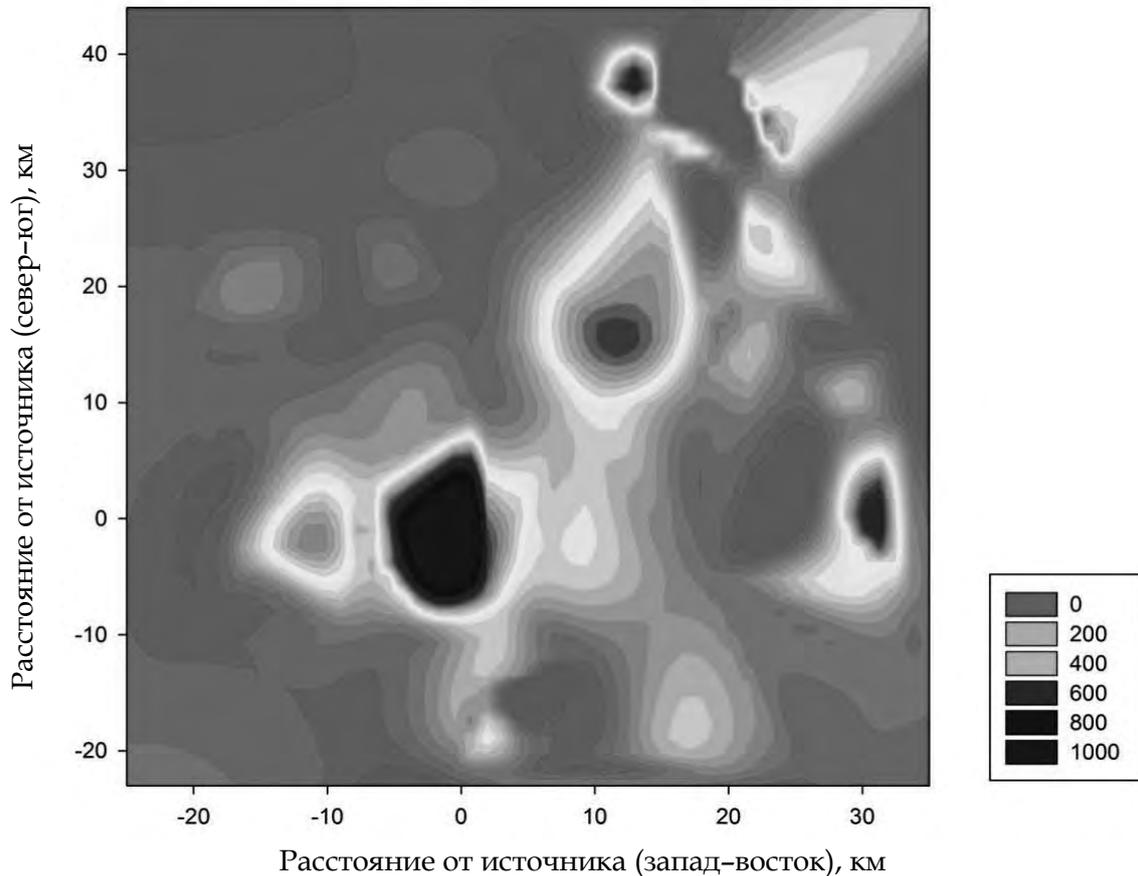


Рисунок 1.14 – График интерполяции удельной активности ¹³⁷Cs в верхнем слое почвы 0...10 см

Расположение наиболее загрязненных территорий в целом соответствует «Атласу геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ФГУП «ПО «Маяк» [10], а также розе ветров г. Озерска (с сильным преобладанием западных ветров с южной и северной составляющими) [86] и отличается большой неоднородностью, связанной, по-видимому, с неравномерным осаждением радиоактивных выбросов, как регламентных, так и аварийных.

Загрязнение ⁹⁰Sr исследуемой территории (вне зоны ВУРСа) значительно ниже, чем ¹³⁷Cs, – среднее отношение удельной активности ¹³⁷Cs / ⁹⁰Sr в верхнем (0...10 см) слое почвы по 104 точкам отбора в среднем составило (2,5 ± 0,4). Распределение отношения удельной активности ¹³⁷Cs к активности ⁹⁰Sr по исследуемой территории показано на рисунке 1.16.

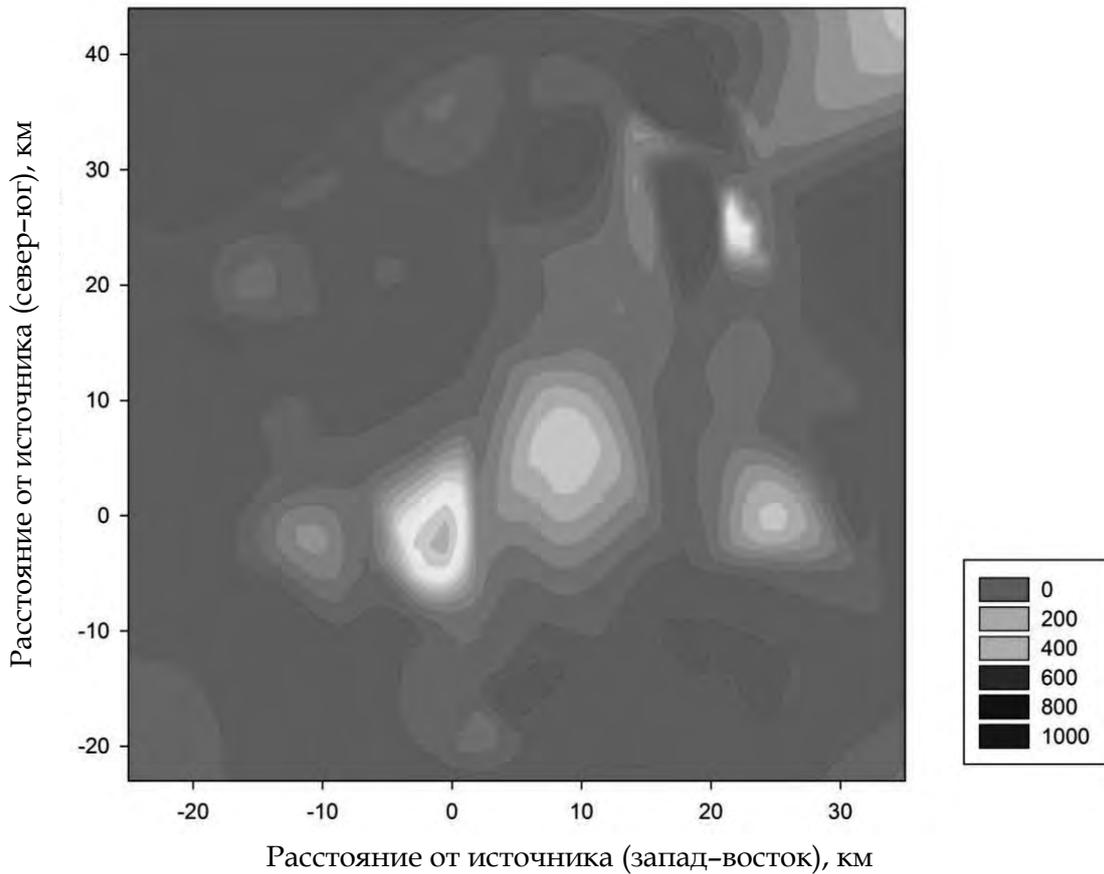


Рисунок 1.15 – График интерполяции удельной активности ^{90}Sr в верхнем слое почвы 0...10 см (без ВУРСа)

По оси ВУРСа на месте отселенной д. Алабуга удельная активность ^{90}Sr в слое почвы 0...5 см достигала 17900 Бк/кг. Суммарно по слою 0...20 см плотность загрязнения ^{90}Sr в этой точке составила 2400 кБк/м². В других точках отбора в данном районе плотность загрязнения колебалась от 94 до 913 кБк/м². Тем не менее эта территория активно используется в рекреационных целях и для сенокосения.

Высокие уровни загрязнения ^{90}Sr сохраняются в ареалах н. п. Караболка, Мусакаева, Булзи, Аллаки, Красный Партизан, Береговой. Здесь отмечены участки с плотностью загрязнения 83...162 кБк/м² (2...4 Ки/км²). В 2010–2011 гг. на этих участках выращивали зерновые культуры, были установлены теплицы, местные жители косили сено.

Выявлена статистически значимая обратная корреляция удельной активности ^{137}Cs в верхнем слое почвы (кроме точек у отселенных н. п. Алабуга и Русская Караболка) и расстояния от промплощадки ПО «Маяк» ($r = -0,26$, $p < 0,01$, 106 точек отбора). Также значима обратная корреляция активности ^{137}Cs и направления от ПО «Маяк», количественно выраженного как абсолютное значение угла отклонения от восточного направления ($r = -0,25$, $p < 0,01$, 106 точек отбора). Для ^{90}Sr в этих же точках зависимость от расстояния незначима ($r = -0,10$, $p > 0,05$). Значимая обратная корреляция отмечается между

активностью ^{90}Sr и абсолютным значением угла отклонения от северного направления ($r = -0,26$, $p < 0,01$). Интересен тот факт, что корреляция между активностью ^{90}Sr и отклонением от направления оси ВУРСа ниже, хотя также статистически значима ($r = -0,22$, $p < 0,05$).

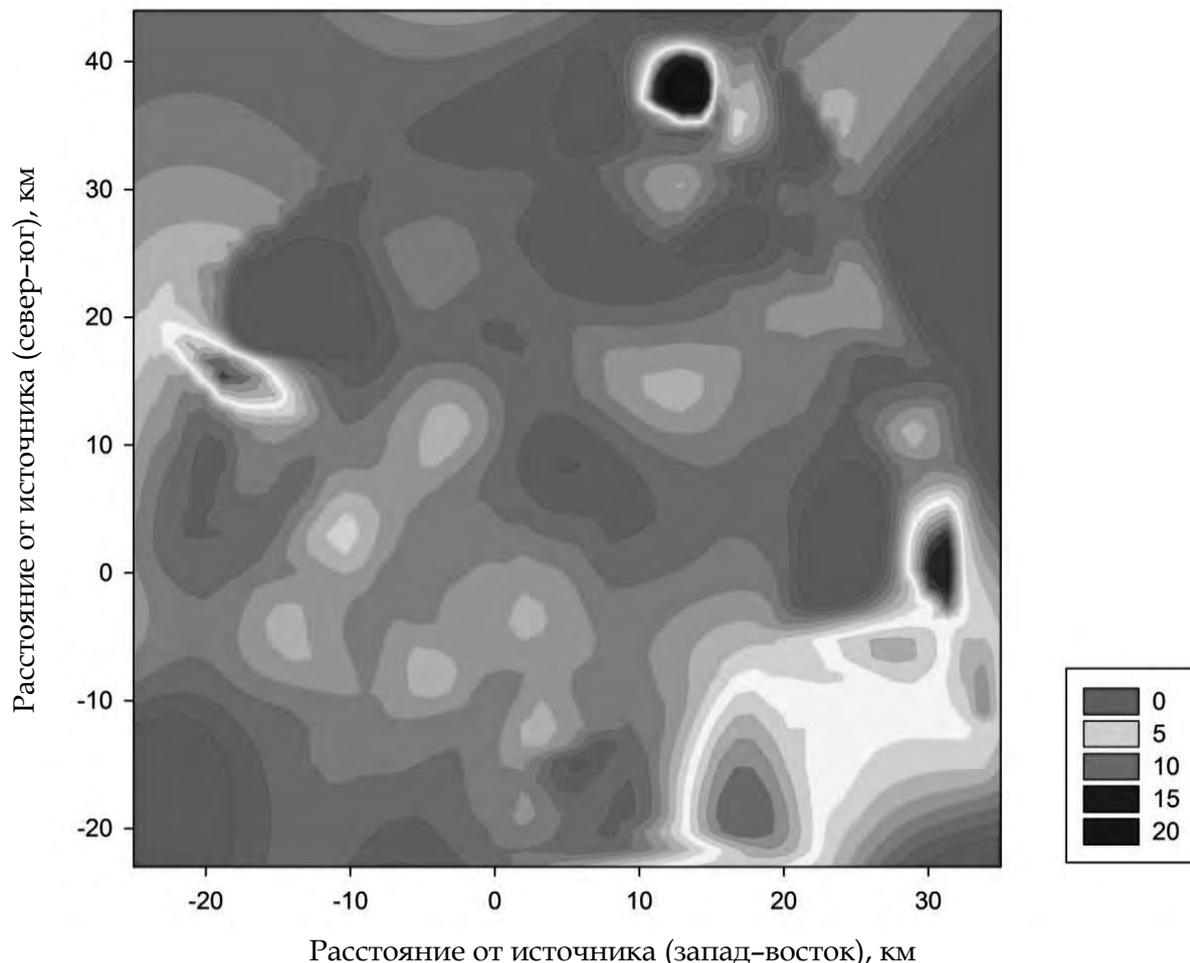


Рисунок 1.16 – График интерполяции значений отношения активности ^{137}Cs к активности ^{90}Sr в верхнем слое почвы 0...10 см по всем точкам отбора

Если рассчитать коэффициенты корреляции для всех исследованных 130 точек, включая ареалы отселенных н. п. Алабуга и Русская Карabolка, связи активности ^{137}Cs с расстоянием и восточным направлением снижаются, но остаются статистически значимыми ($r = -0,20$, $p < 0,05$ и $r = -0,18$, $p < 0,05$). Для ^{90}Sr связь с расстоянием отсутствует ($r = -0,01$), связь с углом отклонения от северного направления снижается ($r = -0,20$, $p < 0,05$), от оси ВУРСа – повышается ($r = -0,27$, $p < 0,01$).

Множественные коэффициенты корреляции между активностью радионуклидов, расстоянием и направлением от источника также статистически значимы, но очень малы (для ^{137}Cs – 0,32 и для ^{90}Sr – 0,35), поэтому рассчитывать уравнения регрессии для оценки уровней загрязнения промежуточных точек по

расстоянию и направлению от источника загрязнения представляется нецелесообразным.

Неравномерное осаждение радиоактивных аэрозолей связано с особенностями мезорельефа и растительной формации. Для того чтобы оценить влияние мезорельефа на горизонтальное распределение глобальных выпадений, были проанализированы пробы из горно-лесной зоны Башкортостана с восточного склона горы Кургашлы к востоку от Нугушского водохранилища. Этот склон по своим природно-климатическим характеристикам имеет сходство с восточными склонами Зауральского пенеplена. Ближайший г. Мелеуз находится в 44 км к западу. Предполагается, что радиоактивное загрязнение этой территории обусловлено только глобальными выпадениями. У вершины горы активность ^{137}Cs в слое 0...10 см составила $(22,4 \pm 4,5)$ Бк/кг, ^{90}Sr – $(19,8 \pm 5,9)$ Бк/кг. У подножия, в долине р. Нугуш, активность ^{137}Cs – $(14,5 \pm 0,7)$ Бк/кг, ^{90}Sr – $(13,9 \pm 1,8)$ Бк/кг. В ареале н. п. Чебаркуль, также выбранном для сравнения и предположительно не входящем в зону влияния ПО «Маяк», удельная активность ^{137}Cs в слое почвы 0...10 см составляла на равнине 9,3 Бк/кг в лесу и 10,2 Бк/кг на лугу, а в горной зоне между Чебаркулем и Миассом – 26,7 Бк/кг. Плотность загрязнения слоя ^{137}Cs 0...20 см с подстилкой – 2,3...2,6 кБк/м² на равнине и 5,3 кБк/м² в горной зоне. Удельная активность ^{90}Sr в слое 0...10 см на равнине составила 14,0 Бк/кг на лугу и 27,1 Бк/кг в лесу, а в горной зоне – 22 Бк/кг. Плотность загрязнения ^{90}Sr на равнине – 2,7 и 7,0 кБк/м² соответственно, в горной зоне – 4,1 кБк/м².

При отборе почвы из точек, расположенных на расстоянии 50...150 м друг от друга в лесу и на лугу (поляне), оказалось, что плотность загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr слоя 0...20 см лесной почвы может быть в 3–7 раз выше, чем луговой (таблица 1.15). При этом расположение точек отбора относительно распространения следа было латеральным. По данным ОНИС, при таком расположении точек отбора в начальный период после аварии плотность загрязнения по суммарной β -активности в лесу на расстоянии 20 м от опушки была в 2,8 раза выше, чем на лугу в 100 м от опушки. Все остальные точки по трансектам «луг – опушка – лес» при разном расположении относительно следа различались в меньшей степени [81].

Следовало ожидать, что градиент плотностей, связанный с неоднородным осаждением радионуклидов на смежные ландшафты, со временем будет сглаживаться из-за переноса ветром растительного опада деревьев на луга и поляны. Из таблицы видно, что на сегодняшний день в лесонасаждениях плотность загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs в 1,5–7 раз больше, чем на лугу (за исключением ^{137}Cs в районе Алабуги). В настоящее время на местности трудно определить границы лесонасаждений, которые были в 1957 г. В ряде случаев загрязненная территория отселенных деревень (Алабуга, Русская Караболка) была занята лесопосадками. То есть часть современных лесонасаждений находится на территории бывших полей и огородов. По данным

ОНИС, плотность выпадений на пашню была примерно в 2 раза меньшей, чем на лес. Таким образом, за 55 лет после аварии различия плотности загрязнения лесных и луговых ландшафтов возросли, даже если лес появился уже после аварии.

Таблица 1.15 – Влияние растительной формации на плотность загрязнения радионуклидами

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

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

Более подробное исследование закономерностей влияния мезорельефа и растительной формации на горизонтальное и вертикальное распределение радионуклидов позволит корректно интерполировать данные о загрязнении отдельных участков территории.

При низких уровнях загрязнения техногенными радионуклидами значительный вклад в формирование дозы внешнего и внутреннего облучения могут вносить радионуклиды природного происхождения. Считают, что типичная концентрация ⁴⁰K составляет 400 Бк/кг для верхних слоев грунта. Для ²²⁶Ra типичная концентрация α -активности в почве – 40 Бк/кг. Для ²³²Th типичный уровень α -активности в почве близок к уровню активности ²³⁸U [73].

Удельная активность ^{40}K в почве колебалась от 126 до 772 Бк/кг, в среднем – 357 Бк/кг, в лесной подстилке – от 38 до 474 Бк/кг, в среднем – 220 Бк/кг. Максимальная удельная активность ^{226}Ra в почве составила 54 Бк/кг, в подстилке – 60 Бк/кг. Максимальная активность ^{232}Th в почве – 60 Бк/кг, в подстилке – 49 Бк/кг.

Для сравнения вклада природных и техногенных радионуклидов в формирование радиационной ситуации рассчитали значения эффективной активности ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th ($A_{\text{эфф}}$). $A_{\text{эфф}}$ ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в слое почвы 0...10 см колеблется от 30,4 до 150,9 Бк/кг, в среднем – 82,2 Бк/кг, в лесной подстилке – от 7,2 до 167,6 Бк/кг, в среднем – 64,4 Бк/кг. В лесной подстилке отношение удельной активности ^{137}Cs к $A_{\text{эфф}}$ – от 0,13 до 22,06 и в среднем составило 1,93. Отношение активности ^{90}Sr к $A_{\text{эфф}}$ – от 0,14 до 8,20, в среднем – 1,45. В почве отношение удельной активности ^{137}Cs к $A_{\text{эфф}}$ – от 0,10 до 2,56, в среднем – 0,76. Отношение активности ^{90}Sr к $A_{\text{эфф}}$ – от 0,11 до 0,81, в среднем – 0,30. Таким образом, можно считать, что уровень техногенного загрязнения почв исследуемой территории сопоставим с уровнем естественной радиоактивности.

1.4.2.2 Динамика и современные уровни загрязнения растительности и грибов.

Известно, что значительный вклад в формирование дозы внутреннего облучения населения вносят грибы и молоко от коров, пасшихся на загрязненных лугах [2–7, 127–130].

Динамика загрязнения дикорастущей растительности и грибов на территории ЮУПРИ систематически не исследовалась. В базе 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. было проведено обследование почвы и травы на территории ЮУПРИ. Пробы отбирали по трансектам, пересекающим промплощадку ПО «Маяк» в направлениях 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 ВУРСа. Активность ^{137}Cs – 0,20...26 Бк/кг. Гистограммы распределения значений активности радионуклидов приведены на рисунках 1.17 и 1.18.

Как и следовало ожидать, наблюдается 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 ВУРСе. Коэффициенты накопления ^{90}Sr в траве колебались в широких пределах и составили 0,00046...0,275, ^{137}Cs – 0,0011...0,257. Поскольку видовой состав травы не учитывался, причины такого разброса значений определить не представляется возможным. Корреляция между коэффициентами накопления и активностью радионуклидов в почве статистически незначима.

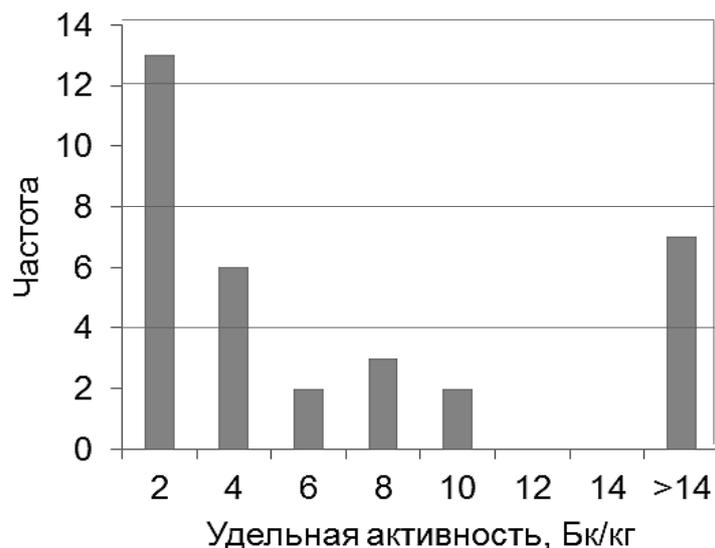


Рисунок 1.17 – Распределение значений удельной активности ^{90}Sr в фитомассе травы в 1976 г.

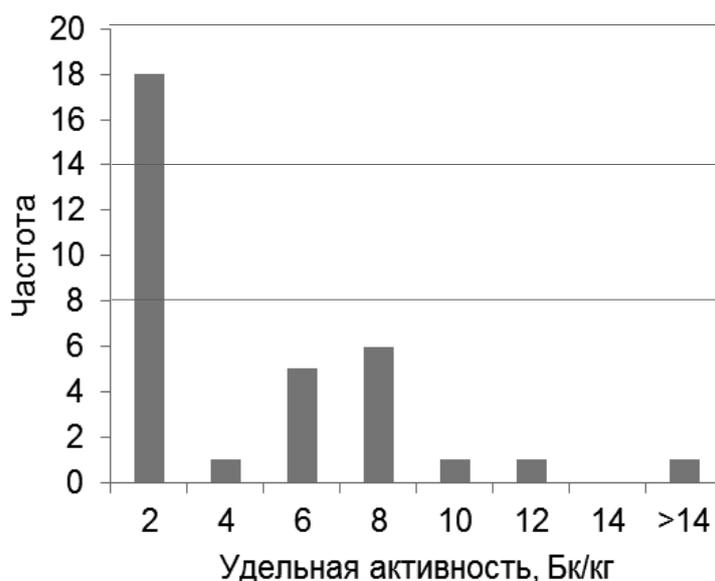


Рисунок 1.18 – Распределение значений удельной активности ^{137}Cs в фитомассе травы в 1976 г.

Наиболее полные исследования были проведены на пастбищах 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. Большинство пастбищ были обследованы 1–2 раза за весь период исследований, поэтому, несмотря на большое количество результатов измерения и немалое количество населенных пунктов, проследить динамику загрязнения

растительности не представляется возможным. Кроме того, даже в пределах одного пастбища неоднородность загрязнения фитомассы весьма велика. На рисунках 1.19 и 1.20 показаны результаты измерения активности радионуклидов в траве на северном и южном пастбищах в н. п. Сарыкульмяк, находящемся на территории Карачаевского следа.

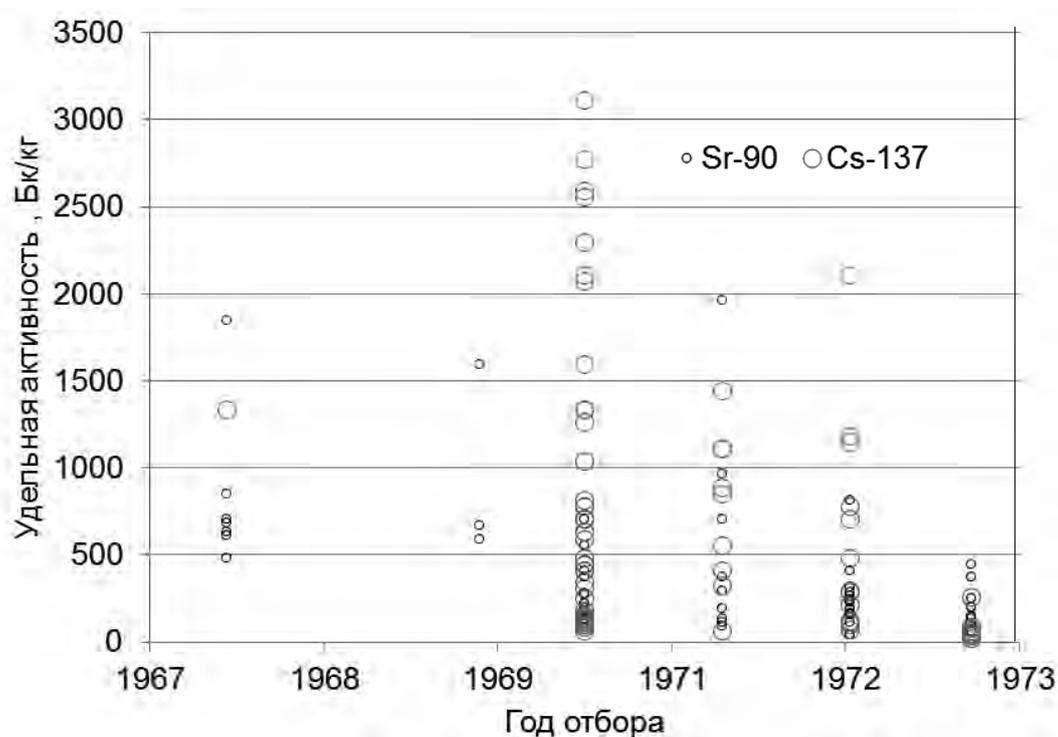


Рисунок 1.19 – Динамика радиоактивного загрязнения фитомассы на северном пастбище н. п. Сарыкульмяк

Как видно на рисунках, 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. было проведено исследование уровней загрязнения растительности и грибов на территории ЮУПРИ [43, 141].

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).

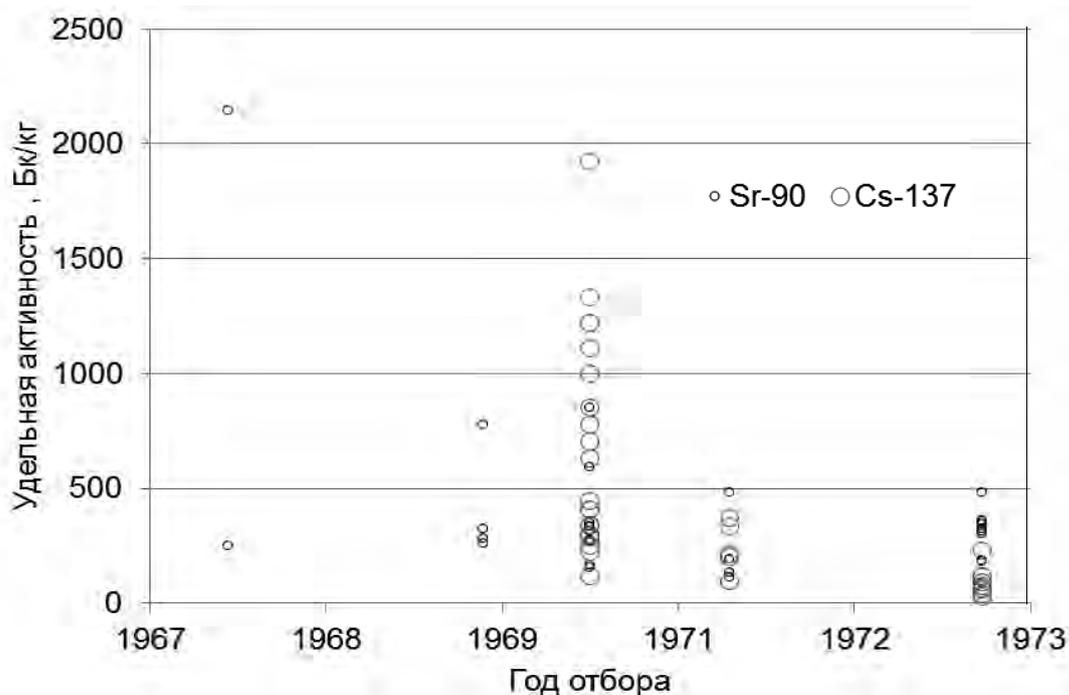


Рисунок 1.20 – Динамика радиоактивного загрязнения фитомассы на южном пастбище н. п. Сарыкульмяк

На р. Тече в верхнем течении отбирали болотную и прибрежную растительность (тростянка овсяницеvidная, разнотравье), в среднем и нижнем течении и на р. Исеть – разнотравье на пастбищах. У н. п. Нижнепетропавловское пастбище находится на левом берегу р. Течи в 400...600 м от берега. В растительности преобладают злаки. Почва – луговой чернозем.

Пастбище с водоемом у н. п. Затеченское находится на берегу р. Исеть ниже впадения Течи. На водоем берег песчаный, низкий, заливаемый в половодье. Травянистая растительность очаговая, почва аллювиальная. В 25...30 м от уреза воды на момент отбора расположен обрыв, образовавшийся в результате подмывания берега. Высота обрыва в месте отбора составляет 0,5...0,7 м. Далее расположено разнотравное пастбище, почва луговая.

Результаты определения удельной активности радионуклидов в фитомассе приведены в таблице 1.16. В таблицах 1.17 и 1.18 представлены данные об удельной активности радионуклидов в почве и транспортные коэффициенты для фитомассы пастбищ у н. п. Нижнепетропавловское и Затеченское.

Как видно из таблицы 1.16, загрязнение фитомассы ^{90}Sr во всей пойме р. Течи и в пойме р. Исеть ниже впадения Течи превышает контрольный уровень для грубых кормов. Безопасные уровни загрязнения ^{90}Sr отмечены на незаливаемом пастбище у н. п. Нижнепетропавловское и в пойме р. Зюзелги. Из таблицы 1.17 видно, что активность ^{90}Sr в фитомассе практически (кроме точки 2) совпадает с активностью ^{90}Sr в слое почвы 0...20 см, а активность ^{137}Cs – 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 составляет точка 2, активность ^{90}Sr в которой на порядок выше. По-видимому, здесь произошло точечное загрязнение почвы навозом. Транспортные коэффициенты (см. таблицу 1.18) невысоки.

Таблица 1.16 – Уровни загрязнения травянистой растительности в пойме р. Течи

Створ, место отбора	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
	Бк/кг (сухой вес)				
Асанов мост правый берег 3 м от берега	331	251			
Асанов мост правый берег 5 м от берега	4673	1380	402		
Асанов мост правый берег 15 м от берега	3430	271	404		
Асанов мост правый берег 50 м от берега	2085	1030	279		
Асанов мост правый берег 100 м от берега	952	656			
Асанов мост правый берег 150 м от берега	1649	40	424		
Зюзелга 1,5...2 км от впадения в р. Течу, 25 м от уреза	54,2	31,4			
Новый мост правый берег у уреза	327	184,1			
Новый мост правый берег 1 км ниже по руслу	4601	574			
Новый мост левый берег 2 км ниже моста Малое Таскино	843	732			
Муслимово «водокачка» 1 км выше ж.-д. моста	97,8	671			
Нижнепетропавловское пастбище 500 м от берега (точка 1)	2,2	17,7	154	10	0
Нижнепетропавловское пастбище 500 м от берега (точка 2)	5,8	16,9	160	0	0
Нижнепетропавловское пастбище 500 м от берега (точка 3)	12,5	15,5	319	17	2
Нижнепетропавловское пастбище 500 м от берега (точка 4)	4,3	12,2	515	0	23
Затеченское пастбище на р. Исеть 10 м от берега	14,8	129,9	921	26	13
Затеченское пастбище на р. Исеть 10 м от берега	18,7	121,2	790	44	0
Затеченское пастбище на р. Исеть 50 м от берега	16,4	164	800	17	8
Затеченское пастбище на р. Исеть 50 м от берега	11,6	120,3	540	32	2
Затеченское пастбище на р. Исеть 20 м от берега	10,1	127,1	890	19	0
Затеченское пастбище на р. Исеть 100...200 м от берега	6,9	87	700	14	3

Таблица 1.17 – Удельная активность радионуклидов на пастбище н. п. Нижнепетропавловское

Характер пробы	Номер точки отбора	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
		Бк/кг				
Трава	1	2	17,7	154	10	0
Почва 0...20 см		18	11,3	463	21	9
Почва 20...40 см		5,6	9,4	393	6	8
Трава	2	5,8	16,9	160	0	0
Почва 0...20 см		21	166	490	6	14
Почва 20...40 см		5,8	7,9	386	23	18
Трава	3	12,5	15,5	319	17	2
Почва 0...20 см		12,6	17,4	467	13	16
Почва 20...40 см		11,3	11,4	484	27	6
Трава	4	4,3	12,2	376	6	0
Почва 0...20 см		13,8	12,7	354	6	12
Почва 20...40 см		7,8	14,2	515	0	23
Трава	Среднее	$6,2 \pm 4,4$	$15,6 \pm 2,4$	$252,3 \pm 110,2$	$8,3 \pm 7,0$	$0,5 \pm 1,0$
Почва 0...20 см		$16,4 \pm 3,8$	$51,9 \pm 74,6$	$443,5 \pm 59,6$	$11,5 \pm 7,0$	$12,8 \pm 2,9$
Почва 20...40 см		$7,6 \pm 2,6$	$10,7 \pm 2,7$	$444,5 \pm 63,5$	$14,0 \pm 12,8$	$13,8 \pm 7,9$

Таблица 1.18 – Транспортные коэффициенты для фитомассы на пастбище н. п. Нижнепетропавловское относительно слоя почвы 0...40 см

Номер точки отбора	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
	(Бк/кг)/(кБк/м ²)				
1	0,4	3,6	0,7	1,5	0,0
2	0,9	0,4	0,8	0,0	0,0
3	2,2	2,2	1,4	1,8	0,4
4	0,8	1,9	1,8	4,2	0,0
Среднее	$1,1 \pm 0,8$	$2,0 \pm 1,3$	$1,2 \pm 0,5$	$1,9 \pm 1,7$	$0,1 \pm 0,2$

Пастбище на р. Исеть загрязнено в значительной степени, причем на расстоянии 50 м от уреза воды активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в 5–10 раз выше, чем на песчаном берегу в 10 м от воды (таблица 1.19). Трава во всех точках загрязнена ^{90}Sr практически одинаково, но на прибрежных участках она загрязнена ^{90}Sr существенно больше, чем почва в слоях 0...20 и 20...40 см, а на отдаленных –

до нескольких раз меньше. Это говорит либо об эффективном промывании прибрежной почвы, либо о перекрытии более поздними наносами загрязненных отложений. Транспортные коэффициенты (таблица 1.20) для ^{137}Cs ниже на пастбище Затеченское, чем Петропавловское, а для ^{90}Sr , ^{40}K и ^{226}Ra – значительно выше.

Таблица 1.19 – Удельная активность радионуклидов на пастбище и водопое у н. п. Затеченское

Характер пробы	Место отбора	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
		Бк/кг				
Вода на водопое		Не обнаружен	2,5			
Донные отложения на водопое		24,9	28,6	283	0	Не обнаружен
Трава	Точка 1 10 м от берега	14,8	129,9	921	26	13
Почва 0...20 см		44	71,6	221	Не обнаружен	Не обнаружен
Почва 20...40 см		29	81,2	321	Не обнаружен	Не обнаружен
Трава	Точка 2 10 м от берега	18,7	121,2	790	44	Не обнаружен
Почва 0...20 см		49	67,8	324	Не обнаружен	Не обнаружен
Почва 20...40 см		28	46,5	177	29	10
Трава	Точка 3 20 м от берега	10,1	127,1	890	19	Не обнаружен
Почва 0...20 см		25	46	305	Не обнаружен	Не обнаружен
Почва 20...40 см		38	26,4	440	7	4
Трава	Точка 4 50 м от берега	16,4	164	800	17	8
Почва 0...20 см		340	778	423	40	18
Почва 20...40 см		45	302,5	474	Не обнаружен	21
Трава	Точка 5 50 м от берега	11,6	120,3	540	32	Не обнаружен
Почва 0...20 см		264	205,5	325	8	20
Почва 20...40 см		92	11,2	369	28	4
Трава	100...200 м от берега	6,9	87	700	14	3

Таблица 1.20 – Транспортные коэффициенты для фитомассы на пастбище у н. п. Затеченское относительно слоя почвы 0...40 см

Номер точки отбора	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
	(Бк/кг)/(кБк/м ²)				
1	0,8	3,5	7,1	В почве не обнаружен	В почве не обнаружен
2	1,0	4,4	6,6	6,3	В траве не обнаружен
3	0,7	7,3	5,0	11,3	В траве не обнаружен
4	0,2	0,6	3,7	1,8	0,9
5	0,1	2,3	3,2	3,7	В траве не обнаружен

Уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs травы по трансектам, перпендикулярным оси ВУРСа, представлены в таблицах 1.21 и 1.22. На сенокосном участке, расположенном на берегу оз. Алабуга, в 2008 г. отмечена плотность загрязнения почвы ^{90}Sr от 161 до 350 кБк/м², поэтому удельная активность ^{90}Sr в образцах травы во всех точках отбора во много раз превышает допустимый уровень (в грубых кормах – 100 Бк/кг) [104].

Таблица 1.21 – Уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs травы на сенокосном участке на берегу оз. Алабуга

Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг		Коэффициент накопления (Бк/кг в траве)/(Бк/кг в почве)		Транспортный коэффициент (Бк/кг в траве)/(кБк/м ² в почве)	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1	366	17,9	0,25	0,048	1,10	0,193
2	677	6,1	0,48	0,024	2,03	0,104
3	584	12,4	0,71	0,057	3,31	0,248
4	483	6,8	0,37	0,024	1,38	0,093
5	361	11,4	0,46	0,076	2,12	0,333
6	1454	31,8	2,10	0,142	9,67	0,629
7	985	17,7	1,08	0,083	4,78	0,373
8	876	14,5	1,15	0,080	4,68	0,356
9	535	16,0	0,59	0,061	2,65	0,276
10	549	50	0,88	0,221	3,40	0,844
11	210	28,3	0,51	0,118	2,21	0,520
Среднее			0,78 ± 0,31	0,08 ± 0,03	3,4 ± 1,4	0,36 ± 0,13

Таблица 1.22 – Уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs травы параллельно трассе Челябинск–Екатеринбург

Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг		Коэффициент накопления (Бк/кг в траве)/(Бк/кг в почве)		Транспортный коэффициент (Бк/кг в траве)/(кБк/м ² в почве)	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
94 км	48,90	7,30	2,27	0,181	17,21	1,499
95 км	120,00	6,60	1,94	0,068	11,15	0,539
96 км	700,00	47,10	3,79	2,639	30,86	21,619
97 км	169,00	10,60	0,64	0,101	5,30	0,845
98 км	1400,00	10,10	3,06	0,124	25,03	1,032
98,5 км	640,00	11,70	2,50	0,111	13,40	0,843
99 км	88,60	7,80	0,74	0,152	6,19	1,265
100 км	58,80	6,50	0,71	0,025	5,27	0,204
101 км	23,90	62,60	1,38	0,824	10,79	6,815
102 км	50,60	30,60	0,66	0,132	5,41	1,085
103 км	180,90	6,50	7,07	0,176	55,52	1,462
104 км	28,70	14,10	0,90	0,034	4,72	0,278
Среднее			$2,1 \pm 1,0$	$0,38 \pm 0,42$	$15,9 \pm 8,5$	$3,1 \pm 3,4$

Коэффициенты накопления ^{90}Sr в траве высоки, в некоторых случаях превышают 1,0. Несмотря на то, что все точки отбора находились в пределах одной экосистемы, однородной по видовому составу, разброс значений коэффициентов накопления весьма велик. В 1976 г. было изучено содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce в почве и траве в радиусе до 70 км от ПО «Маяк» по восьми радиальным маршрутам. 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) [67].

Уровень загрязнения травы ^{137}Cs не превышает допустимого, коэффициенты накопления ^{137}Cs на порядок ниже, чем ^{90}Sr . Связи между коэффициентами накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs не выявлено, коэффициент корреляции – 0,50, корреляция между удельной активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs в траве еще ниже – 0,15, хотя связь между средней удельной активностью ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве и плотностью загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs корнеобитаемого слоя статистически значима (0,64 и 0,67 соответственно). Не выявлено также никакой зависимости коэффициентов накопления и транспортных коэффициентов от средней активности и плотности загрязнения почвы.

Уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs травы вдоль трассы Челябинск–Екатеринбург, проходящей перпендикулярно оси ВУРСа, представлены в таблице 1.23.

На этом участке точки отбора находились в различных экосистемах: березовый лес, сосновый лес, луг, сенокос, заброшенное поле. Здесь разброс коэффициентов накопления, особенно для ^{137}Cs , также очень велик. Очень высоки и их значения. Скорее всего, это можно объяснить тем, что отбор проб проводили в конце вегетационного периода, когда накопление минеральных элементов в фитомассе максимальное. У озимых, зимующих и многолетних растений при подготовке к зиме увеличивается содержание К в цитоплазме. Параллельно может накапливаться и его биохимический аналог – ^{137}Cs .

В таблице 1.23 показаны значения удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в молодой березе на 99 км трассы.

Таблица 1.23 – Загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs древесины и листьев березы

Часть фитомассы	Удельная активность, Бк · кг ⁻¹		Коэффициент накопления (Бк · кг ⁻¹ в фитомассе) / (Бк · кг ⁻¹ в почве)		Транспортный коэффициент (Бк · кг ⁻¹ в траве) / (кБк · м ⁻² в почве)	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Листья	119	6,5	1,00	0,126	8,32	1,054
Ветви	63,3	15	0,53	0,292	4,42	2,433
Ствол	32,4	6	0,27	0,117	2,26	0,973

^{90}Sr в наибольшей степени накапливается в листьях, ^{137}Cs – в ветвях. В целом коэффициенты накопления радионуклидов в березе и в траве в этой точке различаются мало. В березовом лесу возле оз. Алабуга были отобраны листья, опавшие в 2008 г. Удельная активность ^{90}Sr – 5904 Бк/кг, ^{137}Cs – 54 Бк/кг. Вклад ежегодного опада в этой точке оценивается в 2,37 кБк/м² ^{90}Sr и 0,02 кБк/м² ^{137}Cs .

В таблице 1.24 представлены данные об уровнях загрязнения свежих грибов в северо-восточном направлении от ПО «Маяк».

Во всех отобранных пробах удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs оказалась значительно ниже допустимых уровней (50 Бк/кг ^{90}Sr и 500 Бк/кг ^{137}Cs) [105–109].

Коэффициенты накопления и транспортные коэффициенты значительно ниже, чем у травы, и даже ниже, чем у овощей и зерновых. Можно предположить, что грибы на ВУРСе не представляют опасности для населения, их вклад в дозу внутреннего облучения незначителен.

Ягоды были загрязнены ^{90}Sr гораздо больше, чем грибы (таблица 1.25). Во всех трех образцах во много раз превышен допустимый уровень (60 Бк/кг) [105–109].

Таблица 1.24 – Загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs грибов

Точка отбора	Вид	Удельная активность свежих грибов, Бк/кг		Коэффициент накопления (Бк/кг в плодовом теле) / (Бк/кг в почве)		Транспортный коэффициент (Бк/кг в плодовом теле) / (кБк/м ² в почве)	
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
99 км	Подберезовик	0,47	0,58	0,0039	0,0113	0,0328	0,0941
	Волнушка	1,2	0,97	0,0101	0,0189	0,0839	0,1573
	Смесь	0,7	0,9	0,0059	0,0175	0,0489	0,1460
100 км	Груздь желтый	0,34	4,6	0,0041	0,0176	0,0305	0,1447
	Рядовка опенковидная	0,59	19,9	0,0071	0,0762	0,0529	0,6259
	Паутинник превосходный	0,63	18,5	0,0076	0,0709	0,0565	0,5819
	Смесь	1,4	8,2	0,0169	0,0314	0,1255	0,2579
102 км	Рядовка белая	0,7	3,9	0,0092	0,0169	0,0749	0,1383
104 км	Смесь	1,7	18,8	0,0531	0,0450	0,2798	0,3705
Алабуга	Опенок летний	9,8	39,0	0,0017	0,124	0,0133	0,9476
Русская Караболка	Масленок	5,5	10,9	0,0065	0,0586	0,0396	0,4950
	Смесь пластинчатых	8,9	2,0	0,0106	0,0108	0,0641	0,0908

Таблица 1.25 – Загрязнение ^{90}Sr и ^{137}Cs ягод

Точка отбора	Вид	Удельная активность свежих ягод, Бк/кг		Коэффициент накопления (Бк/кг в ягодах) / (Бк/кг в почве)		Транспортный коэффициент (Бк/кг в ягодах) / (кБк/м 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

По ^{137}Cs допустимый уровень (160 Бк/кг) не превышен. Коэффициенты накопления ^{137}Cs практически такие же, как у грибов, коэффициенты накопления ^{90}Sr на порядок больше, чем у грибов, и больше, чем у овощей и зерновых. Следует считать, что на ВУРСе дикорастущие ягоды, по сравнению с другими продуктами, представляют наибольшую опасность с точки зрения поступления

в рацион ^{90}Sr . Необходимо более тщательно изучить характер накопления ^{90}Sr в ягодах.

В ряде случаев пробы грибов и ягод были отобраны с относительно большой территории либо закуплены у населения, поэтому определить коэффициенты накопления не представилось возможным.

В таблице 1.26 приведены данные о содержании ^{137}Cs и ^{90}Sr в траве, дикорастущих ягодах и грибах в юго-западном направлении от ПО «Маяк».

Таблица 1.26 – Загрязнение радионуклидами дикорастущих трав, ягод и грибов

Вид пробы	Место отбора	^{137}Cs	^{90}Sr
		Бк/кг	
Трава (сенокос)	Озерск–Касли, 6 км	5,9	27,5
Трава (пастбище)	Озерск–Касли, 10 км	8,2	12,2
Грибы, смесь съедобных	Въезд в п. Увильды	3,4	0,3
Грибы, смесь несъедобных	Въезд в п. Увильды	0,55	0,14
Грибы, смесь съедобных	Дорога Касли–Маук 2 км	2,63	0,29
Грибы, смесь съедобных	Дорога Касли–Маук 18 км	5,91	0,47
Грибы, смесь съедобных	Дорога Тайгинка–Дальняя Дача	6,64	0,38
Земляника зеленая (<i>F. viridis</i>)	Въезд в п. Увильды	4,0	11,7
Земляника лесная (<i>F. vesca</i>)	Въезд в п. Увильды	0,9	7,1

Учитывая, что место отбора травы во второй пробе (Озерск–Касли, 10 км) находится в непосредственной близости от места снеговой съемки, можно ориентировочно оценить вклад поверхностного загрязнения травы. Плотность выпадений ^{137}Cs за зимний период – 1,55 Бк/м², ^{90}Sr – 6,89 Бк/м². Надземная биомасса в луговой степи оценивается в среднем в 80 ц/га, то есть 0,8 кг/м².

Килограмм биомассы, таким образом, занимает 1,25 м². Если считать, что плотность выпадений в летний период примерно соответствует плотности выпадений в зимний период, то порядка 2 Бк/кг ^{137}Cs (25 %) и 8,5 Бк/кг ^{90}Sr (70 %) в пробе может быть обусловлено поверхностным загрязнением. При меньшей продуктивности растительной формации роль поверхностного загрязнения будет еще выше. Этот вопрос заслуживает более глубокого изучения.

Накопление ^{90}Sr грибами незначительно, ^{137}Cs накапливается в большей степени, однако уровни загрязнения грибов обоими этими радионуклидами во много раз ниже предельно допустимых (500 Бк/кг ^{137}Cs и 50 Бк/кг ^{90}Sr [105–109]). Ягоды, напротив, в большей степени накапливают ^{90}Sr , чем ^{137}Cs . В пробе земляники зеленой удельная активность ^{90}Sr оказалась в 5,1 раза ниже, чем предельно допустимый уровень (60 Бк/кг [105–109]). Поскольку в месте

сбора ягод плотность загрязнения почвы ^{90}Sr оказалась наиболее низкой, необходимо оценить соответствие нормативам ягод с более загрязненных участков.

В жаркое засушливое лето 2010 г. отбор представительных проб грибов и дикорастущей растительности был затруднен: проанализированы две пробы грибов, три пробы ягод, одна проба травы, отобранных на больших территориях в юго-восточном направлении от ПО «Маяк» (таблица 1.27).

Таблица 1.27 – Уровни загрязнения грибов и дикорастущей растительности

Ареал	Объект	^{137}Cs	^{90}Sr	$A_{\text{эфф}}$
		Бк/кг		
Дербишева	Грибы смесь	1,02	0,93	33
Татыш	Грибы смесь	1,6	2,65	
Кызылбуляк	Ягоды (земляника зеленая (F. viridis))	0,69	4,64	
Новогорный	Ягоды (земляника зеленая (F. viridis))	1,46	8,04	
Карагайкуль	Ягоды (клюква)	3,42	1,49	
оз. Улагач	Трава злаковая	40,5	37,7	83

Предполагалось, что недостаток влаги способствует концентрации зольных элементов в фитомассе. Однако ни в одной из проб не были превышены ПДУ. В 2011 г. все пробы грибов и ягод соответствовали нормативам. Результаты анализов подтверждают полученные ранее данные о том, что в зоне влияния ПО «Маяк» дикорастущие ягоды накапливают больше ^{90}Sr , чем грибы, и в большей степени требуют контроля соответствия радиационно-гигиеническим нормативам.

Таким образом, за 2008–2011 гг. можно сделать следующие выводы. Фитомасса травы в 30-километровой зоне ПО «Маяк» по содержанию ^{137}Cs соответствует нормативам. Даже на ВУРСе максимальная активность ^{137}Cs достигала 62,6 Бк/кг (в 2008 г.). Поскольку контрольный уровень для ^{137}Cs в грубых кормах составляет 600 Бк/кг [28] и коэффициент накопления в период исследования – 0,06...0,08, можно считать, что его превышение в ареалах населенных пунктов маловероятно. Накопление ^{90}Sr в траве вне зоны ВУРСа также невелико – от 6,9 до 31,5 Бк/кг. Однако коэффициент накопления ^{90}Sr значительно выше, чем ^{137}Cs , и в среднем за разные годы исследований составлял 0,55...0,78 (а в некоторых случаях превышал 1,0). Кроме того, накопление ^{90}Sr , по-видимому, увеличивается в конце вегетации в большей степени, чем ^{137}Cs . Трава, отобранная 15 июля 2011 г. вблизи н. п. Большой Куяш, содержала 3,1 Бк/кг ^{137}Cs и 13,5 Бк/кг ^{90}Sr . 27 сентября 2011 г. трава, отобранная в той же самой точке, содержала 4,7 Бк/кг ^{137}Cs и 30,9 Бк/кг ^{90}Sr .

В сентябре 2008 г. коэффициент накопления ^{90}Sr в траве составил в среднем 2,14.

Контрольный уровень ^{90}Sr в грубых кормах составляет 100 Бк/кг, а в зеленом корме – 50 Бк/кг [28]. В ареалах населенных пунктов, расположенных вблизи оси ВУРСа и на КРСе, – Караболка, Аллаки и Большой Куяш – удельная активность ^{90}Sr может превышать контрольный уровень. Так, в 2008 г. из 12 проб травы, отобранных перпендикулярно оси ВУРСа вдоль трассы Челябинск–Екатеринбург от поворота на Караболку до поворота на Аллаки, в шести пробах активность ^{90}Sr превышала 100 Бк/кг, а в одной из точек достигала 1400 Бк/кг. В ареале отселенной д. Алабуга во всех пробах содержание ^{90}Sr в несколько раз превышало контрольный уровень и в 2011 г. составило 2630 Бк/кг.

Поэтому накопление ^{90}Sr в пастбищной траве и сене вблизи ВУРСа может представлять опасность и требует регулярного контроля.

Во всех пробах грибов удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr была значительно ниже предельно допустимых уровней [105]. Активность ^{137}Cs в 2008–2011 гг. была от 0,55 до 39,0 Бк/кг (ПДУ – 500 Бк/кг [105]). Средний коэффициент накопления ^{137}Cs в грибах в 2011 г. – 0,011 (в 2008 г. также 0,011, в 2009–2010 гг. пробы грибов собирали с большой площади и коэффициент накопления не определяли). Активность ^{90}Sr – от 0,14 до 9,8 Бк/кг (ПДУ – 50 Бк/кг [105]). Средний коэффициент накопления ^{90}Sr в грибах в 2011 г. – 0,007 (в 2008 г. – 0,041). Поскольку грибы, собранные в ареале отселенной д. Алабуга, на участках с плотностью загрязнения 700 и 2400 кБк/м² накопили 9,0 и 9,8 Бк/кг ^{90}Sr , существует вероятность, что при определенных условиях здесь могут быть грибы, не соответствующие санитарно-гигиеническим нормативам. В ареалах ныне существующих населенных пунктов лесные грибы можно считать безопасными.

Удельная активность ^{137}Cs в 15 пробах ягод (земляника зеленая, земляника лесная, клюква) в 2008–2011 гг. была от 0,34 до 5,2 Бк/кг, в среднем – 1,58 Бк/кг (ПДУ – 160 Бк/кг [105]). Активность ^{90}Sr вне зоны ВУРСа также была невысокой – от 1,5 до 12 Бк/кг, в среднем – 5,5 Бк/кг (ПДУ – 60 Бк/кг [105]). Однако в ягодах земляники лесной у отселенной д. Алабуга активность ^{90}Sr в 2008 г. составила 813 Бк/кг, костяники – 243 Бк/кг, в смеси ягод земляники лесной и зеленой у отселенной д. Русская Караболка – 213 Бк/кг. Высшие растения, в отличие от грибов, формируют клеточную стенку из молекул пектина, лигнина и целлюлозы, связанных кальцием, биохимическим аналогом которого является Sr.

Поэтому наибольшую опасность для населения в настоящее время представляют дикорастущие ягоды, собранные на ВУРСе.

1.4.3 Закономерности временной и пространственной динамики изменения радиоэкологической ситуации в населенных пунктах.

1.4.3.1 Динамика изменения уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции в населенных пунктах на р. Тече.

На р. Тече наиболее загрязненным населенным пунктом до недавнего времени являлось с. Муслюмово. На рисунках 1.21 и 1.22 показана динамика активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке из личных хозяйств с. Муслюмово.

Как видно на рисунках, после 1970 г. в подавляющем большинстве хозяйств молоко соответствовало радиационно-гигиеническим нормативам.

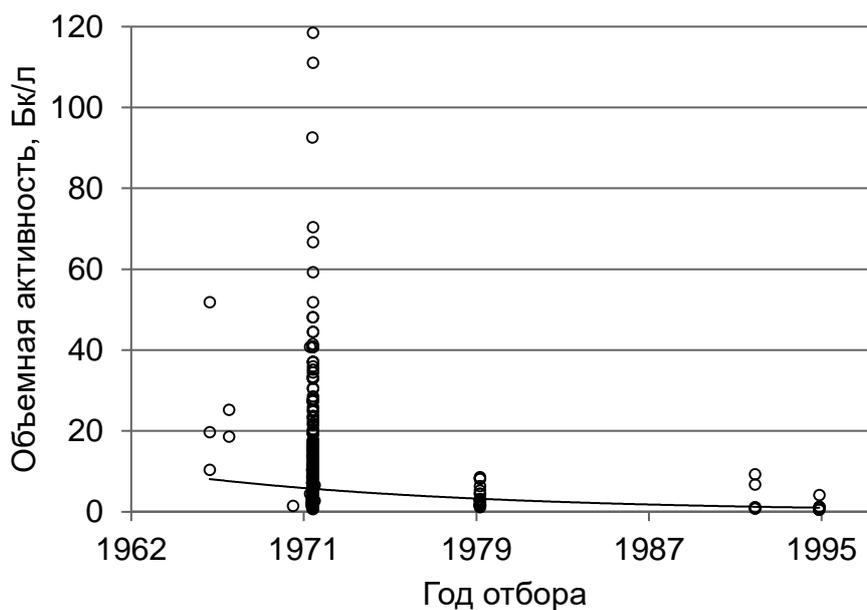


Рисунок 1.21 – Динамика активности ^{90}Sr в молоке в личных хозяйствах н. п. Муслюмово

Однако при массовом отборе проб выявлялись хозяйства с высоким уровнем радиоактивного загрязнения. В населенных пунктах, находившихся ниже по течению р. Течи, уровни загрязнения молока также соответствовали гигиеническим нормативам, но могли быть выше или ниже, чем в Муслюмово. На рисунках 1.23 и 1.24 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 1.21–1.24 показывает, что на результаты анализов проб молока местонахождение населенного пункта не оказывает решающего влияния. Повышение уровня загрязнения молока в среднем и нижнем течении реки (см. рисунок 1.23) связано с менее жесткими ограничениями водопользования.

Анализ проб картофеля в личных хозяйствах населенных пунктов на р. Тече за весь период исследований было выполнено ограниченное количество. С 1962 по 2000 гг. определяли активность ^{90}Sr в 56 пробах, из них

в пяти пробах удельная активность превышала 1,0 Бк/кг (максимальная – 4,33 Бк/кг). С 1970 по 1998 гг. активность ^{137}Cs превышала 1,0 Бк/кг в семи пробах из 23 (максимальная – 2,26 Бк/кг). В мясе (говядина и гусятина) с 1963 по 1970 гг. активность ^{90}Sr в 36 пробах из шести населенных пунктов изменялась от 0,20 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.

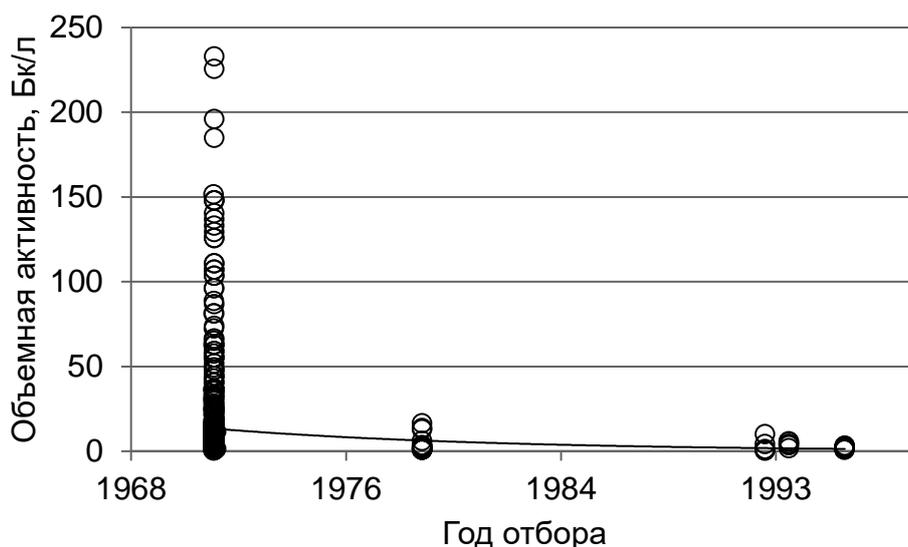


Рисунок 1.22 – Динамика активности ^{137}Cs в молоке в личных хозяйствах н. п. Муслюмово

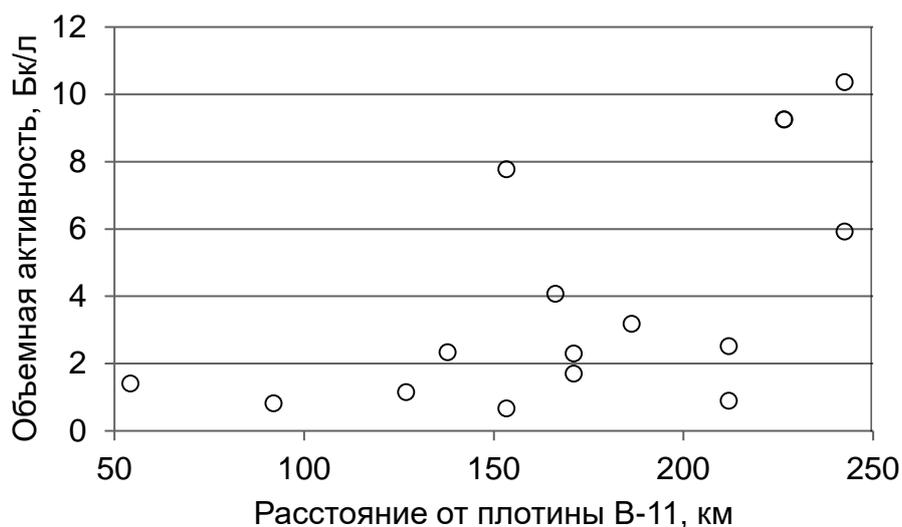


Рисунок 1.23 – Уровни загрязнения молока в населенных пунктах на р. Тече в июле–сентябре 1970 г.

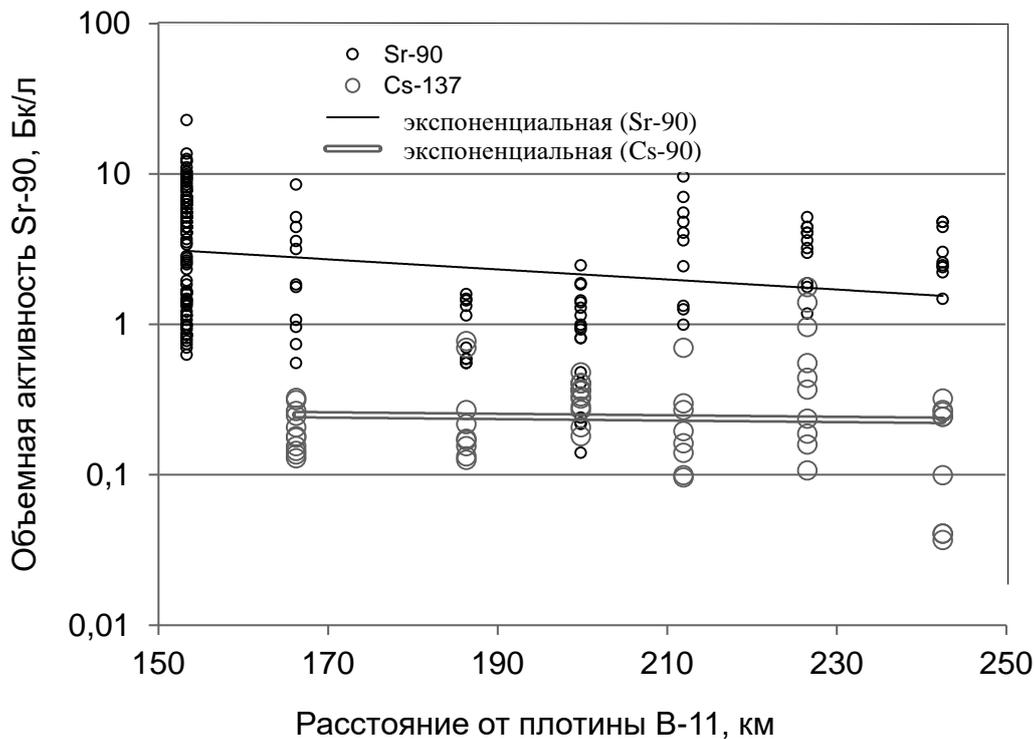


Рисунок 1.24 – Уровни загрязнения молока в населенных пунктах в нижнем течении на р. Тече в мае–августе 1976 г.

Тем не менее по результатам анализов картофеля из личных хозяйств можно сделать вывод о том, что загрязнение огородов радионуклидами с поливной водой и навозом не было причиной загрязнения молока, так как корма из личных хозяйств (картофель и овощи) соответствовали нормативам.

По-видимому, радиационная ситуация в населенных пунктах на р. Тече полностью связана с деятельностью самого населения. До введения режима ограничений неосознанно, а после введения ограничений сознательно, жители населенных пунктов способствовали радиоактивному загрязнению огородной почвы и продукции. В 1971 г. случаи превышения ПДУ в пробах молока (см. рисунки 1.21 и 1.22) могут быть связаны только с нарушениями режима ограничений, так как за время, прошедшее от массовых сбросов, поголовье дойного стада должно было неоднократно обновиться и при полном соблюдении режима ограничений радионуклиды не поступали бы в организм коров и, соответственно, в молоко.

Таким образом, пространственная неоднородность загрязнения радионуклидами системы р. Течи не связана непосредственно с неоднородностью формирования дозы внутреннего облучения у населения и при прогнозировании развития радиационной ситуации в населенных пунктах такой неоднородностью можно пренебречь.

Влияние особенностей поведения населения и ведения хозяйства на загрязнение продукции и формирование дозы облучения было отмечено

и на территории Восточно-Белорусской провинции радиоактивных изотопов [3–5, 126, 129, 130].

1.4.3.2 Динамика изменения уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции в населенных пунктах на территории ВУРСа и КРСа.

Важным отличием населенных пунктов на территории ВУРСа и КРСа является смешанный характер загрязнения. Первичное загрязнение связано с атмосферными выпадениями, 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 р. Течи, где источник радиоактивного загрязнения был очевиден, на территории ВУРСа и КРСа у населения не было информации об уровнях загрязнения территории, а также возможности выбора места для пастбищ и сенокосов. В этой ситуации загрязнение продуктов радионуклидами было связано преимущественно с пространственной неоднородностью их распределения [43, 51, 58, 83].

На рисунках 1.25 и 1.26 показано распределение значений удельной активности радионуклидов в пробах огородной почвы, отобранных в личных приусадебных хозяйствах в 1993 г. в н. п. Большой Куяш. Хотя распределения активности ^{90}Sr и ^{137}Cs выглядят довольно однородными, разброс значений в пределах одного населенного пункта составляет 20...1480 Бк/кг для ^{90}Sr и 22...1935 Бк/кг для ^{137}Cs .

На рисунках 1.27–1.34 видно, что разброс значений активностей радионуклидов в картофеле и молоке составляет около двух порядков, а в ряде случаев и трех порядков.

Разброс значений активности радионуклидов в пробах сена (рисунки 1.35–1.39) достигает четырех порядков.

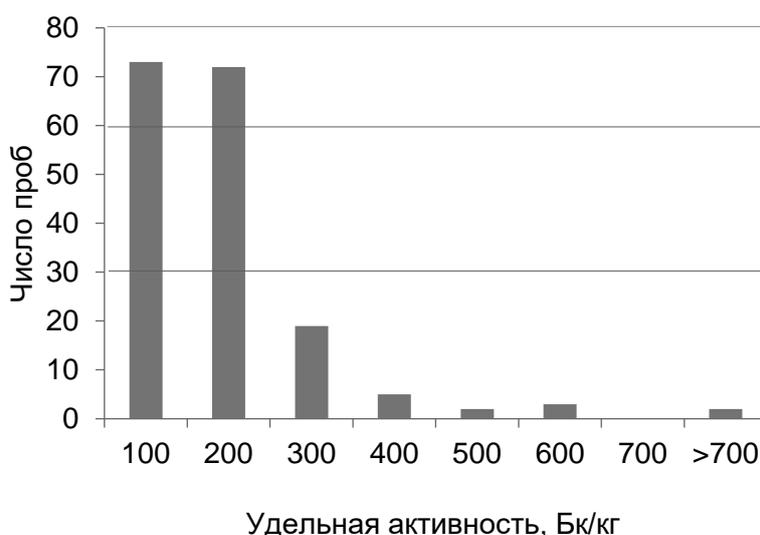


Рисунок 1.25 – Распределение значений удельной активности ^{90}Sr в почве огородов н. п. Большой Куяш в 1993 г.

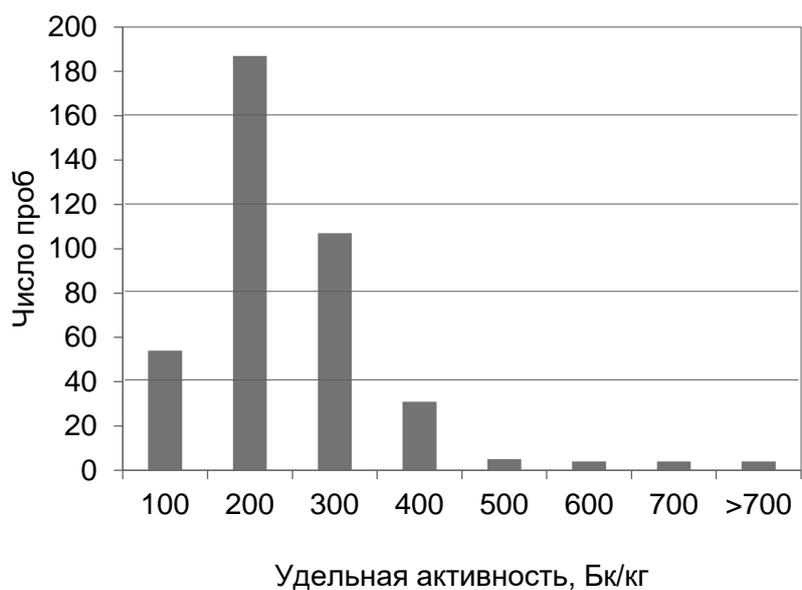


Рисунок 1.26 – Распределение значений удельной активности ^{137}Cs в почве огородов н. п. Большой Куяш в 1993 г.

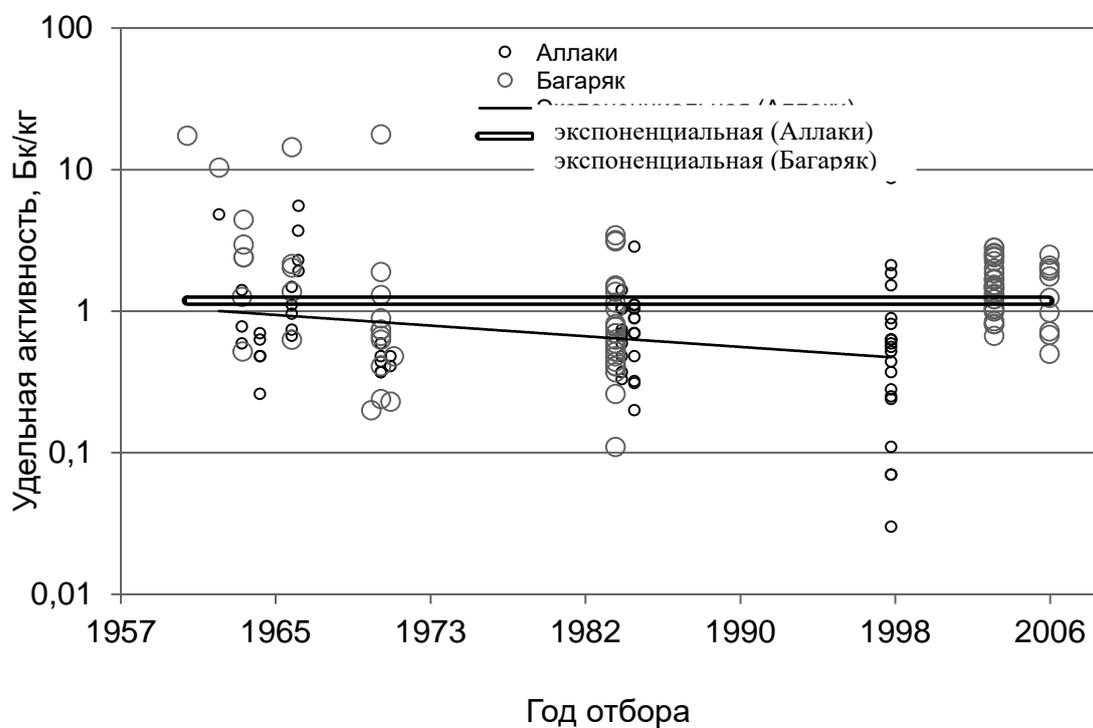


Рисунок 1.27 – Динамика содержания ^{90}Sr в картофеле в приусадебных хозяйствах н. п. Аллаки и Багаряк на территории ВУРСа

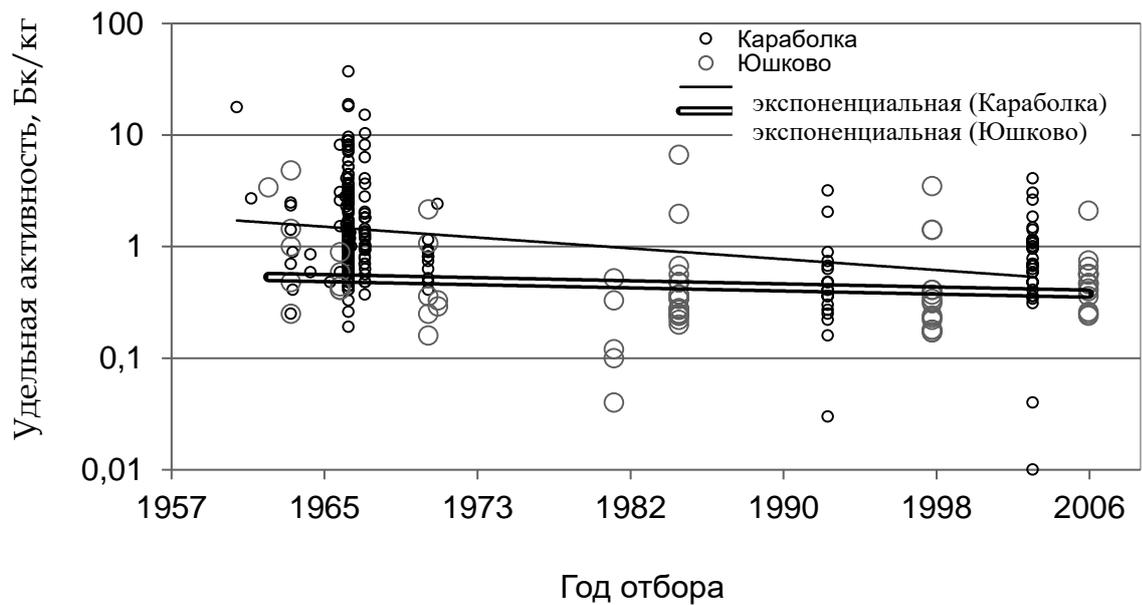


Рисунок 1.28 – Динамика содержания ^{90}Sr в картофеле в приусадебных хозяйствах н. п. Караболка и Юшково на территории ВУРСа

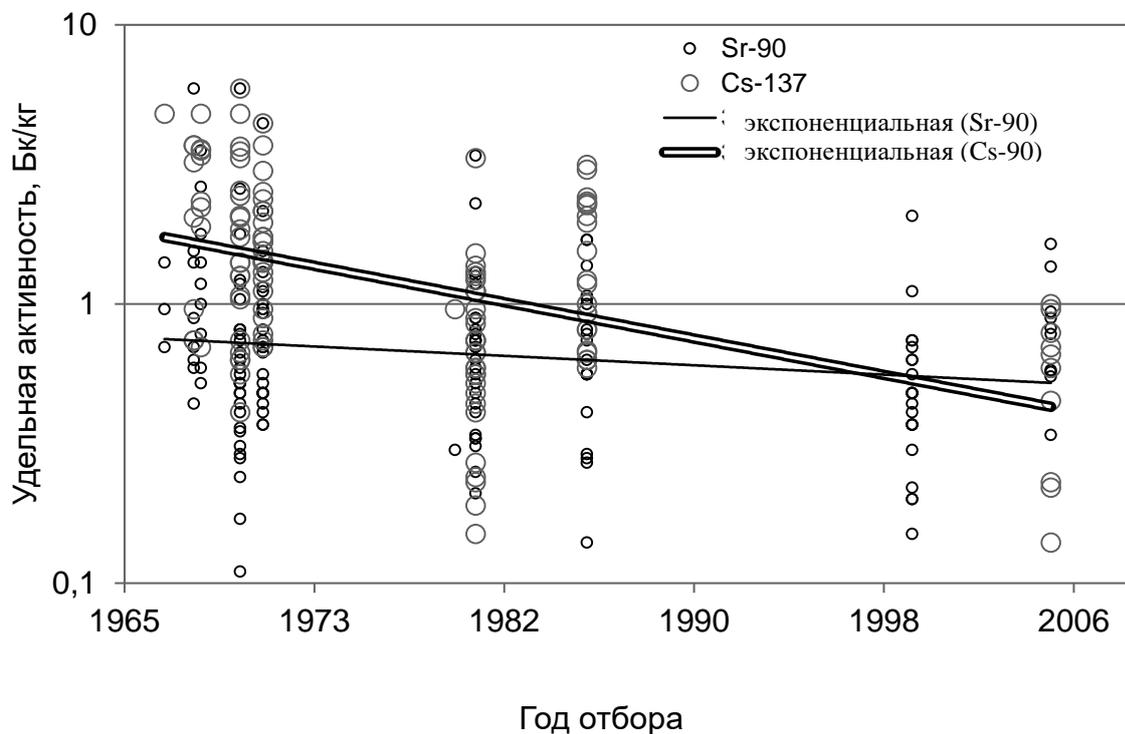


Рисунок 1.29 – Динамика содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле в приусадебных хозяйствах н. п. Саркульмяк на территории КРСа

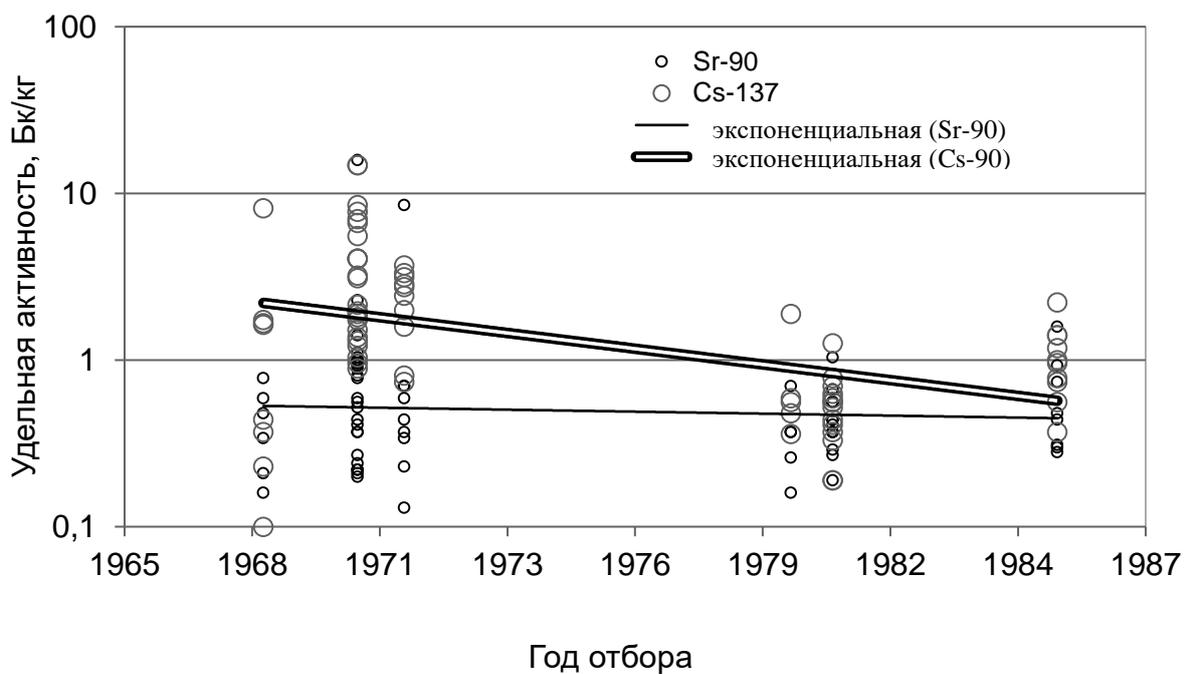


Рисунок 1.30 – Динамика содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле в приусадебных хозяйствах н. п. Каинкуль на территории КРСа

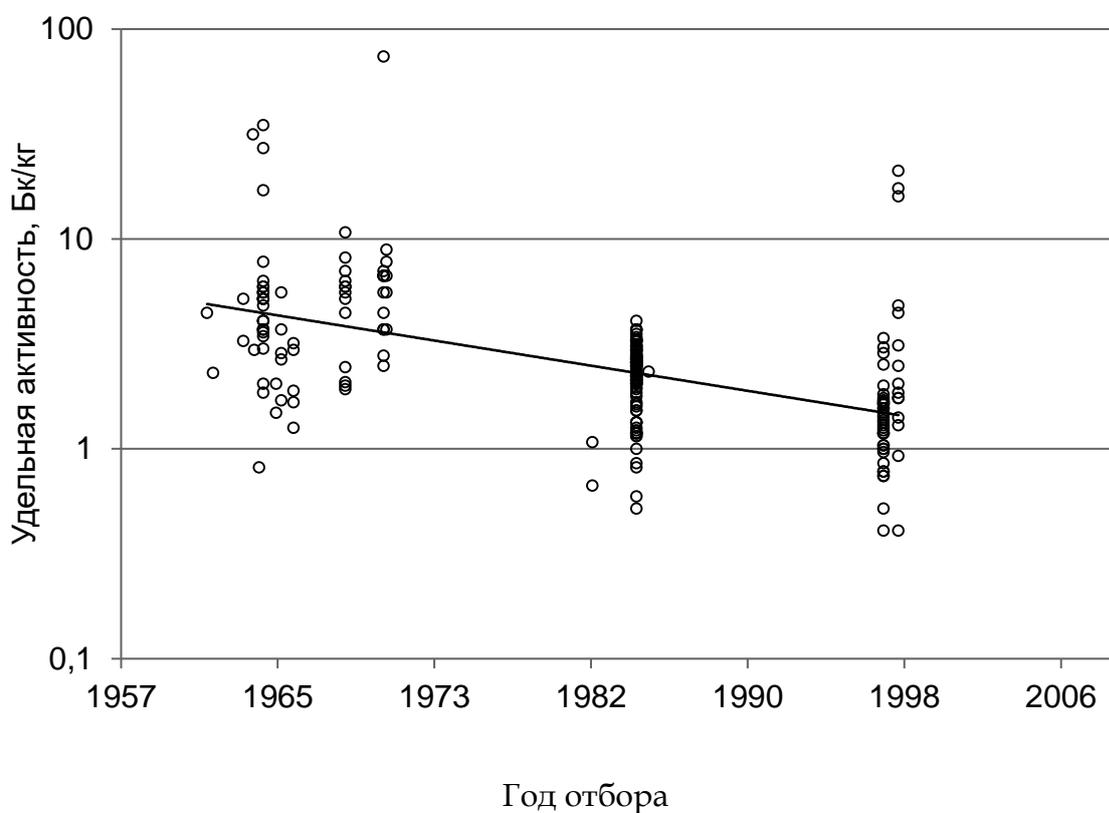


Рисунок 1.31 – Динамика содержания ^{90}Sr в молоке в приусадебных хозяйствах н. п. Аллаки на территории ВУРСа

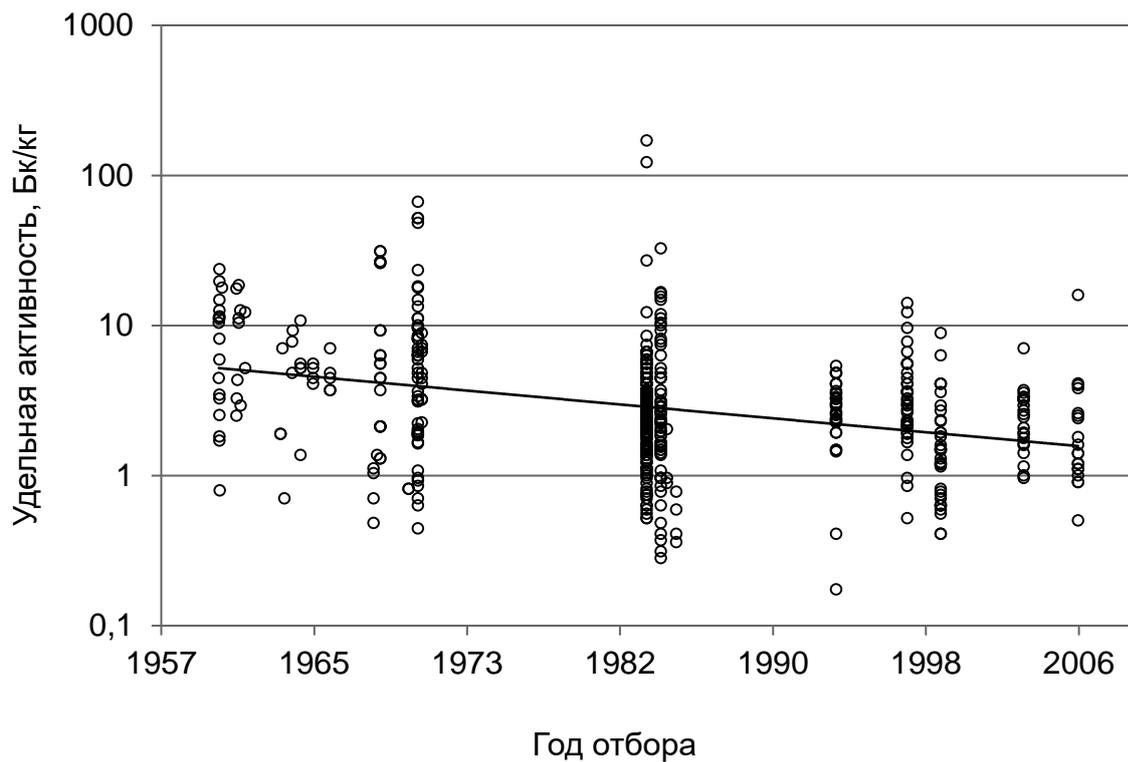


Рисунок 1.32 – Динамика содержания ^{90}Sr в молоке в приусадебных хозяйствах н. п. Багаряк на территории ВУРСа

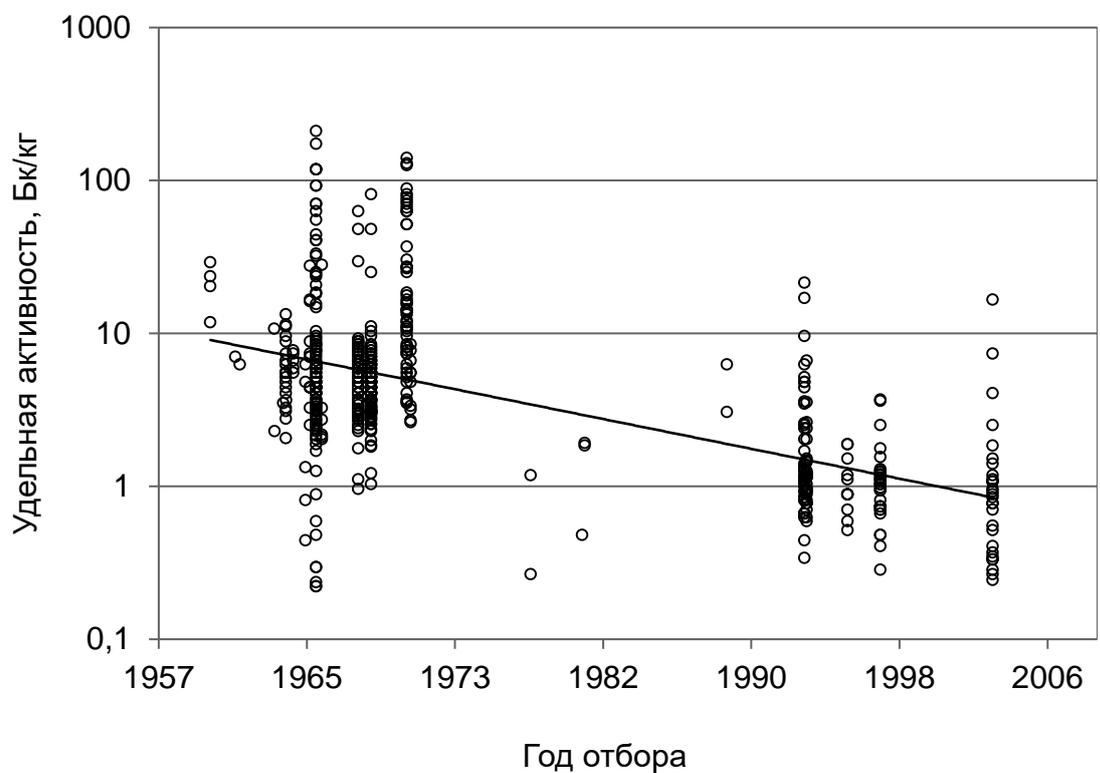


Рисунок 1.33 – Динамика содержания ^{90}Sr в молоке в приусадебных хозяйствах н. п. Карabolка на территории ВУРСа

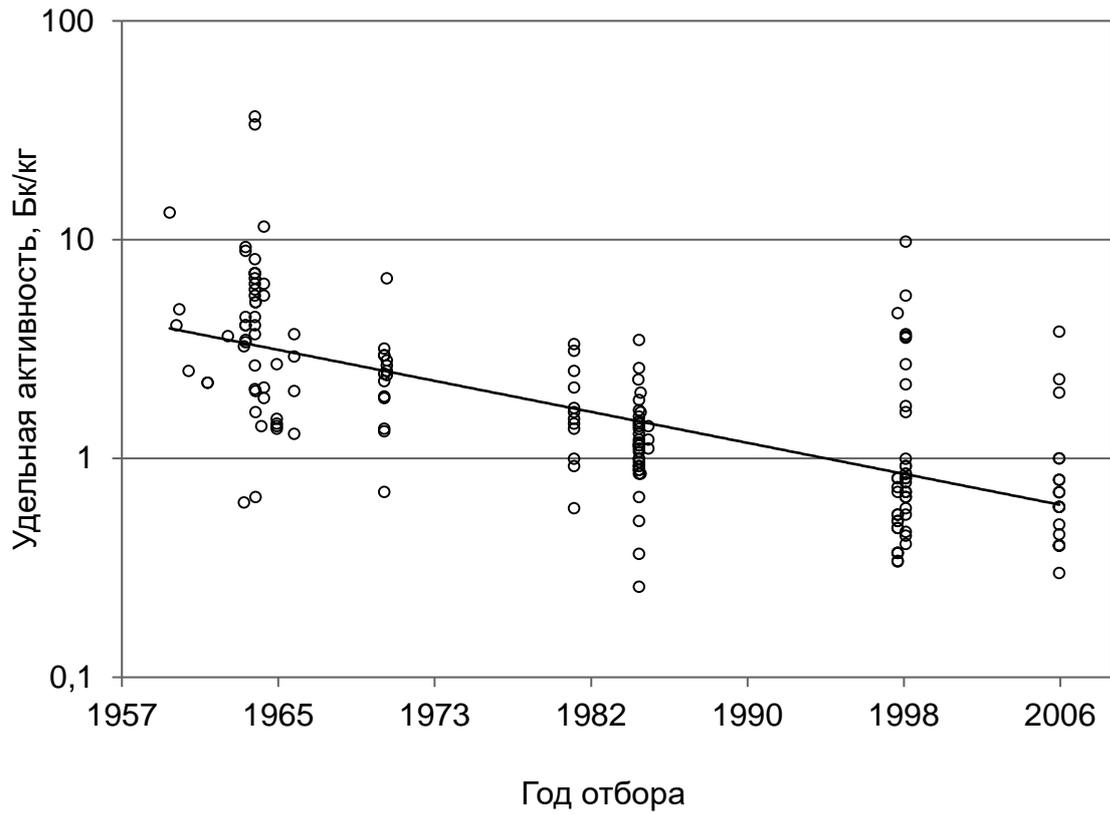


Рисунок 1.34 – Динамика содержания ^{90}Sr в молоке в приусадебных хозяйствах н. п. Юшково на территории ВУРСа

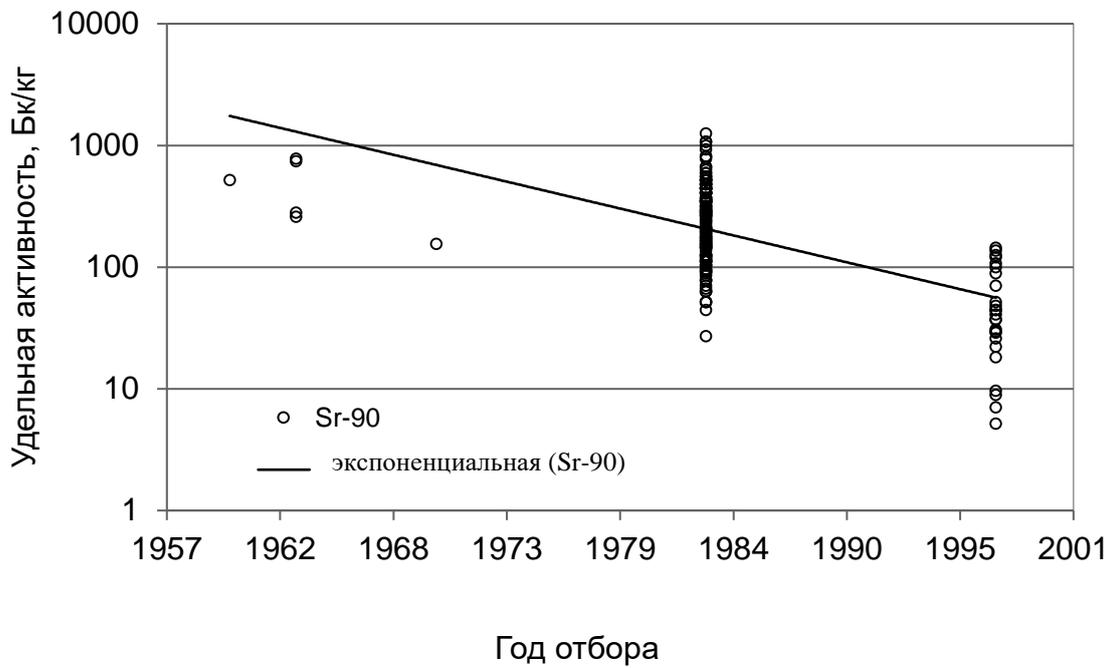


Рисунок 1.35 – Динамика содержания ^{90}Sr в сене в приусадебных хозяйствах н. п. Багаряк на территории ВУРСа

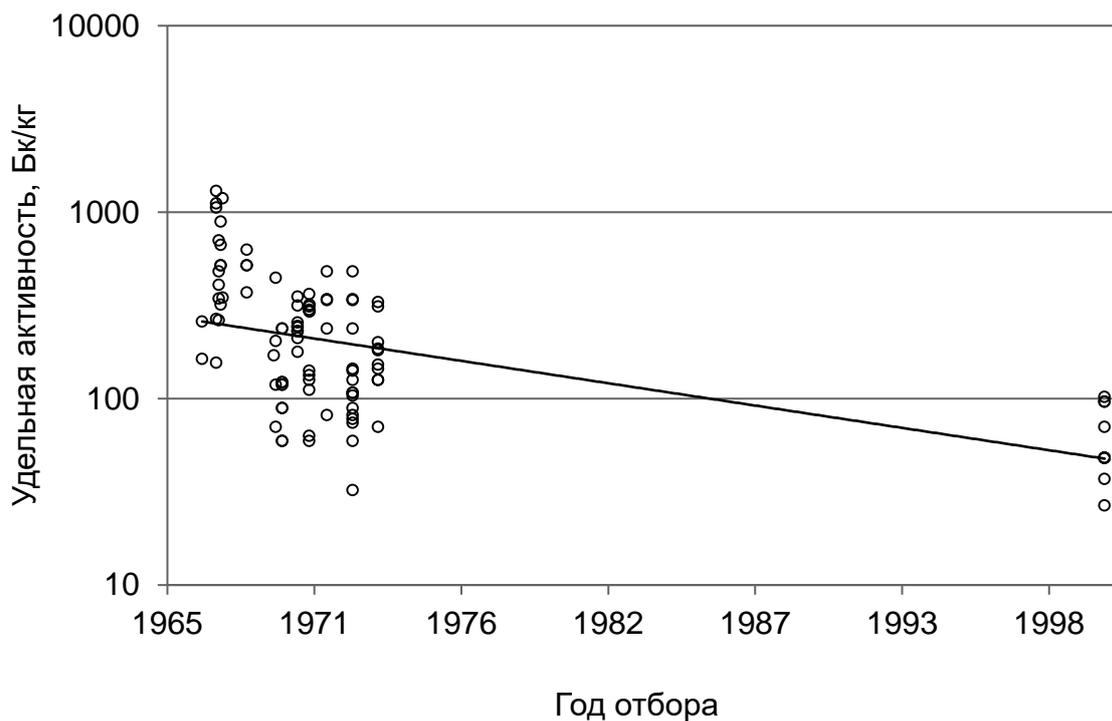


Рисунок 1.36 – Динамика содержания ^{90}Sr в сене в приусадебных хозяйствах н. п. Каинкуль на территории КРСа

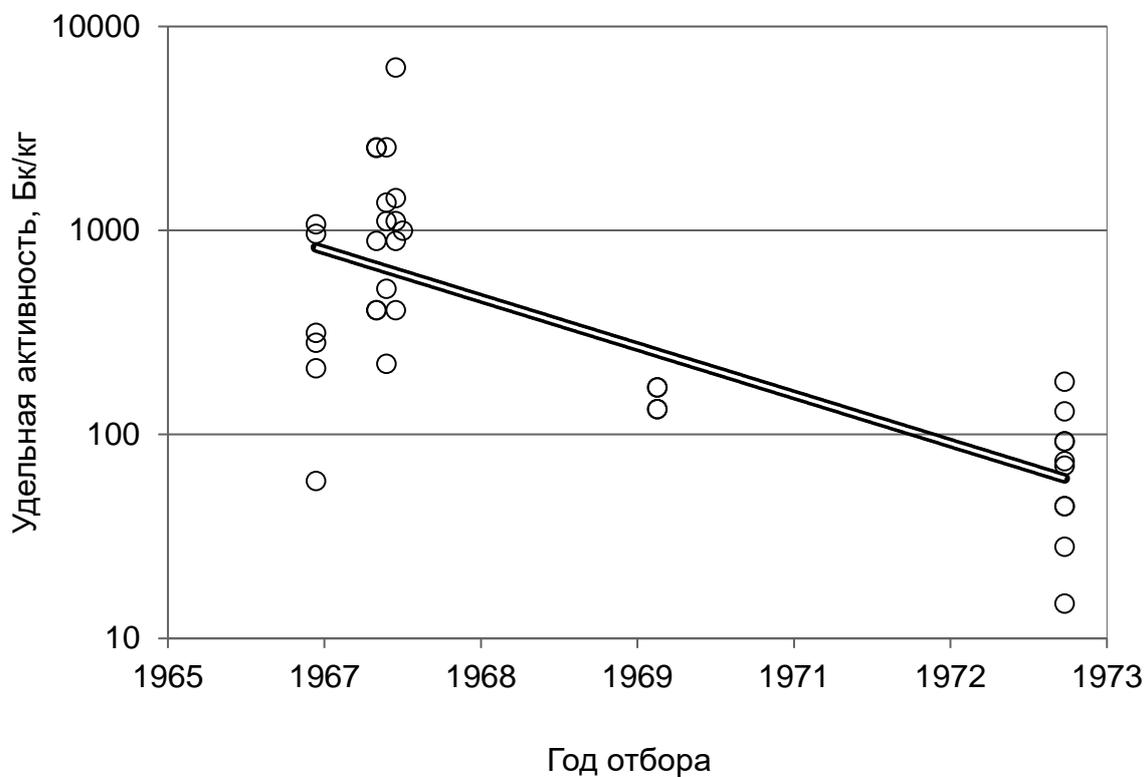


Рисунок 1.37 – Динамика содержания ^{137}Cs в сене в приусадебных хозяйствах н. п. Каинкуль на территории КРСа

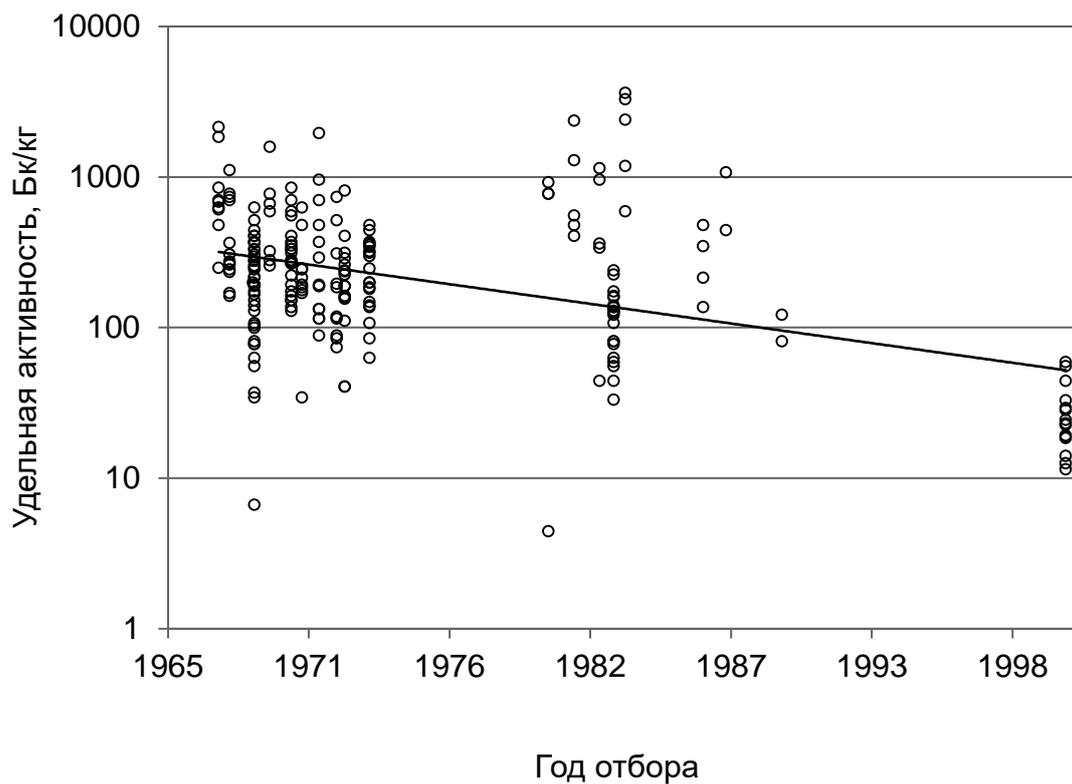


Рисунок 1.38 – Динамика содержания ^{90}Sr в сене в приусадебных хозяйствах н. п. Сарыкульмяк на территории КРСа

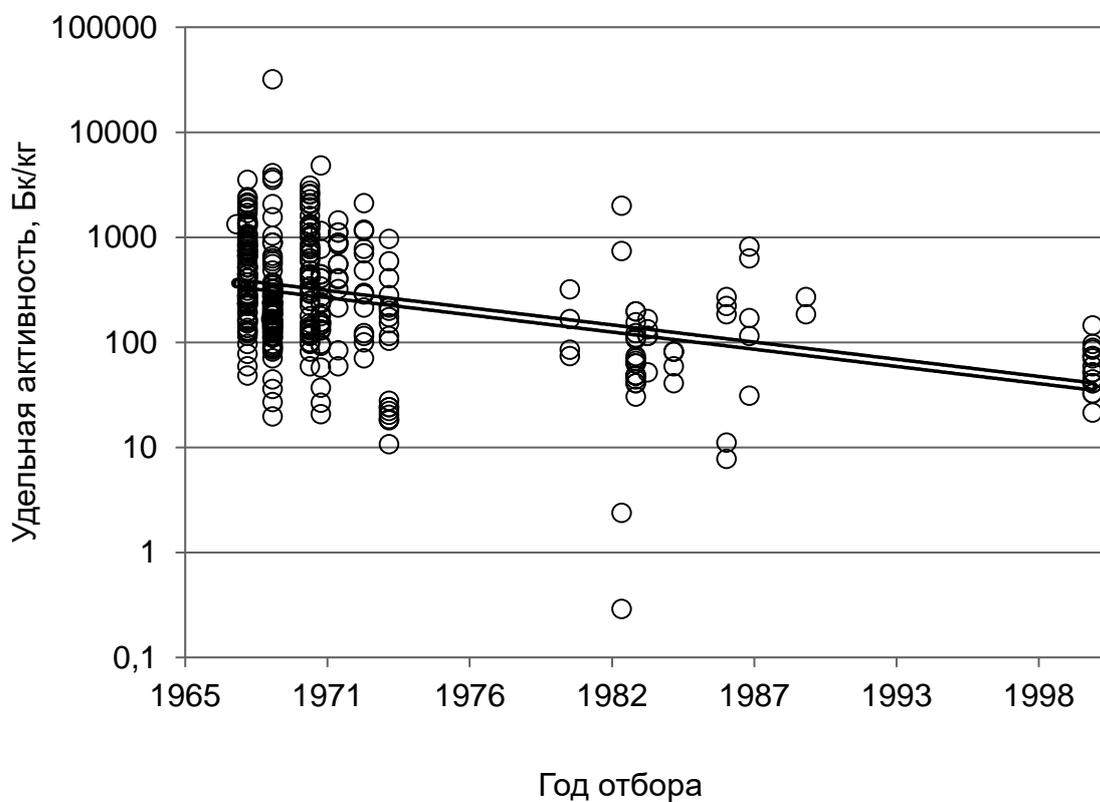


Рисунок 1.39 – Динамика содержания ^{137}Cs в сене в приусадебных хозяйствах н. п. Сарыкульмяк на территории КРСа

Неоднородность результатов анализа выборочных совокупностей также может быть связана с сезонными или годовыми изменениями условий содержания животных. Считают, что при пастбищном содержании лактирующих коров переход радионуклидов в молоко в среднем в 2–6 раз выше, чем при стойловом содержании, что связано с потреблением животными на пастбище почвенных частиц и различиями в составе рациона [11]. На рисунке 1.40 видно, что, хотя линия тренда, соответствующая средним значениям удельной активности ^{90}Sr в молоке в пастбищный период, несколько выше, чем соответствующая стойловому периоду, колебания средних значений активностей ^{90}Sr в стойловый период намного больше.

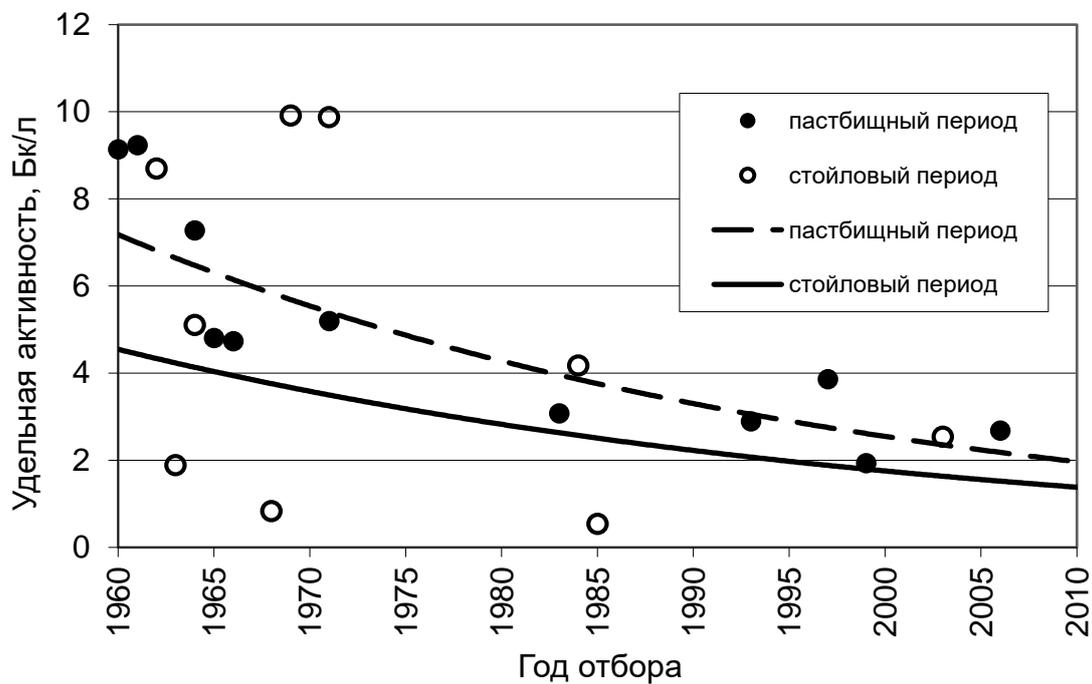


Рисунок 1.40 – Динамика средних значений удельной активности ^{90}Sr в молоке в н. п. Багаряк

Это может быть связано как с неправомерностью использования средних значений для массивов данных, не имеющих нормального распределения, так и с погодными условиями года, в котором заготавливали корма, и с несоблюдением режима санитарно-защитной зоны.

1.4.3.3 Радиационно-гигиеническая обстановка в населенных пунктах в отдаленный период.

1.4.3.3.1 Мощность экспозиционной дозы внешнего облучения.

Исследование радиационно-гигиенической обстановки на территории ЮУПРИ проводили в 2007–2013 гг. Измерения производили в населенных пунктах на приусадебных участках и в ареалах населенных пунктов в местах

активного природопользования населения, в рекреационных зонах и зонах водопользования озер, а также вдоль дорог, соединяющих населенные пункты [33, 39]. При оценке мощности экспозиционной дозы внешнего облучения в населенных пунктах и их ареалах оказалось, что в большинстве точек измерения МЭД не превышают 12 мкР/ч (рисунок 1.41).

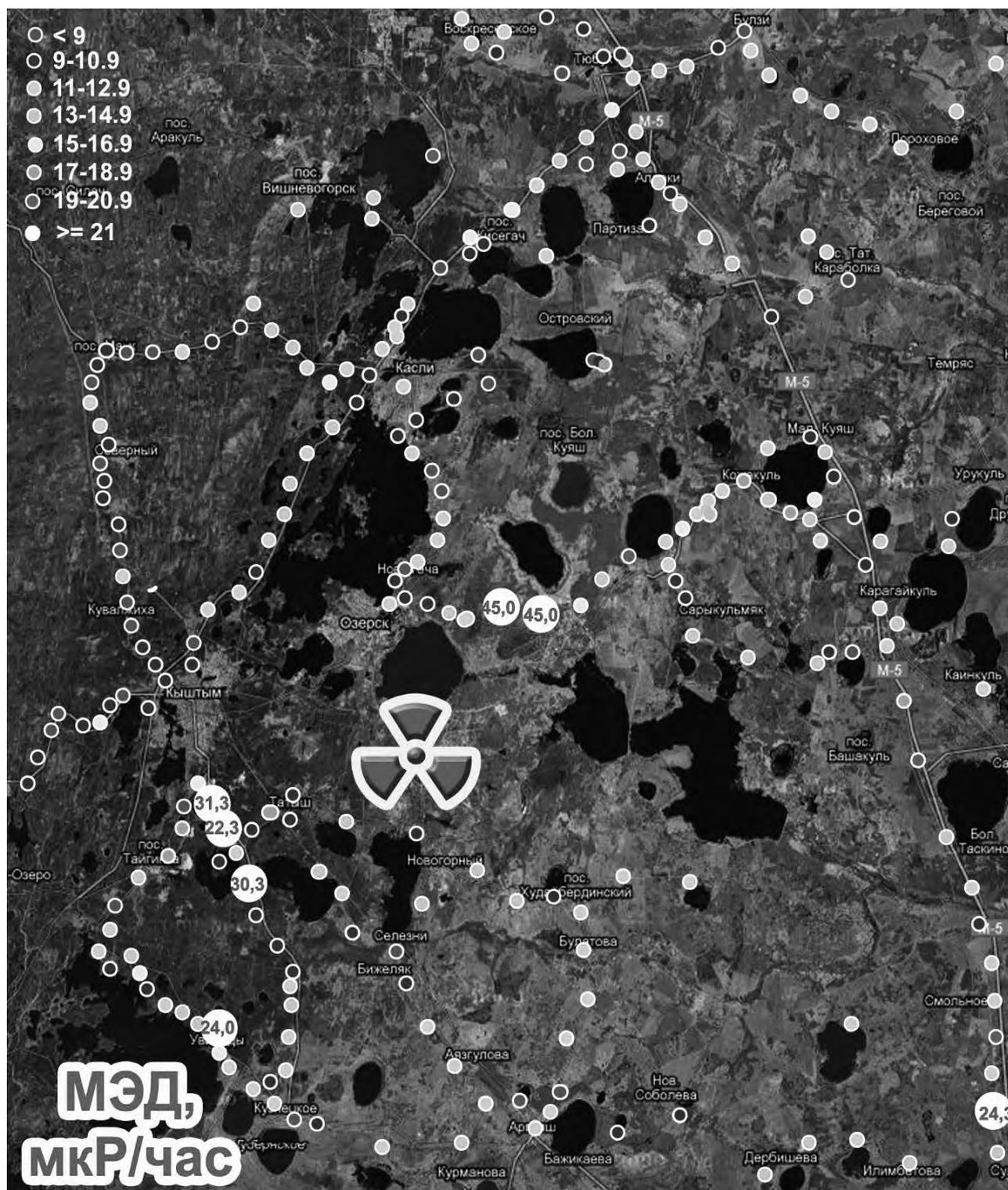


Рисунок 1.41 – Мощность экспозиционной дозы на территории ЮУПРИ

Более высокие значения отмечены на оси ВУРСа. Между н. п. Метлино и Новая Теча МЭД составила 45 мкР/ч. К югу от Кыштыма и к северу от н. п. Сулейманова отмечены средние значения МЭД более 20 мкР/ч.

Низкие значения МЭД наблюдали в северо-западном направлении от ПО «Маяк». На остальной территории значения МЭД колеблются в пределах 6,0...31,3. Наиболее высокие значения МЭД отмечены к югу от г. Кыштыма. На оси ВУРСа между н. п. Метлино и Новая Теча МЭД достигает 45,0 мкР/ч, далее по оси высоких значений МЭД не отмечено.

В 35 населенных пунктах на приусадебных участках значения МЭД колебались от 8,8 до 18,6 мкР/ч и в среднем составили 12,1 мкР/ч. Наибольшие значения МЭД отмечены в н. п. Тайгинка (18,6 мкР/ч), Кузнечиха (15,8 мкР/ч), Кыштым (15,5 мкР/ч), Увильды (15,4 мкР/ч).

Не обнаружено статистически значимой корреляции между МЭД и значениями удельной активности ^{137}Cs , ^{40}K и $A_{\text{эфф}}$ в почве.

По многолетним данным сети наблюдения Челябинского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, среднестатистический уровень радиационного фона на территории Челябинской области составляет в среднем 12 мкР/ч. Он обусловлен, в основном, природной составляющей. Среднемесячные значения гамма-фона в г. Касли – 10 мкР/ч, Кыштыме – 12 мкР/ч [95]. Полученные значения МЭД на приусадебных участках в г. Касли составили от $(8,3 \pm 3,3)$ до $(9,3 \pm 2,4)$ мкР/ч, что в целом совпадает с данными сети наблюдения. В г. Кыштыме МЭД составила от $(14,7 \pm 3,6)$ до $(17,3 \pm 6,4)$ мкР/ч.

Нужно отметить, что во всех населенных пунктах, кроме г. Касли, значения МЭД были выше, чем в их ареале. Средние значения оказались несколько выше, чем по данным Челябинского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, однако различия не превысили доверительные интервалы.

Таким образом, дозы внешнего γ -облучения в населенных пунктах зоны влияния ПО «Маяк» и в их ареалах сопоставимы с дозами по региону и не представляют опасности для населения.

По материалам «Атласа геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ПО «Маяк» [10] исследуемая территория не входит в зону с МЭД 20 мкР/ч и более, однако к югу от г. Кыштыма было обнаружено несколько точек с более высоким уровнем МЭД, что требует более подробного изучения данной территории.

1.4.3.3.2 Загрязнение почвы и продукции приусадебных хозяйств в населенных пунктах.

На р. Тече в настоящее время наиболее загрязненный населенный пункт – с. Муслюмово – отселен. В остальных населенных пунктах, находящихся на этой реке, дойные коровы содержатся в единичных хозяйствах. В таблице 1.28 показаны значения объемной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах молока, отобранных в 2009 г. в населенных пунктах на р. Тече. В период проведения

исследований в личных хозяйствах содержалось очень мало коров, поэтому статистическая обработка данных затруднена.

Таблица 1.28 – Удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве, молоке и картофеле в среднем по населенным пунктам в 2009–2011 гг. и по данным предыдущих исследований

Населенный пункт	Молоко		Почва		Картофель	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Аллаки	0,32	2,36	38,1	198,9	0,36	0,78
	(1998)	(1998)	(1997)	(1997)	–	(1998)
	0,99	3,24	68	28		0,55
Аргаяш	2,22	0,25	47	24,2	0,39	0,2
Аязгулова	1,06	0,41	103,7	40,6	0,52	0,33
Башакуль	0,56	0,61			0,52	0,3
	(1992) 2,47	(1992) 0,91				
Бижеляк			111	66	0,97	0,96
Большое Таскино	0,85	0,17	98,2	46,8	0,64	0,28
Большой Куяш	0,68	0,56	124	43,3	0,53	0,58
	(1995) 0,94	(1995) 1,31	(1993) 169	(1993) 114	(1968) 2,9	(1968) 0,56
Булзи	1,22	1,3			0,45	1,1
	–	(1998) 0,86			(1998) 0,35	(1998) 0,5
Голубинка	0,32	0,49	156	37,8		
		(1981) 0,92				
Горный	0,65	0,1	83	24,6	0,41	0,35
Губернское	0,72	0,22				
Дербишева	1,22	0,15				
Ибрагимова	0,38	0,56	61	35,7	0,59	0,38
		(1982) 0,78				
Караболка	0,45	0,68	34,6	423,4	0,64	1,11
	(2003) 0,72	(2003) 0,85	(2003) 111	(2003) 85	(2003) 0,41	(2003) 0,72
Карагайкуль	0,54	0,27	46,3	43,7	1,33	0,3
			(1967) 191		(1985) 0,61	(1985) 0,73

Продолжение таблицы 1.28

Населенный пункт	Молоко		Почва		Картофель	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Касли	0,81	0,77	32,8	99,8	0,46	0,38
		(1992) 1,49				
Комсомольский	1,01	0,5	38,5	36,5	0,28	0,12
Красный Партизан	0,54	0,97	42	76,2	0,37	0,51
	(1992) 0,60	(1992) 0,74				
Кувалжиха	0,62	0,47	42,7	23,3	0,25	0,29
	(1974) 3,7	(1974) 2,44				
Кузнецкое	0,45	0,34	29	4,9	0,31	
		(1992) 0,98				
Кузнечиха	1,18	0,31	31,4	26,8	0,68	0,09
Курманова	0,39	0,37	27,5	20,4	0,19	0,12
		(1971) 3,28				
Кызылбуляк	0,48	0,43	193	136,9	0,44	0,91
	(1974) 2,55	(1974) 4,44				
Кыштым	0,35	0,29	36	28,8	0,87	0,22
		(1992) 0,6			(1970) 0,63	(1970) 0,56
Малый Кунашак	0,42	0,43	75	77,5	0,9	0,44
	(1974) 3,22	(1974) 2,44				
Маук	0,25	1,02	26	29,2	0,36	0,24
	(1974) 1,59	(1974) 1,41			(1970) 1,22	(1970) 0,48
Мусакаева			36,8	80,1		
Назырова	0,46	0,58				
Новогорный	0,96	1,41	90	48,6	0,69	0,63
	(1985) 6,02	(1985) 9,68			(1985) 3,27	(1985) 1,44
Новое Соболева	0,58	0,3	33,8	19	0,26	0,15

Окончание таблицы 1.28

Населенный пункт	Молоко		Почва		Картофель	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Сарыкульмяк	0,91	0,67	109,3	70,7	0,29	0,52
			(1967) 437	(1967) 321	(2005) 0,53	(2005) 0,76
Северный	0,37	0,23	25,4	36,6	0,84	0,28
Селезни			158,5	86,4	0,55	0,21
Слюдорудник	1,57	0,24	29,6	36,5	0,47	0,22
Сулейманова	0,31	0,41	159,7	74,5	0,59	0,39
Сыргайды	0,48	0,66	39	24	0,41	0,14
Тайгинка	0,68	0,36	57,9	57,4	1,11	0,67
	(1974) 3,7	(1974) 2,4				
Татыш			131	71,2	0,79	0,82
Тюбук	0,41	0,6	18,2	63,2	0,26	0,39
	(1986) 0,22	(1986) 0,38			(1970) 2,59	(1970) 0,48
Увильды			33,2	29,4	1	0,35
Утябаева	0,25	0,45				
Худайбердинский	0,54	0,62	147,2	92,1	0,58	0,38
			–	(1994) 116		

На рисунках 1.42 и 1.43 представлены гистограммы распределения значений объемной активности радионуклидов в отобранных пробах. Можно предполагать, что данные распределения не соответствуют нормальному и так же, как и в других случаях, отражают неоднородность условий содержания животных. Диапазон колебаний значений весьма велик, но все пробы молока соответствовали радиационно-гигиеническим нормативам.

Пробы молока, отобранные в личных хозяйствах н. п. Бродокалмак, Нижнепетропавловское, Затеченское в 2009 г., соответствовали радиационно-гигиеническим нормативам, однако объемная активность ^{90}Sr в них была выше, чем на территории ВУРСа и КРСа. В период отбора проб молока в н. п. Бродокалмак коровы выпасались и пили воду в лесу, на расстоянии 3 км от реки. В н. п. Нижнепетропавловское пастбище и водопой находились на левом берегу р. Течи в 400...600 м от уреза воды. В н. п. Затеченское пастбище располагалось непосредственно на берегу р. Исеть ниже впадения Течи. На водопое берег песчаный, низкий, заливаемый в половодье.

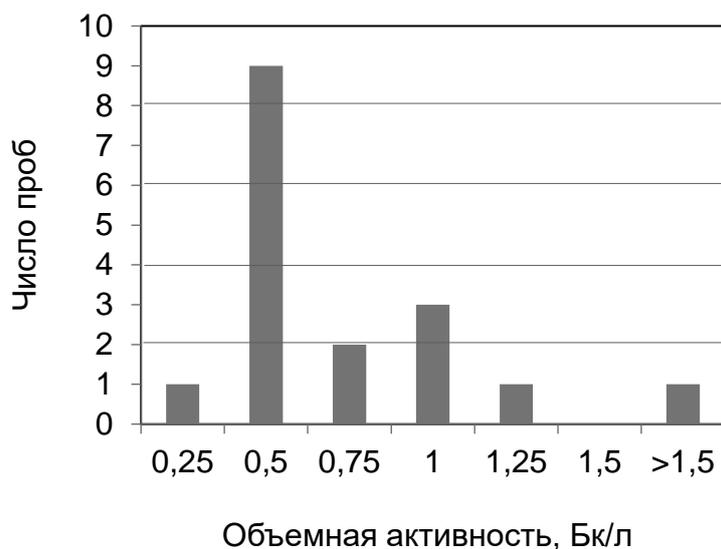


Рисунок 1.42 – Распределение значений объемной активности ^{137}Cs в молоке в населенных пунктах на р. Тече в 2009 г.

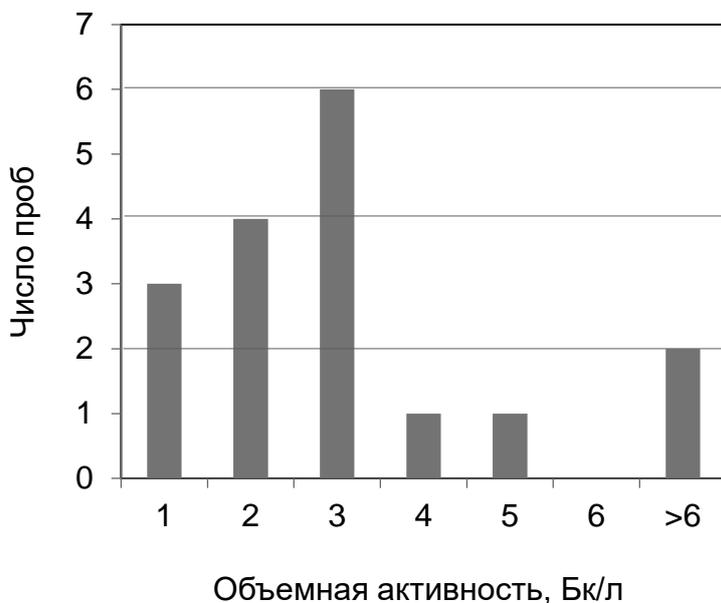


Рисунок 1.43 – Распределение значений объемной активности ^{90}Sr в молоке в населенных пунктах на р. Тече в 2009 г.

Для оценки загрязнения населенных пунктов в радиусе 30 км от ПО «Маяк» в 2009–2011 гг. отбирали пробы огородной почвы, картофеля, овощей, молока и сена.

За период исследований отобрано 83 пробы огородной почвы. Уровни загрязнения огородной почвы в целом соответствуют загрязнению ареалов. Наблюдается значимая обратная корреляция средней удельной активности ^{137}Cs в почве 36 населенных пунктов с расстоянием от источника – $r = -0,43$ ($p < 0,01$). Для активности ^{90}Sr корреляция с расстоянием статистически незначима и положительна – $r = 0,29$. Это связано с тем, что наибольшее

загрязнение почвы ^{90}Sr характерно для населенных пунктов вблизи территории ВУРСа – Караболка и Аллаки, расположенных на расстоянии 38...39 км от источника загрязнения. Наиболее высокий коэффициент обратной корреляции был получен между активностью ^{137}Cs в почве и углом отклонения от юго-восточного направления (азимут 136°) – $r = -0,49$ ($p < 0,01$). Для ^{90}Sr направление, для которого обнаружена наибольшая связь, соответствует направлению оси ВУРСа (азимут 30°) – $r = -0,34$ ($p < 0,05$).

Необходимо отметить, что уровни загрязнения почвы радионуклидами в пределах одного населенного пункта могут сильно колебаться. По-видимому, это связано с многолетним внесением навоза, полученного от коров, которым скармливали загрязненное сено. Так, в н. п. Караболка на приусадебном участке по ул. Школьная, 20 активность ^{90}Sr в сене составила 56,1 Бк/кг, в почве – 279 Бк/кг. На участке по ул. Школьная, 11-1 активность ^{90}Sr в пробе сена, отобранной в апреле 2011 г., – 2524 Бк/кг, в пробе, отобранной в июне 2011 г., – 1709 Бк/кг. В пяти пробах почвы, отобранных «конвертом» на этом участке, активность ^{90}Sr была от 239 до 820 Бк/кг. На соседнем участке по ул. Школьная, 26, находящемся через дорогу, в настоящее время нет коровы. Активность ^{90}Sr в почве здесь составляет 134 Бк/кг.

Для ориентировочной оценки радиационной ситуации на территории в целом рассчитали средние значения по 90 % проб с наименьшими значениями активности.

Средняя активность ^{137}Cs в 90 % проб почвы составила 58 Бк/кг, максимальная – 193 Бк/кг (в н. п. Кызылбуляк). Средняя активность ^{90}Sr – 44,4 Бк/кг, максимальная – 820 Бк/кг (в н. п. Караболка).

На рисунке 1.44 показан характер распределения уровней активности радионуклидов в огородной почве. Распределение активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в наибольшей степени сходно с полимодальным, отдельные пики, по-видимому, связаны с разными режимами загрязнения. Распределение эффективной активности природных радионуклидов $A_{\text{эфф}}$ не имеет четкого сходства ни с бимодальным, ни с логнормальным, ни с нормальным распределениями. Для точного статистического анализа необходимы дальнейшие исследования.

На рисунке 1.44 видно также, что в большинстве случаев отношения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr к $A_{\text{эфф}}$ меньше или равны 1,0. То есть активность техногенных радионуклидов не превышает активность природных.

Средние значения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве, картофеле и молоке в личных хозяйствах показаны на рисунках 1.45 и 1.46 и в таблице 1.28.

За 2009–2011 гг. отобрано 124 пробы молока в 38 населенных пунктах, находящихся на исследуемой территории, и три пробы в н. п. Чебаркуль, Мельниково (Чебаркульский район), Соколовка (Еткульский район) в качестве контроля. Средняя активность ^{137}Cs в 90 % проб молока – 0,49 Бк/кг, максимальная – 4,52 Бк/кг. Средняя активность ^{90}Sr – также 0,49 Бк/кг,

максимальная – 24,8 Бк/кг (н. п. Караболка). В пробах контроля активность ^{137}Cs – 0,09...0,32 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,11...0,22 Бк/кг.

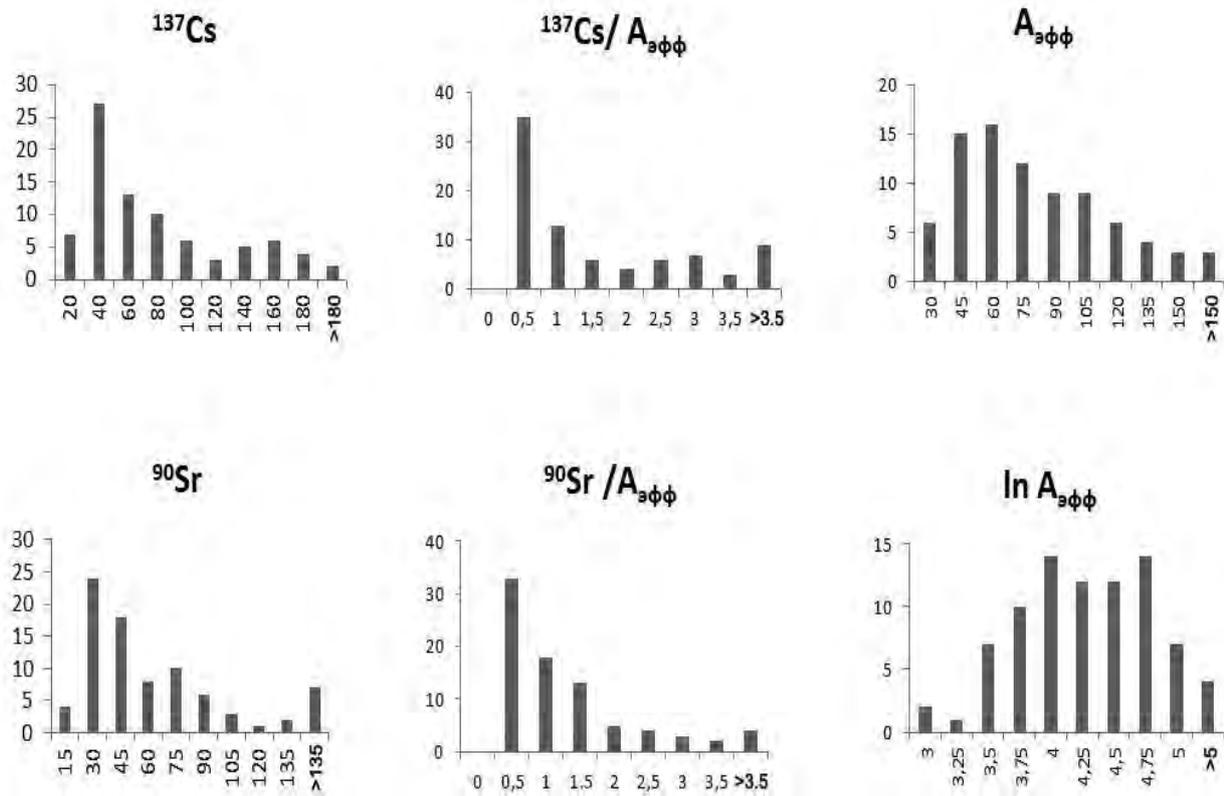


Рисунок 1.44 – Гистограммы распределения удельной активности радионуклидов в огородной почве

Таким образом, на исследуемой территории средние значения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке несколько выше, чем вне зоны влияния ПО «Маяк», но, за исключением одной пробы с активностью ^{90}Sr 24,8 Бк/кг, значительно ниже, чем предельно допустимые уровни (ПДУ ^{137}Cs в молоке – 40 Бк/кг, ПДУ ^{90}Sr – 25 Бк/кг [108]). Не выявлена корреляция удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке – $r = -0,08$.

В 2009–2011 гг. отобрано 95 проб картофеля. Средняя активность ^{137}Cs в 90 % проб составила 0,44 Бк/кг, максимальная – 2,43 Бк/кг. Средняя активность ^{90}Sr в 90 % проб – 0,34 Бк/кг, максимальная – 4,12 Бк/кг. Во всех пробах картофеля содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr значительно ниже, чем предельно допустимые уровни (ПДУ ^{137}Cs в картофеле и овощах – 80 Бк/кг, ПДУ ^{90}Sr – 40 Бк/к [109]). Удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле не связаны – $r = -0,04$. Способность картофеля накапливать ^{137}Cs из почвы (коэффициент накопления) не коррелирует со способностью накапливать ^{90}Sr – $r = -0,009$. В 2011 г. были определены значения $A_{\text{эфф}}$ для картофеля. Эффективная активность ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th в населенных пунктах несколько выше, чем в ареалах.

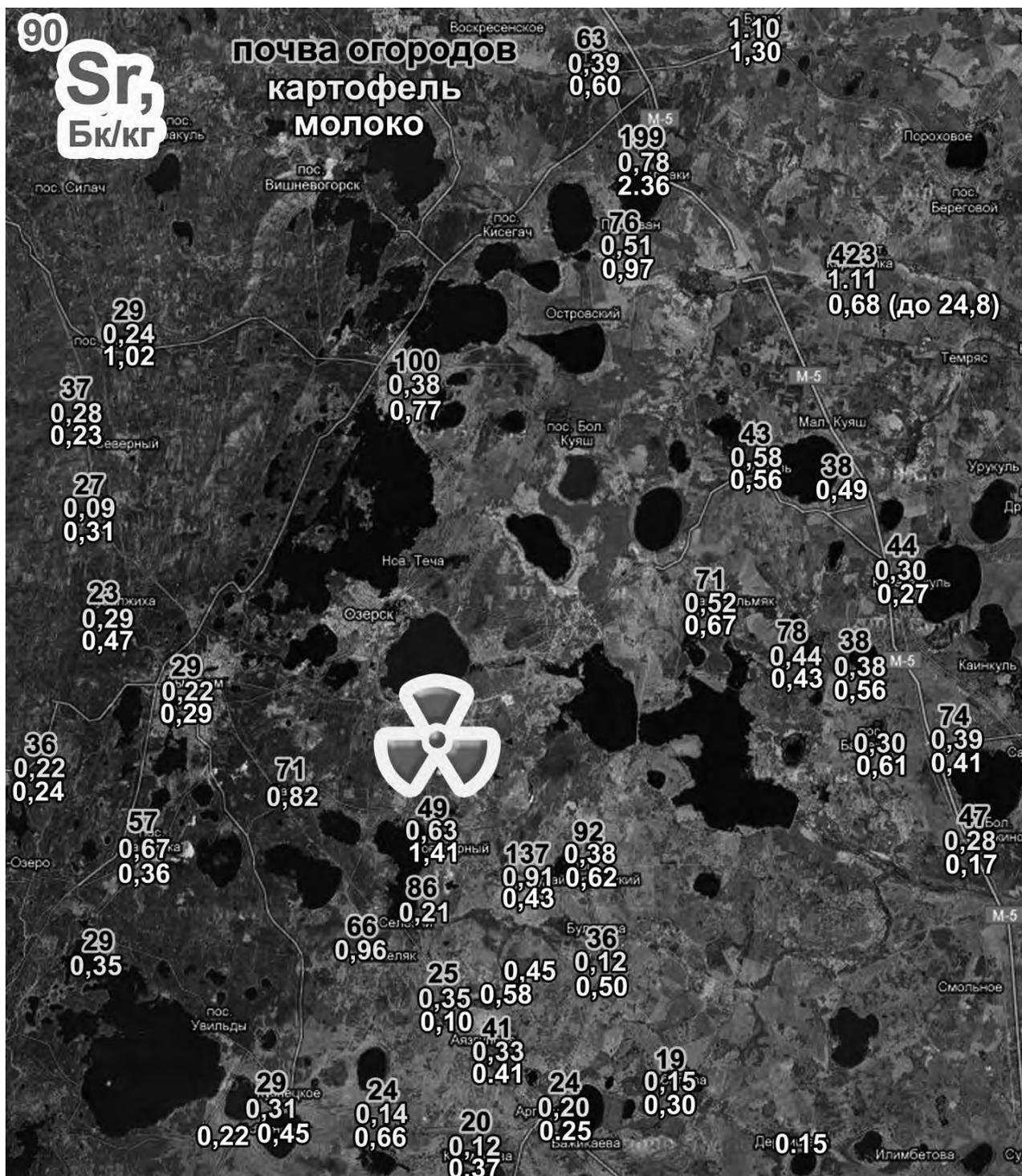


Рисунок 1.45 – Уровни загрязнения ^{90}Sr почвы и продуктов

Средние значения удельной активности ^{40}K и ^{232}Th 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 и 24 Бк/кг соответственно). Этот вопрос требует дальнейшего изучения.

Эффективная активность природных радионуклидов в картофеле в среднем в 56 раз выше, чем активность ^{137}Cs , и в 59 раз, чем ^{90}Sr .

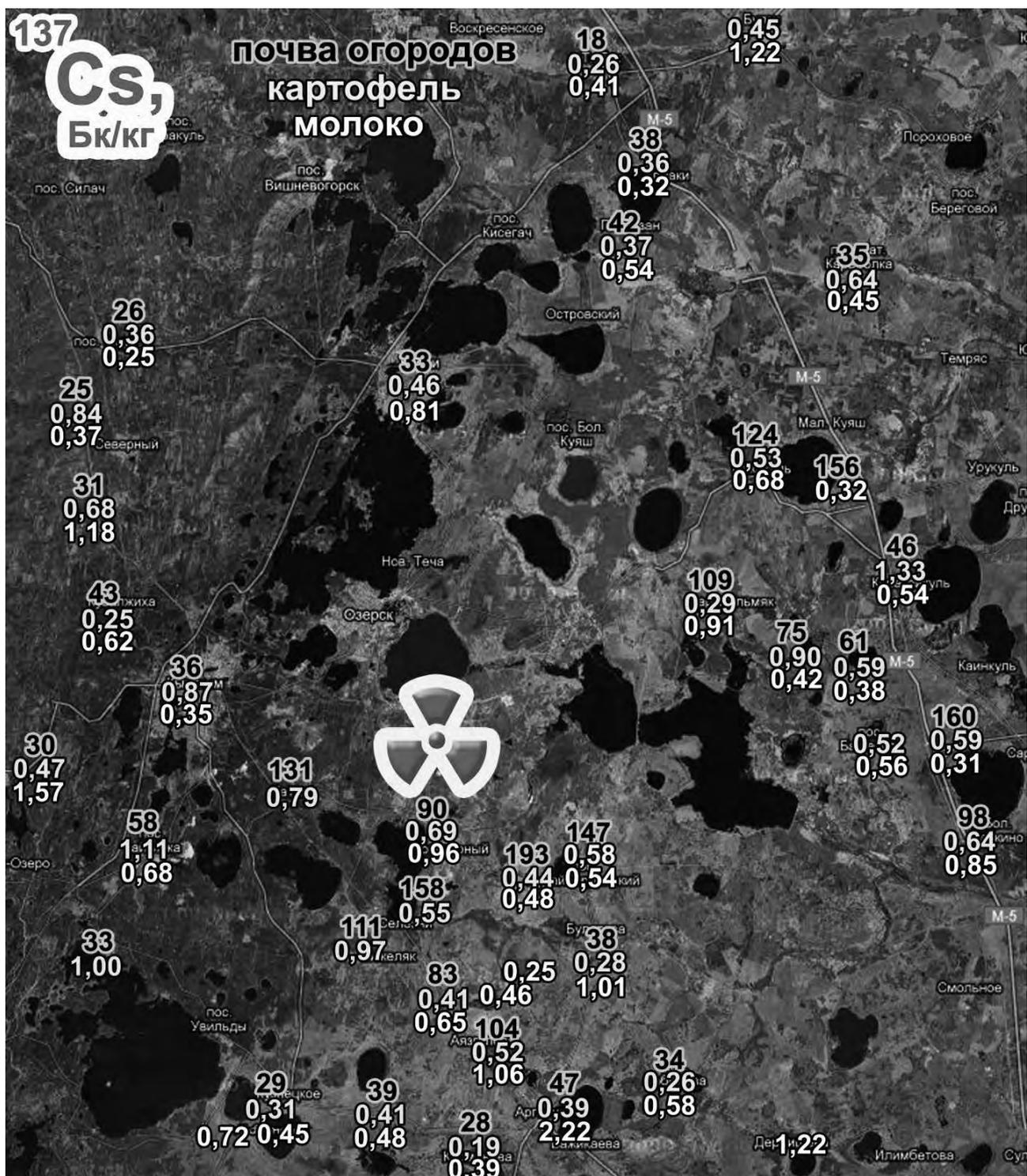


Рисунок 1.46 – Уровни загрязнения ^{137}Cs почвы и продуктов

На рисунке 1.47 представлены гистограммы распределения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке и картофеле. Они имеют сходство с логнормальным распределением. Распределение коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле имеет более сложный характер, что требует иных методов анализа.

В 2009–2011 гг. отобрано 50 проб сена. Удельная активность ^{137}Cs в сене в среднем по 90 % проб – 8,9 Бк/кг, максимальная – 70,4 Бк/кг

(н. п. Большое Таскино). Активность ^{90}Sr в 90 % проб – 23 Бк/кг, максимальные значения, превышающие контрольные уровни (100 Бк/кг для грубых кормов [28]), составили: в н. п. Аллаки – 112, 656 и 1132 Бк/кг, н. п. Караболка – 1709 и 2524 Бк/кг. Хозяева приусадебных участков знали, что заготавливают сено на оси ВУРСа, и предупреждены о недопустимости сенокоса на этих участках. Активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в сене не коррелируют – $r = -0,07$.

Проанализировано также 14 проб моркови и 12 проб свеклы. Активность ^{137}Cs в 90 % проб моркови – 0,59 Бк/кг, свеклы – 0,35 Бк/кг. Максимальные – 3,9 Бк/кг моркови и 1,57 Бк/кг свеклы. Для ^{90}Sr соответственно средние – 1,41 и 1,31 Бк/кг, максимальные – 3,98 Бк/кг (Тюбук) и 19,6 Бк/кг (Караболка).

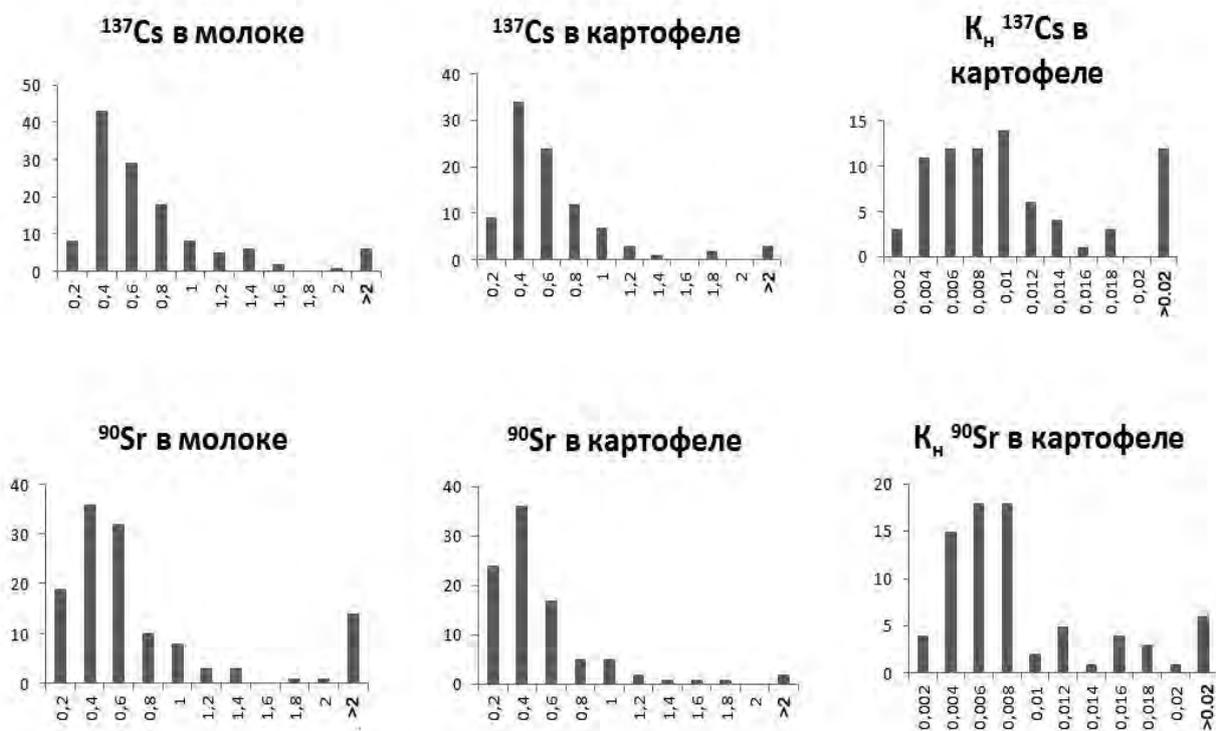


Рисунок 1.47 – Гистограммы распределения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в продуктах

Диапазон колебаний удельной активности радионуклидов в продуктах довольно велик даже в пределах одного населенного пункта. Не удалось выявить зависимости уровней загрязнения от направления и расстояния до ПО «Маяк». По-видимому, на исследуемой территории накопление радионуклидов в молоке и овощах в большей степени зависит от особенностей кормления и выпаса животных и агротехники.

В таблице 1.28 приведены средние значения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr почвы, молока и картофеля в населенных пунктах в 2009–2011 гг. Здесь же для сравнения приведены данные прошлых лет. В большинстве случаев уровни

загрязнения почвы и продуктов значительно снизились, за исключением населенных пунктов, где они уже были на очень низких уровнях. В н. п. Аллаки и Караболка отмечены более высокие уровни загрязнения почвы ^{90}Sr , чем по данным предыдущих исследований. Необходимо выяснить, является ли такое различие случайным или связано с длительным внесением в почву навоза от загрязненного сена.

Коэффициенты накопления радионуклидов в клубнях картофеля (удельная активность в картофеле / удельная активность в почве) варьируют в широких пределах: от 0,0009 до 0,047 (в среднем $(0,008 \pm 0,002)$) для ^{137}Cs и от 0,002 до 0,028 (в среднем $(0,009 \pm 0,002)$) для ^{90}Sr . Коэффициенты вариации удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле составляют 63,8 и 67,1 % соответственно, а в почве – 51,8 и 58,4 %, то есть содержание радионуклидов в картофеле более вариабельно, чем в почве. При этом не обнаружено зависимости между активностью ^{137}Cs в картофеле и почве ($r = 0,05$) и очень слабая зависимость для ^{90}Sr ($r = 0,36$).

По мнению В. И. Гапоненко, по мере повышения удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве доля их накопления в растениях (коэффициент накопления) снижается [17]. Между коэффициентами накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле и удельной активностью в почве, а также между коэффициентами пропорциональности «молоко/сено» и активностью в сене также отмечена отрицательная корреляция ($r = -0,48$ и $r = -0,41$; $r = -0,38$ и $r = -0,56$ соответственно) (рисунки 1.48 и 1.49).

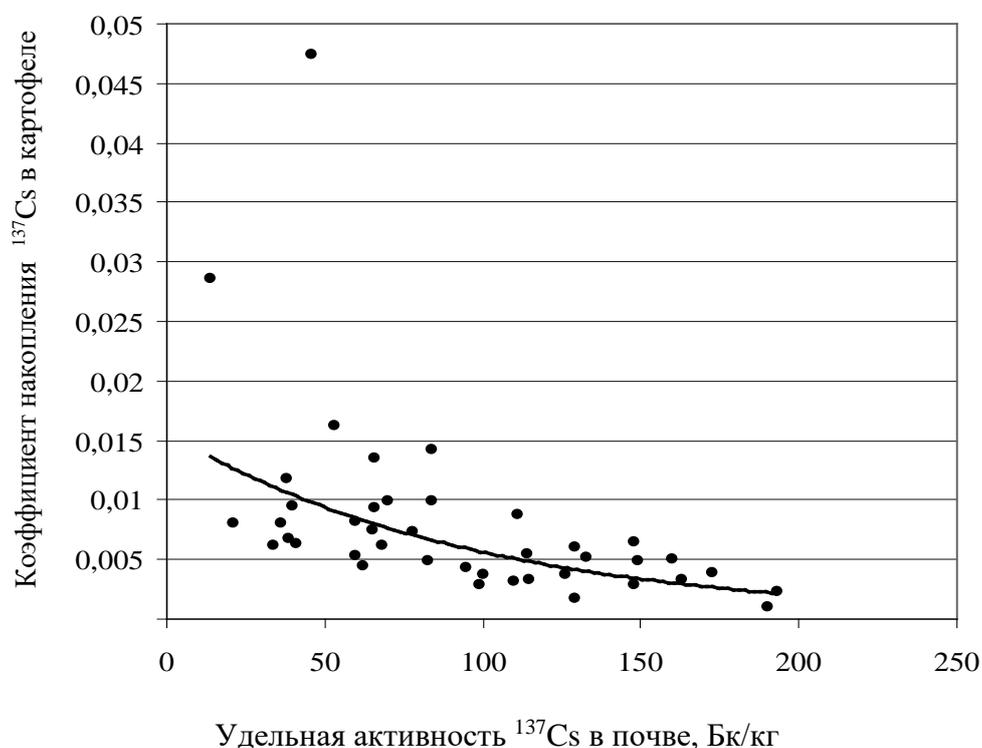


Рисунок 1.48 – Соотношение коэффициентов накопления ^{137}Cs в картофеле и его удельной активности в почве

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). По-видимому, 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 считает В. И. Гапоненко, недостаточно оснований. Тем не менее такую «корреляцию» необходимо учитывать, для того чтобы не допустить ошибок при исследовании динамики биологической доступности радионуклидов и прогнозировании их накопления в продуктах в отдаленные сроки после аварий.

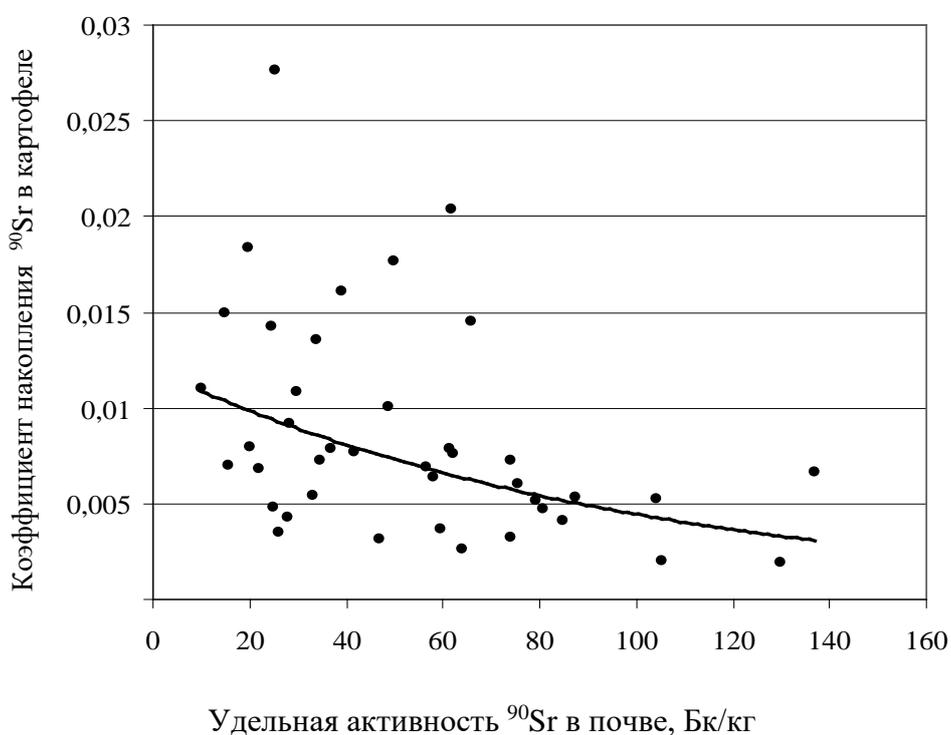


Рисунок 1.49 – Соотношение коэффициентов накопления ⁹⁰Sr в картофеле и его удельной активности в почве

Уровни загрязнения объектов окружающей среды изотопами ²³⁸Pu, ^{239,240}Pu (таблица 1.29) в целом соответствуют данным ПО «Маяк» [10].

Исключительно высоким оказалось загрязнение изотопами Pu донных отложений на оз. Татыш – суммарно более 3200 Бк/кг.

Загрязнение ^{239,240}Pu огородной почвы в населенных пунктах (таблица 1.30) оказалось ниже, чем загрязнение природной почвы в их ареалах, ²³⁸Pu даже несколько выше. В целом их удельные активности очень малы, на грани чувствительности метода.

Таблица 1.29 – Уровни загрязнения плутонием озер и водосборных территорий в ареалах населенных пунктов

Ареал населенного пункта	Экосистема	Объект	²³⁸ Pu	^{239,240} Pu
			Бк/кг, Бк/л	
Метлино	Березовый лес	Почва 0...10 см	0,18	7,84
	оз. Кожаккуль	Прибрежная почва 0...10 см	0	1,8
	Канал оз. Бердяниш-ЛБК	Донные отложения 0...10 см	0	3,2
		Прибрежная почва 0...10 см	0,17	5,3
Новогорный	Березовый лес	Почва 0...10 см	0,57	5,43
	Березовый лес	Почва 0...5 см	0,00	11,40
	Березовый лес	Почва 0...10 см	0,90	15,90
	оз. Улагач	Вода	0,00009	0,00024
		Донные отложения 0...10 см	0,13	0,96
		Донные отложения 10...20 см	0,2	1,43
Прибрежная почва 0...10 см		1,21	9,88	
Селезни	Березовый лес	Почва 0...5 см	1,22	5,16
Сулейманова	Сосновый лес	Почва 0...10 см	0,23	2,69
Татыш	Березовый лес	Почва 0...10 см	0,00	25,50
	Сосновый лес	Почва 0...10 см	0,04	3,20
	Сосновый лес	Почва 0...10 см	0,90	16,10
	Сосновый лес	Почва 0...10 см	0,00	15,50
Татыш	оз. Татыш	Вода	0,0046	0,31
		Вода	0,0048	0,35
		Донные отложения 0...10 см	22,8	3190
		Прибрежная почва 0...10 см	0,75	59,6
Худайбердинск	Луг	Почва 0...10 см	0,75	5,87
Карагайкуль	оз. Карагайкуль	Прибрежная почва 0...10 см	1,47	9,2
Большой Куяш	оз. Куяш	Прибрежная почва 0...10 см	0	1,6
Тугузбаева	оз. Тептярги	Прибрежная почва 0...10 см	0,31	7,08

По мнению И. Н. Бекмана, плутоний очень плохо (с коэффициентами $10^{-5} \dots 10^{-8}$) переходит из почвы в растения и загрязнение продукции ²³⁹Pu в наибольшей степени обусловлено поверхностными выпадениями пыли, а также частиц почвы при дожде и поливе [13]. И. Н. Бекман считает, что больше всего плутония обнаруживается в картофеле в зоне наблюдения ПО «Маяк»: среднее равно 2,87 мБк/кг, а максимальное – 5,75 мБк/кг сырой массы [13]. Учитывая, что плотность загрязнения почвы плутонием в той части зоны

наблюдения ПО «Маяк», где расположены населенные пункты, составляет 0,01...0,1 Ки/км² (0,37...3,7 кБк/м²), а на исследуемой территории – менее 0,005 Ки/км² (0,185 кБк/м²) [10], предполагаемая максимальная активность ²³⁹Pu в картофеле – $5,8 \cdot 10^{-4}$ Бк/кг.

Таблица 1.30 – Уровни загрязнения плутонием почвы огородов в личных хозяйствах

Населенный пункт	Адрес	²³⁸ Pu	^{239, 240} Pu
		Бк/кг	
Новая Соболева	Дружбы, 2	0	0,48
Курманово	Масиева, 64	0,29	0,25
Худайбердинский	Советская, 15-2	0,37	2,06
	50 лет совхоза, 2-2	0,6	2,1
Сыргайды	Центральная, 1	1,06	0,87
Комсомольский	Степная, 18-2	0,18	0,64
Бижеляк	Омская, 37-10	0,15	1,48
Новогорный	Поле на выезде	7,2	2,1

1.4.3.3.3 Загрязнение почвы и продукции крупного сельскохозяйственного предприятия.

Исследование загрязнения почвы и продукции проводили на сельскохозяйственном предприятии ООО «Совхоз Береговой», часть земельных угодий которого расположена на оси ВУРСа, а часть – на его периферии (рисунок 1.50). Ближайшие населенные пункты – Береговой и Булзи. Согласно зонированию загрязненной территории (рисунок 1.51 [104]) часть земель хозяйства (между н. п. Береговой и Булзи) находилась в зонах жестких и средних ограничений, остальные земли – в зонах малых ограничений и без ограничений.

Почва, на которой расположены земли ООО «Совхоз Береговой», формировалась как серая лесная средне- и тяжелосуглинистая. При многолетней обработке агрохимические свойства почвы изменялись, местами произошло истощение гумусового горизонта. Тем не менее на данном этапе исследования при расчете плотности загрязнения рассматривали ее как серую лесную тяжелосуглинистую почву.

Средняя плотность загрязнения ¹³⁷Cs слоя 0...40 см почвы восточного поливного участка с овощным севооборотом составляет $(6,3 \pm 1,1)$ кБк/м², ⁹⁰Sr – $(8,1 \pm 1,5)$ кБк/м². Для почвы южной части хозяйства загрязнение слоя 0...40 см ⁹⁰Sr составляет $(7,4 \pm 1,8)$ кБк/м², слоя 0...20 см ¹³⁷Cs – $(4,4 \pm 1,8)$ кБк/м². Для слоя 0...40 см почвы северной части загрязнение ¹³⁷Cs – $(10,4 \pm 1,8)$ кБк/м², ⁹⁰Sr – $(45,9 \pm 14,1)$ кБк/м².

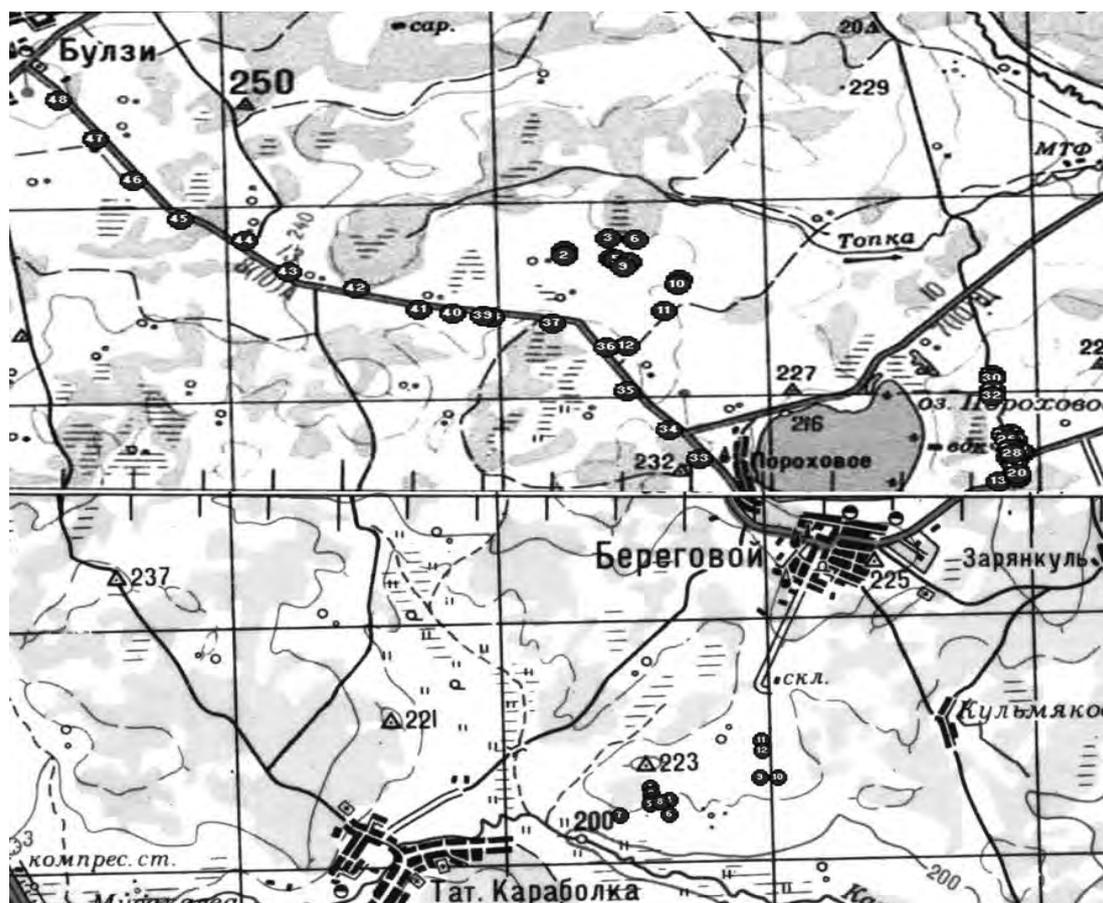


Рисунок 1.50 – Точки отбора проб почвы и продукции растениеводства в ООО «Совхоз Береговой»

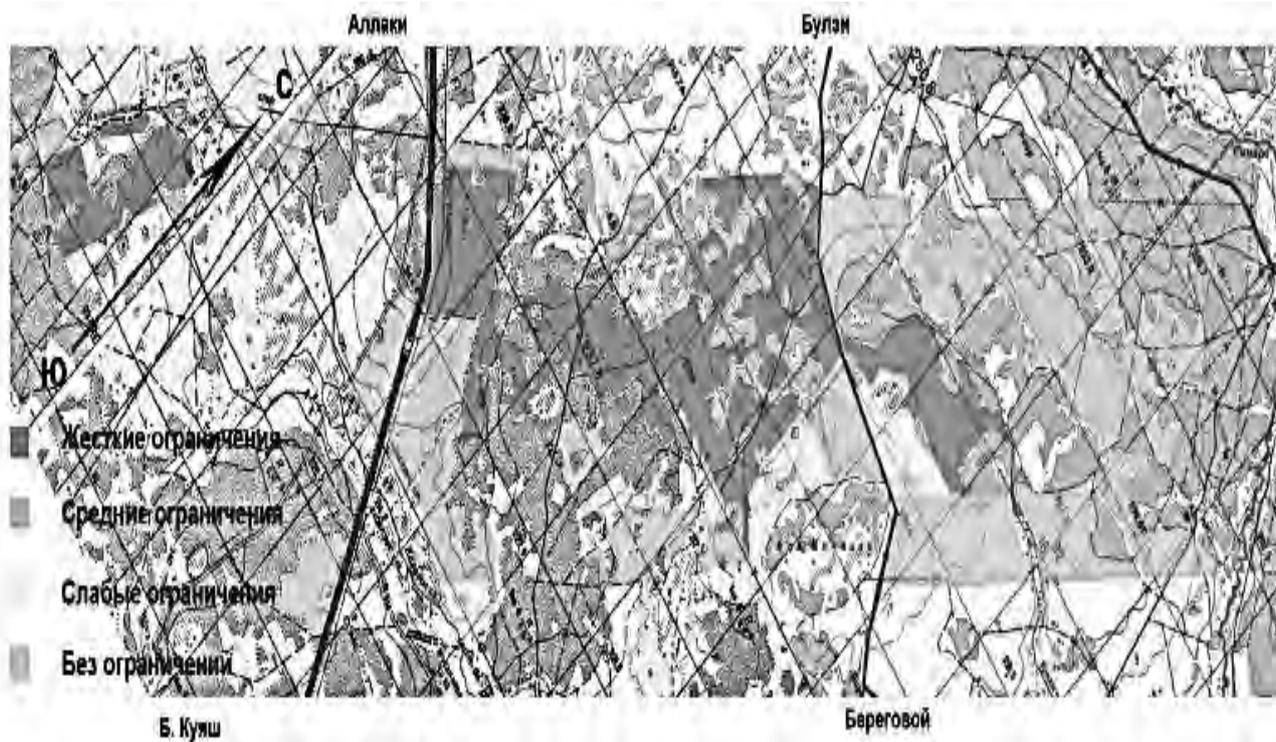


Рисунок 1.51 – Зонирование сельскохозяйственных угодий на территории ВУРСа

Во всех точках отбора плотность загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr превышает уровень, обусловленный глобальными выпадениями. Наибольшее загрязнение ^{90}Sr ($111,5 \pm 28,9$) кБк/м² наблюдали между 6 и 10 км от п. Береговой, там, где проходит ось ВУРСа.

Представляет интерес сравнение плотности загрязнения пахотного и подпахотного горизонтов. Из таблицы 1.31 видно, что отношение плотности загрязнения слоя 20...40 см к слою 0...20 см и по ^{137}Cs , и по ^{90}Sr выше для овощного участка, где практикуется регулярный полив. На богаре в среднем это отношение меньше, однако и в этих условиях встречаются точки, где оно превышает 1,0.

Таблица 1.31 – Отношение плотностей загрязнения подпахотного и пахотного горизонтов (20...40 см / 0...20 см)

Возделывание	^{137}Cs	^{90}Sr
Полив	$0,88 \pm 0,43$	$1,16 \pm 0,29$
На богаре	$0,58 \pm 0,20$	$0,76 \pm 0,21$

Доверительные интервалы довольно велики, поэтому различия между овощным и полевым участками нельзя считать статистически значимыми. Однако не вызывает сомнений, что в настоящее время на некоторых участках обрабатываемых полей хозяйства ООО «Совхоз Береговой» скорость миграции радионуклидов довольно высока и подпахотный слой 20...40 см содержит больше ^{137}Cs и ^{90}Sr , чем пахотный слой 0...20 см. Это может быть связано как с механическим перемешиванием почвы при вспашке, так и с особенностями увлажнения.

В связи с этим возникает вопрос: на какую глубину необходимо в настоящее время и в ближайшем будущем отбирать пробы почвы для того, чтобы объективно оценить вероятность превышения допустимых уровней сельскохозяйственной продукции. В таблице 1.32 представлены средние значения коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в товарную часть по культурам и их доверительные интервалы. По величинам доверительных интервалов в настоящий момент невозможно однозначно сказать, дает ли отбор почвы на глубину 0...40 см менее вариабельные значения коэффициентов перехода и является ли в этом смысле более информативным. Данный вопрос требует дальнейших исследований.

Согласно гигиеническим требованиям безопасности пищевых продуктов [105–109] допустимый уровень ^{137}Cs для продовольственного зерна – 70 Бк/кг, свежих овощей и картофеля – 120 Бк/кг. Допустимые уровни ^{90}Sr – 40 Бк/кг для обеих групп продуктов. В кормах концентрированных допустимые уровни содержания ^{137}Cs – 600 Бк/кг, ^{90}Sr – 65 Бк/кг. В объемистых грубых и сочных кормах – 600 и 100 Бк/кг соответственно [104]. Все исследованные образцы

сельскохозяйственной продукции как пищевого, так и кормового назначения содержали ^{137}Cs и ^{90}Sr ниже допустимых уровней.

Активность ^{90}Sr в пробах суданской травы, разнотравного сена, гороха, пшеницы, овса и ячменя на оси следа значительно выше, чем на прилежащих территориях. Хотя в период исследования допустимые уровни не были превышены, нельзя с уверенностью сказать, что в иных погодных условиях загрязнение не могло бы быть больше. Поэтому необходим ежегодный радиологический контроль продукции, выращиваемой на этой территории [33].

Многолетние исследования различных авторов доказывают, что со временем содержание в почве ^{137}Cs и ^{90}Sr в доступных для растений формах изменяется. Соответственно, изменяются коэффициенты накопления их в товарной части сельскохозяйственной продукции. Особенно сильно выражено снижение подвижности радионуклидов в первые годы после аварии. Для обоснованного прогнозирования загрязнения сельскохозяйственной продукции в настоящее время необходимо знать, как изменяются коэффициенты накопления в отдаленные сроки после аварии.

Таблица 1.32 – Средние значения коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в товарную часть сельскохозяйственных культур

Культура	Продукция	Коэффициент перехода для слоя 0...40 см		Коэффициент перехода для слоя 0...20 см	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Горох	Зерно		$0,091 \pm 0,030$	$0,062 \pm 0,035$	$0,084 \pm 0,029$
Пшеница	Зерно		$0,029 \pm 0,011$	$0,078 \pm 0,052$	$0,036 \pm 0,011$
Овес	Зерно		$0,079 \pm 0,036$	$0,032 \pm 0,016$	$0,054 \pm 0,025$
Ячмень	Зерно	$0,042 \pm 0,068$	$0,061 \pm 0,026$	$0,039 \pm 0,032$	$0,070 \pm 0,050$
Лук	Репка		$0,034 \pm 0,015$	$0,016 \pm 0,008$	$0,026 \pm 0,009$
Капуста	Кочан		$0,026 \pm 0,009$	$0,019 \pm 0,008$	$0,029 \pm 0,005$
Морковь	Корнеплод		$0,194 \pm 0,190$	$0,146 \pm 0,187$	$0,237 \pm 0,251$
Свекла	Корнеплод		$0,026 \pm 0,007$	$0,016 \pm 0,008$	$0,026 \pm 0,007$
Картофель	Клубни		$0,020 \pm 0,014$	$0,008 \pm 0,003$	$0,020 \pm 0,012$
Кукуруза	Трава		$0,290 \pm 0,217$	$0,049 \pm 0,040$	$0,242 \pm 0,186$
Суданская трава	Трава		$0,243 \pm 0,055$	$0,083 \pm 0,035$	$0,175 \pm 0,054$

В «Руководстве по ведению агропромышленного производства и лесного хозяйства на территории санитарно-защитной зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа» [104] показаны ориентировочные уровни содержания ^{90}Sr в ряде сельскохозяйственных продуктов при плотности загрязнения почвы 1 Ки/км^2 . В таблице 1.33 приведены значения этих уровней для серой

лесной почвы (в пересчете на 1 Бк/кг продукции) и полученные в ходе исследований значения.

Из таблицы 1.33 видно, что фактическое содержание ^{90}Sr в зерне овса и ячменя в 2007 г. оказалось выше, чем следует по материалам «Руководства», хотя эта разница не является статистически значимой. Загрязнение ^{90}Sr пшеницы, свеклы, кукурузы, картофеля, капусты ниже ожидаемого и, исходя из полученных доверительных интервалов, данная разница значима для всех названных культур, кроме кукурузы. Известно, что способность к накоплению радионуклидов различается у разных сортов растений, однако целенаправленная селекция и сортоизучение по этому признаку в настоящее время не ведется.

Таблица 1.33 – Содержание ^{90}Sr в продукции растениеводства при плотности загрязнения почвы 1 Ки/км²

Культура	Продукция	2007 г.	1999 г. по [104]
		Бк/кг	
Пшеница	Зерно	2,5 ± 1,0	5,92
Ячмень	Зерно	7,1 ± 5,5	4,44
Овес	Зерно	6,8 ± 3,1	5,55
Кукуруза	Трава	26,3 ± 20,6	62,9
Картофель	Клубни	1,7 ± 1,3	6,29
Свекла	Корнеплод	2,25 ± 0,6	9,62
Капуста	Кочан	2,22 ± 0,8	9,25

На доступность радионуклидов для растений влияют распределение их по почвенному профилю и агрохимические свойства почвы, поэтому для достоверного прогнозирования необходимо учитывать не столько валовое содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr , сколько содержание подвижных форм.

Была разработана методика оценки целесообразности вовлечения загрязненных земель в сельскохозяйственный оборот [48, 53].

1.4.3.3.4 Состояние подземного водоснабжения в населенных пунктах.

На территории ПО «Маяк» источниками загрязнения подземных вод являются водоемы Теченского каскада и бессточные хранилища радиоактивных отходов – оз. Карачай (водоем № 9) и Старое Болото (водоем № 17). Под этими водоемами в верхней зоне трещиноватых порфиров сформировалась линза загрязненных подземных вод около 30 км² и объемом около 4 млн м³. Уже в 1990 г. было установлено, что данные воды частично выклиниваются в водоемы № 3, 4, 10 и р. Мишеляк [24].

По данным комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности ПО «Маяк» Минатомэнергопрома СССР [27], оз. Карачай, Старое Болото, водоем № 11 в Теченском каскаде водоемов связаны подземными

водами и являются постоянно действующими локальными источниками загрязнения подземных вод. Из водоема В-9 в водоносный горизонт фильтруются растворы с содержанием основных радионуклидов (^{90}Sr , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{106}Ru) в 20...300 раз меньше, чем в воде водоема [24]. Контур растекания высокоминерализованных растворов определяется по нитрат-иону концентрацией 50 мг/л. Способность к сорбции разных компонентов не одинакова: нитрат-ион, тритий, ацетат-ион, хлорид-ион, ^{106}Ru и ^{60}Co свободно мигрируют в форме анионов и нейтральных комплексов, скорость их распространения практически равна действительной скорости потока; радионуклиды, мигрирующие в катионной форме и форме сложных комплексов (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{95}Zr , ^{125}Sb), достаточно хорошо сорбируются и их распространение замедленно по сравнению с основным потоком подземных вод. На практике наиболее экологически опасным является ^{90}Sr . Процесс сорбции ^{90}Sr рыхлыми отложениями хорошо изучен. Величина поглощения определяется коэффициентом распределения «раствор – горные породы», который в свою очередь зависит от глинистости пород и состава фильтрата. Для контроля над распространением загрязнения подземных вод выбраны и обоснованы в качестве индикаторов нитрат-ион, ^{90}Sr , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^3H . Практическое значение как санитарный показатель, учитывая их пределы содержания в воде, имеет ^{90}Sr . Средняя скорость распространения линзы составляет около 0,2 м/сут (73 м/год), в том числе по нитрат-иону и ^{90}Sr – 0,23 м/сут, по ^{60}Co – 0,14 м/сут. Южная фронтальная часть загрязнений распространилась за р. Мишеляк [24].

Водоем № 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 данного водоема его воды содержат радионуклиды и вредные химические вещества в значительных количествах. За период эксплуатации В-9 в подземные воды поступило порядка 3,5 млн м³ растворов, содержащих порядка 900000 Ки β -излучающих радионуклидов [10].

Имеется высокая вероятность попадания радионуклидов в подземные воды, используемые населением при заборе воды из колодцев и скважин.

В базе данных УНПЦ РМ есть материалы по анализу проб воды в н. п. Башакуль, Малый Кунашак и др. В 2003, 2005 и 2006 гг. был выполнен отбор проб воды и определено содержание ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^3H .

Среднее содержание ^{90}Sr в воде колодцев и скважин составляло $(0,016 \pm 0,01)$ Бк/л, ^{137}Cs – $(0,08 \pm 0,04)$ Бк/л, что соответствовало содержанию радионуклидов в воде за счет глобальных выпадений. Средняя удельная активность ^3H в воде колодцев и скважин в населенных пунктах регистрировалась (41 ± 10) Бк/л.

Данные о содержании ^{90}Sr в воде колодцев населенных пунктов, находящихся на прилегающих к ПО «Маяк» территориях, за 2003 и 2006 гг. приведены на рисунках 1.52 и 1.53.

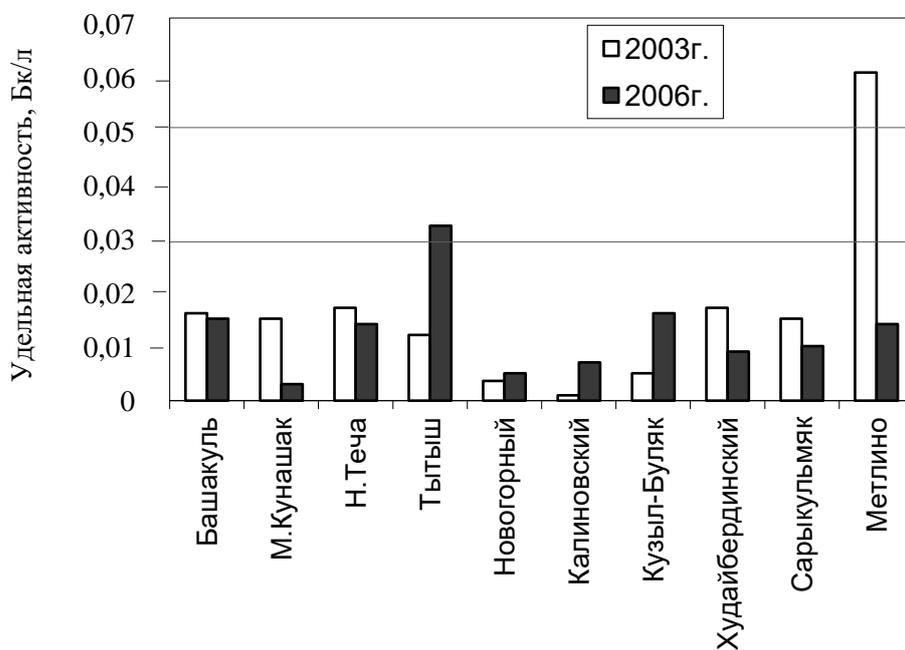


Рисунок 1.52 – Удельная активность ^{137}Cs в воде скважин и колодцев

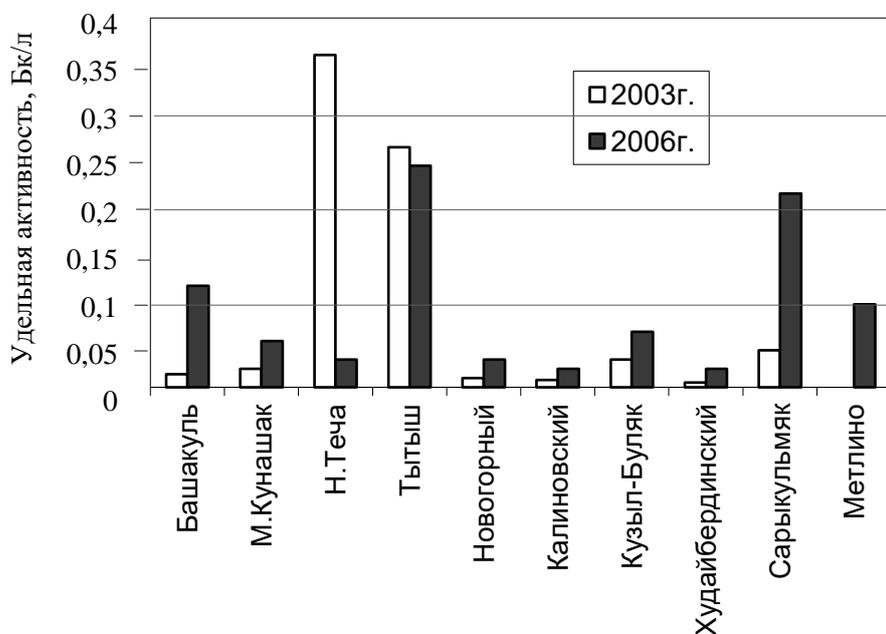


Рисунок 1.53 – Удельная активность ^{90}Sr в воде скважин и колодцев

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 было 0,11 и 0,04 Бк/л соответственно. По сравнению с 2003 г. загрязнение воды несколько повысилось. Причиной повышения содержания радионуклидов в подземных питьевых источниках может быть распространение загрязненных подземных вод. Содержание ^{60}Co и ^{106}Ru было ниже пределов чувствительности гамма-спектрометра.

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 регистрировалось 0,11 и 0,015 Бк/л соответственно.

В 2011 г. были определены удельные активности радона и трития в источниках водоснабжения ряда населенных пунктов [32]. Данные представлены в таблицах 1.34 и 1.35.

Таблица 1.34 – Удельная активность радона в воде из скважин населенных пунктов

Населенный пункт	Адрес	^{222}Rn , Бк/л
Аллаки	Калинина, 50	15 ± 6
	Калинина, 83	27 ± 10
Караболка	Школьная, 11-1	32 ± 9
	Школьная, 26	47 ± 14
Красный Партизан	Победы, 11-1	16 ± 6
Тюбук	Мира, 10	18 ± 7

Таблица 1.35 – Характеристика питьевой воды в населенных пунктах

Населенный пункт	Источник водоснабжения	^3H	^{90}Sr
		Бк/л	
Башакуль	Скважина	6,0	0,017
	Скважина	9,8	–
Малый Кунашак	Скважина	10,6	0,23
Сарыкульмяк	Колодец	14,9	0,016
	Скважина	13,9	–
Метлино	Водопровод	12,6	0,023
Новая Теча	Скважина	47,1	0,079
Татыш	Скважина	22,2	0,20

Окончание таблицы 1.35

Населенный пункт	Источник водоснабжения	^3H	^{90}Sr
Новогорный	Колодец	37,7	0,004
	Скважина	34,2	–
Кызылбуляк	Колодец	29,1	0,020
Худайбердинск	Водопровод	13,4	0,0007
	Скважина	2,6	–
Калиновский	Скважина	11,5	0,012
Дербишева	Скважина	7,2	–
Бажикаева	Скважина	0,1	–
Аргаяш	Скважина	4,1	–
Кыштым	Скважина	9,8	–
Касли	Скважина	15,5	–
Малый Кисегач	Скважина	2,7	–
Красный Партизан	Скважина	5,5	–
Караболка	Скважина	5,3	–
Большой Куяш	Скважина	5,4	–
Большое Таскино	Скважина	8,4	–

Учитывая, что уровень вмешательства для ^{222}Rn в питьевой воде составляет 60 Бк/кг, ^3H – 7600 Бк/л, ^{90}Sr – 4,9 Бк/л [110], питьевая вода в исследованных источниках водоснабжения соответствует нормам радиационной безопасности. Тем не менее удельная активность ^3H в населенных пунктах, расположенных вблизи ПО «Маяк», значительно превышает природный фон. По данным исследования О. А. Николина, в зоне ПО «Маяк» содержание ^3H в питьевой воде варьирует от 13 до 80 Бк/л и составляет в среднем 37 Бк/л. В то же время в контрольном регионе концентрация ^3H в природных поверхностных водах колебалась вокруг средней величины 5 Бк/л [77]. Нужно выяснить причину загрязнения водоисточников в этих населенных пунктах. Также представляется необходимым провести обследование всех населенных пунктов и оценить уровни загрязнения питьевой воды радоном.

1.4.4 Анализ характера распределения удельной активности радионуклидов в почве и сельскохозяйственной продукции.

В базе данных Уральского научно-практического центра радиационной медицины (УНПЦ РМ), ранее являвшегося филиалом ЛИРГ, затем ФИБ-4, содержатся результаты исследований объектов окружающей среды, находящихся в зоне влияния радиохимического предприятия ПО «Маяк» и подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие технологических выбросов

и аварийных ситуаций. Эти исследования проводились сотрудниками УНПЦ РМ с 1958 г. по настоящее время.

Материалы, накопленные в базе данных УНПЦ РМ, дают основание предполагать, что применения обычных статистических методов для их анализа недостаточно [29, 30, 36–38, 49].

Уже на первом этапе исследовательских работ на территории ЮУПРИ было отмечено, что распределения значений активностей радионуклидов в природных объектах и продуктах питания не соответствуют закону Гаусса.

В. П. Шамовым с соавторами в первые годы после аварии было высказано предположение, что при локальном загрязнении территории наиболее вероятным законом распределения вероятностей содержания ^{90}Sr в объектах внешней среды, организме животных и человека является логнормальный, что связано с логнормальным распределением этого изотопа в почве. Такое распределение было установлено для почв сельскохозяйственных угодий [125].

Л. И. Пантелеев исследовал вероятностно-статистические закономерности распределения ^{90}Sr во внешней среде и других объектах. При этом расхождение прогнозируемых по принятым методикам значений с фактическими составляло 2–3 раза. Фактическое распределение ^{90}Sr по четырем разрезам, перпендикулярным оси ВУРСа, показало, что отдельные участки лучше всего описываются экспонентами. В целом, четкой зависимости от расстояния и типа угодий выявлено не было, плотность загрязнения на отдельных участках различалась на порядок и более. Л. И. Пантелеев и А. Я. Коготков пришли к выводу, что кривые распределения на площадках близки к нормальному и логнормальному распределениям [136].

Работами ОНИС ПО «Маяк» показано, что статистический характер распределения поверхностного загрязнения в основном аппроксимируется логнормальной зависимостью, правомочной для микро- (на протяжении одного и нескольких метров) и мезоучастков (протяженностью до десятков метров) при условии отсутствия градиента плотности загрязнения [81]. Понятно, что в подавляющем большинстве случаев радиационных инцидентов территория загрязнения слишком велика и не может быть разбита на подобные участки.

При анализе базы данных УНПЦ РМ оказалось, что при обследовании населенного пункта, подвергшегося радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк», в большинстве случаев активность радионуклидов в некоторых (около 10 %) пробах огородной почвы, молока, картофеля значительно превышает их активность в основной части проб. Сходные результаты были получены другими исследователями, например, авторами Международного чернобыльского проекта в 1992 г., где для анализа данных использовали, в частности, 90 % квантиль распределения [69]. Т. И. Чегерова показала, что в Могилевской области активность ^{137}Cs в молоке, молочных продуктах, мясе, грибах, свежих овощах, фруктах и ягодах в 54, 75, 44, 80, 43 и 70 % проб соответственно попадает в первый «карман» гистограммы. При этом в

отдельных пробах активность может быть в десятки раз выше, чем в первом «кармане» [122].

Во многих случаях «правило трех сигм» не позволяет исключить наиболее грязную пробу, так как значения дают большой разброс и, соответственно, большую σ .

Причиной появления «грязных проб» является либо неоднородность выпадения радионуклидов, либо нарушение отдельными жителями населенных пунктов режима санитарно-охранной зоны Восточно-Уральского радиационного следа. Неоднородность в виде локальных эпицентров и их ореолов в принципе не может дать нормального распределения, так как площадь ореолов гораздо больше, чем площадь эпицентров. В зависимости от способа разбиения массива на «карманы» можно получить более или менее приближенное к нормальному распределение для проб из ореолов и длинный «хвост» для проб из эпицентра.

Нарушения режима санитарно-охранных зон могут быть эпизодическими или систематическими. Причины их различны. В начальный период загрязнения р. Течи, как отмечено ранее, не были разъяснены жителям причины ограничений, а главное, не было организовано снабжение чистой водой. На рисунке 1.23 было показано, что загрязнение молока в населенных пунктах на р. Тече значительно увеличивалось по мере удаления от наиболее грязных участков реки. По-видимому, в населенных пунктах в верхнем течении ограничения были более строгими. В зависимости от погодных условий и урожайности травянистой растительности жители могли использовать сено с более или менее загрязненных участков. Так, в 2010 г. вследствие засухи некоторые жители заготавливали корма на заведомо загрязненных территориях. Весной 2011 г. в н. п. Аллаки в трех приусадебных хозяйствах были отобраны пробы сена, в которых удельная активность ^{90}Sr составляла 112, 656 и 1132 Бк/кг, а в н. п. Караболка на одном из приусадебных участков активность ^{90}Sr в разных пробах сена варьировала от 1709 до 2524 Бк/кг, почвы – от 239 до 820 Бк/кг, молока – до 24,8 Бк/л. Хозяева признались, что косили сено для коровы на территории ВУРСа (болото Бугай). При этом в 2009–2011 гг. активность ^{90}Sr в молоке в 30-километровой зоне ПО «Маяк» в среднем по 90 % проб составляла 0,49 Бк/л, в сене – 23 Бк/кг, огородной почве – 44,4 Бк/кг.

Нарушения могут иметь и экономические причины. По словам жителей н. п. Булзи, в 1970-е гг. во многих семьях заготавливали сено на территории ВУРСа, так как «это было бесплатно».

Анализ ретроспективных данных показывает, что практически все массивы данных имеют резко асимметричное распределение. Так, коэффициент асимметрии (КА) для распределения значений удельной активности ^{137}Cs в 396 пробах огородной почвы в н. п. Большой Куяш в 1993 г. составил 5,2, для ^{90}Sr (176 проб) – 5,4. Для ^{137}Cs в 63 пробах почвы из н. п. Сарыкульмяк в 1967 г. КА – 6,9. Для ^{90}Sr в 58 пробах картофеля в г. Касли в 1965 г. КА – 4,4. Логарифмирование значений снижает КА, но не во всех случаях можно получить

и логнормальное распределение. Как видно из рисунков 1.54–1.56, при логарифмировании с разным основанием распределение остается бимодальным, что явно свидетельствует о том, что пробы относятся, как минимум, к двум генеральным совокупностям.

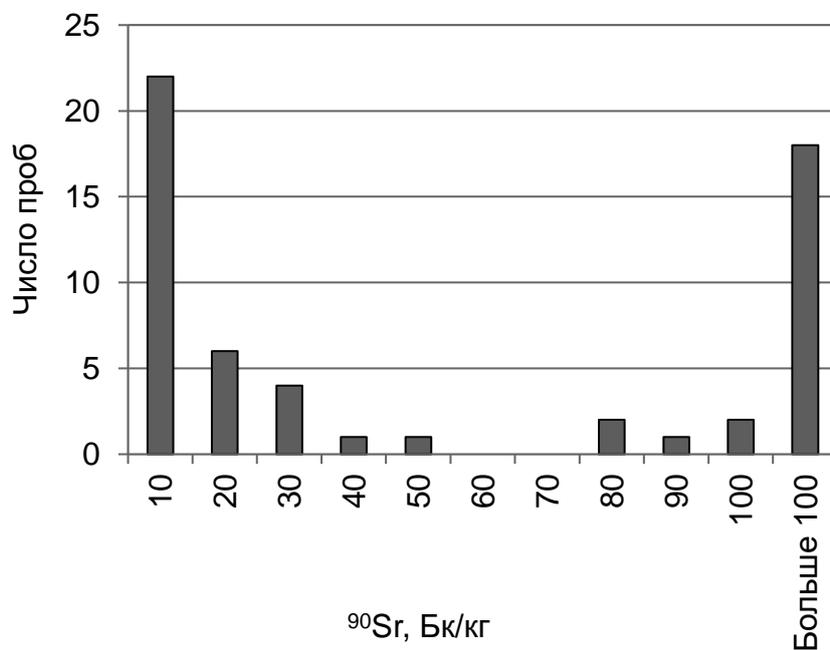


Рисунок 1.54 – Гистограмма распределения абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в картофеле в н. п. Касли в 1965 г.

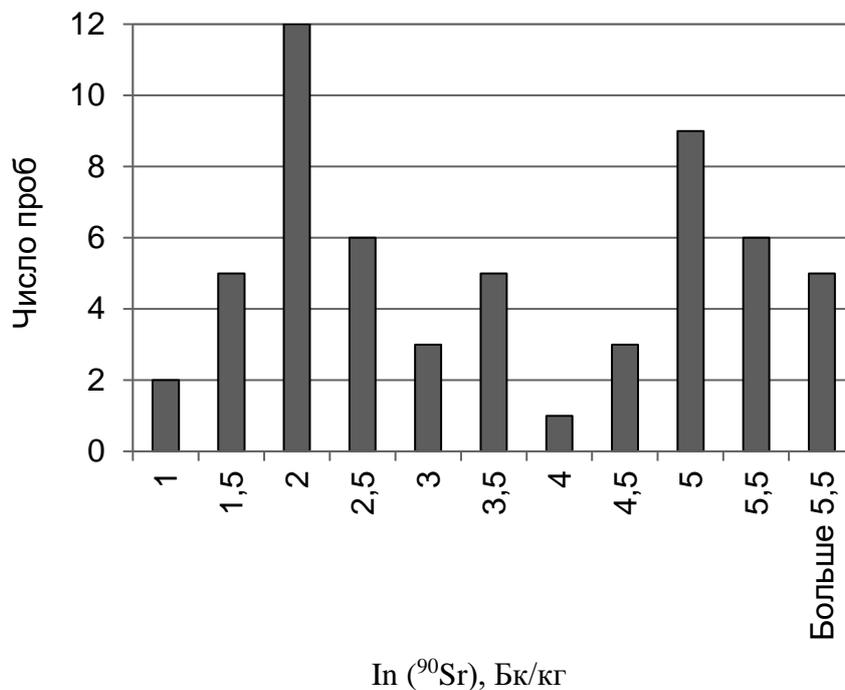


Рисунок 1.55 – Гистограмма распределения натуральных логарифмов абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в картофеле в н. п. Касли в 1965 г.

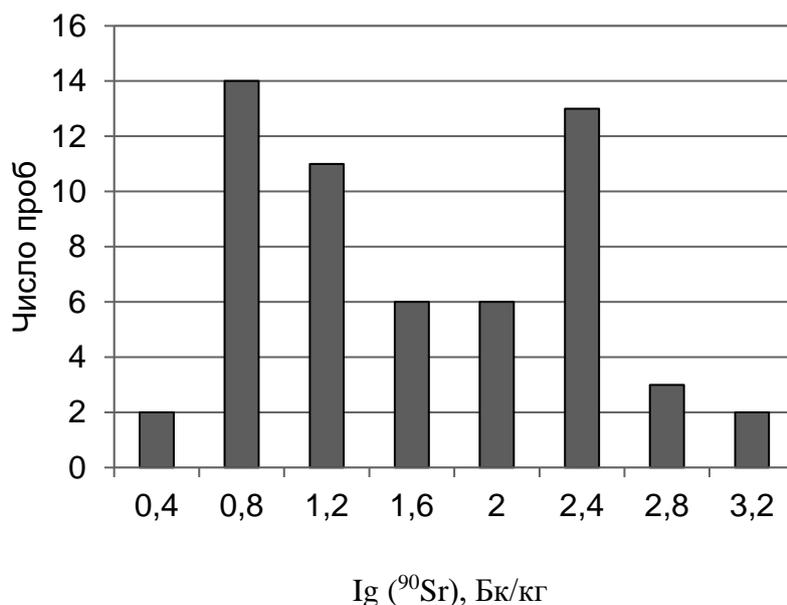


Рисунок 1.56 – Гистограмма распределения десятичных логарифмов абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в картофеле в н. п. Касли в 1965 г.

Даже симметричные распределения не всегда близки к нормальному. Так, в 1965 г. в н. п. Щербаково для ^{90}Sr в 89 пробах молока КА составил 0,008, однако гистограмма показывает, что распределение, по меньшей мере, бимодальное с «хвостом» в диапазоне \approx в 3 раза больше значения первой моды и \approx в 1,5 раза больше второй моды (рисунок 1.57).

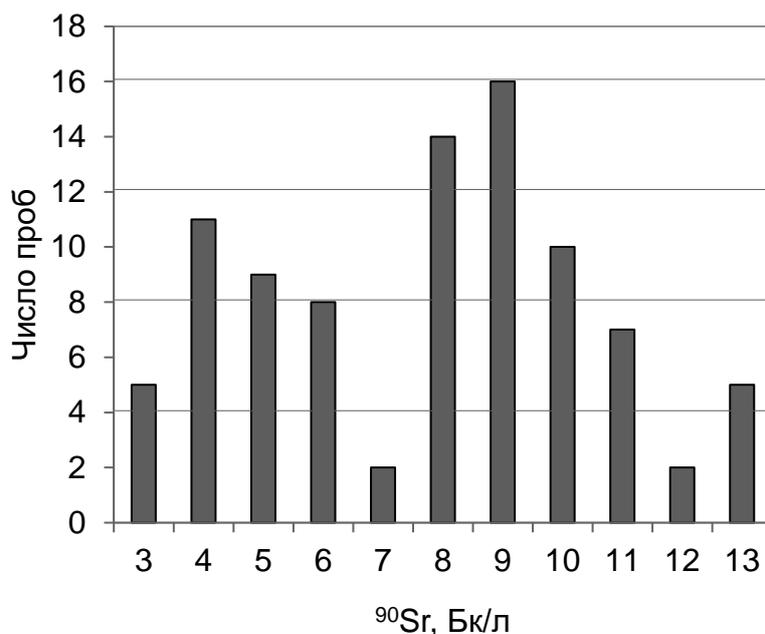


Рисунок 1.57 – Гистограмма распределения активности ^{90}Sr в пробах молока в н. п. Щербаково в 1965 г.

Способ разбиения диапазона значений на «карманы» в некоторых случаях может значительно изменить картину распределения. Данные по активности ^{90}Sr в 161 пробе молока из н. п. Багаряк в 1983 г. укладываются в достаточно симметричное распределение с небольшим «хвостом» (рисунок 1.58), однако при изменении значений «карманов» распадаются на два диапазона, для каждого из которых получается практически равномерное распределение (рисунок 1.59).

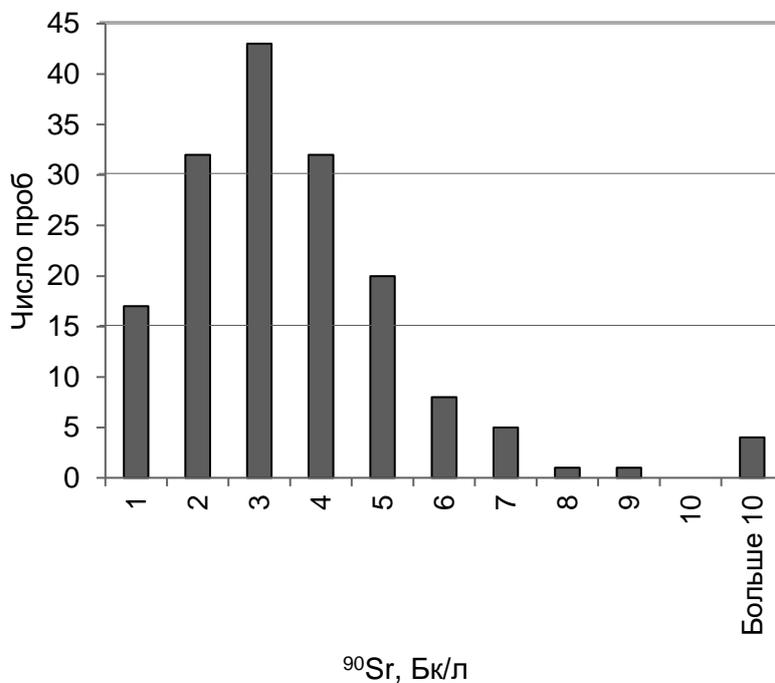


Рисунок 1.58 – Гистограмма распределения абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в пробах молока в н. п. Багаряк в 1983 г. (вариант 1)

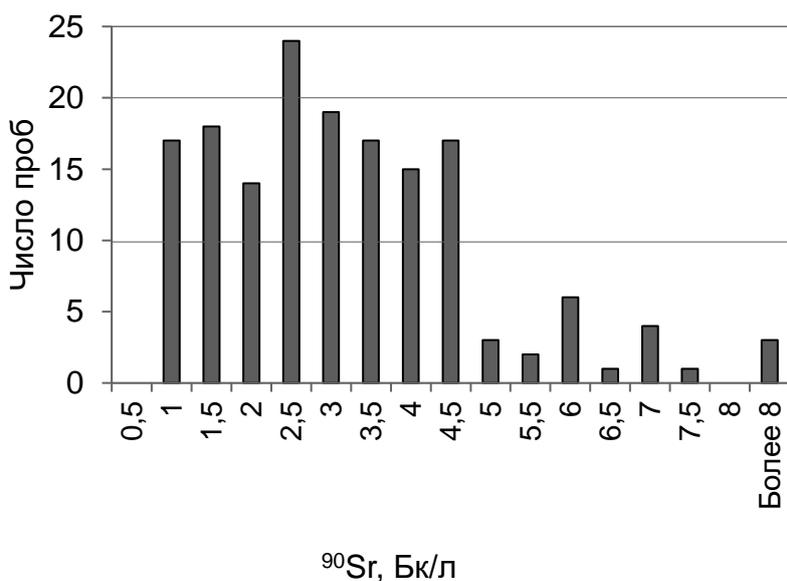


Рисунок 1.59 – Гистограмма распределения абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в пробах молока в н. п. Багаряк в 1983 г. (вариант 2)

По 53 пробам почвы с пастбищ, отобранных также в н. п. Багаряк, в этом же году данные распадаются на два диапазона: большая часть гистограммы – нечто среднее между нормальным и равномерным распределением и равномерно распределенный «хвост» (рисунок 1.60).

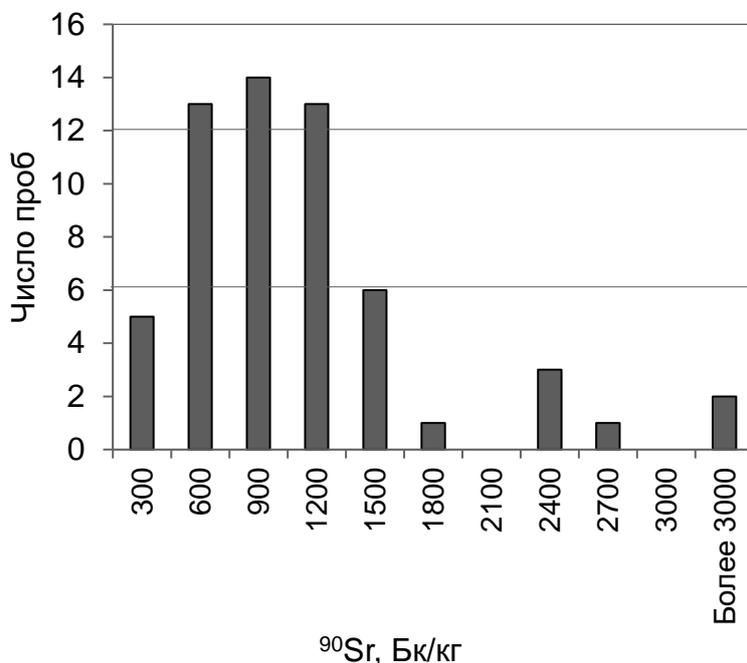


Рисунок 1.60 – Гистограмма распределения абсолютных значений удельной активности ^{90}Sr в пробах почвы пастбищ в н. п. Багаряк в 1983 г.

Характер распределения значений активности радионуклидов в почве огородов и пастбищ одного населенного пункта может быть различным (рисунки 1.61 и 1.62). Понятно, что пастбища, в отличие от огородов, практически не подвергались вторичному загрязнению и их неоднородность в большей степени связана с особенностями ландшафта.

Ivan Suchara приводит подобное распределение для значений активности ^{137}Cs в 152 образцах гумуса из Чешской Республики [148].

При массовом отборе проб в населенных пунктах на р. Тече также выявлялись хозяйства с высоким уровнем радиоактивного загрязнения. На рисунках 1.63 и 1.64 представлены гистограммы распределения значений активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке в с. Муслимово в 1971 г.

Как видно из рисунков, распределение не является нормальным. Логарифмирование значений активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке несколько нормализует распределение (рисунки 1.65 и 1.66), поэтому можно считать распределение ^{137}Cs близким к логнормальному по основанию 10.

Однако для ^{90}Sr не вполне корректным является и логнормальное распределение. Это значительно затрудняет статистический анализ данных и моделирование динамики загрязнения молока ^{90}Sr .

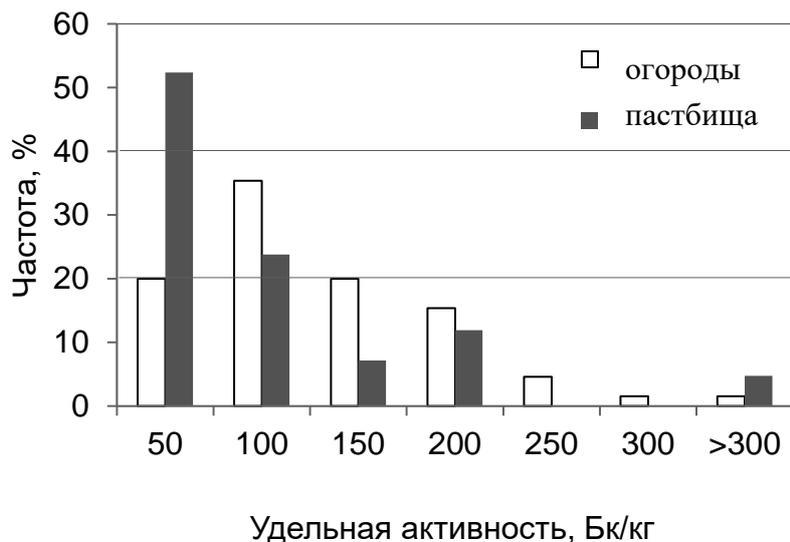


Рисунок 1.61 – Гистограммы распределений значений удельной активности ^{90}Sr в почве огородов и пастбищ н. п. Кароболка в 1997–2003 гг.

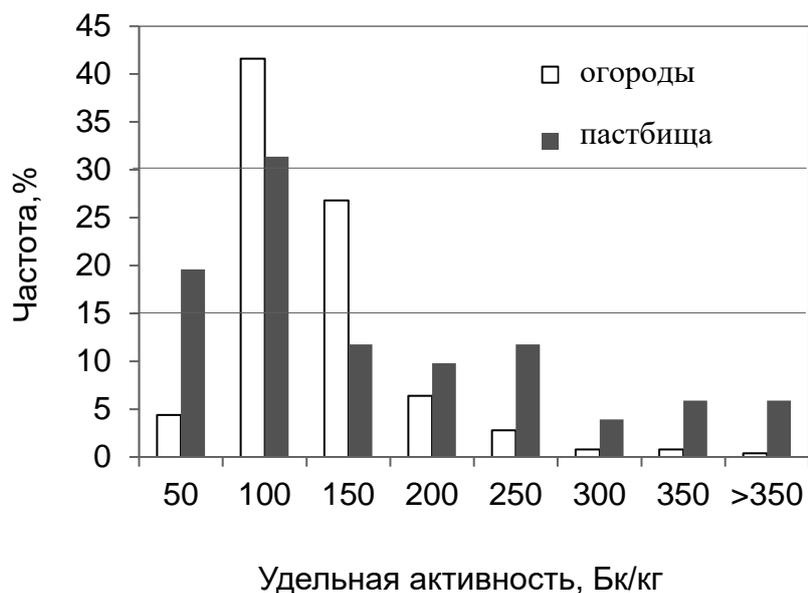


Рисунок 1.62 – Гистограммы распределений значений удельной активности ^{137}Cs в почве огородов и пастбищ н. п. Аллаки в 1993–2003 гг.

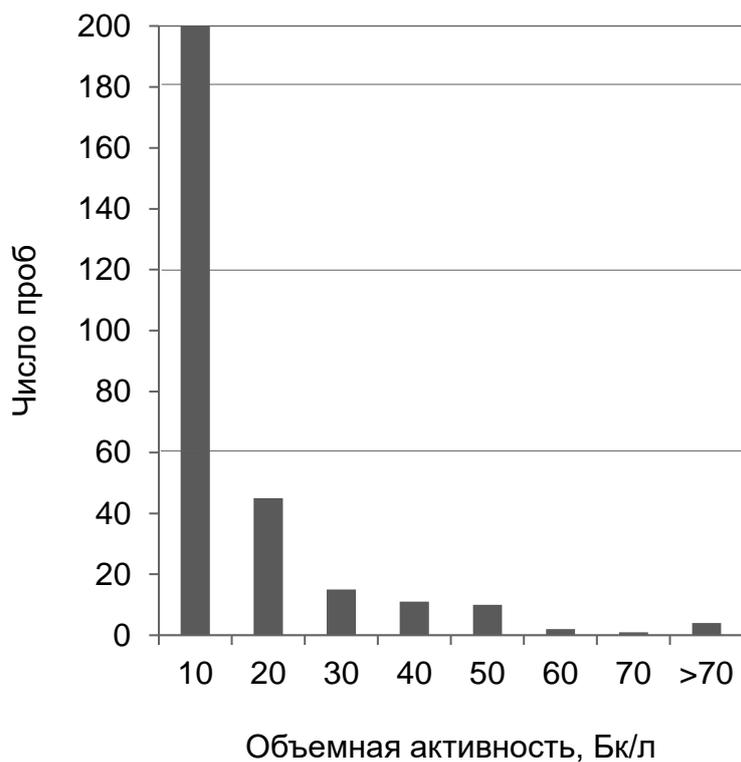


Рисунок 1.63 – Гистограмма распределения активности ^{90}Sr в молоке в личных хозяйствах н. п. Муслимово в августе 1971 г.

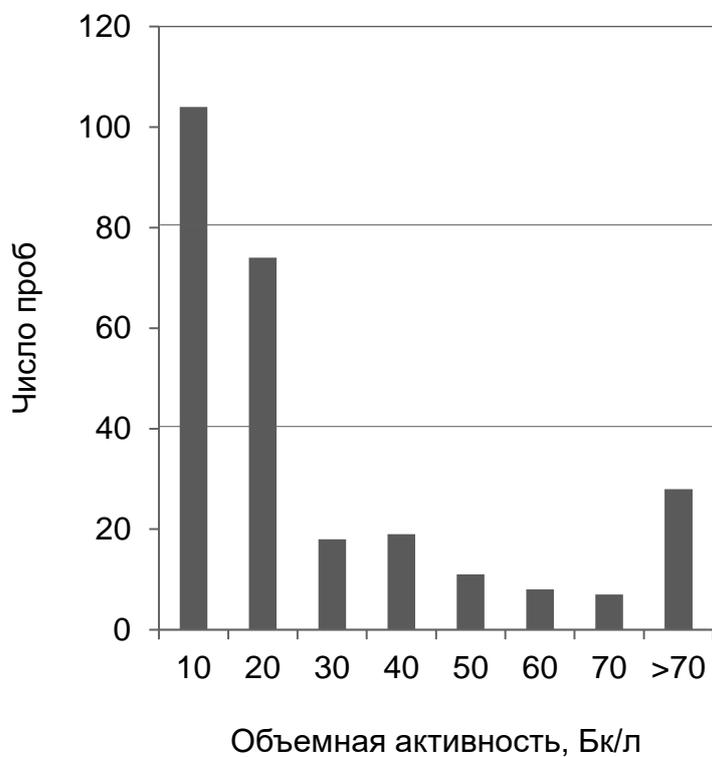


Рисунок 1.64 – Гистограмма распределения активности ^{137}Cs в молоке в личных хозяйствах н. п. Муслимово в августе 1971 г.

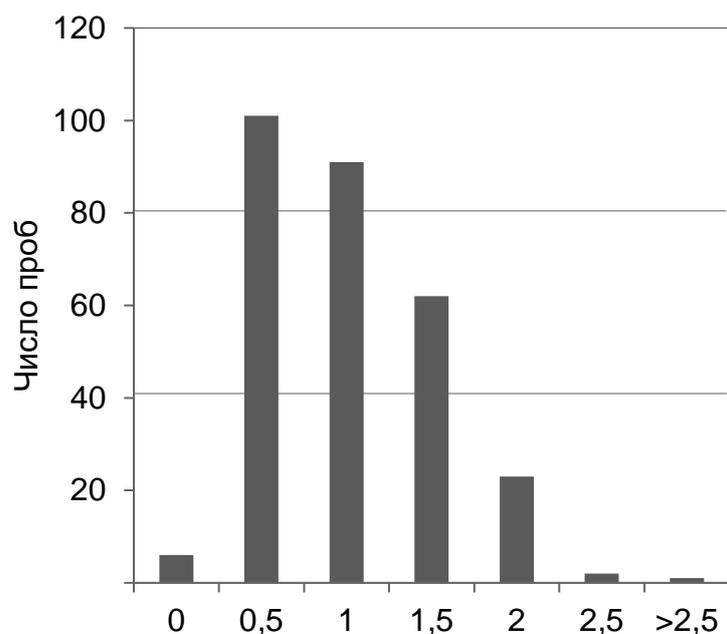


Рисунок 1.65 – Гистограмма распределения lg активности ^{90}Sr в молоке в личных хозяйствах н. п. Муслимово в августе 1971 г.

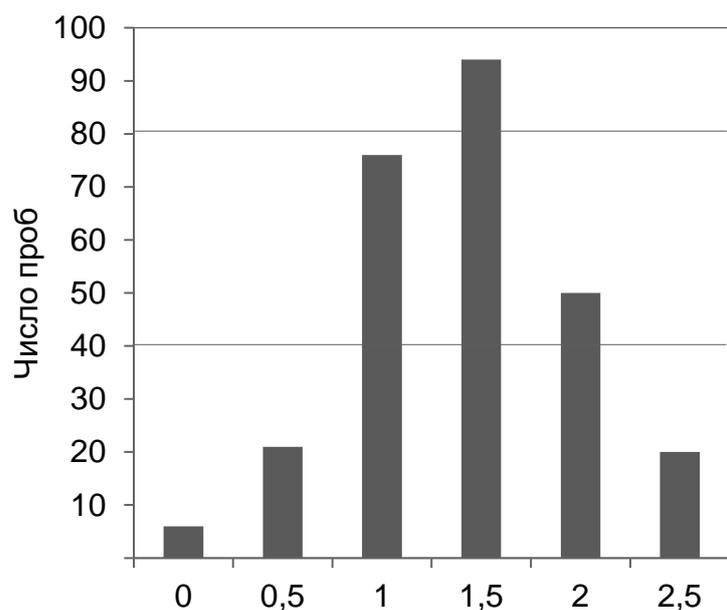


Рисунок 1.66 – Гистограмма распределения lg активности ^{137}Cs в молоке в личных хозяйствах н. п. Муслимово в августе 1971 г.

Подобный характер распределения активности ^{137}Cs в молоке, молочных продуктах, мясе, грибах, картофеле, овощах, фруктах и ягодах Быховского района, загрязненного вследствие аварии на ЧАЭС, был описан Т. И. Чегеровой [122].

1.4.5 Проблемы статистической обработки данных обследования радиоактивного загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции.

На территории ЮУПРИ было проведено большое число исследований. Однако задачи этих исследований различались в разные периоды деятельности УНПЦ РМ. В базе данных представлены результаты 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 оценивалась по средним арифметическим или средним геометрическим значениям активности радионуклидов. Однако такой метод не является полностью корректным. Как будет показано далее, распределение значений не всегда может быть сведено к нормальному гауссовому или логнормальному распределению.

Очевидно, что при сравнении, исследовании динамики и прогнозировании уровней загрязнения радионуклидами компонентов окружающей среды необходимо пользоваться едиными статистическими параметрами.

Результаты исследований территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие деятельности предприятий атомной промышленности, неоднократно использовались для выявления закономерностей динамики радиоактивного загрязнения продуктов растениеводства и животноводства, прогнозирования развития радиационных ситуаций, подготовки рекомендаций по ведению сельского хозяйства на загрязненной территории. При этом авторы рекомендаций применяли средние арифметические или средние геометрические значения, в некоторых случаях также значение мод, медиан и квантилей, и исходили из того, что массивы данных имеют нормальное или логнормальное распределение. Такой подход, безусловно, оправдан при прогнозировании развития радиационной ситуации на участках с относительно однородным радиоактивным загрязнением. Однако на территориях с резко неоднородным загрязнением интерпретация полученных данных и их статистическая обработка вызывает серьезные затруднения.

Примером территории с резко неоднородным радиоактивным загрязнением является Восточно-Уральский радиоактивный след, сформировавшийся в 1957 г. в результате осадения радиоактивного облака после взрыва емкости с отходами на радиохимическом предприятии по производству оружейного плутония, которое в настоящее время известно как ПО «Маяк».

С октября 1957 г. по 1960 г. включительно силами Центральной заводской лаборатории ПО «Маяк» и экспедиции Института прикладной геофизики АН СССР была проведена радиационная съемка загрязненной территории.

В отчетах было отмечено, что «поперечное распределение плотности радиоактивного загрязнения на следе имеет форму кривой с резко выраженным максимумом (соответствующим оси следа), которая в целом не

может быть описана кривой гауссового распределения вследствие наблюдающейся асимметрии. Асимметрия определяется более пологим ходом кривой в направлении сечения на юго-запад, и эта асимметрия возрастает по мере поворота следа. Каждую ветвь кривой для любого выбранного сечения следа можно аппроксимировать гауссоидой с дисперсией, меняющейся в зависимости от местоположения сечения. Дисперсия распределения загрязнения на юго-западной, относительно оси, стороне следа увеличивается с расстоянием, в то время как дисперсия на северо-восточной стороне сначала несколько возрастает, между 20 и 60 км снижается, затем снова растет. Указанные изменения пространственного распределения первоначальных выпадений не следует объяснять влиянием рельефа и характеристик подстилающей поверхности, которые достаточно однородны на всей территории следа. Причинами могут быть сочетание небольших временных изменений скоростей ветра на разных высотах при прохождении облака выброса и рассеяния частиц различной дисперсности. Отдельные участки с повышенными плотностями загрязнения, искажающие достаточно плавный общий ход изолиний плотности загрязнения, наблюдаются в местах расположения оз. Бердениш и Алабуга, с. Юго-Конево. Доказанных объяснений этим фактам не существует, однако следует признать эти аномалии результатом особых аэродинамических условий во время прохождения облака; в частности, можно предположить наличие «расширения» облака при прохождении над оз. Бердениш под воздействием восходящих потоков с акватории водоема, вода которого могла быть теплее окружающего воздуха» [81].

В ходе осуществления радиационных съемок и других исследований было получено множество доказательств локальных особенностей распределения плотности радиоактивного загрязнения, связанных с влиянием мезо- и микроландшафта и других природных факторов. Проведенными ОНИС исследованиями показано, что влияние леса на макроструктуру следа не ощущается, но достаточно заметно в мезо- и микроландшафтом плане, даже для отдельно стоящих деревьев [81].

В «Атласе Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года» приведены данные о вариабельности 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 %), изотопов плутония – как крайне неравномерное (коэффициент вариации 192 %) [9].

Макромасштабная неравномерность поверхностной плотности радиоактивного загрязнения имела место и на «однородных» участках местности, 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 . Предположено,

что дезагрегированное состояние носителей радионуклидов в облаке взрыва (твердые и жидкие частицы аэрозоля) обусловило 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 м² на соответствующих расстояниях 2, 12, 53, 75 км от центра выброса статистическая обработка результатов измерения содержания 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 общепринятыми «горячими» частицами, так как измерение повторно отобранных образцов снова обнаружило эту особенность [81].

На рисунках 1.14 и 1.15 были показаны результаты интерполяции полученных 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 данные диаграммы 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. В реальных условиях 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. Поэтому частота отборов проб почвы из наименее загрязненных участков будет значительно выше, чем из наиболее загрязненных. Это может 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 неоправданно трудоемок.

Можно предполагать, что распределение в виде «трамплина» сигнализирует о неоднородности загрязнения, вызванной природными особенностями ландшафта, а бимодальное и полимодальное распределения свидетельствуют об «организационной неоднородности», связанной с нерациональным использованием природных ресурсов в загрязненных ландшафтах (выделением для

пользования сильнозагрязненных участков, несоблюдением ограничений и запретов населением и т. п.) [29, 30, 36–38, 49].

При хозяйственном использовании неравномерно загрязненных участков оценивается качество продукции, собранной с большой территории. При этом продукция перемешивается и представительная проба отражает суммарное загрязнение урожая, полученного как с эпицентров, так и с ореолов. Рассчитываемые по представительной пробе продукции и по точечным пробам почвы коэффициенты накопления могут иметь значительную систематическую погрешность. Однако, поскольку прогнозирование загрязнения продукции будет иметь ту же погрешность, результат прогнозирования, в большинстве случаев, окажется достаточно достоверным.

1.5 Экологические проблемы загрязнения тритием водных экосистем

1.5.1 Тритий в окружающей среде.

Одним из наиболее распространенных радионуклидов является ^3H .

Наряду с радиоуглеродом, криптоном-85, йодом-129 тритий отнесен НК ДАР ООН к числу наиболее радиологически значимых в глобальном масштабе долгоживущих радионуклидов в ядерно-энергетическом цикле.

Физико-химическими формами трития являются все соединения, характерные для водорода, из которых наибольшее значение имеет окись трития (НТО) [54]. Так, в воздухе г. Фукуока (Fukuoka, Япония) в 1984–1990 гг. активность ^3H , находящегося в водяных парах, составила 19...23 мБк/м³, в газообразном водороде – 33...47 мБк/м³, метане – 13...15 мБк/м³ [145].

Основные пути поступления трития в организм – это вдыхание его с воздухом, поглощение с водой или пищей и через кожу, т. е. тритий практически полностью поглощается и равномерно распределяется по всем органам и тканям. Таким образом, критическим органом для трития является все тело [54].

Среднее значение относительной биологической эффективности (ОБЭ) окиси трития (НТО) в 2–3 раза выше по сравнению с гамма-излучателями (радий-226, кобальт-60, цезий-137) [54].

Поведение ^3H в живых организмах изучено мало. Ряд авторов отмечают дискриминацию трития по отношению к протию, другие, напротив, получили коэффициенты накопления в сухом веществе, близкие к 20...40 [118].

В апреле 2011 г. концентрация свободного трития в травянистой растительности вблизи 20-километровой зоны от Фукусимы составляла 20...100 Бк/л и только в одной точке на границе 20-километровой зоны – более 150 Бк/л. В августе 2011 г. даже внутри зоны в большинстве точек отбора активность трития не превышала 30 Бк/л [138].

В пустыне Амаргоса (Невада) в воде, полученной при солнечной дистилляции из почвы и листьев, активность ^3H была одинаковой [137].

В окрестностях Кардиффа (Cardiff) в свежей морской рыбе в 1998 г. содержание ^3H достигало 3000 Бк/кг, а в моллюсках – 4000 Бк/кг. В 2000 г. в рыбе было более 2500 Бк/кг ^3H , а в моллюсках – 6000 Бк/кг. В отдельных экземплярах рыбы активность ^3H в 1990-х гг. достигала 30000...50000 Бк/кг. Коэффициент накопления ^3H в рыбе и моллюсках – 6000, в среднем – 500. По накоплению общего ^3H органы рыбы из окрестностей Селлафилда (Sellafield) распределяются в ряд: чешуя > мышечная ткань > кишечник. В рыбах из Хартлепула (Hartlepool), напротив, содержание ^3H в чешуе было наименьшим. Коэффициенты накопления в отдельных органах рыб из Селлафилда и Хартлепула были в пределах $\approx 1...30$ [150].

Согласно МР 2.6.1.27–2003 загрязнение подстилающей поверхности НТО не подчиняется закономерностям осаждения аэрозоля на почвенно-растительный покров и воду. Вследствие многолетних выбросов трития происходит его накопление в почве, поэтому рекомендуют исследовать приземный слой атмосферного воздуха, загрязненный, например, в результате эксхалации трития из загрязненной почвы. Не исключен риск дальнейшей миграции трития с грунтовыми водами в нижележащие горизонты, используемые для хозяйственно-питьевого водоснабжения. Кроме того, может сложиться ситуация, когда на данном участке территории организуется объект сельскохозяйственного производства, например, садово-огородные участки. Проводя наблюдения за содержанием трития в почве и имея информацию о динамике загрязнения этого объекта мониторинга, становится возможным выявить неблагоприятные тенденции изменения качества данного объекта и построить прогноз таких изменений. Для приземного воздуха рекомендуется использовать пробоотборник с постоянной прокачкой и сорбцией НТО на цеолите и сменять его 2 раза в месяц. Если в выбросах и сбросах радиационного объекта присутствует тритий, то при контроле питьевой воды предусматривают его определение наряду с определением суммарной активности альфа- и бета-излучающих нуклидов. В некоторых случаях (например, при наличии выбросов трития) может происходить загрязнение привозных (т. е. не произведенных в ЗН) пищевых продуктов. Это обстоятельство следует учесть при проведении расширенных исследований и анализе их результатов. Объемную активность ^3H в питьевой воде рекомендуется определять один раз в месяц [75].

^3H в составе грунтовых вод может относительно равномерно распределяться в почве вплоть до водоупорного слоя. Неводный тритий накапливается преимущественно в верхнем слое (0...10 см). В этом слое активность неводного ^3H может превышать активность водного в несколько раз [146].

Органический тритий и тритированная вода по растворимости и химической активности относятся к классу SR-2 – «хорошо растворимый или высоко химически активный: полное депонирование в дыхательных путях вне грудной клетки (ET2). В целях расчета они рассматриваются, как если бы они

вводились непосредственно в кровь». Меченые тритием соединения могут проникать через неповрежденную кожу. Допустимые объемные активности (ДОВА) в воздухе: газ ^3H – $5 \cdot 10^9$ Бк/м³, НТО – $5 \cdot 10^5$ Бк/м³, тритированные органические вещества – $2 \cdot 10^5$ Бк/м³.

Пары тритированной воды проникают в организм человека ингаляционным путем и через кожу тела. При этом, если человек не работает (в покое), поступление через кожу примерно равно поступлению ингаляционным путем. При физической работе в организм поступает ингаляционным путем вдвое больше паров НТО. Однако при работе в перчаточных боксах через кожу рук может переходить до 90 % НТО [14].

При поступлении в организм НТО она практически полностью (~99 %) им усваивается. При ингаляции газообразного трития только 0,01 % окисляется до воды и задерживается в жидкой фазе организма. Около 1 % тритированного метана при ингаляции усваивается организмом в виде (предположительно) тритированной воды. Поступившая в организм НТО быстро смешивается с водой тела так, что через 2...4 ч устанавливается равномерное распределение НТО в жидкой фазе организма и удельное содержание ее в поте, слюне, моче, крови и в выдыхаемом паре через 2 ч одинаково. Из содержащихся в организме НТО примерно 0,5...4,0 % атомов трития обратимо замещают водород (H) в связях OH, NH, SH органических молекул и около 1 % активности постепенно внедряется в устойчивые связи CH – органически связанный тритий (ОСТ). Вклад в дозу от облучения ОСТ составляет примерно 4 % от облучения тритием, содержащимся в жидкой фазе организма. Период полувыведения НТО из организма стандартного человека находится в пределах 6...12 сут, в среднем – 10 сут. Следовательно, измеряя удельное содержание трития в пробах мочи, конденсата выдыхаемого воздуха, можно определить содержание его в организме и вычислить индивидуальную эффективную дозу облучения человека [71].

В разных странах приняты различные нормативы содержания трития в питьевой воде. Считают, что при употреблении для питья и приготовления пищи 2 л в сутки воды с содержанием 7610 Бк/л ^3H за год будет накапливаться эффективная доза 0,1 мЗв. В Калифорнии предельное содержание трития в питьевой воде составляет 14,8 Бк/л [143], странах Евросоюза – 100 Бк/л, Канаде – 7000 Бк/л, Финляндии – 30000 Бк/л, Австралии – 76103 Бк/л. При этом в Австралии допускается эффективная доза от трития в питьевой воде 1 мЗв/год, в других странах – 0,1 мЗв/год. Однако в Европе превышение предельной дозы не является недопустимым. Считают, что оно сигнализирует об общем загрязнении воды, при котором необходим более подробный анализ [147].

В 2010 г. поступление β -активных радионуклидов в открытую гидрографическую сеть было обусловлено ^3H на 71 % и в 2011 г. – на 98,5 % [90, 91]. В 2010–2011 гг. в системе радиационного мониторинга РФ работало 33 пункта

по отбору проб осадков и 15 (в 2011 г. – 14) пунктов по отбору проб речной воды для определения содержания ^3H . Однако в зоне влияния ПО «Маяк» систематические наблюдения за активностью ^3H в речной воде проводили только в одном пункте, в атмосферных осадках – в трех [90, 91]. Поэтому данные по загрязнению этим радионуклидом водных экосистем и источников питьевого водоснабжения в зоне влияния радиационно опасного объекта ПО «Маяк» в настоящее время требуют дополнения и уточнения.

Считают, что общий запас естественного трития на земном шаре составляет около 20...80 МКи ($(8...25) \cdot 10^{17}$ Бк) [99]. Поступление искусственного трития в окружающую среду началось с пуска промышленных реакторов и радиохимических производств, предназначенных для наработки оружейного плутония в США [54]. В реакторах АЭС тритий образуется непосредственно при делении ядер горючего как продукт тройного деления; в результате реакции на дейтерии, находящемся в теплоносителе – воде в виде D_2O ; при захвате нейтронов ядрами В или Li, находящимися в теплоносителе (борное регулирование, корректировка водного режима) и в стержнях регулирования; в результате различных реакций быстрых нейтронов с конструкционными материалами активной зоны. Дополнительным источником трития на АЭС с РБМК является газовый контур: тритий образуется в результате ядерных реакций на ядрах элементов продувочного газа. Основной выступает реакция $^{10}\text{B}(n, 2\alpha)\text{T}$, ее вклад в образование трития составляет около 85 %. Примерно такой же результат получен на АЭС с ВВЭР-440 (Кольская АЭС). Доля трития, выбрасываемого в атмосферу АЭС с реактором ВВЭР-1000, составляет 32 % от его общего поступления в окружающую среду АЭС (остальное количество ^3H содержится в жидких сбросах). Средняя концентрация изотопа в воздушном выбросе реактора данного типа – 1...2 Бк/л. Для реакторов РБМК эти показатели в 10–100 раз ниже [99]. Общее поступление искусственного трития в окружающую среду от объектов ЯТЦ составляет $\sim 0,4 \cdot 10^{18}$ Бк [54].

Начиная с ноября 1952 г. (после первого термоядерного взрыва) в атмосферу Земли было введено количество трития, более чем в 60–190 раз превысившее его естественный уровень. Рост количества трития на Земле в этот период был обусловлен, в основном, проведением ядерных испытаний. При термоядерном взрыве тритий может выделяться в атмосферу либо как первоначально присутствующий компонент водородной бомбы, либо образовываться при ядерных реакциях взрыва. Общее количество глобально введенного трития от проведенных ядерных испытаний составило $\sim 186 \cdot 10^{18}$ Бк [54]. К 1970 г. в атмосферу поступило 100 ЭБк ^3H – в Северном полушарии и 30 ЭБк – в Южном [118]. В 1973 г. общее количество трития на земном шаре составило около 3000 МКи, так что удельная активность трития в дождевой воде Северного полушария была около $1,6 \cdot 10^{-9}$ Ки/л. Прекращение испытаний ядерного оружия в атмосфере сопровождалось постепенным уменьшением как его общего количества на земном шаре, так и удельной активности в воздухе,

воде и других объектах окружающей среды [99]. Выпадения трития за период наблюдения 1978–1990 гг., в среднем по территории СССР, уменьшились более чем в 2 раза (с $5,4 \cdot 10^9$ Бк/(км² · год) в 1978 г. до $2,4 \cdot 10^9$ Бк/(км² · год) в 1984 г.). Затем выпадения трития практически стабилизировались на уровне примерно $2,4 \cdot 10^9$ Бк/(км² · год) [54].

Определенное влияние на содержание трития в окружающей среде оказали радиационные аварии. По данным И. Ю. Катрича, результаты определения содержания трития в природных водах после аварии на Чернобыльской АЭС показали, что основное его поступление в окружающую среду было кратковременным и произошло в первый месяц после аварии. В среднем по территории СССР концентрация трития в мае 1986 г. возросла примерно в 2 раза по сравнению с маем 1985 г., в отдельных пунктах – до 5 раз. Но уже в июне 1986 г. уровни концентраций трития в атмосферных осадках стали такими же, как и до аварии [54].

Большое количество трития было внесено в литосферу предприятиями нефтегазовой промышленности. В 1956 г. на Октябрьском месторождении Чечено-Ингушской АССР впервые был применен тритий в качестве эффективного трассера фильтрационного потока для решения геологических и нефтепромысловых задач. Вплоть до середины 1980-х гг. для трассерных исследований в основном использовали тритий как наиболее пригодный по технологическим и экономическим соображениям по сравнению с другими трассерами (строгое движение с гидродинамическим носителем, практически не сорбируется горными породами и т. д.) [124]. В 1970–1980-х гг. в институте ТатНИПИнефть наибольшее количество исследований межскважинного пространства нефтенасыщенных пластов проведено с использованием ³H [8]. Только при одном исследовании в одну нагнетательную скважину на опытном участке закачки мицеллярного раствора, крупнейшего в Волго-Уральской нефтегазоносной провинции Ромашкинского месторождения, было закачано 30 м³ меченой ³H воды общей активностью 60 Ки [76].

В последние годы проблема тритиевого загрязнения окружающей среды вновь становится актуальной. На предприятиях ЯТЦ возрастают как плановые выбросы, так и аварийные. Выбросы оксида ³H на ядерных предприятиях возросли с 2,7 ТБк в 1999 г. до 6,6 ТБк в 2008 г. [43].

После аварии на АЭС «Фукусима-1» в окружающую среду поступило большое количество радионуклидов. 25 июня 2013 г. компания ТЕРСО, которая занимается управлением аварийной японской АЭС «Фукусима-1», сообщила о том, что в морской воде недалеко от станции было зафиксировано повышенное содержание радиоактивного трития. Хотя уровень содержания данного радиоактивного вещества пока находится в пределах допустимого, за предыдущие полмесяца он фактически удвоился и составлял 1,1 тыс. Бк/л. Независимые эксперты отмечали, что, по сравнению с показателями, зафиксированными в начале апреля этого года, уровень содержания трития в воде в

непосредственной близости от АЭС (в пределах 25 м от берега) вырос почти в 10 раз [140]. 30 июня 2013 г. было объявлено, что в морской воде неподалеку от АЭС «Фукусима-1» компанией ТЕРСО обнаружено 1,1 тыс. Бк/л трития. 19 июня впервые в СМИ появилась информация о завышенных показателях содержания радиоактивных элементов в грунтовых водах под АЭС «Фукусима-1». Тогда специалистами компании ТЕРСО в колодцах, вырытых до глубины грунтовых вод, было определено содержание трития и стронция: 500 000 и 1 000 Бк/л соответственно [151]. 2 июля 2013 г. на АЭС «Фессенхайм» в результате поломки насоса первичного контура системы охлаждения произошел выброс водяного пара в окружающую среду [152].

Получение энергии на термоядерных реакторах (в будущем) также может привести к значительному накоплению трития в биосфере, поскольку предполагается, что термоядерный реактор будет выделять трития в 10^4 – 10^5 раз больше по сравнению с АЭС при эквивалентной мощности и что к 2100 г. равновесное содержание трития в атмосфере и биосфере Земли составит $\sim 2,5 \cdot 10^{22}$ Бк [54].

1.5.2 Распространение ^3H из Теченского каскада водоемов.

В современных условиях одним из главных источников загрязнения тритием является Теченский каскад водоемов [34, 35, 45, 46].

В отличие от ^{90}Sr и ^{137}Cs , ^3H имеет меньший период полураспада – 12,3 года. Глобальные выпадения ^3H в значительной степени распались. В 2014 г. объемная активность ^3H в атмосферных осадках по территории России составляла в среднем 1,7 Бк/л, плотность выпадений ^3H – 67 Бк/м² в месяц и 0,8 кБк/м² в год [93]. Однако на территории ЮУПРИ сохраняются значительные запасы ^3H в технологических водоемах ПО «Маяк». В 2005 г. активность ^3H в воде водоема В-2 (Кызылташ) составляла $1,5 \cdot 10^4$ Бк/л, В-9 (Карачай) – $1,2 \cdot 10^5$ Бк/л, В-17 (Старое Болото) – $3,2 \cdot 10^6$ Бк/л. В водоемах ТКВ объемная активность ^3H – $(1,2...23) \cdot 10^3$ Бк/л [10], однако их суммарная площадь водного зеркала приближается к 100 км², что приводит к постоянному загрязнению ^3H территории ЮУПРИ за счет испарения его с поверхности ТКВ.

В 2010–2013 гг. определяли содержание ^3H в снеговых пробах, отобранных в прибрежной зоне озер, расположенных в ареалах населенных пунктов в радиусе до 30 км от ПО «Маяк». В таблице 1.36 представлены значения активности ^3H в снеговой воде и плотности выпадений ^3H со снегом.

В сентябре 2011 г. в дождевой воде, отобранной 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 – 13,5 Бк/л, Башакуль – 12,4 Бк/л, г. Челябинске – 13,1 Бк/л.

На территории России средняя объемная активность ^3H в осадках составляла в 2010 г. – 2,2 Бк/л, 2011 г. – 2,5 Бк/л. Наибольшая активность зафиксирована в июне и июле (3,4 Бк/л в 2011 г.) [91].

Таблица 1.36 – Выпадение ^3H с осадками в зимний период

Место отбора (озеро)	Ареал населенного пункта	Расстояние от ПО «Маяк», км	Азимут относительно ПО «Маяк»	Плотность выпадений, Бк/м ²			Активность в снеговой воде, Бк/л			
				2010 г.	2011 г.	2013 г.	2010 г.	2011 г.	2013 г.	Среднее
Улагач	Новогорный	7,5	196	2110	10200	7923	26,6 39,1*	87,1 46,6*	59,6	57,8
Татыш	Татыш	8	236	1130	1140	4108	20,8	40,2	48,7	36,6
Бердениш	Метлино	9	52	–	–	1437	11,4*	–	11,1	11,1
Иртяш	Новая Теча	10	354	–	–	7888	–	–	89,2	89,2
Хагальгим	Худайбердинск	10,5	146	740	620	1058	13,3	8,6	9,9	10,6
Акакуль	Бижеляк	10,7	224	1980	1960	2386	16,8	29,9	25,8	24,2
Большая Акуля	Тайгинка	14,5	244	1300	–	–	12	–	–	12
Городской пруд	Кыштым	16	270	–	–	1399	–	–	18	18
Иртяш	Озерск, Касли	16,7	355	420	3020	2696	15,8	32,3	24,3	24,1
Кривое	Касли	17	330	1670	–	–	18,9	–	–	18,9
Кожаккуль	Метлино	17,5	48	–	710	2892	–	7	13,6	13,6
Сугомак	Кыштым	19	278	1140	–	–	10,8	–	–	10,8
Аргаяш	Аргаяш	23	164	380	–	–	5,4 4,8*	7,4*	–	5,4
Большие Касли	Касли	25	353	1200	250	2192	14,6	12,7	28,3	18,5
Куяш	Большой Куяш	25	55	240	99	236	1,6	4,4	2,4	2,8
Карагайкуль	Карагайкуль	29	74	640	460	504	6	4,6	8,9	6,5
Калды	Большое Таскино	30	100	1440	230	1189	12,9	3,3	14,7	10,3
р. Теча, Новый мост	Янги-Юл	35,7	108	–	–	1415	–	–	9	9
	Челябинск (сравнение)	70	147	105	290	805	2,3	3,3	2,9	2,8

*Примечание – * – по данным [92]*

Таким образом, практически во всех точках отбора активность ^3H в снеговой и дождевой воде была значительно выше, чем в среднем на территории Российской Федерации.

Как и следовало ожидать, в наибольшей степени загрязнены ^3H пробы снега на расстоянии не более 10 км от промплощадки. Его максимальная активность в снеговой воде, зафиксированная на этой территории, составила 89,2 Бк/л, на расстоянии 10...20 км максимальная активность – 32,2 Бк/л, 20...30 км – 28,3 Бк/л.

В н. п. Новогорный в 2010–2013 гг. активность ^3H в снеговой воде колебалась от 26,6 до 87,1 Бк/л (по данным НПО «Тайфун», среднегодовое содержание ^3H в осадках в п. Новогорный в 2011 г. составило 46,6 Бк/л, максимальное (в феврале) – 186,1 Бк/л [91]).

Количество ^3H , выпадающего с зимними осадками, может различаться в разные годы наблюдения. Это подтверждают и данные других исследователей. Так, в 2002–2005 гг. М. Я. Чеботина и др. зарегистрировали более высокие концентрации ^3H в снеговой воде: в радиусе 10 км от ПО «Маяк» – в среднем 93 Бк/л (максимально 256 Бк/л), 10...20 км – 56 Бк/л, 20...30 км и далее – 24 Бк/л [120, 121].

По данным наблюдений НПО «Тайфун», в 33 пунктах на территории России в теплый период года выпадение ^3H с осадками увеличивается. Объемная активность ^3H в осадках возрастает в 1,5 раза, а плотность выпадений – в 3,5 раза [91].

В 2005–2007 гг., по данным Челябинского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, в п. Новогорный среднегодовая активность ^3H в осадках составила 71,4 Бк/л, максимальная – 167,1 Бк/л, максимальная активность в г. Касли – 58 Бк/л, п. Аргаяш – 31,7 Бк/л [95].

^3H , попадающий в атмосферу из локального источника, по-видимому, может переноситься воздушными потоками на значительное расстояние. Технологические водоемы ПО «Маяк» расположены на $55,7^\circ$ с. ш. И. Ю. Катрич отмечал, что по всей России содержание ^3H в атмосферных осадках имело максимум в районе $52...56^\circ$ с. ш. [54]. Установлено также, что для одного и того же широтного пояса содержание трития в осадках, реках и озерах возрастает к центру континента [54, 118].

Однако неизвестно, связано ли данное обстоятельство с влиянием ПО «Маяк» или с иными причинами.

Плотность выпадения ^3H на территории в зимний период зависит от общего количества снега и от уровня его загрязнения. Если общее количество осадков определяется погодными условиями, расположением площадки отбора относительно источника выбросов и рельефом местности, то уровень загрязнения снега зависит как от погодных условий, так и от особенностей технологических процессов на предприятии. Считается, что в 2010 и 2011 гг. выбросы ^3H в атмосферу ПО «Маяк» не производились [90, 91]. В таком случае

уровень загрязнения снега может зависеть от площади испарения с технологических водоемов, не замерзающих в зимний период.

Для того чтобы оценить влияние расположения площадки отбора на уровень загрязнения снега, рассчитали коэффициенты корреляции Пирсона между активностью ^3H в снеговой воде, плотностью выпадений ^3H на 1 м^2 , расстоянием места отбора от промплощадки ПО «Маяк» и углом отклонения азимута места отбора относительно промплощадки от румбов: С, СВ, В, ЮВ, Ю, ЮЗ, З, СЗ.

Оказалось, что коэффициенты корреляции расстояния от промплощадки, а также угла отклонения азимута от румба с активностью ^3H в снеговой воде были выше, чем с плотностью выпадений. Из всех румбов в наибольшей степени коррелировали с активностью ^3H в снеге запад и северо-запад (в 2013 г.). Значения коэффициентов корреляции активности ^3H с расстоянием от промплощадки ПО «Маяк» и с направлениями, связь с которыми наиболее высока (r_{max}), приведены в таблице 1.37.

Таблица 1.37 – Значения коэффициентов корреляции загрязнения снега ^3H , расстояния и направления от ПО «Маяк»

Год	Количество площадок отбора	Корреляция ^3H с расстоянием, км	Корреляция ^3H с отклонением азимута от румба сноса осадков, град		Множественная корреляция (от расстояния и отклонения)
			Направление сноса осадков при r_{max}	r_{max}	
2010	14	-0,674**	Запад	-0,502	0,706*
2011	11	-0,522	Запад	-0,659*	0,706
2013	15	-0,494	Северо-запад	-0,489	0,570
Всего площадок отбора	19	-0,457	Запад	-0,300	0,474
Всего проб за 2010–2013 гг.	40	-0,473**	Запад	-0,432**	0,536**
<i>Примечание – * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$</i>					

Как видно из таблицы, зависимость уровня загрязнения снега от расположения площадки отбора в период исследований была относительно слабой. По-видимому, особенности испарения с технологических водоемов оказывают большее влияние на распределение ^3H на исследованной территории. Тем не менее для прогнозирования сноса загрязненных осадков необходимо учитывать погодные условия.

М. Я. Чеботина с соавторами в 2007 г. сообщала, что повышенные значения концентраций трития в снеге обнаружены в непосредственной близости от предприятия, особенно в северном (до 262 Бк/л) и северо-восточном (до 256 Бк/л)

направлениях. В радиусе до 10 км от ПО «Маяк» средняя концентрация трития в снеге имела наиболее высокие показатели для северного (137 ± 32) Бк/л и восточного (106 ± 40) Бк/л направлений и снижалась в южном (64 ± 18) Бк/л и западном (35 ± 8) Бк/л направлениях [121].

Многолетние наблюдения показывают, что в зимний период в г. Озерске преобладают западные, юго-западные и южные ветры [10]. Однако, согласно результатам расчетов в таблице 1.37, наиболее загрязненный снег выпадал к западу и северо-западу от ПО «Маяк». На рисунке 1.67 отображено рассчитанное (по материалам <http://www.eurometeo.ru>) количество осадков, выпавших в Озерске при ветре разных направлений. Зимой 2012–2013 гг. наибольшее количество снега выпало при юго-восточном ветре, что и объясняет преимущественный снос загрязненных осадков на северо-запад от ПО «Маяк».

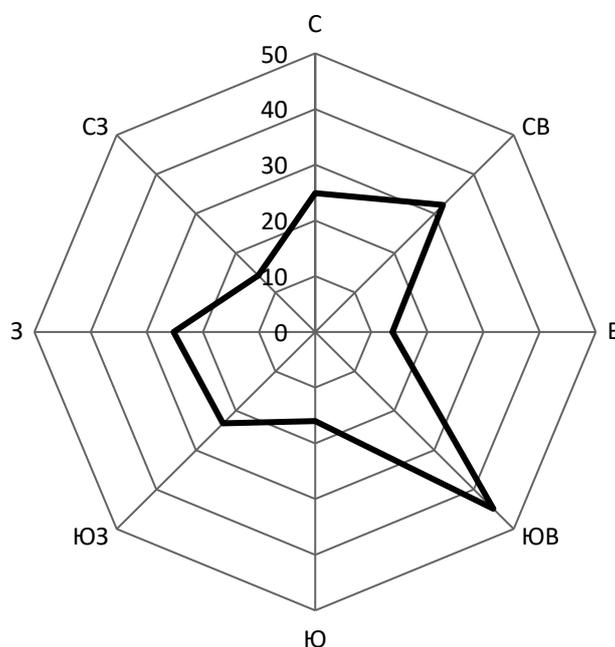


Рисунок 1.67 – Количество осадков, выпавших в Озерске при различном направлении ветра

Выпадение ^3H сравнивали с выпадением других радионуклидов. Коэффициент корреляции между плотностями выпавших со снегом ^3H и ^{137}Cs составил $0,61$ Бк/м² ($p < 0,01$), ^3H и ^{90}Sr – $0,83$ Бк/м² ($p < 0,01$). Наблюдали также статистически значимую связь между количеством твердого остатка и ^3H , выпавших на 1 м^2 : в 2010 г. – $r = 0,70$ ($p < 0,01$), 2011 г. – $0,99$ ($p < 0,01$). Главным источником пылевого загрязнения на исследуемой территории является Аргаяшская ГРЭС, находящаяся в н. п. Новогорный. В зимний период на аэрозольных частицах происходит конденсация и кристаллизация паров воды, в том числе НТО из технологических выбросов. Количество твердого осадка в снеговых пробах отражает погодные условия сезона и, вероятно, может служить маркером радиоактивных выпадений в зоне влияния

ПО «Маяк». В безморозный период, по-видимому, значительное влияние на содержание ^3H в атмосферном воздухе и выпадающих осадках оказывает также испарение с поверхности технологических водоемов ПО «Маяк».

Весной 2011 г. после аварии на АЭС «Фукусима» были отобраны пробы свежеснежавшего снега в г. Челябинске. 15–17 марта в свежеснежавшем снеге было обнаружено 6,0, 5,5 и 5,6 Бк/л ^3H соответственно, что больше, чем 25 и 28 марта (по 0,5 Бк/л), а также больше, чем в снеге за весь зимний период 2010 и 2011 гг. (2,3 и 3,3 Бк/л соответственно). Однако однозначно определить источник загрязнения не представляется возможным.

1.5.3 Загрязнение ^3H воды озер.

В 2009–2013 гг. было отобрано 79 проб воды из зон активного водопользования 34 непроточных водоемов в зоне влияния ПО «Маяк» на расстоянии от 7,5 до 77 км и в разных направлениях от промплощадки и из двух водоемов сравнения. На рисунке 1.68 показаны значения объемной активности ^3H в воде в 2009–2013 гг. Загрязнение озерной воды ^3H было выше, чем в основных реках РФ (в 2009 г. активность ^3H была от 1,6 до 3,1 Бк/л, 2010 г. – от 1,3 до 2,9 Бк/л, 2011 г. – от 1,6 до 2,5 Бк/л; фоновым уровнем для речной воды в 2010 г. считалось 2,2 Бк/л, 2011 г. – 2,0 Бк/л) [90, 91]. Тем не менее активность ^3H значительно ниже уровня вмешательства [110]. По уровню загрязнения ^3H воду озер в ареалах населенных пунктов можно считать пригодной для водопользования. Однако закономерности распределения ^3H по территории и динамика его активности в объектах природной среды отражают общий уровень техногенного загрязнения в зоне влияния радиохимического предприятия.

Загрязнение ^3H воды озер в большей степени, чем снеговой воды, зависит от расстояния от источника загрязнения и в меньшей – от направления. Корреляция активности ^3H в озерной воде в 2010–2011 гг. составляла: с расстоянием – $-0,722$ ($p < 0,01$), с отклонением от севера – $0,394$ ($p < 0,05$), от северо-запада – $0,375$ ($p < 0,05$). Коэффициент множественной корреляции активности с расстоянием от источника выбросов и отклонения азимута от направления на север – $0,737$ ($p < 0,01$).

Активность ^3H в осадках сильно варьирует, а условия перемешивания и испарения в озерах неодинаковы. Так, по данным М. А. Чеботиной и О. А. Николина, в глубоководных водоемах вследствие атмосферных выпадений наибольшая активность ^3H обнаруживается в поверхностных слоях [118]. Поэтому связь между активностью ^3H в воде озер и в питающих их осадках относительно слаба. Коэффициент корреляции между удельной активностью ^3H в талой воде из снега и воде водоема, отобранной в том же году, составил $0,66$ ($p < 0,05$).

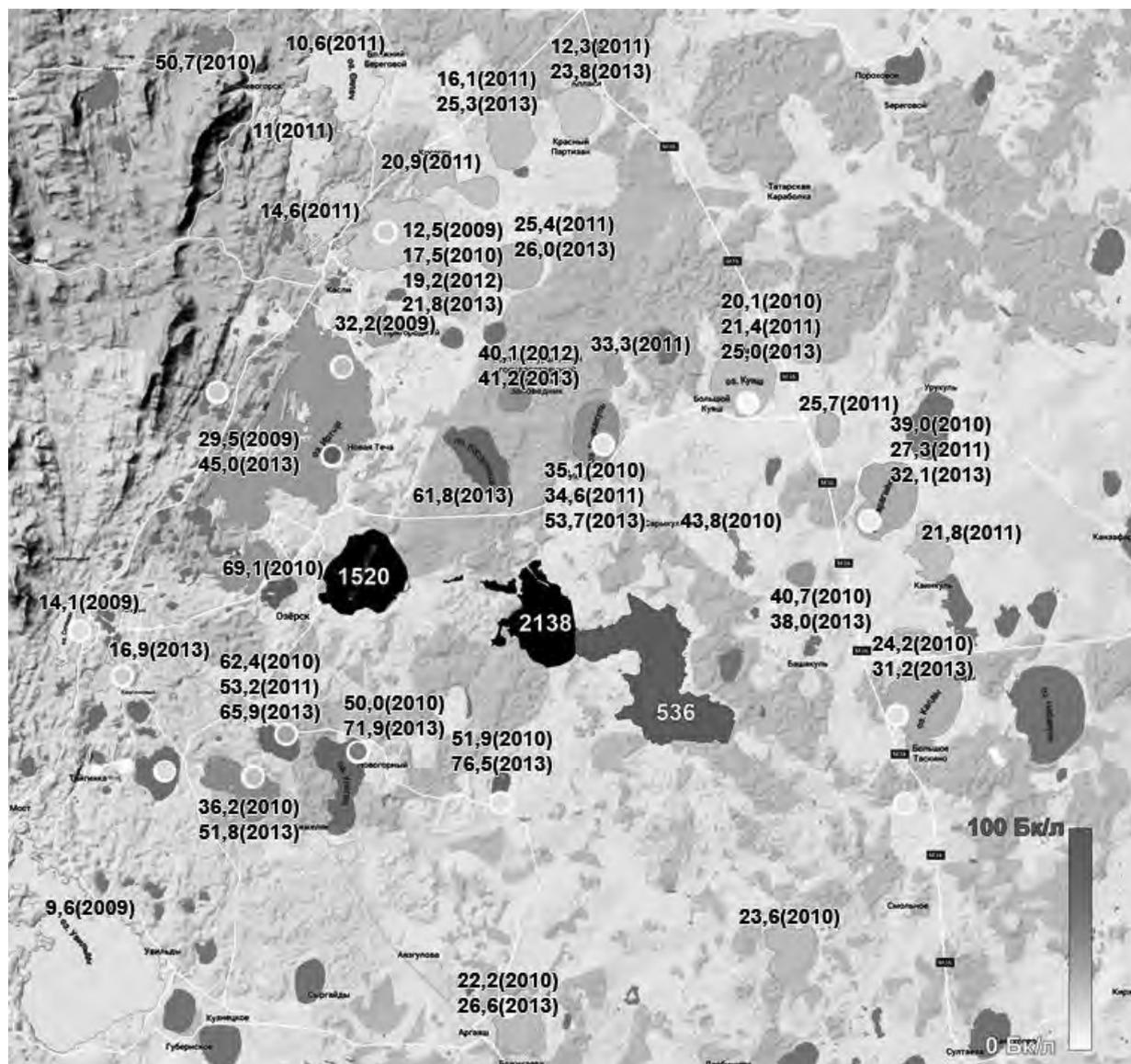


Рисунок 1.68 – Активность ^3H , Бк/л (год отбора), в воде озер и зимних осадках (в кружках)

Корреляция активности ^3H с активностью ^{137}Cs в совместно отобранных пробах озерной воды (38 проб) составляла 0,459 ($p < 0,01$), с активностью ^{90}Sr – 0,239. Необходимо отметить, что в большинстве проб активность ^{90}Sr в воде озер была выше, чем в снеговой воде, а активности ^{137}Cs имели близкие значения. Вероятно, содержание ^{90}Sr в озерной воде в значительной степени определяется десорбцией из донных отложений, а содержание ^3H и прочно сорбирующегося ^{137}Cs – «свежевыпавшими» осадками.

Из таблицы 1.38 видно, что, по сравнению с данными 1992 и 1997 гг., произошло значительное снижение уровня загрязнения озерной воды ^3H . Пробы, отобранные в 2003–2006 гг., по содержанию ^3H практически не различаются с пробами 2009–2012 гг. Однако в 2013 г. активность ^3H в воде озер в большинстве случаев оказалась выше, чем в предыдущие годы исследований.

Таблица 1.38 – Удельная активность ^3H в воде озер

Озеро	Год (месяц, точка отбора)	^3H , Бк/л
Акакуль	2006*	28
	2010	36,2
	2013	51,8
Алабуга	2006*	35
	2011	25,4
	2013	26,0
Аргаяш	2006*	20
	2010	22,2
	2013	26,6
Бердяниш	2003*	40
	2012 (1)	66,6
	2012 (2)	54,6
	2012 (3)	52,3
Большие Аллаки	2003*	19
	2011	16,1
	2013 (апрель)	26,0
	2013 (июль)	24,6
Большие Касли	2006*	27
	2009	12,5
	2010 (1)	19,4
	2010 (2)	18,6
	2010 (3)	14,5
	2012 (1)	20,6
	2012 (2)	18,2
	2012 (3)	18,8
	2013	21,8
Большой Кисегач	2011	20,9
Булдым	2010 (1)	66,5
	2010 (2)	35
Иргяш	2006*	36
	2009 (март)	32
	2009 (май)	26,9
	2013	45

Продолжение таблицы 1.38

Озеро	Год (месяц, точка отбора)	³ Н, Бк/л
Каинкуль	2011	21,8
Калды	1992*	70
	2010	24,2
	2013	31,2
Карагайкуль	2003*	19
	2010	39
	2011	27,3
	2013	32,1
Киреты	2006*	20
	2011	14,6
Кожаккуль	2006*	41
	2010 (апрель)	33,1
	2010 (июнь)	39,7
	2010 (август)	32,6
	2011	34,6
	2013	53,7
Кумкуль	2010	15
Куяш	2006*	22
	2010 (апрель)	13,7
	2010 (июнь)	24
	2010 (август)	22,7
	2011	21,4
	2013	25,0
Кыштымский пруд	2013	16,9
Малая Нанога	2006*	39
	2010 (1)	75,8
	2010 (2)	62,4
Малые Аллаки	2003*	17
	2011	12,3
	2013	23,8
Малые Касли	2009	32,2
Малые Кирпичики	2003*	33
	2011	33,3

Продолжение таблицы 1.38

Озеро	Год (месяц, точка отбора)	³ Н, Бк/л
Силач	2003*	26
	2011	10,6
Сугомак	2009	14,1
Сунгуль	1997*	170
	2011	11
Суртаныш	2010	40,7
	2013	38,0
Татыш	2006*	62,0
	2010	62,4
	2011	53,2
	2013	65,9
Теренкуль	1992*	70
	2011	25,7
Травяное	2010	6,3
Тыгиш	2011	6,8
Увильды	2006*	20
	2009	9,6
Улагач	2006*	56
	2010 (апрель)	46,6
	2010 (июнь)	53,4
	2013	71,9
Урускуль	2003*	24
	2012 (1)	47,1
	2012 (2)	35,2
	2012 (3)	38,1
Хагальгим	2006*	71
	2010	51,9
	2013	76,5
Шаблиш	2010	6,6
Еловое (контроль)	2010	5,9

Окончание таблицы 1.38

Озеро	Год (месяц, точка отбора)	³ H, Бк/л
Шершневское водохранилище (контроль)	2010 (1)	6,2
	2010 (2)	5,2
	2010 (3)	3,1
	2011	10,4
	2012 (1)	8,9
	2012 (2)	8,3
<i>Примечание – * – данные из [10]</i>		

1.5.4 Источники загрязнения ³H воды в системе р. Течи.

Большинство авторов, исследовавших систему р. Течи, считают, что в настоящее время основным источником загрязнения речной воды является Теченский каскад водоемов. Ю. В. Глаголенко с соавторами сообщают, что с 1987 г., когда уровень воды в водоеме В-11 превысил отметку 215,5 м, загрязнение воды в обводных каналах стало определяться процессом фильтрации воды из водоема В-11, а после 1995 г. загрязнение Течи ⁹⁰Sr определяется только фильтрационным поступлением [18]. По данным Е. Г. Дрожко и Ю. Г. Мокрова, в 2000–2005 гг. в р. Течу поступало ³H: из ЛБК – 2,7...5,4 ТБк/год, из ПБК – 1,8...2,7 ТБк/год, из-под тела плотины – 4,5...7,2 ТБк/год [23].

Среднегодовая объемная активность ³H в воде основных рек РФ с 2001 по 2011 гг. колебалась от 1,6 до 4,1 Бк/л. Фоновым уровнем в 2011 г. считали 2,0 Бк/л. В р. Тече (п. Муслимово) среднегодовая объемная активность ³H в 2011 г. составила 260 Бк/л. В р. Мишеляк, которой достигла линза загрязненных подземных вод из оз. Карачай (точка М-4), с 2007 по 2014 гг. средняя активность ³H колебалась от 104 до 290 Бк/л. В р. Караболке (с. Караболка) средняя активность ³H в 2010 г. была 4,0 Бк/л, 2011 г. – 4,5 Бк/л [91].

В 2009–2013 гг. было проанализировано содержание ³H в воде ТКВ, фильтрате его плотины, обводных каналах, предположительно являющихся в настоящее время основным источником загрязнения речной воды, и в речной воде верховьев Течи. Результаты анализа проб воды (при неоднократных отборах в течение года в таблице указаны средние значения или диапазоны колебаний) представлены в таблице 1.39.

Активность ³H в воде ПБК и фильтрата в 2012 г. была несколько ниже, чем в 2010 г., а в воде ЛБК – значительно выше. Как следствие, повысился уровень загрязнения воды в районе Асанова моста. В 2013 г. активность ³H в каналах была несколько ниже, снизилась также активность в верховьях Течи. Однако необходимо отметить, что в 2013 г. пробы в р. Тече были отобраны в период половодья.

Таблица 1.39 – Содержание ^3H в воде ТКВ, каналов (выходной створ) и фильтрате плотины в 2010–2012 гг.

Место отбора	^3H , Бк/л				
	2009 г.	2010 г.	2011 г.	2012 г.	2013 г.
р. Миасс (сравнение)	–	–	4,0	6,4	7,1
Шершневское водохранилище (сравнение)	$3,7 \pm 1,8$	–	$6,2 \pm 4,9$	8,3...8,9	6,4
В-17	$1,61 \cdot 10^6$	–	$1,61 \cdot 10^6 \pm$ $\pm 0,22 \cdot 10^6$	$2,45 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^6$
В-3	–	–	$0,7 \cdot 10^4$	$1,19 \cdot 10^4 \dots$ $1,35 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^4$
В-4	$4,9 \cdot 10^3 \pm$ $\pm 3,1 \cdot 10^3$	–	$4,0 \cdot 10^3 \pm$ $\pm 0,7 \cdot 10^3$	$6,1 \cdot 10^3 \dots$ $7,4 \cdot 10^3$	$6,8 \cdot 10^3$
В-10	Июль – $3,4 \cdot 10^3 \pm 21$ Август – $3,2 \cdot 10^3 \pm 42$	–	$2,3 \cdot 10^3$	$2,1 \cdot 10^3$	$1,9 \cdot 10^3$
ЛБК	–	169	429	493 ± 103	411
ПБК	–	255	178	195 ± 134	158
В-11	–	–	600	536	526
Фильтрат плотины В-11	–	589	–	523...524	–
Асанов мост	140,5	192...263	359 ± 86	383 ± 89	161
Новый мост	117...162	227 ± 126	205 ± 145	342 ± 177	104
Муслимово	44,4...111	108...183	227 ± 114	284 ± 132	–

На рисунке 1.69 показаны средние значения удельной активности ^3H в пробах воды водоемов Теченского каскада, обводных каналов и их притоков, отобранных в мае–июне 2012 г. (места отбора проб на обводных каналах обозначены жирными точками).

Основной источник загрязнения воды ЛБК ^3H , по-видимому, – фильтрация из водоемов В-3, В-4 (пруд Метлино). Активность ^3H в верхнем течении ПБК относительно невысока и соответствует активности в оз. Улагач. В нижней части канала она увеличивается в $\approx 2,5$ раза, очевидно, за счет фильтрации из В-11. Водоем В-10, несмотря на довольно высокие активности ^3H в воде, по-видимому, не вносит существенного вклада в радиоактивное загрязнение воды Течи.

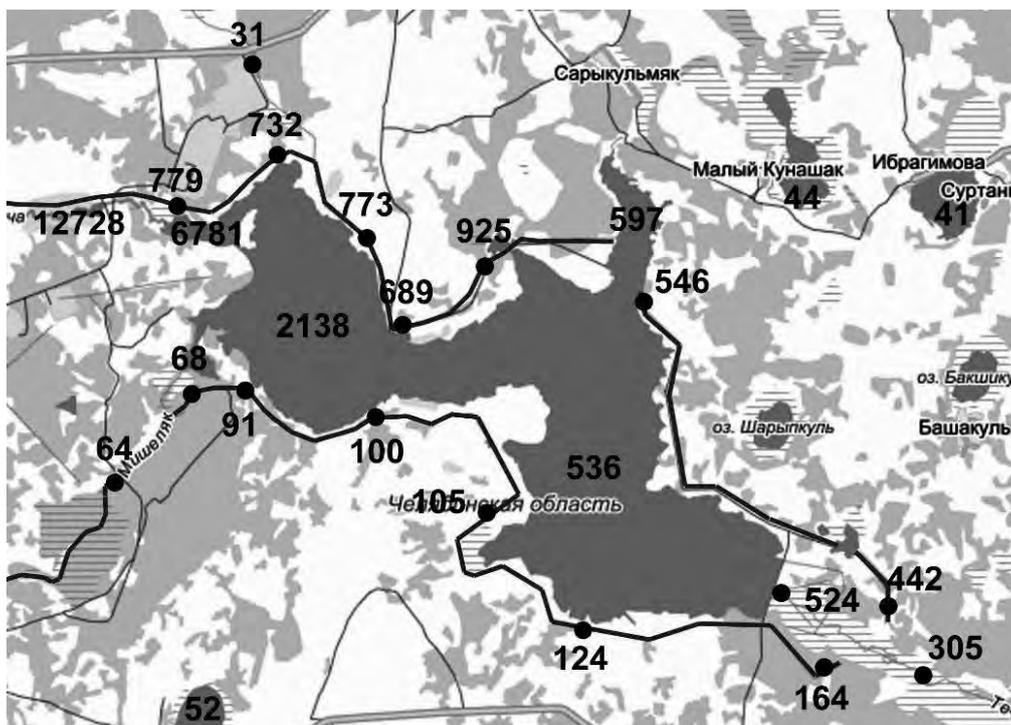


Рисунок 1.69 – Удельная активность ^3H , Бк/л, в воде системы Теченского каскада водоемов в мае–июне 2012 г.

При использовании методов решения задач оптимизации оказалось, что сток грунтовой воды с Асановского болота может быть сопоставимым со стоком ПБК и фильтрата плотины и обеспечивать разбавление загрязненной ^3H воды фильтрата плотины и ЛБК. При этом грунтовая вода должна быть относительно чистой. Действительно, грунтовая вода из скважины у Асанова моста содержала 42 Бк/л ^3H , что значительно меньше, чем в русле реки.

В 2005 г. активность ^3H в воде В-4 составляла 23 кБк/л, В-10 – 9,7 кБк/л, В-11 – 1,2 кБк/л [10]. К 2012 г. уровень загрязнения водоемов В-4, В-10, В-11 понизился в 2–4 раза. Потери за счет распада за этот период могли составить $\approx 34\%$, количество выпавших осадков – $\approx 3,5$ м, в среднем – $\approx 0,5$ м в год. Учитывая, что в северной лесостепной зоне коэффициент увлажнения близок к 1,0, а водоемы практически бессточные, такое снижение активности нельзя объяснить только распадом и разбавлением. Снижение активности ^3H в воде водоемов Теченского каскада может быть связано также с большим испарением НТО, чем H_2O .

Это подтверждает проведенное в лабораторных условиях исследование потерь ^3H при испарении. На рисунке 1.70 показано, как изменялась объемная активность ^3H при испарении воды, отобранной из водоема В-11, на открытом воздухе при 18...20 °С (начальная активность ^3H – 577 Бк/л). Поскольку объемная активность ^3H при испарении снижалась, можно предположить, что НТО испарялась быстрее, чем H_2O .

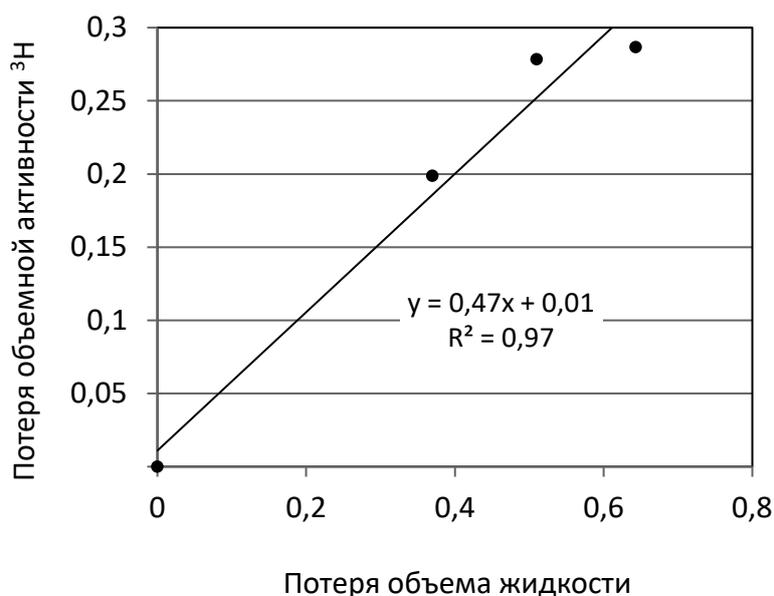


Рисунок 1.70 – Потери ^3H при испарении проб воды из В-11

А. А. Екидин с соавторами [26] рассчитали интенсивность поступления ^3H в атмосферу за счет испарения с поверхности технологических водоемов ПО «Маяк» исходя из предположения, что интенсивность испарения НТО и H_2O одинакова.

Действительно, температура кипения и теплота испарения этих веществ в чистом виде различаются незначительно. Однако упругость паров НТО меньше, чем H_2O , поэтому противевая вода испаряется быстрее тритиевой [80].

Кроме того, в минерализованных природных водах в поверхностном тонком слое происходит фракционирование ионов, характер которого зависит от разности температур, разницы потенциалов, свойств водных ассоциатов и других факторов. В частности, наблюдается явление термодиффузии – концентрирование более тяжелых частиц в холодной зоне, например, в холодной пленке на поверхности водоема [133].

Минерализация (по NaCl) проб воды, отобранных в различных точках водоема В-11 в 2011 г., составляла 0,748...0,760 г/л, водоема В-10 – 0,555...0,566 г/л. Оказывают ли электрохимические и термохимические процессы в поверхностном слое существенное влияние на испарение НТО из технологических водоемов – это вопрос, требующий изучения.

1.5.5 Загрязнение ^3H воды в р. Тече.

Вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении от Асанова моста ($\approx 5,5$ км по руслу от плотины водоема В-11) до д. Муслумово (≈ 54 км от плотины). В период с 2009 по 2013 гг. удельная активность ^3H в воде на этом участке колебалась от 11,2 до 473 Бк/л, в среднем – (240 ± 33) Бк/л (фоновым уровнем для речной воды в России считается 2,0...2,2 Бк/л [90, 91]). Однако даже в верхнем течении реки активность ^3H не превышает уровень вмешательств-

ва [110]. На рисунке 1.71 показаны значения удельной активности ^3H в пробах воды, отобранных на различном расстоянии от плотины водоема В-11.

В большинстве измерений загрязнение воды радионуклидами снижалось на участке от Асанова моста до Нового моста ($\approx 5,5$ и 16 км от плотины), где в Течу впадает р. Зюзелга (≈ 9 км от плотины), содержание радионуклидов в воде которой близко к содержанию в осадках (активность ^3H – $(10,0 \pm 2,0)$ Бк/л).

Сопоставление динамики активности разных радионуклидов в воде позволяет раскрыть механизмы «самоочищения» в речных экосистемах. В 2009 г. при одновременном (в течение ≈ 30 ч) отборе проб по всему течению р. Течи оказалось, что на участке Асанов мост–Новый мост активность ^{90}Sr в воде снизилась на $15,6\%$, ^3H – на $16,7\%$. В 2011 г. снижение составило $47,2$ и $38,7\%$ соответственно. В 2012 г. активность ^{90}Sr в воде снизилась на $43,8\%$, ^3H – на $41,3\%$. Такие совпадения снижения активностей ^{90}Sr и ^3H позволяют предположить, что на данном участке сорбция и десорбция ^{90}Sr относительно сбалансированы и снижение обеспечивается разбавлением водой из р. Зюзелги. Удельные активности ^{90}Sr и ^3H в воде взаимосвязаны по всему течению реки. В верхнем течении реки в 40 пробах 2009–2012 гг. коэффициент корреляции между ними составил $0,76$. В среднем за этот период в верхнем течении активность ^3H превышала активность ^{90}Sr в $(11,2 \pm 1,2)$ раза. В нижнем течении данное соотношение несколько снижается и составляет $(9,3 \pm 1,6)$ раза.

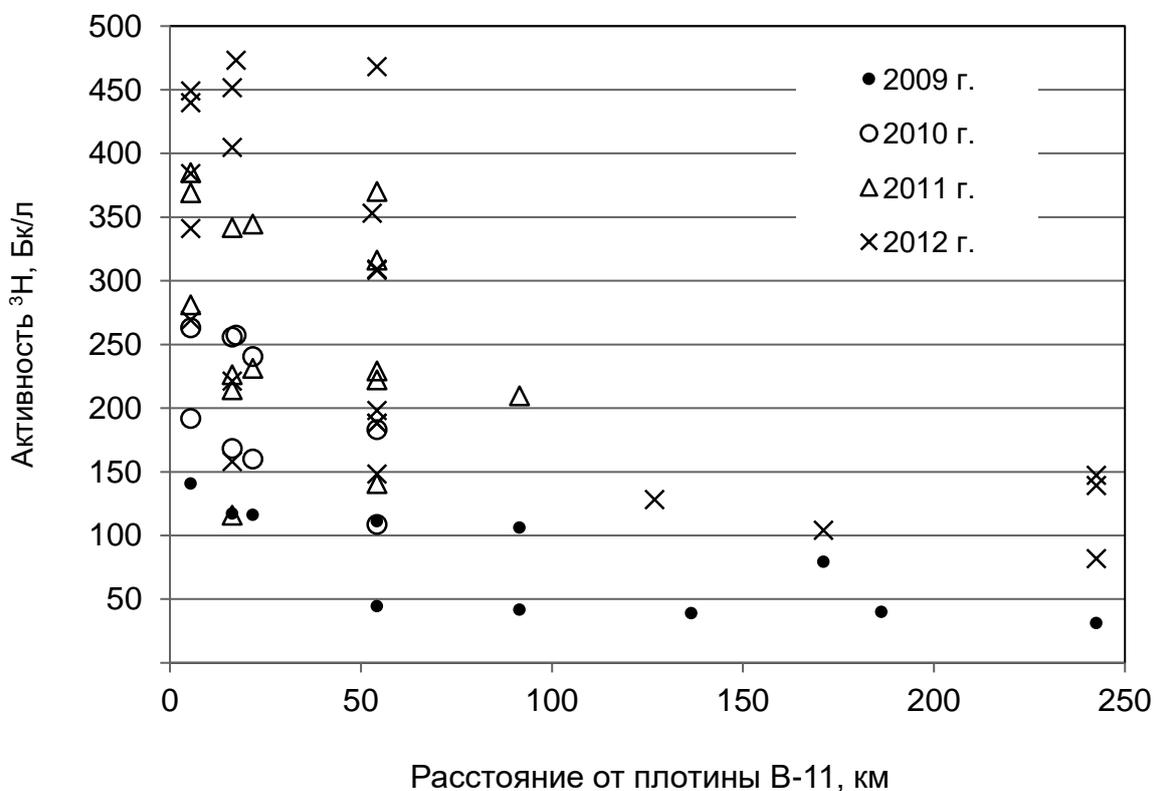


Рисунок 1.71 – Активность ^3H в пробах воды р. Течи на разном расстоянии от плотины водоема В-11

Снижение радиоактивного загрязнения воды Течи отмечено также после впадения крупных притоков. Однако наиболее значительно снижается активность исследованных радионуклидов на участке от н. п. Муслюмово до н. п. Бродокалмак ($\approx 54 \dots 91$ км от плотины), где нет крупных притоков. Уменьшение активности ^3H , безусловно, не связано с сорбцией донными грунтами. Вероятно, разбавление происходит за счет выхода грунтовых вод и мелких ручьев, пересыхающих в засушливый период.

Необходимо отметить, что с 2009 по 2012 гг. активность ^3H значительно выросла как в отдельных пробах, так и в среднем за год. Увеличение среднегодовой активности ^3H наблюдается также с 2007 по 2010 гг., по данным НПО «Тайфун» и ЦЗЛ ПО «Маяк» [88–91].

Это еще раз подчеркивает актуальность исследования источников радиоактивного загрязнения р. Течи.

Активность радионуклидов в воде непостоянна и в течение года может изменяться в 3–5 раз. Челябинский центр гидрометеорологии представил данные о динамике ^3H в воде в створе «Муслюмово» в 2004–2007 гг. Наибольшая активность отмечена в зимние месяцы, наименьшая – в апреле, в период половодья [95].

На рисунке 1.72 представлены полученные данные об активности ^3H в створе «Муслюмово» в 2009–2012 гг. Как видно из диаграммы, активность ^3H в воде за 4 года может различаться более чем в 10 раз.

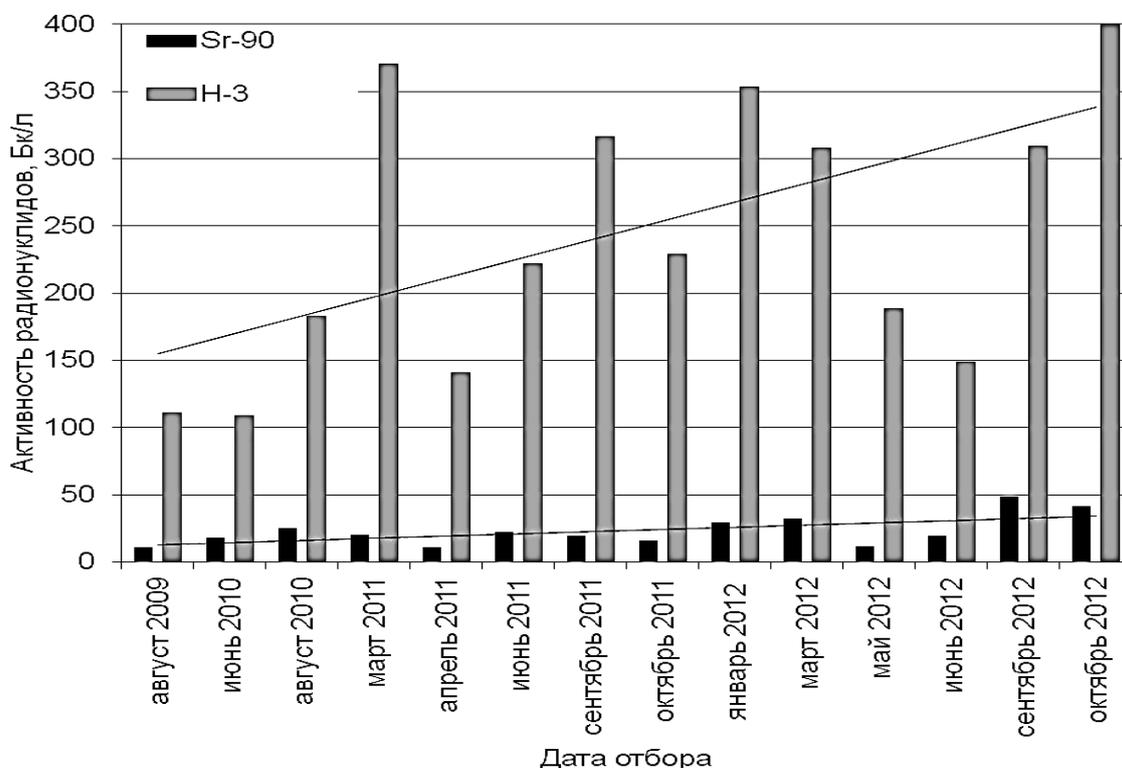


Рисунок 1.72 – Динамика активности ^{90}Sr и ^3H в воде р. Течи у с. Муслюмово в 2009–2012 гг.

Были рассчитаны коэффициенты корреляции между удельной активностью радионуклидов в воде в верховьях Течи в безморозный период 2004–2012 гг. и количеством осадков за декаду, предшествующую отбору пробы; активностью и суммой температур за декаду; активностью и гидротермическим коэффициентом (отношением количества осадков и температуры воздуха). Слабая отрицательная корреляция на границе значимости (-0,29 для 45 проб) обнаружена только между активностью ^3H и количеством осадков за декаду.

По-видимому, погодные условия могут оказывать на уровни загрязнения воды в реке двоякое влияние. С одной стороны, при выпадении дождей увеличивается разбавление в реке и ТКВ, в том числе за счет относительно чистой воды из притоков, с другой стороны, могут увеличиваться сток с загрязненной территории и фильтрация из ТКВ.

Сильные колебания активности ^3H в воде рек наблюдают и в других регионах мира. Так, в 2003–2005 гг. в р. Теджо (Tejo, Испания) активность ^3H в воде колебалась от 1,0 до 20,6 Бк/л, причем в разные годы сезоны с наибольшими уровнями активности ^3H в воде не совпадали [142].

1.5.6 Загрязнение ^3H питьевой воды в источниках водоснабжения.

В 2010–2013 гг. определяли содержание ^3H в пробах воды из коммунальных и индивидуальных источников питьевого водоснабжения в 30 населенных пунктах в зоне ПО «Маяк» и двух контрольных населенных пунктах. Результаты представлены в таблице 1.40.

Таблица 1.40 – Содержание ^3H в пробах питьевой воды в населенных пунктах в 2009–2013 гг.

Населенный пункт	Расстояние от ПО «Маяк»	Источник водоснабжения	^3H
Аллаки	38	Скважина	13,0
		Колодец	12,6
Аргаяш	22	Скважина	4,1
		Скважина	6,4
		Водопровод	15,1
Багаряк	74	Скважина	1,5
		Скважина	3,3
Бажикаева	27,5	Скважина	0,1
		Колодец	0
Башакуль	26	Скважина	6,0
		Скважина	9,8
		Скважина	10,2
		Скважина	8,4
		Скважина	12,3

Продолжение таблицы 1.40

Населенный пункт	Расстояние от ПО «Маяк»	Источник водоснабжения	³ H
Бижеляк	9,5	Скважина	10,5
Большое Таскино	33	Скважина	8,4
		Скважина	10,8
		Скважина	16,6
Большой Куяш	26	Скважина	5,4
		Скважина	5,2
		Скважина	7,0
		Родник	4,5
Булзи	49	Скважина	8,0
		Водопровод	2,0
		Колодец	3,4
		Колодец	2,9
		р. Синара	8,8
Дербишева	31	Скважина	7,2
		Скважина	4,4
		Колодец	4,8
Ибрагимова	26	Скважина	14,1
Калиновский	20	Скважина	11,5
Караболка	39	Скважина	5,3
		Скважина	5,8
		Скважина	5,4
Карагайкуль	31	Скважина	12,3
Касли	23	Скважина	15,5
		Скважина	20,1
		Скважина	18,8
		Водопровод	19,1
Красный Партизан	34	Скважина	5,5
		Скважина	12,8
		Скважина	6,1
		Скважина	14,5
Кумкуль	34	Скважина	0,6

Продолжение таблицы 1.40

Населенный пункт	Расстояние от ПО «Маяк»	Источник водоснабжения	³ H
Кызылбуляк	10	Колодец	29,1
		Скважина	37,4
Кыштым	15	Скважина	9,8
		Скважина	2,5
		Скважина	13,9
		Водопровод	11,8
Малый Кисегач	32	Скважина	2,7
		Скважина	2,3
		Скважина	6,3
Малый Кунашак	22	Скважина	10,6
		Скважина	10,6
Метлино	16	Водопровод	12,6
		Водопровод	14,0
Новая Теча	10	Скважина	47,1
Новогорный	5	Колодец	37,7
		Скважина	34,2
		Скважина	28,6
		Водопровод	36,3
Саккулово	46	Скважина	4,8
Сарыкульмяк	21	Колодец	14,9
		Скважина	13,9
		Скважина	16,8
		Скважина	11,7
Тайгинка	18	Колодец	14,3
		Водопровод	13,8
Татыш	8	Скважина	22,2
Худайбердинский	11	Водопровод	13,4
		Скважина	2,6
		Скважина	4,7
		Скважина	4,1
		Водопровод	9,1

Окончание таблицы 1.40

Населенный пункт	Расстояние от ПО «Маяк»	Источник водоснабжения	^3H
Янги-Юл	33,5	Скважина	11,9
Челябинск (контроль)	70	Родник	5,7
Кременкуль (контроль)	65	Скважина	2,6

Учитывая, что уровень вмешательства для ^3H – 7600 [110], питьевая вода в исследованных источниках водоснабжения соответствует нормам радиационной безопасности. Тем не менее удельная активность ^3H в питьевой воде в населенных пунктах, расположенных вблизи ПО «Маяк», значительно превышает природный фон для рек России (в 2011 г. – 2,0 Бк/л) [91]. По данным исследования О. А. Николина, в зоне ПО «Маяк» содержание ^3H в питьевой воде варьирует от 13 до 80 Бк/л и составляет в среднем 37 Бк/л. В то же время в контрольном регионе концентрация ^3H в природных поверхностных водах колебалась вокруг величины 5 Бк/л [77].

Необходимо выяснить механизмы распространения загрязнения водоемных источников в этих населенных пунктах.

По результатам анализа 79 проб питьевой воды коэффициент корреляции активности ^3H в воде и расстояния источника от ПО «Маяк» составил -0,546 ($p < 0,01$). На рисунке 1.73 видно, что активность ^3H в пробах не превышает уровня граничных значений, заданных линией тренда с достаточно хорошей точностью.

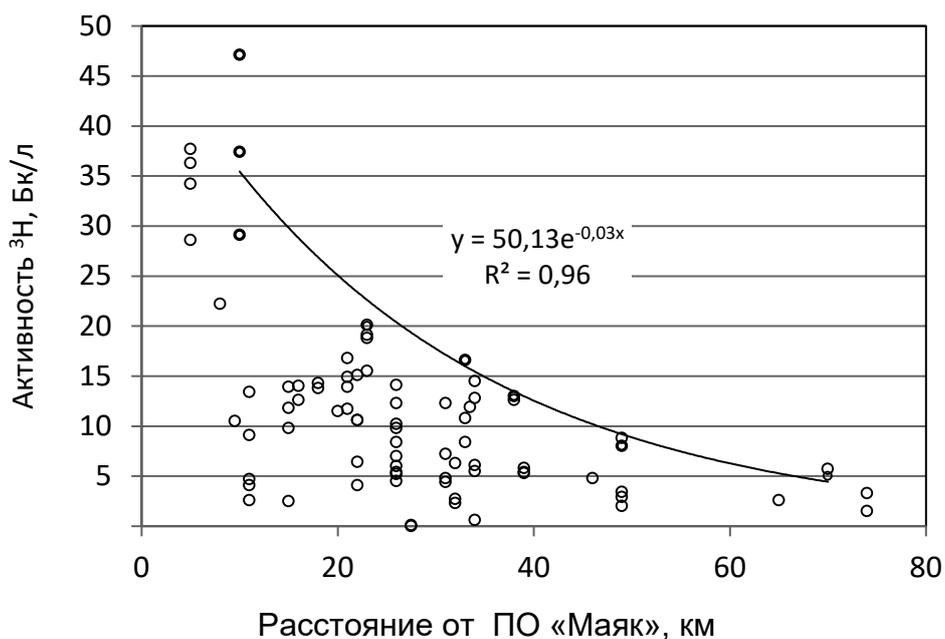


Рисунок 1.73 – Зависимость предельного уровня загрязнения питьевой воды ^3H от расстояния до ПО «Маяк»

Однако в пределах данной области уровень загрязнения воды ^3H может значительно различаться. Это зависит в первую очередь от характера источников водоснабжения, условий формирования и возраста подземных водяных линз.

По данным М. Я. Чеботиной, в зоне ПО «Маяк» концентрация трития в воде скважин (35 Бк/л) в среднем в 3,5 раза выше, чем в воде колодцев (10 Бк/л), при этом содержание трития в воде колодцев и личных скважин возрастает с их глубиной. Она объясняет это тем, что с северной стороны от ПО «Маяк» располагается серия водоемов-отстойников Теченского каскада, а в южном и восточном направлениях находятся водоемы В-9 (Карачай) и В-17 (Старое Болото), которые являются возможным источником загрязнения питьевой воды колодцев и скважин в указанном регионе. Концентрации трития в родниках варьировали от уровня техногенного фона до 44 Бк/л [119]. В скважинах санитарно-защитной зоны ПО «Маяк» содержание ^3H в воде в 2007 г. было 460...20000 Бк/л [91].

Таким образом, по результатам исследований можно сделать следующие выводы.

Практически во всех точках отбора активность ^3H в снеговой и дождевой воде была значительно выше, чем в среднем на территории Российской Федерации. В наибольшей степени загрязнены ^3H пробы снега на расстоянии не более 10 км от промплощадки. Его максимальная активность в снеговой воде, зафиксированная на этой территории, составила 89,2 Бк/л, на расстоянии 10...20 км – 32,2 Бк/л, 20...30 км – 28,3 Бк/л.

Из всех румбов в наибольшей степени коррелировали с активностью ^3H в снеге запад и северо-запад (в 2013 г.). Множественная корреляция активности ^3H с расстоянием и отклонением от румба составила 0,536 ($p < 0,01$).

Загрязнение озерной воды ^3H было выше, чем в основных реках РФ. В 2013 г. наиболее загрязнены были оз. Хагальгим (76,5 Бк/л), Улагач (71,9 Бк/л), Татыш (65,9 Бк/л). Тем не менее активность ^3H значительно ниже уровня вмешательства. По уровню загрязнения ^3H воду озер в ареалах населенных пунктов можно считать пригодной для водопользования. Загрязнение ^3H воды озер в большей степени, чем снеговой воды, зависит от расстояния от источника загрязнения и в меньшей – от направления. Корреляция активности ^3H в озерной воде в 2010–2011 гг. составляла: с расстоянием – -0,722 ($p < 0,01$), с отклонением от севера – 0,394 ($p < 0,05$), от северо-запада – 0,375 ($p < 0,05$). Коэффициент множественной корреляции активности с расстоянием от источника выбросов и отклонения азимута от направления на север – 0,737 ($p < 0,01$). Однако в 2013 г. активность ^3H в воде озер в большинстве случаев оказалась выше, чем в предыдущие годы исследований.

В технологических водоемах В-3 и В-17 ПО «Маяк» вода загрязнена ^3H выше уровня вмешательства (В-3 – $1,5 \cdot 10^4$ Бк/л, В-17 – $2,5 \cdot 10^6$ Бк/л). Во всех остальных исследованных водоемах активность ^3H в воде не превышает уровня вмешательства. Активность ^3H в воде ПБК и фильтрата плотины водоема В-11

в 2012 г. была несколько ниже, чем в 2010 г., а в воде ЛБК – значительно выше. Как следствие, повысился уровень загрязнения воды в районе Асанова моста. В 2013 г. активность ^3H в каналах была несколько ниже, снизилась также активность в верховьях Течи. Вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении от Асанова моста ($\approx 5,5$ км по руслу от плотины водоема В-11) до д. Муслимово (≈ 54 км от плотины). В период с 2009 по 2013 гг. удельная активность ^3H в воде на этом участке колебалась от 11,2 до 473 Бк/л, в среднем – (240 ± 33) Бк/л. Однако даже в верхнем течении реки активность ^3H не превышает уровень вмешательства.

Питьевая вода в исследованных источниках водоснабжения по содержанию ^3H соответствует нормам радиационной безопасности. Тем не менее удельная активность ^3H в питьевой воде в населенных пунктах, расположенных вблизи ПО «Маяк», значительно превышает природный фон для рек России. В наибольшей степени загрязнена вода в н. п. Новая Теча и Новогорный. Здесь в большинстве проб воды активность ^3H превышала 30 Бк/л. По результатам анализа 79 проб питьевой воды коэффициент корреляции активности ^3H в воде и расстояния источника от ПО «Маяк» составил $-0,546$ ($p < 0,01$).

Вода в зоне влияния радиохимического предприятия ПО «Маяк», за исключением воды некоторых технологических водоемов, может считаться безопасной по содержанию ^3H . Однако загрязнение водных экосистем ^3H может сигнализировать о других формах радиоактивного загрязнения.

2 Радиозэкологические проблемы при преимущественном загрязнении территорий ^{137}Cs

2.1 Радионуклиды техногенного происхождения на территории Могилевской области

На протяжении всего своего развития человечество в той или иной степени подвергалось радиационному воздействию. До XX в. оно было обусловлено наличием в биосфере природных источников облучения: космического и земного происхождения. Данное воздействие в пределах конкретных регионов было стабильно и лишь некоторые изменения вызывались природными катаклизмами.

XX в. характеризуется началом атомной эры. Создание человеком ядерного оружия, развитие атомной промышленности и ядерной энергетики сопровождается образованием большого количества радиоактивных элементов техногенного происхождения, которые загрязняют окружающую среду и становятся дополнительным источником облучения человека. Наиболее значимые из них следующие: ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am и др.

До аварии на Чернобыльской АЭС загрязнение техногенными радионуклидами территории Республики Беларусь, в том числе и Могилевской области, было обусловлено в основном глобальными выпадениями, возникшими после интенсивного испытания ядерного оружия в атмосфере в 1950–1960-е гг. Имеются данные, что загрязнение долгоживущими радионуклидами, такими как ^{137}Cs , составляло около $1,5\dots 3,7$ кБк/м², ^{90}Sr – $0,74\dots 1,5$ кБк/м², $^{239,240}\text{Pu}$ – не превышало $0,059$ кБк/м² [31, 181, 182]. Обладая высокой биологической подвижностью, эти радионуклиды становятся неотъемлемым звеном пищевых цепей (например, «растение – животное – человек»). Однако радиологические последствия для населения республики были минимальные, так как указанное загрязнение формировало низкие дозы облучения [182, 190].

Авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. стала самой крупной техногенной катастрофой XX в., приведшей к масштабному загрязнению территорий коротко- и долгоживущими радионуклидами. Она нанесла огромный ущерб Республике Беларусь, создала неблагоприятную радиозэкологическую ситуацию, существенно изменила условия жизни многих людей и наложила негативный отпечаток на их здоровье [201, 202, 252].

Чернобыльская АЭС расположена в восточной части Белорусско-Украинского Полесья на расстоянии всего лишь 12 км от границы с Беларусью. Выброс радиоактивных продуктов деления из разрушенного реактора наиболее интенсивно продолжался первые 10 сут. Подхваченные воздушными потоками они разнеслись на сотни и тысячи километров, обусловив радиоактивное загрязнение окружающей среды. Длительный период выброса и неоднократно меняющиеся метеорологические условия способствовали распространению

радиоактивных веществ в различных направлениях. Образовалось три основных радиоактивных следа: северный, западный и южный. Наиболее загрязненными оказались территории Беларуси, Украины и России. В европейских странах уровень загрязнения был значительно ниже [11, 31, 180, 203].

Характер загрязнения территории Республики Беларусь оказался неравномерный и мозаичный. Выделяют несколько основных пятен. Это ближняя зона, куда входит часть территории Гомельской области, оказавшейся в 30-километровой зоне вокруг ЧАЭС. Северо-западный след – это южная и юго-западная части Гомельской области, центральная и восточная части Брестской, а также центральные части Гродненской и Минской областей. Третье пятно охватывает северо-восточную часть Гомельской и юго-восточную часть Могилевской областей [11, 170, 203, 251, 252].

Загрязнение территории Могилевской области происходило в основном за счет выпадения радионуклидов с атмосферными осадками. В большом количестве оказались ^{131}I (с периодом полураспада 8,04 дня) и ^{137}Cs (с периодом полураспада 30,0 года). Распространение ^{90}Sr (период полураспада 29 лет) было незначительным, а изотопов плутония – минимальным.

Короткоживущий радиоактивный йод (^{131}I) до аварии на ЧАЭС в атмосфере не существовал, поэтому в первые дни после аварии он стал хорошим индикатором возникшей радиоактивности. За счет ^{131}I регистрировалось значительное повышение мощности дозы гамма-излучения на всей территории области. В некоторых населенных пунктах она достигала 0,5 мЗв/ч. Наибольшее поверхностное загрязнение наблюдалось в Чериковском (н. п. Чудяны, Малиновка и др.) и Краснопольском (н. п. Желижье, Осинька, Малый Осов и др.) районах. Уровни выпадения ^{131}I достигали 5550...14100 кБк/м² [196, 203, 251]. В таблице 2.1 приведены данные о количестве ^{131}I в почве на 11 мая 1986 г. на территории ряда районов Могилевской области.

Таблица 2.1 – Плотность поверхностного загрязнения ^{131}I на 11.05.1986 г.

Район	Среднее значение		Максимальное значение	
	кБк/м ²	Ки/км ²	кБк/м ²	Ки/км ²
Быховский	1555	42,0	6440	174,0
Костюковичский	1445	39,0	4070	110,0
Климовичский	815	22,0	2740	74,0
Краснопольский	2775	75,0	7995	216,0
Славгородский	1295	35,0	3035	82,0
Чериковский	3480	94,0	14100	381,0

В результате ^{131}I внес существенный вклад в дозу облучения населения и особенно в облучение щитовидной железы, в которой он концентрировался, попадая в организм человека с продуктами питания. Это привело к росту частоты патологии щитовидной железы у взрослых и детей [170, 203]. В связи со значительным влиянием йода-131 на состояние здоровья населения впоследствии была выполнена реконструкция распределения этого изотопа на территории Беларуси (рисунок 2.1).



Рисунок 2.1 – Загрязнение ^{131}I территории Беларуси по состоянию на 10 мая 1986 г. (реконструкция)

В формировании долговременного загрязнения территории Могилевской области наибольшую значимость имеет цезий-137 (^{137}Cs). Около 35 % земель (примерно 10,4 тыс. км²) было загрязнено ^{137}Cs с уровнем от 37,0 кБк/м^2 (1,0 Ки/км^2) и более (рисунок 2.2) [11]. Начиная с такой плотности загрязнения ^{137}Cs , территория относится к зоне радиоактивного загрязнения (согласно действующему законодательству). Наблюдался неравномерный характер загрязнения не только в пределах радиоактивного пятна (следа), но и в пределах небольших территорий и даже населенного пункта. Максимальный уровень загрязнения почв ^{137}Cs был зарегистрирован вблизи н. п. Чудяны Чериковского

района, который находился в 250 км от Чернобыльской АЭС. Он достигал 59000 кБк/м^2 (1595 Ки/км^2) [196, 202, 203, 251, 261].

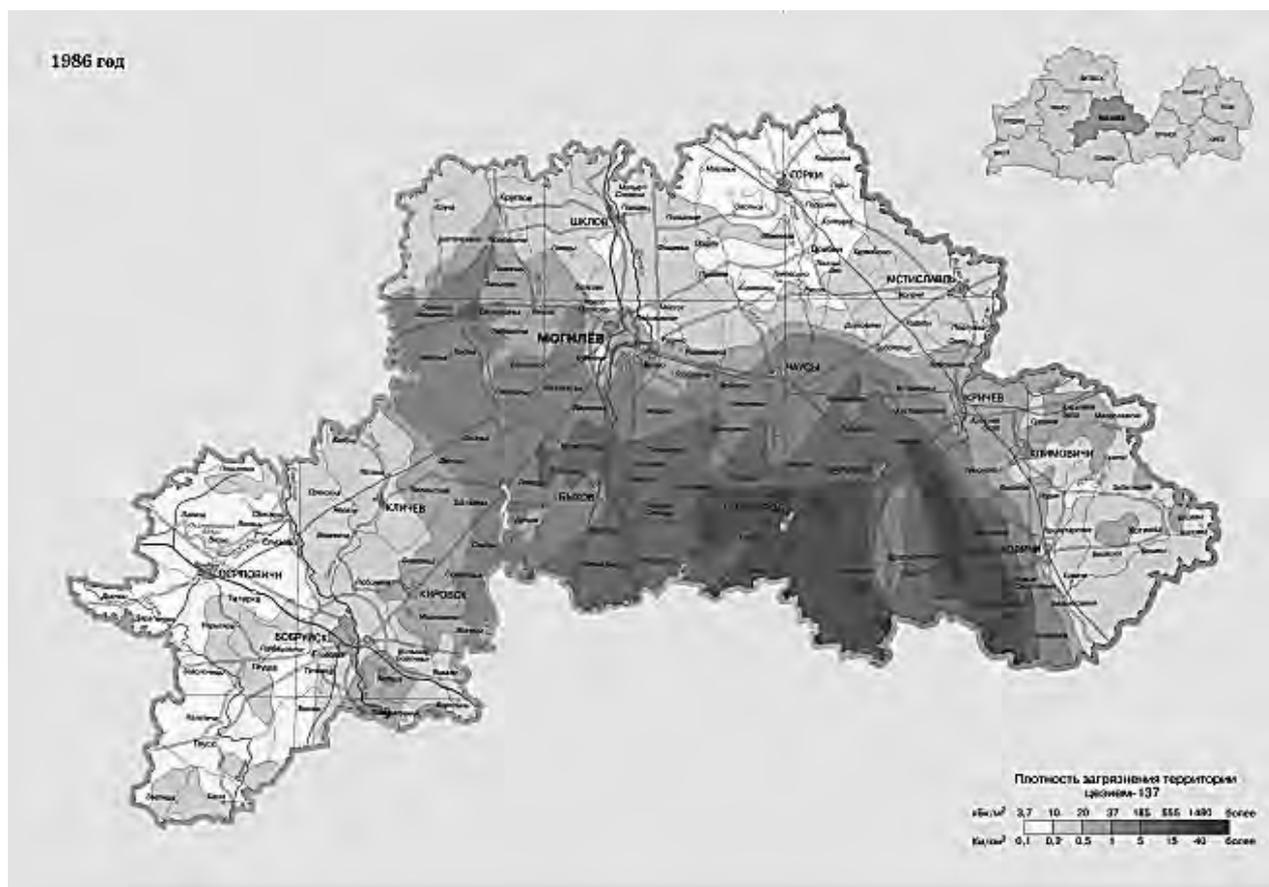


Рисунок 2.2 – Загрязнение территории Могилевской области цезием-137 (1986 г.) [11]

Территория с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs в пределах от 37 до 185 кБк/м^2 составляла 5,49 тыс. км^2 , от 185 до 555 кБк/м^2 – 2,9 тыс. км^2 , от 555 до 1480 кБк/м^2 – 1,45 тыс. км^2 и от 1480 кБк/м^2 и выше – 0,525 тыс. км^2 (данные на начало 1992 г.). Соотношение территорий с различной плотностью радиоактивного загрязнения, выраженное в процентах, представлено на рисунке 2.3.

Пятнадцать районов области в разной степени были загрязнены данным радионуклидом: четыре из них (Быховский, Краснопольский, Славгородский и Чериковский) – *полностью*, остальные (Белыничский, Бобруйский, Кировский, Климовичский, Кличевский, Костюковичский, Кричевский, Круглянский, Могилевский, Мстиславский и Чаусский) – *частично*.

На отдельных участках территории Климовичского, Костюковичского, Краснопольского, Славгородского и Чериковского районов плотность загрязнения почв достигала $1480,0 \text{ кБк/м}^2$ ($40,0 \text{ Ки/км}^2$) и выше.

Минимально загрязненными оказались Бобруйский, Кировский, Круглянский и Мстиславский районы, где и уровень загрязнения почв был невысокий (в основном до 74 кБк/м^2).

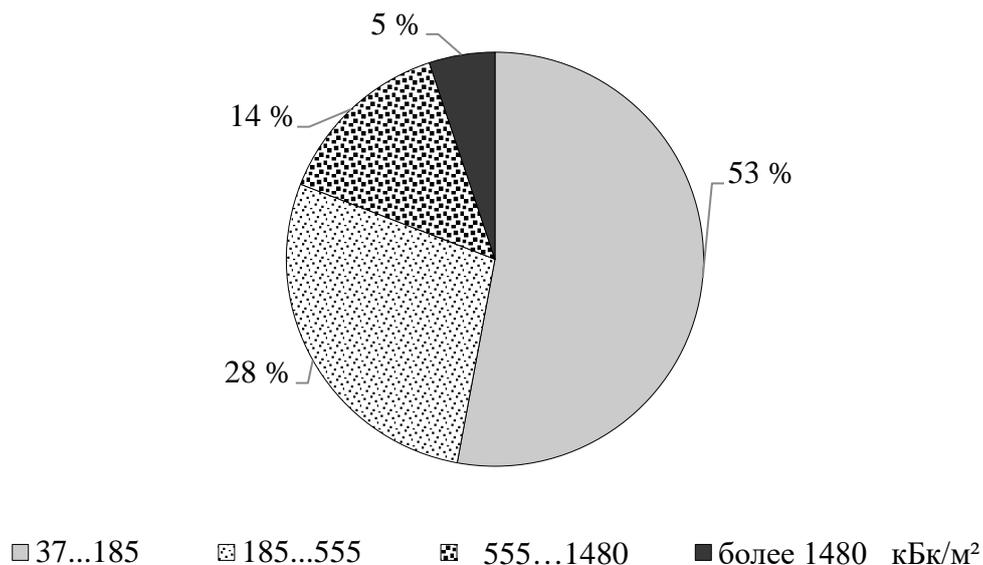


Рисунок 2.3 – Удельный вес площадей с различной плотностью загрязнения ^{137}Cs (1992 г.)

В зоне радиоактивного загрязнения оказалось 1157 населенных пунктов, больше всего их было в Быховском (239), Краснопольском (177) и Чериковском (123) районах (рисунок 2.4). Основная часть загрязненных ^{137}Cs населенных пунктов (62 %) находилась на территории с плотностью, не превышавшей 185 кБк/м² (рисунок 2.5). В то же время в ряде районов имелись населенные пункты с уровнем загрязнения ^{137}Cs более 1480 кБк/м² (40,0 Ки/км²). Так, в *Костюковичском районе* их было 9 (н. п. Чырвоный угол (57,6 Ки/км²), Вировка (53,3 Ки/км²), Деряжня (48,8 Ки/км²), Заречье (48,3 Ки/км²), Озерец (47,4 Ки/км²) и др.), *Климовичском* – 1 (н. п. Александровка (41,8 Ки/км²)), *Краснопольском* – 18 (н. п. Новоельня (84,1 Ки/км²), Гацкевич (67,2 Ки/км²), Дубровка (65,3 Ки/км²), Готовец (64,3 Ки/км²), Высокий Борок (60,7 Ки/км²), Заводок (59,9 Ки/км²), Драгомилово (57,0 Ки/км²) и др.), *Славгородском* – 2 (н. п. Заполянье (49,4 Ки/км²) и Куликовка-2 (41,2 Ки/км²)) и *Чериковском* – 9 (н. п. Каменка (65,7 Ки/км²), Осовец (63,1 Ки/км²), Малиновка (61,8 Ки/км²), Чудяны (58,8 Ки/км²), Монастырек (48,9 Ки/км²) и др.). Плотность загрязнения указана на 01.01.1991 г. Все они и значительная часть населённых пунктов этих же районов, где плотность загрязнения превышала 555 кБк/м² (15 Ки/км²), в дальнейшем были отселены и захоронены.

Находясь в окружающей среде, ^{137}Cs постепенно распадается, превращаясь в стабильный барий-137 (^{137}Ba); при этом испускается бета- и гамма-излучение, которое долгие годы вносит значимый вклад в дозы внешнего и внутреннего облучения населения, проживающего на территории радиоактивного загрязнения. Попадая в организм человека, ^{137}Cs концентрируется преимущественно в

мягких тканях и сравнительно быстро выводится из организма при использовании продуктов питания с минимальным его содержанием [190].

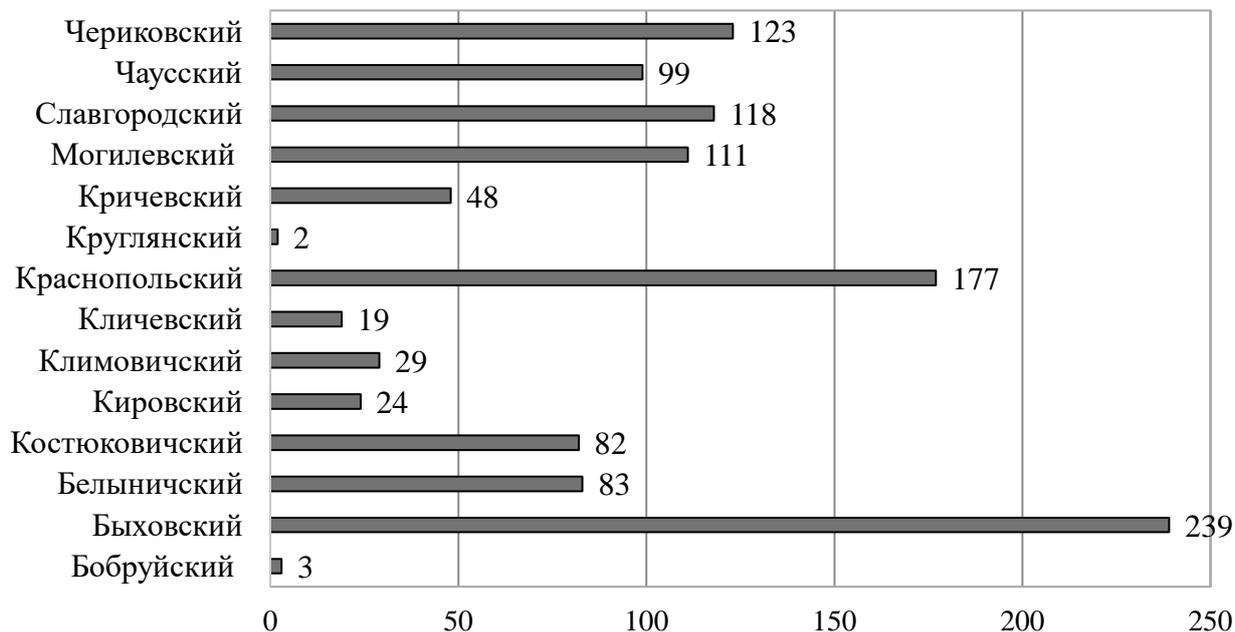


Рисунок 2.4 – Количество населенных пунктов по районам Могилевской области, загрязненных ^{137}Cs свыше 37 кБк/м^2 ($1,0 \text{ Ки/км}^2$)

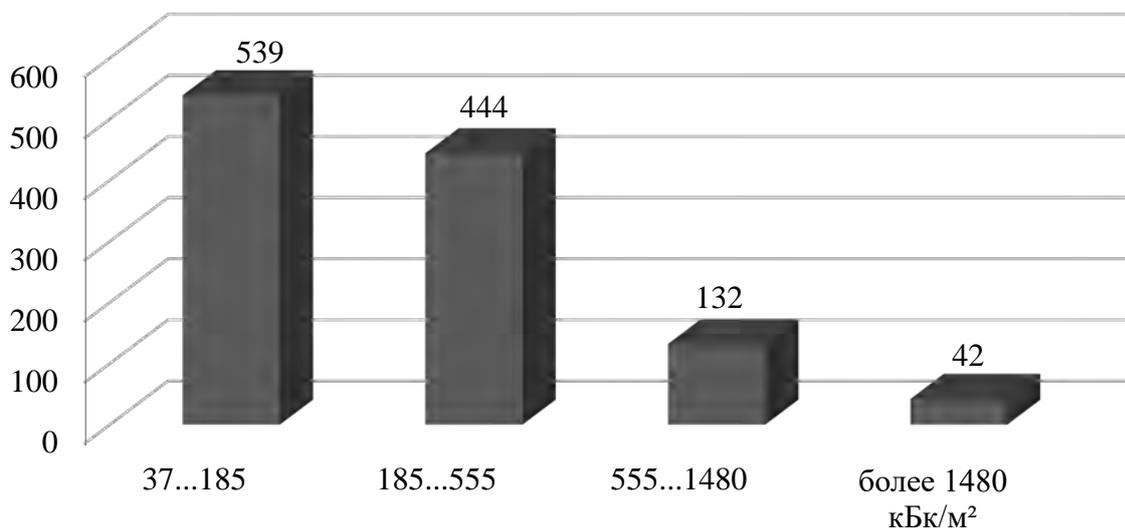


Рисунок 2.5 – Распределение населенных пунктов по зонам загрязнения ^{137}Cs (1991 г.)

Естественный распад радионуклида способствовал снижению уровня загрязнения территорий в отдаленный после аварии период. Так, к началу 2010 г. общая площадь земель, загрязненных ^{137}Cs , на территории Могилевской области составила 7,88 тыс. км² (из них с плотностью от 555

до 1480 кБк/м^2 – $0,68 \text{ тыс. км}^2$, более $1480,0 \text{ кБк/м}^2$ – $0,05 \text{ тыс. км}^2$), к началу 2015 г. – $7,48 \text{ тыс. км}^2$ или $25,8 \%$ (рисунок 2.6) [11, 202, 203]. Среди загрязненных земель наибольший удельный вес в настоящее время занимают земли с плотностью загрязнения от 37 до 185 кБк/м^2 – $68,2 \%$.

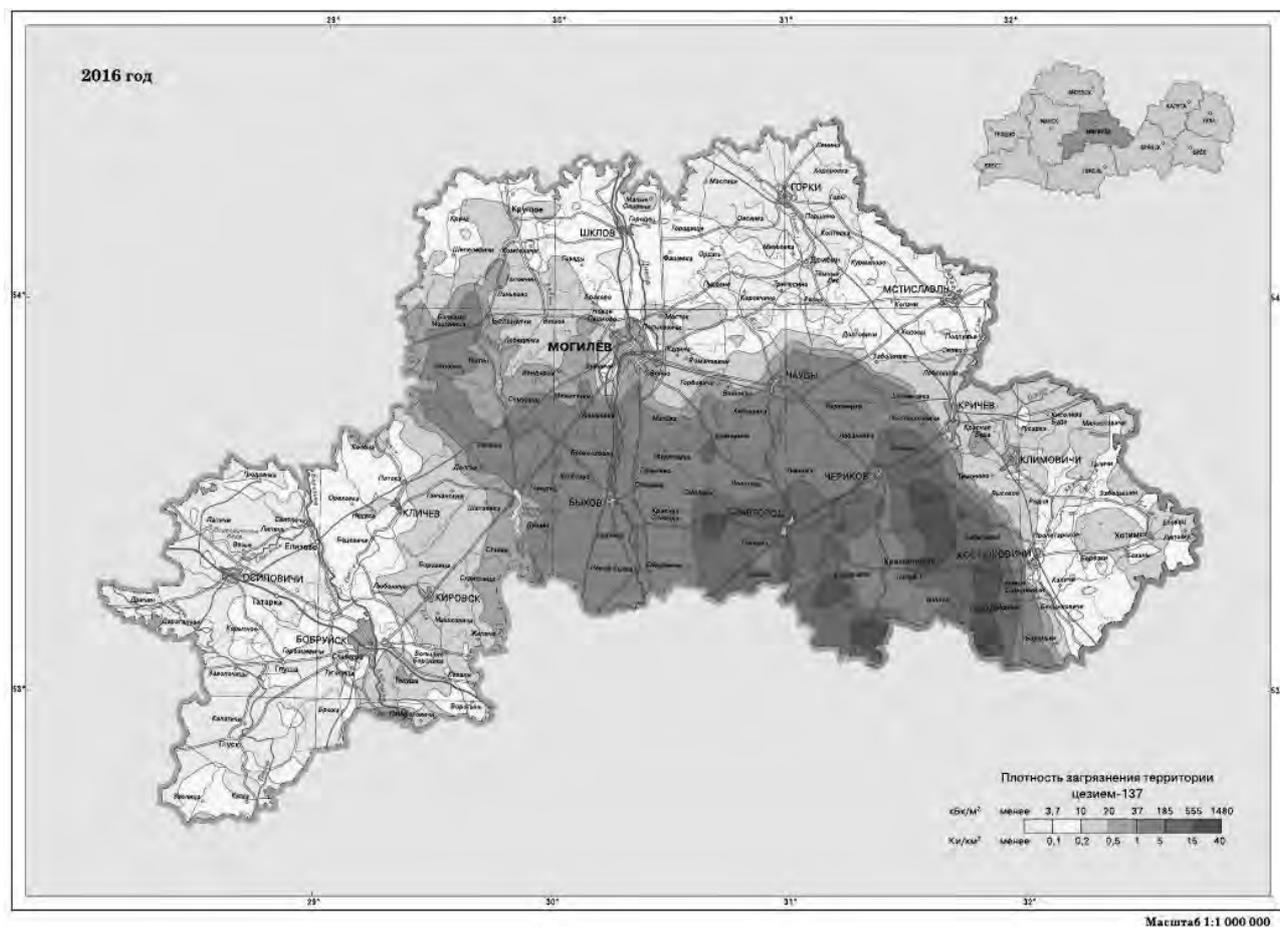


Рисунок 2.6 – Загрязнение территории Могилевской области цезием-137 (2016 г.) [11]

На начало 2015 г. на территории Могилевской области в зоне радиоактивного загрязнения оставалось 698 населенных пунктов, большинство из них (603 н. п. или $86,4 \%$) – на территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs ниже 185 кБк/м^2 .

Загрязнение земель стронцием-90 (^{90}Sr) на территории Могилевской области носило локальный характер [201, 202, 251]. В основном он присутствует в тех районах, которые в наибольшей степени были загрязнены и ^{137}Cs . Максимальное содержание ^{90}Sr в почвах зарегистрировано на территории Чериковского района – 29 кБк/м^2 ($0,78 \text{ Ки/км}^2$). Согласно законодательству территория, загрязненная ^{90}Sr от $5,5 \text{ кБк/м}^2$ ($0,15 \text{ Ки/км}^2$) и выше, относится к зоне радиоактивного загрязнения. В основной своей массе плотность загрязнения ^{90}Sr в области не превышала $18,5 \text{ кБк/м}^2$ ($0,5 \text{ Ки/км}^2$) (рисунок 2.7).

В то же время ^{90}Sr является химически активным щелочно-земельным металлом, который накапливается в растениях и передается по пищевым цепям.

Попадая в организм человека, он концентрируется в костной ткани, медленно из нее выводится и становится на длительное время дополнительным источником внутреннего облучения. В результате радиоактивного распада (бета-распада) ^{90}Sr превращается в стабильный цирконий-90 (^{90}Zr).

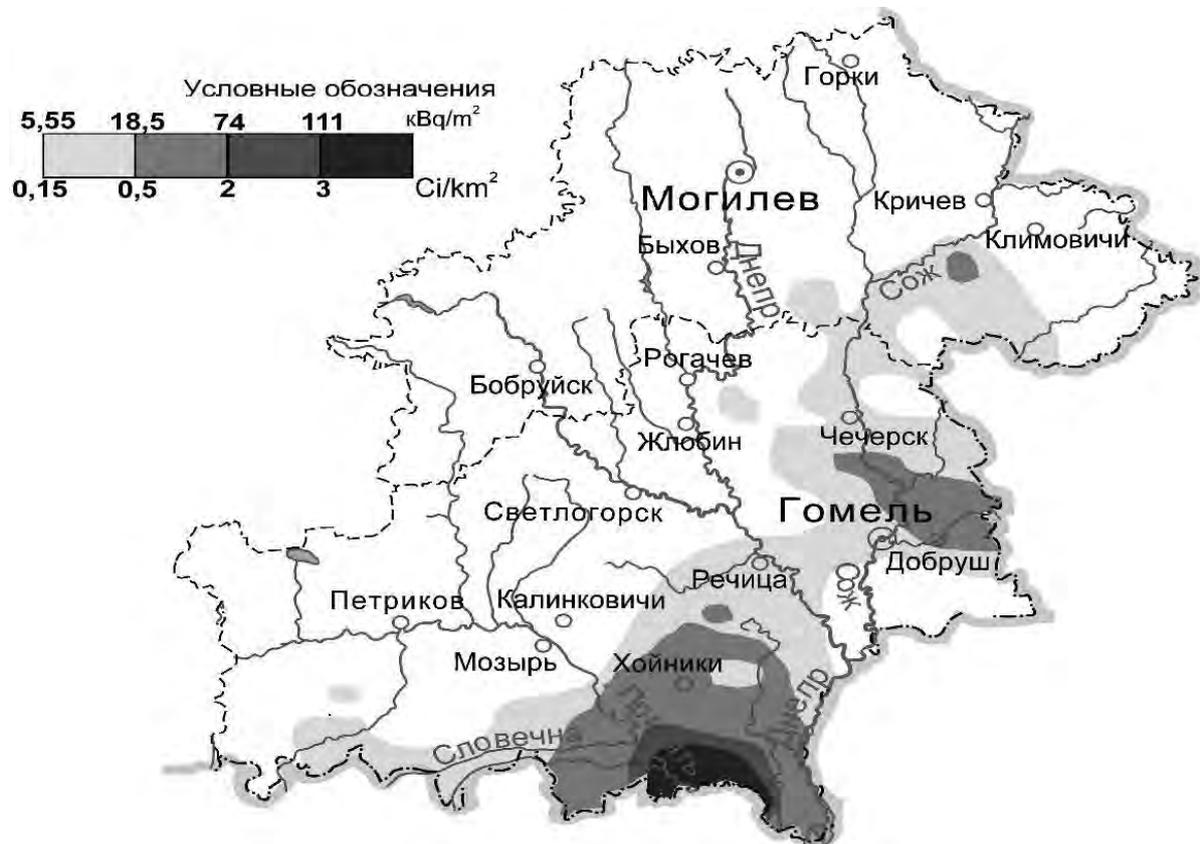


Рисунок 2.7 – Загрязнение ^{90}Sr территории Гомельской и Могилевской областей (2005 г.)

Загрязнение территории Могилевской области трансурановыми ($^{238}, ^{239}, ^{240}\text{Pu}$) элементами было минимальным. Небольшие площади с плотностью загрязнения от $0,37 \text{ kBq/m}^2$ ($0,01 \text{ Ки/км}^2$) и выше регистрируются в юго-восточной части Чериковского района [201, 203, 251]. В н. п. Чудяны уровень загрязнения достигает $1,85 \text{ kBq/m}^2$, н. п. Веприн – $1,33 \text{ kBq/m}^2$ [196]. Данные населенные пункты отселены, а часть наиболее загрязненных земель вблизи их выведена из сельскохозяйственного использования.

Таким образом, основным радионуклидом техногенного происхождения на территории Могилевской области является ^{137}Cs . Высокие плотности загрязнения почв данным радионуклидом в ряде районов еще долгое время будут определять зону радиоактивного загрязнения и вносить значимый вклад в дозы внешнего и внутреннего облучения населения.

2.2 Радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных земель Могилевской области

2.2.1 Динамика загрязнения сельскохозяйственных земель ^{137}Cs .

Земли сельскохозяйственного назначения являются одной из основных составляющих земельного фонда Республики Беларусь и занимают более 9,0 млн га. В результате аварии на ЧАЭС радиоактивному загрязнению ^{137}Cs подверглось более 1,8 млн га сельскохозяйственных земель, что составило 20 % от их общей площади [201, 202, 251]. Основные их массивы были сосредоточены на территории Гомельской и Могилевской областей.

По данным Минсельхозпрода, по состоянию на начало 1988 г. на территории Могилевской области общая площадь сельскохозяйственных земель составляла 1461,6 тыс. га, из них 501,6 тыс. га (34,3 %) было загрязнено ^{137}Cs с плотностью от 37 кБк/м² (1,0 Ки/км²) и выше. На площади около 278 тыс. га плотность загрязнения не превышала 185 кБк/м² (5,0 Ки/км²), на площади 131,5 тыс. га – была в пределах от 185 до 555 кБк/м² (от 5 до 15 Ки/км²) и на 92 тыс. га – колебалась от 555 до 1480 кБк/м² (от 15 до 40 Ки/км²) и выше.

В связи с высокой плотностью радиоактивного загрязнения и невозможностью получения нормативно чистой продукции на территории области за период с 1986 по 1992 гг. было упразднено 20 сельскохозяйственных предприятий и изъято из землепользования 46,9 тыс. га сельскохозяйственных земель [195, 252]. Больше всего было выведено из сельскохозяйственного оборота земель на территории Костюковичского, Краснопольского, Славгородского и Чериковского районов (таблица 2.2). Однако такие земли в небольшом количестве были и на территории других загрязненных районов (в Быховском – около 1,3 тыс. га, Бельничском, Климовичском и Кличевском – по 0,7 тыс. га, Кричевском – 1,8 тыс. га, Могилевском – 0,97 тыс. га, Чаусском – 1,3 тыс. га).

Почти половина изъятых из сельскохозяйственного оборота земель (около 23 тыс. га) имела плотность загрязнения ^{137}Cs более 1480 кБк/м² (40 Ки/км²). Земли, где плотность загрязнения не превышала 555 кБк/м² (15 Ки/км²), по большей части включали пойменные луга, на которых невозможно было получать нормативно чистую продукцию.

Часть земель, отнесенных к категории радиационно опасных, была изъята из сельскохозяйственного обращения и передана в государственный лесной фонд (около 70 %). В связи с ликвидацией хозяйств часть земель была переведена в государственный земельный запас, из которого они вновь вовлекались в сельскохозяйственное использование.

За период с 1993 по 2014 гг. в сельскохозяйственное использование на территории области было возвращено около 2,76 тыс. га земель. Временно неиспользуемыми по состоянию на 2014 г. оставались около 11 тыс. га.

Таблица 2.2 – Загрязнение земель, изъятых из сельскохозяйственного оборота, ^{137}Cs (по состоянию на 1.01.1992 г.)

Район	Площадь, га	В том числе по уровням загрязнения, Ки/км ² (кБк/м ²), тыс. га			
		1...5 (37...185)	5,1...15 (185...555)	15,1...40 (555...1480)	более 40 (более 1480)
Костюковичский	9585	0	175	1492	7918
Краснопольский	10030	0	482	548	9000
Славгородский	9658	794	3693	3036	2135
Чериковский	9760	1417	1376	3055	3912
Итого	39033	2211	5726	8131	22965

Изъятие земель и естественный распад ^{137}Cs постоянно меняли картину радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных земель. Проводимые обследования показали, что к 1996 г. площади загрязненных земель уменьшились до 360,6 тыс. га, к 2006 г. – до 284,06 тыс. га, 2015 г. – до 258,9 тыс. га. Прослеживается также перераспределение площадей загрязненных земель в разрезе уровней активности в связи с постоянным снижением концентрации ^{137}Cs в почве. Динамика загрязнения земель, находящихся в сельскохозяйственном использовании, в последующие после аварии годы представлена в таблице 2.3.

Таблица 2.3 – Динамика загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных земель Могилевской области

Год	Наличие сельскохозяйственных земель, тыс. га	Загрязнено ^{137}Cs от 1,0 Ки/км ² (от 37 кБк/м ²) и более, тыс. га (на 01.01)			
		Всего	1...5 (37...185)	5...15 (185...555)	15...40 (555...1480)
1996	1264,1	360,6	221,8	126,7	12,1
2001	1238,5	332,7	212,2	105,2	15,3
2003	1211,0	308,6	214,6	81,8	11,2
2006	1147,6	284,1	197,1	75,8	11,2
2008	1147,3	276,2	196,6	71,0	8,6
2011	1144,3	277,8	211,0	60,4	6,4
2015	1111,6	258,9	204,1	49,9	4,9
2017	1111,0	257,9	206,3	47,1	4,5

Доля сельскохозяйственных земель, загрязненных ^{137}Cs , на территории области снизилась к 2017 г. до 23 %. Основная масса загрязненных земель (80 %) имеет плотность от 37 до 185 кБк/м² (от 1,0 до 5,0 Ки/км²). В сельскохозяйственном обороте находятся лишь незначительные площади земель

(4,5 тыс. га) с плотностью загрязнения от 555 до 1480 кБк/м² (от 15 до 40 Ки/км²). Их доля не превышает 1,8 % от общего числа загрязненных или 0,4 % от числа сельскохозяйственных.

Изменение структуры загрязненных сельскохозяйственных земель по сравнению с 1988 г. представлено на рисунке 2.8. Как видно на рисунке, за прошедшие годы доля земель с плотностью загрязнения более 555 кБк/м² снизилась почти в 10 раз, а с плотностью от 185 до 555 кБк/м² – в 1,4 раза.

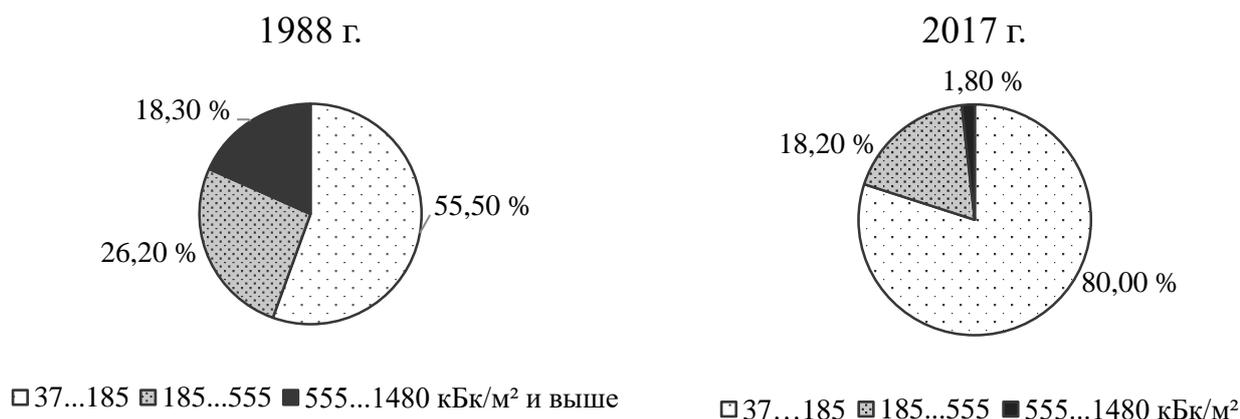


Рисунок 2.8 – Структура загрязнения ¹³⁷Cs сельскохозяйственных земель Могилевской области в разные годы

Среди загрязненных сельскохозяйственных земель Могилевской области на долю пашни приходится 65 %, на луговые земли – 35 %. Площади пашни и луговых земель в разрезе разных уровней радиоактивного загрязнения представлены на рисунке 2.9.

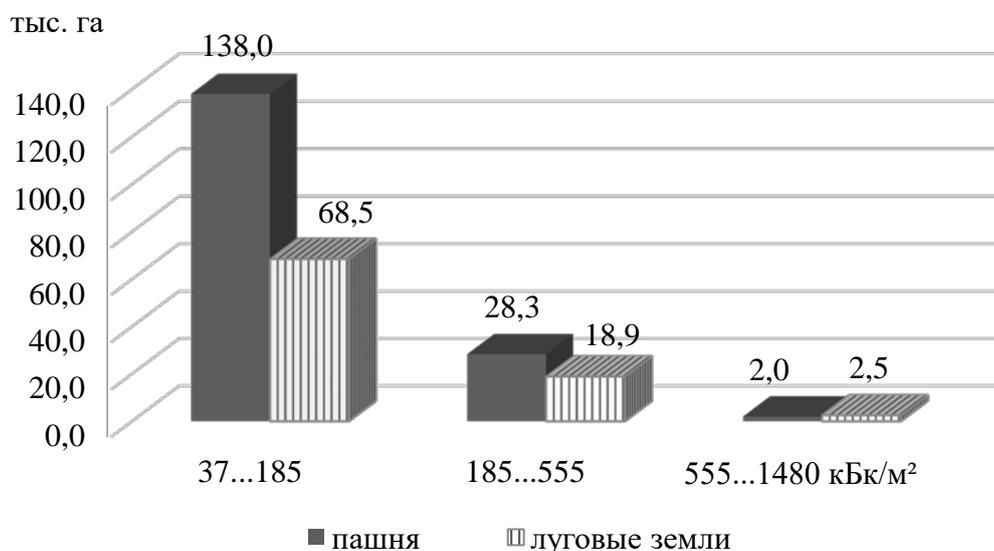


Рисунок 2.9 – Площади пашни и луговых земель Могилевской области с различной плотностью загрязнения ¹³⁷Cs (на начало 2017 г.)

Наибольшие площади загрязнённых сельскохозяйственных земель остаются по-прежнему в Быховском (98,4 %), Краснопольском (100 %), Славгородском (100 %) и Чериковском (100 %) районах. На территории пяти районов имеются земли, где плотность загрязнения ^{137}Cs колеблется от 555 до 1480 кБк/м² (от 15 до 40 Ки/км²), но основные их площади сосредоточены в Костюковичском (2433 га) и Чериковском (1190 га) районах (таблица 2.4).

Таблица 2.4 – Площади загрязнённых ^{137}Cs сельскохозяйственных земель по районам Могилевской области

Наименование районов	Наличие земель	Загрязнено ^{137}Cs от 1,0 Ки/км ² (от 37 кБк/м ²) и более, га (на 01.01.2017 г.)			
		Всего	1...5 (37...185)	5...15 (185...555)	15...40 (555...1480)
1 Бельничский	49993	3974	3974	0	0
2 Бобруйский	67617	585	585	0	0
3 Быховский	78286	77039	73062	3977	0
4 Кировский	53113	511	511	0	0
5 Климовичский	56527	2266	1578	337	351
6 Кличевский	43349	1434	1434	0	0
7 Костюковичский	45040	17245	7770	7042	2433
8 Краснопольский	22980	22980	17843	4865	272
9 Кричевский	34080	10011	9423	588	0
10 Могилевский	95479	21489	20746	743	0
11 Мстиславский	79936	238	238	0	0
12 Славгородский	44951	44951	25774	18946	230
13 Чаусский	63659	28339	26746	1593	0
14 Чериковский	26834	26834	16587	9057	1190
Итого	761844	257896	206271	47148	4476

Начиная с 2008 г. на территории Бельничского и Кличевского районов не остается сельскохозяйственных земель с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 185 кБк/м² (5,0 Ки/км²), Кричевского – более 555 кБк/м² (15,0 Ки/км²), Круглянского – выше 37 кБк/м² (1,0 Ки/км²).

Таким образом, за более чем тридцатилетний после аварии период радиационная обстановка на сельскохозяйственных землях значительно улучшилась. Прошедший период естественного полураспада уменьшил концентрацию ^{137}Cs в почве наполовину. В то же время еще на территории 14 районов

области (из 15 изначальных) остаются сельскохозяйственные земли, загрязненные ^{137}Cs с плотностью от 37 кБк/м² (от 1,0 Ки/км²) и выше. Длительные периоды полураспада и довольно высокие уровни активности почв обуславливают незначительную динамику в общей картине радиоактивного загрязнения. Поэтому еще многие десятилетия на территории области будут сохраняться обширные площади сельскохозяйственных земель, загрязненных ^{137}Cs , и существовать проблема радиоэкологической безопасности продукции, производимой на них.

2.2.2 Динамика загрязнения сельскохозяйственных земель ^{90}Sr .

Загрязнение сельскохозяйственных земель ^{90}Sr на территории Могилевской области в результате аварии на ЧАЭС имело локальный характер и находилось в пределах зон, загрязненных ^{137}Cs [251]. На начало 1996 г. насчитывалось 33,4 тыс. га сельскохозяйственных земель, загрязненных ^{90}Sr , что составляло 2,6 % от всех по области. Основная масса загрязненных земель (74,6 %) имела поверхностную активность в пределах 5,5...11,1 кБк/м² (0,15...0,30 Ки/км²) и лишь на небольшой части (25,4 %) она превышала 11,1 кБк/м². В связи с естественным распадом загрязненные ^{90}Sr площади постепенно снижались (таблица 2.5). Так, к 2008 г. они уменьшились в 2 раза, к 2017 г. – в 2,7 раза. В настоящее время доля сельскохозяйственных земель, загрязненных ^{90}Sr , составляет только 1,1 %. Из загрязненных земель лишь незначительная часть (около 0,3 %) имеет плотность от 11,1 кБк/м² выше.

Таблица 2.5 – Динамика загрязнения ^{90}Sr сельскохозяйственных земель Могилевской области

Год	Наличие сельскохозяйственных земель, тыс. га	Загрязнено ^{90}Sr от 0,15 Ки/км ² (от 5,5 кБк/м ²) и более, тыс. га (на 01.01)		
		Всего	0,15...0,3 (5,5...11,1)	0,3...1,0 (11,5...37,0)
1996	1264,1	33,4	24,9	8,5
2001	1238,5	24,0	20,6	3,4
2003	1211,0	22,1	19,3	2,8
2006	1147,6	20,9	18,2	2,7
2008	1147,3	16,9	16,3	0,6
2011	1144,3	14,8	14,7	0,07
2015	1111,6	12,5	12,46	0,05
2017	1111,0	12,2	12,16	0,05

Загрязненные ^{90}Sr сельскохозяйственные земли были обнаружены на территории восьми районов области. Преобладающие площади (96,7 % по

данным 2005 г.) сосредоточены в Костюковичском (10,4 тыс. га), Краснопольском (2,9 тыс. га), Чериковском (4,7 тыс. га) и Славгородском (3,4 тыс. га) районах. Незначительные площади (3,3 %) – на территории Быховского (0,2 тыс. га), Климовичского (0,4 тыс. га), Кричевского (0,03 тыс. га) и Чаусского (0,1 тыс. га) районов. Земли с плотностью загрязнения от 11,1 кБк/м² и выше в небольших количествах отмечены на территории Климовичского, Костюковичского, Краснопольского и Чериковского районов. К 2006 г. в Чаусском районе не осталось земель, загрязненных ⁹⁰Sr с плотностью выше 5,5 кБк/м² (0,15 Ки/км²). К 2008 г. земли с плотностью загрязнения от 11,1 кБк/м² и выше остались только в Климовичском и Костюковичском районах.

В настоящее время загрязненные ⁹⁰Sr сельскохозяйственные земли сохранились в семи районах области (таблица 2.6). Только в одном Костюковичском районе остались небольшие участки (общей площадью около 47 га), представленные луговыми землями, с плотностью загрязнения от 11,1 кБк/м² и выше.

Таблица 2.6 – Загрязнение сельскохозяйственных земель ⁹⁰Sr по районам Могилевской области (на начало 2017 г.)

Наименование районов	Наличие земель, га	Загрязнено ⁹⁰ Sr от 0,15 Ки/км ² (от 5,5 кБк/м ²) и более, га (на 01.01.2017 г.)		
		Всего	0,15...0,3 (5,5...11,1)	0,3...0,5 (11,5...18,5)
1 Быховский	78286	111	111	0
2 Климовичский	56527	389	389	0
3 Костюковичский	45040	5643	5596	47
4 Краснопольский	22990	559	559	0
5 Кричевский	34080	28	28	0
6 Славгородский	44951	1633	1633	0
7 Чериковский	26834	3848	3848	0
Итого	308708	12211	12164	47

Таким образом, на территории области остается локальное загрязнение сельскохозяйственных земель ⁹⁰Sr с невысоким уровнем активности. В связи с сохраняющейся высокой мобильностью ⁹⁰Sr в почве на отдельных наиболее загрязненных участках может сохраняться проблема получения нормативно чистой продукции.

2.2.3 Миграция радионуклидов в системе «почва – растения».

Поступление радиоактивных элементов из почвы в растения во многом зависит от плотности загрязнения почв, типа почв и их гранулометрического состава. Немаловажное значение имеют физико-химические формы нахождения радионуклидов в почвах, а также агрохимические свойства почв и биологические особенности растений [161, 163, 172, 199–201, 219, 229, 233, 253].

Плотность загрязнения почв сельскохозяйственных земель Могилевской области была рассмотрена ранее. Многие авторы считают, что между плотностью радиоактивного загрязнения территории и величиной радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции имеет место прямо пропорциональная зависимость [161, 164, 166, 182, 186, 216, 230].

Так как тип почв и их гранулометрический состав также оказывают существенное влияние на уровень накопления радионуклидов растениями, проанализируем почвы Могилевской области. Почвы области формируются на суглинистых, супесчаных и песчаных почвообразующих породах, часто подстилаемых мореной на глубине менее 1 м. Преобладают дерново-подзолистые почвы атмосферного (поверхностного) увлажнения. Среди них 54 % составляют автоморфные, дерново-подзолистые почвы, 21 % – дерново-подзолистые заболоченные (полугидроморфные), около 7 % – дерновые заболоченные и дерновые заболоченные карбонатные и 8 % приходится на долю торфяно-болотных почв. В связи с обширной гидрологической сетью р. Днепр довольно широкое (7 %) распространение имеют пойменные (аллювиальные) почвы: пойменные дерновые (кратковременно заливаемые), пойменные дерновые заболоченные (длительно заливаемые) и пойменные торфяно-болотные, залитые большую часть вегетационного периода [183].

Почва является универсальным преобразователем и накопителем органического вещества, двигателем и средой протекания биогеохимических циклов, дает мощный вклад в процессы биосинтеза [239]. Способность почв и грунтов поглощать различные вещества, в том числе и радиоактивные, оказывает большое влияние на характер передвижения радионуклидов в почвах и их доступность растениям.

Тип почв и их гранулометрический состав влияют на прочность закрепления радионуклидов компонентами почв и их подвижность в почвенном профиле. Установлено, что отдельные фракции почв различаются не только размером частиц, но и физическими свойствами и минералогическим составом. Сорбционная способность почв существенно возрастает с увеличением степени дисперсности почвенных частиц: мелкодисперсные фракции обладают более высокой поглотительной способностью по сравнению с крупными. Более прочная сорбция радионуклидов мелкими фракциями почвы обусловлена как большой удельной поверхностью глинистых и илистых частиц, так и различиями в их свойствах. С уменьшением размера гранулометрических фракций повышается содержание в них гумуса и обменных катионов, а также

увеличивается емкость катионного обмена. Прочность сорбции радионуклидов в почве тем выше, чем больше её ёмкость катионного обмена и сумма обменных оснований [162, 164, 167, 192, 201, 217, 238, 242, 262].

Присутствующие в почвенных растворах одновалентные ионы ^{137}Cs вступают в ионно-обменные реакции с ионами глинистых частиц почвенно-поглощающего комплекса (ППК), где прочно фиксируются, изоморфно замещая калий в кристаллических решетках. Причем с течением времени доля фиксированного цезия возрастает. Ионы двухвалентного ^{90}Sr практически не участвуют в таких ионно-обменных реакциях, поэтому ^{90}Sr не поглощается ППК и находится в почве в подвижном состоянии [238, 250].

Почвы тяжелого гранулометрического состава обладают большим количеством мелкодисперсных фракций, нежели легкие. Поэтому поглощённые радионуклиды в 2–5 раз сильнее закрепляются на тяжелых почвах, при этом ^{137}Cs сорбируется в 10–20 раз сильнее, чем ^{90}Sr . Таким образом, чем больше в почве глинистых частиц, тем прочнее сорбция радионуклидов и тем меньше их поступление в растения.

Сорбционные процессы со временем изменяют соотношение различных форм нахождения радионуклидов в почве. По общепринятой классификации доступными, хотя и в различной степени, считаются три формы нахождения радионуклидов в почве: водорастворимая, обменная и подвижная. Четвертая, «фиксированная», форма радионуклидов считается недоступной для растений. В первые годы после аварии радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr находились преимущественно в водорастворимой и обменной формах и были более доступны для поглощения корневой системой растений. Со временем соотношение легко растворимых и необменных форм изменяется, и эти изменения имеют свои особенности в разных ландшафтах и генетических горизонтах почв [164, 209, 247].

Результатами научных исследований установлено, что за прошедший после аварии на ЧАЭС период доля фиксированного ^{137}Cs увеличилась почти в 3 раза и составляет 83...98 % от его общего содержания в почве. В то же время более 57...80 % ^{90}Sr находится в легкодоступных для растений формах (водорастворимых и обменных) [162, 201, 220, 234, 238, 240, 248]. Таким образом, чем полнее радионуклиды поглощаются ППК и чем прочнее они закрепятся в поглощенном состоянии, тем меньше будут вымываться с осадками, мигрировать по профилю почвы и в меньших количествах поступать в растения.

В настоящее время основная масса радионуклидов (до 90 %) на необрабатываемых суглинистых почвах сосредоточена в верхнем слое 0...5 см, на супесчаных – 0...10 см [167, 242, 248, 250, 263]. На увлажненных дерново-торфянисто-глеевых и торфяно-болотных почвах она распределяется на глубину до 20...30 см и более. На пахотных землях радионуклиды равномерно

перемешены в пахотном слое на глубине от 0 до 25 см и лишь небольшая их часть попадает в подпахотный горизонт (1...2 %).

Для определения поступления радионуклидов из почвы в растения часто используют такой показатель, как коэффициент перехода K_p , отражающий соотношение между количеством радионуклида, содержащегося в почве, и количеством радионуклида, накапливаемого растениями за время их жизни [229, 230]. Значения коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в сельскохозяйственные культуры изменяются со временем в зависимости от степени фиксации ^{137}Cs почвенным поглощающим комплексом. В связи с тем, что значительная часть ^{137}Cs находится в настоящее время в фиксированной форме, его переход в сельскохозяйственные культуры за послеаварийный период уменьшился на порядок, в то время как биологическая доступность ^{90}Sr практически не снижается, так как для него характерно преобладание легкодоступных для растений форм.

В наименьшем количестве радионуклиды усваиваются растениями из черноземов, тяжелых и средних суглинистых почв, в наибольшем – из торфяных, болотистых и песчаных почв [207, 209]. В исследованиях, проведенных на загрязненных радионуклидами территориях Беларуси и Украины [161, 164, 165, 185], выделены следующие ряды почв по степени уменьшения подвижности радионуклидов: для ^{90}Sr – дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая супесчаная > торфяно-болотная; для ^{137}Cs – торфяно-болотная > дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая супесчаная > чернозем деградированный суглинистый > дерново-подзолистая суглинистая. Данные свидетельствуют, что ^{90}Sr наиболее подвижен, а следовательно, и доступен растениям на дерново-подзолистых почвах легкого гранулометрического состава. ^{137}Cs обладает наибольшей подвижностью в торфяно-болотных почвах.

Коэффициенты перехода радионуклидов в растения, произрастающие на дерново-подзолистых суглинистых почвах, в 1,5–2 раза ниже по сравнению с дерново-подзолистыми песчаными почвами. На дерново-подзолистых почвах они ниже, чем на пойменных (аллювиальных). На торфяно-болотных, наоборот, они могут быть в 5–10 раз выше [168, 185, 189, 191, 214]. Это объясняется очень низким содержанием в таких почвах глинистых минералов, способных фиксировать ^{137}Cs и ^{90}Sr , поэтому они присутствуют в основном в водорастворимой и обменной формах. Таким образом, в зависимости от типа почв и их гранулометрического состава миграция радионуклидов в растения может существенно меняться. Территория радиоактивного загрязнения Могилевской области представлена довольно разными почвами, среди которых немало почв легкого гранулометрического состава, торфяно-болотных и пойменных, что осложняет получение продукции растениеводства с содержанием радионуклидов в пределах допустимых уровней, особенно на участках с более высокой плотностью загрязнения.

Доказано также, что на накопление радионуклидов растениями влияет режим увлажнения почв. Количество катионов ^{137}Cs и ^{90}Sr , вытесняемых из почвы в раствор, возрастает с увеличением влажности. Это связано со сложным характером взаимовлияния влажности, свойств почвы и биологических особенностей растений на процессы миграции радионуклидов в цепи «почва – растения». С увеличением влажности почвы возрастает доля обменного ^{137}Cs и доля водорастворимого и обменного ^{90}Sr , в связи с чем повышаются коэффициенты перехода и возрастает содержание радионуклидов в растениях. Особенно заметна эта тенденция на песчаных и торфяных пойменных почвах, где даже при низких плотностях загрязнения, в условиях повышенной влажности, наблюдается высокая удельная активность зеленой массы многолетних трав [159, 201, 216, 240, 241].

В то же время иногда встречаются противоречивые мнения о роли влаги в миграции радионуклидов в системе «почва – растения». Отмечено как увеличение перехода радионуклидов в растения с ростом содержания влаги в почве, так и отсутствие влияния влажности. При разных режимах увлажнения может практически не изменяться коэффициент накопления радионуклидов растениями (это отношение содержания радионуклида в растительной массе к содержанию радионуклида в почве), но может возрасти общий вынос радионуклидов за счет увеличения биологической массы растений [41, 182, 215, 222, 255]. Неоднозначность имеющихся данных о роли влажности связана с тем, что различные радионуклиды поглощаются растениями из почвы в зависимости от режима ее увлажнения по-разному. Кроме того, влияние влажности почв на подвижность радионуклидов зависит от самих свойств почв и биологических особенностей растений [233].

Интенсивность перехода радионуклидов из почвы в растения во многом обусловлена агрохимическими свойствами почв, такими как кислотность почв, содержание обменных ионов калия, кальция, магния и подвижного фосфора, содержание органического вещества и др. Диапазон агрохимических показателей может существенно различаться даже в пределах одного типа почв и оказывать влияние на накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr растительностью. Большинство агрохимических показателей тесно связаны между собой и степень воздействия каждого отдельного свойства зависит от влияния всего комплекса.

Многочисленными научными исследованиями установлена тесная связь между переходом радионуклидов в растения и кислотностью почв (рН почвенного раствора). Из кислых почв радионуклиды поступают в растения в значительно больших количествах, чем из почв слабокислых, нейтральных или слабощелочных. Дерново-подзолистые почвы, преобладающие на территории области, характеризуются высокой исходной кислотностью и слабой насыщенностью основаниями. При увеличении кислотности почвы снижается прочность закрепления радионуклидов почвенно-поглощающим комплексом и, соответственно, возрастает интенсивность поступления их в растения. При

повышении рН почвенной среды ряд радионуклидов переходит из ионной формы в различные гидролизные комплексные соединения, что снижает их доступность для растений [172, 221, 255]. Кислотность оказывает и косвенное влияние на сорбцию почвами радионуклидов, изменяя емкость катионного обмена. Экспериментальными данными доказано, что внесение извести или других известковых мелиорантов из расчета нейтрализации полной гидролитической кислотности позволяет значительно снизить поступление радионуклидов в продукцию растениеводства [221]. Поэтому известкование кислых почв является одной из защитных мер, проводимых в сельском хозяйстве на территории радиоактивного загрязнения [171, 229].

Исследования разных авторов показывают, что чем больше содержание обменного калия, магния и кальция в верхнем почвенном горизонте, тем меньше ^{137}Cs накапливают растения. Обменный калий оказывает конкурентное влияние на поступление ^{137}Cs . Установлено, что чем больше в почвенно-поглощающем комплексе обменного калия, тем быстрее происходит закрепление в нем ^{137}Cs , а это способствует снижению его перехода в растения. Коэффициенты перехода ^{137}Cs в растения при высоком содержании обменного калия в почве могут снижаться до 70 %, по сравнению с низко обеспеченной калием почвой, в случае остальных равных условий [163, 166, 192, 220].

Зависимость между наличием в почве обменного калия и коэффициентами перехода ^{90}Sr менее выражена. Однако установлена прямая зависимость между содержанием в почве обменного кальция, уровнем кислотности почвенного раствора и поступлением ^{90}Sr в растения. Чем больше в почве обменного кальция и меньше кислотность почв, тем ниже коэффициенты перехода ^{90}Sr . При доведении содержания обменного кальция в почве до оптимальных значений переход ^{90}Sr может снижаться в 1,5–2 раза. Торфяно-болотные почвы бедны калием, кальцием и магнием, имеют кислую реакцию среды, поэтому коэффициенты перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs на них в 5–20 раз выше, чем на дерново-подзолистых почвах. Обеспечение почв элементами минерального питания и снижение их кислотности является важной составной частью защитных контрмер [163, 169, 173, 201, 208]. Содержание подвижного калия и величина обменной кислотности как наиболее значимые агрохимические показатели используются для прогноза содержания соответственно ^{137}Cs и ^{90}Sr в сельскохозяйственных культурах [215, 229, 230].

Важное влияние на миграцию радионуклидов в почве и поглощение их растениями оказывает органическое вещество. Для большинства радионуклидов увеличение содержания гумуса в почве является фактором, снижающим их переход в растения [174, 209]. Отмечено, что в дерново-подзолистой почве с низким содержанием гумуса ($C_{\text{орг}} - 0,9 \%$) радионуклиды сорбируются преимущественно минеральной частью, а в более гумусированной ($C_{\text{орг}} - 4,6 \%$) дерновой почве – органическим веществом [217, 218]. Поведение радионуклидов связано с органическим веществом почв специфической природы – гуминовыми

и фульвокислотами. Гумусовые кислоты, особенно гуминовая кислота, образуют с радионуклидами сложные плохо растворимые комплексы или гуматы, поэтому доступность ^{90}Sr для растений снижается в 2 раза, а ^{137}Cs – в 1,5 раза.

Большой запас органического вещества содержится на торфяно-болотных почвах. Однако если увеличение содержания гумуса на дерново-подзолистой почве способствует снижению перехода радионуклидов в растения, то на торфяно-болотных почвах сохраняется повышенная биологическая доступность радионуклидов. Это связано со способностью органического вещества фиксировать ионы радионуклидов на поверхности органических коллоидов, что не обеспечивает прочной сорбции радионуклидов и увеличивает их доступность растениям. Кроме того, повышенная кислотность торфяно-болотных почв обеспечивает хорошую растворимость солей радионуклидов и их доступность растениям [214, 254].

Степень окультуренности почв также оказывает влияние на поступление радионуклидов в растения. С повышением степени окультуренности переход радионуклидов в растения снижается [191, 218]. Определена зависимость накопления радионуклидов от совокупности агрохимических показателей, которая количественно может быть представлена в виде индекса окультуренности – интегрального показателя отношения рН, содержания гумуса, подвижных форм фосфора и калия к их оптимальным параметрам. Так, минимальное накопление радионуклидов в травяных кормах достигается при их возделывании на дерново-подзолистых почвах разного гранулометрического состава с индексом окультуренности 0,81...1,0 [173].

Накопление радионуклидов растениями зависит не только от свойств почв, но и от биологических особенностей самих растений. Корневое поглощение минеральных веществ, в том числе и радионуклидов, из почвенного раствора является процессом, контролируемым физиологическими процессами в растениях. Механизм усвоения радионуклидов корнями растений подобен усвоению необходимых элементов питания. Среди основных биологических особенностей, обуславливающих накопление радионуклидов растениями, можно выделить: эволюционное происхождение растений, родовые и видовые характеристики, распределение, тип и мощность корневой системы, продолжительность периода вегетации, продуктивность и др. По накоплению радионуклидов отделы флоры располагают в следующем убывающем порядке: лишайники > мхи > папоротники > голосеменные > покрытосеменные. Различия в накоплении радионуклидов выявлены в пределах классов, семейств и видов.

Межвидовые различия при корневом пути их поступления могут быть незначительные, а могут отличаться в десятки раз. Это зависит от условий питания растений, различия в характере распределения и мощности их корневых систем и других биологических особенностей [168, 185, 201, 235, 242]. Среди сельскохозяйственных культур максимальным накоплением ^{137}Cs характеризуются зернобобовые и бобовые кормовые культуры, минимальным –

зерновые [200]. Плотнокустовые злаки, у которых основная масса корней сосредоточена в верхнем слое почвы, как правило, накапливают больше радионуклидов, чем корневищные [214, 254]. Накопление радионуклидов луговыми растениями определяется особенностями строения их дернины. На злаковом лугу с мощной плотной дерниной содержание ^{137}Cs в фитомассе в 3–4 раза выше, чем на разнотравном лугу с рыхлой маломощной дерниной. Более высокими аккумулятивными свойствами обладают осоковые травы, за ними следуют злаковые, далее – сложноцветные, бобовые, кипрейные, зверобойные и др. Кальциелюбивые растения поглощают больше ^{90}Sr , чем растения, бедные кальцием. Переход ^{90}Sr в бобовые травы в 2–6 раз интенсивнее, чем в злаковые [216].

Установлены также сортовые различия в накоплении радионуклидов сельскохозяйственными растениями, однако они выражены в меньшей степени [161, 166, 200, 201, 231, 250, 256]. В данном направлении проводилось много исследований и достоверно доказаны различия в накоплении ^{137}Cs и ^{90}Sr между разными сортами озимой ржи, озимой и яровой пшеницы, овса, ячменя, гороха, люпина, картофеля и других культур. Изучение сортовых особенностей картофеля в условиях полевого опыта показало, что сорта с более короткими сроками созревания имели тенденцию к меньшему накоплению ^{137}Cs в клубнях, а более позднеспелые сорта характеризовались более высоким его накоплением [231].

Немалую роль в миграции радионуклидов из почвы в растения играют климатические показатели: годовое количество осадков и их распределение по месяцам вегетативного периода, теплообеспеченность и др. [207, 242, 262]. Различия в погодных условиях в отдельные годы сказываются на урожайности кормовых угодий и размерах поступления радионуклидов в травянистую растительность. Так, теплое лето и продолжительный вегетационный период создают благоприятные условия для растительности естественных пойменных лугов. Однако засушливые периоды приводят к ухудшению условий питания растений и, как правило, снижению урожайности большинства сельскохозяйственных культур, а также к повышению накопления радионуклидов ими. Превышение суммы осадков за год над количеством испарившейся с поверхности влаги способствует созданию промывного типа водного режима и приводит к заболачиванию пониженных участков, образованию полугидроморфных и гидроморфных (болотных) почв, что также сказывается на переходе радионуклидов в растения [168, 185, 189, 201, 216].

Таким образом, были рассмотрены основные факторы, влияющие на миграцию радиоактивных элементов из почвы в растения. В зависимости от типа почв, их гранулометрического состава, влажности, кислотности почвенного раствора, наличия элементов питания и других факторов накопление радионуклидов растениями может существенно отличаться. Фиксация радиоактивных элементов почвенно-поглощающим комплексом и их естественный

распад способствовали значительному снижению уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции. В то же время наличие на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области переувлажненных почв и почв легкого гранулометрического состава, низко обеспеченных элементами питания, сохраняет на отдельных участках проблему получения нормативно чистой продукции.

2.3 Радионуклиды в экосистемах пойменных лугов

2.3.1 Особенности миграции ^{137}Cs в пойменных экосистемах.

На территории Могилевской области около 40 % загрязненных сельскохозяйственных земель представлены луговыми землями. Значительная их часть – это естественные кормовые угодья, расположенные в долинах р. Днепр, Сож и их притоков (р. Друть и Проня).

Загрязненные радионуклидами пойменные луга р. Днепр расположены на территории Быховского (около 10,3 тыс. га) и Могилевского (около 3 тыс. га) районов, а его притока р. Друть – Быховского, Кличевского и Бельничского районов. Плотность загрязнения почв ^{137}Cs на большей части их территории не превышает 185 кБк/м² и лишь на отдельных участках колеблется от 185 до 370,0 кБк/м². Сельскохозяйственная освоенность пойменных лугов р. Днепр достигает 70 % и более. Половина пойменных земель была мелиорирована еще в дочернобыльский период, но система мелиоративных каналов поддерживается в удовлетворительном состоянии. Созданные в результате осушения заболоченных земель улучшенные сенокосы и пастбища используются в кормопроизводстве. Естественный травостой представлен в основном злаковыми или разнотравно-злаковыми ассоциациями, но на разных элементах рельефа поймы имеются существенные различия в его видовом составе [159].

Загрязненные радионуклидами пойменные луга р. Сож и его притока р. Прони расположены в основном на территории Славгородского и Чериковского районов. Их общая площадь составляет примерно 10,5 тыс. га. Небольшие загрязненные участки поймы р. Сож имеются в Климовичском (0,3 тыс. га) и Кричевском (0,54 тыс. га) районах, а поймы р. Прони еще и в Чаусском районе. Плотность загрязнения почв ^{137}Cs колебалась от 37,0 до 1480,0 кБк/м² и выше. Около 7,1 тыс. га пойменных земель р. Сож после аварии на ЧАЭС было выведено из сельскохозяйственного использования в связи с высокой плотностью радиоактивного загрязнения и невозможностью получения продукции в пределах допустимых уровней. Однако в настоящее время отдельные участки эксплуатируются сельскохозяйственными предприятиями. Пойменные луга р. Сож нередко закустарены и заболочены. По состоянию травостоя и его продуктивности большинство из них нуждается в проведении поверхностного улучшения. В то же время встречаются небольшие

мелиорированные площади с улучшенным злаково-разнотравным и злаковым травостоем [6].

В послеаварийный период пойменные луга оказались основным источником получения кормов с повышенным содержанием радионуклидов, даже если плотность их радиоактивного загрязнения была невысокой.

Поймы являются продуктом водных потоков и геологических пород, где основными формирующими факторами выступают геологические процессы, связанные с деятельностью водотоков. Развитие почв в поймах рек происходит под влиянием не только факторов почвообразования, присущих той или иной геоморфологической и климатической зоне, но и особых условий, которые создаются в результате ежегодного затопления их полыми водами и отложения на поверхности свежего аллювиального наноса. В силу особо складывающихся условий почвы пойм рек отличаются большой пестротой и пространственной вариабельностью их свойств. В хорошо развитых поймах в основном образуются аллювиальные, луговые зернистые, дерново-глеевые (глееватые) песчаные, супесчаные, болотные и торфянистые почвы [183, 239]. Особенности условий почвообразования, характерные только для речных пойм, накладывают определенный отпечаток и на биологические свойства этих почв. Почвы речных пойм с активным аллювиальным процессом содержат значительно меньше неразложившихся растительных остатков, чем почвы водораздельных лугов. Содержание гумуса в почвах подвержено большим вариациям. Органическое вещество почв находится на различных стадиях минерализации и гумификации. Луговая растительность различных частей поймы существенно различается [214, 235, 242]. Своеобразие экологических условий луговых почв в поймах рек обуславливает не только более высокую в сравнении с водораздельными лугами биологическую продуктивность, но и повышенную интенсивность круговорота биогенных элементов в системе «фитоценоз – почва – фитоценоз».

В речных долинах распределение радионуклидов носит неравномерный характер и во многом определяется естественными миграционными процессами химических элементов по ландшафтам пойм и их вовлечением в пойменное почвообразование. Общая картина радиоактивного загрязнения пойменных экосистем постоянно изменяется как вследствие естественного радиоактивного распада, так и в результате вторичного перераспределения радионуклидов по ландшафтно-геохимическому профилю из-за ежегодного затопления и перераспределения веществ дождевыми и паводковыми водами [189, 240, 242]. Миграция радионуклидов происходит как в растворённом виде, так и в сорбированных на органических и минеральных частицах формах.

Вторичное перераспределение радиоактивных элементов в почвенном разрезе определяется прежде всего степенью первичного загрязнения почв радионуклидами и их формами, типом почв и их физико-химическими свойствами, условиями инфильтрации атмосферных и паводковых вод. Миграция радионуклидов на глубину увеличивается с уменьшением мощности

гумусового горизонта, ростом величины осушенности почв, повышением зернистости частиц почвы [162, 164, 165, 207]. Вместе с тем все же основная масса радионуклидов остается сосредоточенной в верхнем 5-сантиметровом слое гумуса, хотя заметно некоторое увеличение активности в нижележащем 5...10-сантиметровом слое. Со временем вторичная контрастность радионуклидов на отдельных элементах рельефа речной долины возрастает, а первичная контрастность от аварийного выпадения несколько сглаживается. При этом в контрастности увеличивается роль геохимических барьеров (сорбционного, биогенного, механического и др.). К местам возможных концентраций радионуклидов в речных долинах относятся: притеррасная пойма, понижения и побережья вторичных водоемов центральной поймы, подножья склонов и устьевые участки мелких притоков, старицы, заболоченные участки [189, 242].

Большое разнообразие почвенно-геохимических условий на пойменных землях влияет на горизонтальную и вертикальную миграцию ^{137}Cs , а также на его доступность растениям [234, 240, 242]. Высокие переходы радионуклидов в растительность пойменных лугов связаны с агрохимическими свойствами и водным режимом почв, а также с особенностями формирования ботанического состава травостоя [41, 172, 201, 214, 216, 230]. Краткосрочное или длительное весеннее затопление способствует увеличению в структуре травостоя малоценных в кормовом отношении видов трав, отличающихся высокими уровнями накопления радионуклидов.

Известно, что миграция радионуклидов в экосистемах пойм в значительной степени связана с гумусовыми и низкомолекулярными кислотами, а также с гидроксидами железа и алюминия в почве [207, 242]. На размеры перехода ^{137}Cs из торфяно-болотных почв притеррасной поймы в наземный покров главным образом влияет содержание подвижного калия и степень увлажнения. Для аллювиальных дерново-глееватых и глеевых почв понижений центральной поймы наибольшее влияние на переход в наземный покров ^{137}Cs оказывает содержание подвижного калия, подвижного фосфора, обменного магния и обменного железа в верхнем почвенном горизонте. Чем выше содержание данных элементов в почве, тем меньше ^{137}Cs накапливают растения. Для аллювиально-дерновых песчаных слаборазвитых почв прирусловой поймы основными почвенными факторами, влияющими на переход ^{137}Cs в наземный покров, является высокое содержание фульвокислот, что определяет высокую миграционную способность радионуклидов на данном участке поймы. Чем выше содержание фульвокислот, тем выше удельная активность травостоя прирусловой поймы.

Различия в элементах питания на разных участках пойменного луга, водный режим почв и видовые особенности растений во многом определяют уровень загрязнения травостоя. Осоково-разнотравные и особенно осоковые фитоценозы, приуроченные к постоянно переувлажненным почвам, накопи-

вают ^{137}Cs в 5–100 раз больше, чем злаковые фитоценозы. Так как травостой пойменного луга представляет собой зачастую совокупность нескольких видов растений, из которых один или два являются доминантными, то концентрация радионуклидов в растениях этого вида (видов) в значительной степени и будет определять уровень загрязнения травостоя в целом [186, 214, 216, 241, 254].

Постоянная миграция, концентрация и рассеяние радионуклидов изменяют экологическую обстановку пойменных лугов. В то же время естественный распад радионуклидов и снижение их биодоступности в результате фиксации почвенным поглощающим комплексом обеспечивают постоянное снижение уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции.

2.3.2 Радиоэкологическая ситуация в пойме р. Днепр и Сож в отдаленный период.

2.3.2.1 Результаты радиоэкологического обследования пойменных лугов р. Днепр в отдаленный период.

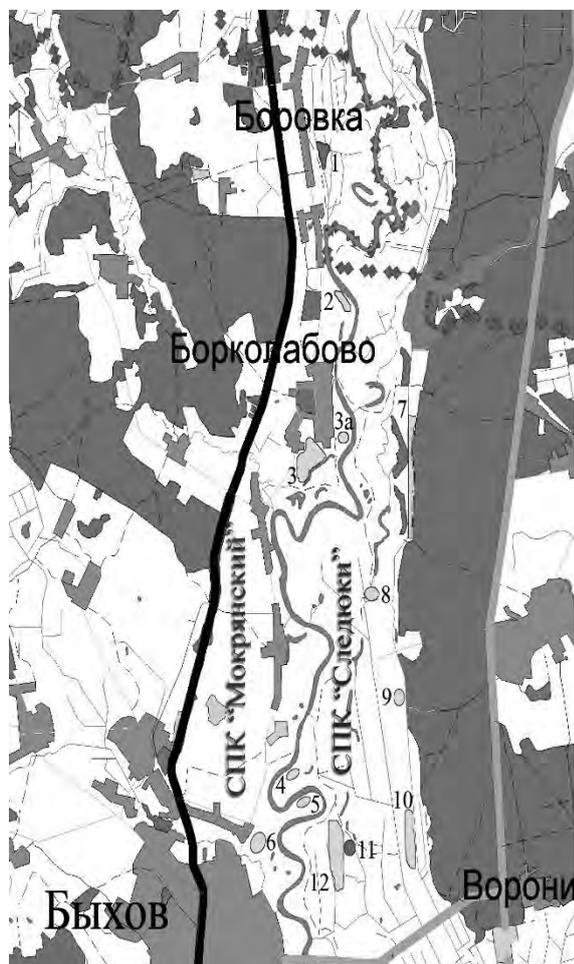
Для уточнения радиоэкологической ситуации на пойменных землях Могилевской области в отдаленный после аварии на ЧАЭС период в 2011–2012 гг. сотрудниками Могилевского филиала РНИУП «Институт радиологии» проведено обследование пойменных лугов р. Днепр и Сож [6, 159]. Это позволило оценить их пригодность для использования в кормопроизводстве и уточнить коэффициенты перехода K_n ^{137}Cs из почвы в растения.

Прежде чем проводить радиоэкологическое обследование, был выполнен прогноз загрязнения ^{137}Cs зеленой массы пойменных лугов р. Днепр, расположенных на территории Быховского района. Прогноз выполняли по стандартной методике, изложенной в Рекомендациях по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь [229]. При прогнозировании использовали коэффициенты перехода ^{137}Cs в зеленую массу злаковых трав на пойменных землях в зависимости от вида почв и обеспеченности их обменным калием и данные последнего тура агрохимического и радиологического обследования почв (на тот момент) в разрезе каждого элементарного участка. Результаты прогноза показали, что в пойме р. Днепр только на площади в 42,2 га возможно производство кормов (зеленой массы) с повышенным содержанием радионуклида (выше 165 Бк/кг). В основном это небольшие элементарные участки, расположенные в притеррасной части поймы и представленные торфяными почвами. Максимальное прогнозное содержание ^{137}Cs составило 207 Бк/кг. На площади 387,2 га по прогнозу возможно было производство зеленой массы с содержанием ^{137}Cs от 100 до 164 Бк/кг. В большинстве случаев такие небольшие участки точечно разбросаны на всем протяжении пойменных лугов и представлены торфяными или связно-песчаными почвами (рисунок 2.10).

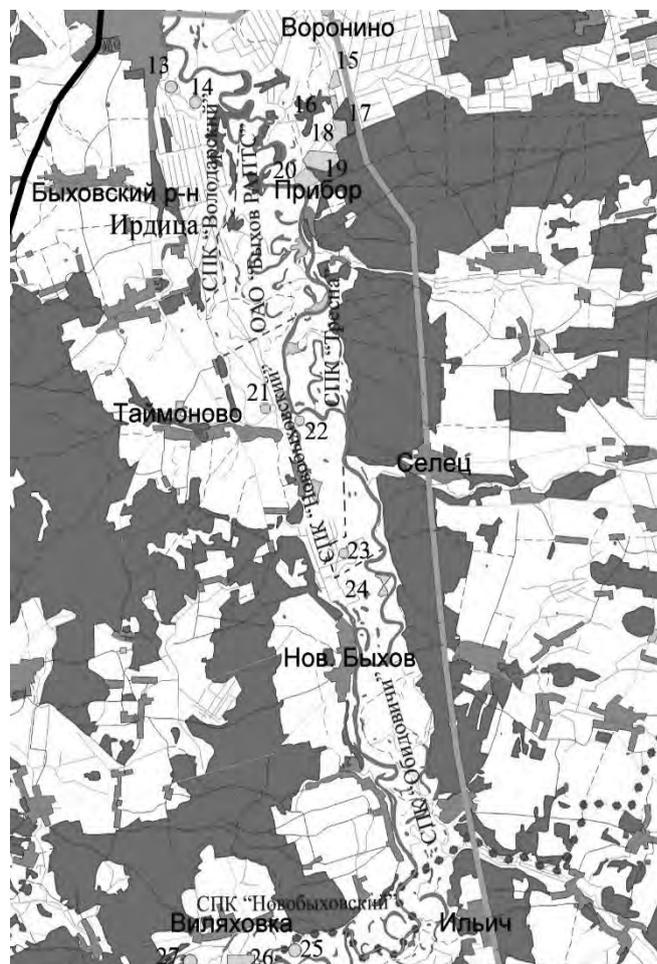
В целом среднее прогнозное содержание ^{137}Cs в зеленой массе пойменных лугов р. Днепр разных землепользователей колебалось от 35 до 63 Бк/кг.

Невысокое содержание ^{137}Cs в травостое большинства элементарных участков связано, с одной стороны, с невысокой плотностью загрязнения почв, с другой – с преобладанием аллювиальных дерновых (глеватых и глеевых) легко- и среднесуглинистых почв (до 80 %).

а)



б)



а – северная часть Быховского района; б – южная часть Быховского района;
 ■ 2 – участки, где по прогнозу содержание ^{137}Cs в травостое может быть в пределах от 100 до 164 Бк/кг; ■ 1 – участки, где по прогнозу содержание ^{137}Cs в травостое может быть от 165 Бк/кг и выше

Рисунок 2.10 – Фрагмент картосхемы пойменных лугов р. Днепр с указанием участков, где по прогнозу содержание ^{137}Cs в травостое может быть от 100 Бк/кг и выше

В летний период 2012 г. было проведено обследование отдельных участков пойменных лугов, где прогнозировалось получение зеленой массы выше Республиканского допустимого уровня (РДУ) 165 Бк/кг или же где она могла быть в пределах от 100 до 165 Бк/кг. Были отобраны сопряженные пробы почв и зеленой массы для определения содержания ^{137}Cs в них и уточнения параметров перехода. Удельная активность ^{137}Cs во всех почвенных и растительных

образцах определялась с помощью гамма-бета-спектрометра МКС-АТ1315, который обеспечивает регистрацию минимальной активности 2 Бк/кг по ^{137}Cs .

В год проведения исследований наблюдался высокий уровень подъема паводковых вод. Продолжительность затопления поймы р. Днепр составила около 60 дней. В связи с обильными дождями во второй и третьей декадах июня (суммарное месячное количество выпавших осадков было в 1,7 раза выше среднего многолетнего) наблюдался вторичный подъем уровня воды в реках и мелиоративных каналах, что вызвало подтопление более низких участков пойменных лугов. Все это оказало неблагоприятное влияние на рост и развитие трав, сроки их созревания на разных частях поймы и способствовало повышению перехода радионуклидов из почвы в растения.

Результаты радиоэкологического обследования показали, что плотность загрязнения почв (по результатам исследования почвенных образцов) в пойме р. Днепр на территории Быховского района колебалась в пределах от 52 до 473 кБк/м², а в среднем по обследованным участкам – от 80,1 до 333,9 кБк/м².

Обследование участков, где в соответствии с прогнозом возможно было содержание ^{137}Cs в зеленой массе от 100 Бк/кг и выше, показало, что в ряде случаев еще сохраняется проблема получения нормативно чистых кормов (таблица 2.7). Фактическое содержание ^{137}Cs в травостое с двух обследованных участков превысило РДУ (165 Бк/кг) и было выше прогнозного. Максимальное его содержание достигало 587 Бк/кг [159].

Таблица 2.7 – Результаты радиологического и агрохимического обследования участков пойменных лугов р. Днепр на территории Могилевской области

Номер участка	Площадь участка, га	Средняя плотность загрязнения почв ^{137}Cs , кБк/м ²	Агрохимическое свойство почв				Содержание ^{137}Cs в пробах зеленой массы, Бк/кг		К _п в зеленую массу, (Бк/кг)/(кБк/м ²)
			Органическое вещество, %	K ₂ O, мг/кг	P ₂ O ₅ , мг/кг	рН (КСl)	максимальное	среднее	
1	14,2	80,1	10,9	56	46	5,7	64	39	0,49
3	42,1	333,9	4,5	146	221	4,6	22	14	0,04
17	19,5	166,6	25,8	54	57	4,9	587	369	2,21
19	30,7	114,7	22,0	76	81	5,7	58	44	0,38
20	19,7	250,7	2,3	26	100	5,0	181	179	0,71
8	14,0	306,5	4,2	79	72	5,8	14	11	0,04
11	35,4	105,8	9,9	74	48	5,2	25	18	0,17
21	15,2	143,5	4,2	78	76	5,3	15	12	0,09

Высокие переходы ^{137}Cs в растения сохранились на переувлажненных торфяных почвах притеррасной части поймы (№ 17) и в прирусловой зоне, представленной песчаными почвами (№ 20). Низкая обеспеченность элементами питания, особенно обменным калием, кислая реакция среды, слабая сорбционная способность данных видов почв способствовали высокому уровню накопления радионуклидов в зеленой массе. Повышенная биологическая доступность радионуклидов на торфяно-болотных почвах обусловлена способностью органического вещества фиксировать ионы радионуклидов на поверхности органических коллоидов, что не обеспечивает прочной сорбции радионуклидов и увеличивает их доступность растениям. Кислая реакция почвенного раствора способствует хорошей растворимости солей радионуклидов и увеличивает их доступность растениям. На этих двух участках оказались и наиболее высокие коэффициенты перехода ^{137}Cs в зеленую массу, которые составили 2,21 и 0,71 (Бк/кг)/(кБк/м²) соответственно.

На остальных обследованных участках поймы, представленных в основном легко- и среднесуглинистыми почвами, переходы ^{137}Cs в растения были невысокие. Коэффициенты перехода колебались от 0,04 до 0,49 (Бк/кг)/(кБк/м²). Фактическое его содержание в зеленой массе оказалось ниже прогнозного и не превышало РДУ (165 Бк/кг). На одном из участков (№ 1), где по прогнозу содержание ^{137}Cs в травостое было выше РДУ, максимальная удельная активность отобранных проб составила 64 Бк/кг. Участок был представлен дегроторфяными почвами с преобладанием минерального компонента и имел низкую плотность загрязнения (80,1 кБк/м²). Как показывают литературные данные, при высокой минерализации торфов уровень накопления радионуклида снижается в 10 раз по сравнению с целинными и слабо окультуренными торфами [201, 254].

Для изучения распределения ^{137}Cs на разных элементах рельефа пойменного луга на одном из участков поймы р. Днепр на территории Быховского района (вблизи д. Боровка) в 2011 г. было заложено два ландшафтно-экологических профиля и шесть калибровочных площадок (рисунок 2.11). Длина профиля 1 составила 1240 м, профиля 2 – 1599 м. Расстояние между профилями – 1200...1500 м. Площадь калибровочной площадки составляла 100 м². В месте закладки профиля 1 пойма менее выровненная по сравнению с профилем 2. Притеррасная и центральная части поймы на участке хорошо мелиорированы. Участок поймы ежегодно подвергается частичному или почти полному затоплению (от 60 до 90 %) в весенний паводковый период. В зависимости от погодных условий вода уходит с поймы во второй или третьей декаде мая. В 2011 г. в месте закладки профиля 1 были затоплены только притеррасная часть поймы и небольшие понижения центральной поймы (примерно 30 % территории), в месте расположения профиля 2 (ниже по течению р. Днепр) большая часть территории (около 80 %) подвергалась затоплению. Полностью вода ушла с поймы в конце мая. В мае, июне и июле суммарное количество

осадков не превышало уровень средних многолетних данных, а среднемесячные температуры воздуха в течение вегетационного периода были на 1,0...2,1 °С выше, чем средние многолетние значения. Достаточное количество осадков в первой половине мая и теплая погода во второй половине месяца создали благоприятные условия для роста трав на возвышенных незатопляемых участках пойменного луга. Вместе с тем относительно сухая и теплая погода в первой половине июня способствовала довольно быстрому отрастанию травянистой растительности на подтопляемых участках пойменного луга, почвы которых имели достаточное количество влаги. В результате сложившиеся погодные условия оказались благоприятными для роста и развития травостоя на всей территории пойменного луга.



Рисунок 2.11 – Фрагмент картосхемы течения р. Днепр на территории Быховского района и расположение ландшафтно-экологических профилей (пунктирные линии) и калибровочных площадок

На разных элементах рельефа пойменного луга в 10 точках каждого из профилей и на калибровочных площадках отбирались сопряженные пробы почвы и зеленой массы. Почвы на участке аллювиальные дерновые, в основном, глееватые. В прирусловой части поймы, на повышениях центральной поймы, а также в местах перехода склона террасы в притеррасную часть почвы преимущественно песчаные и супесчаные. На равнине центральной поймы, ее понижениях и в притеррасной части – чаще легко- и средне-суглинистые. На мелиорированной притеррасной части у профиля 2 присутствовали также маломощные торфяные почвы, погребенные песком.

По степени кислотности почвы прирусловой части были близки к нейтральным, в притеррасной части и в понижениях центральной поймы – средне- и сильнокислые, остальные занимали промежуточное положение (таблицы 2.8 и 2.9). Практически все пробы почв имели низкое содержание подвижного калия (менее 120 мг/кг) и в большинстве случаев низкое и среднее содержание подвижного фосфора (40...150 мг/кг).

Таблица 2.8 – Содержание ^{137}Cs в почве калибровочных площадок и ее агрохимические показатели

Номер калибровочных площадок и их характеристика	Содержание ^{137}Cs в почве, Бк/кг	Плотность загрязнения почв, кБк/м ²	Агрохимический показатель почвы			
			Органическое вещество, %	K ₂ O, мг/кг	P ₂ O ₅ , мг/кг	pH (KCl)
КП-1 – повышение центральной поймы	1080,7 ± 57,7	313,4	6,23	94	40	5,00
КП-2 – центральная пойма	358,4 ± 28,2	103,9	7,25	108	64	5,92
КП-3 – понижение центральной поймы, переходящее в притеррасную часть	317,1 ± 26,4	82,4	6,54	81	99	5,50
КП-4 – понижение центральной поймы, прилегающее к притеррасной части	236,2 ± 13,2	61,5	6,38	93	24	4,82
КП-5 – центральная пойма	437,2 ± 21,3	113,7	5,32	90	72	4,99
КП-6 – центральная пойма, прилегающая к прирусловой части	200,2 ± 25,3	58,1	4,54	65	113	6,36

Таблица 2.9 – Содержание ^{137}Cs в почве, в точках отбора проб на разных элементах рельефа пойменного луга и ее агрохимические показатели

Номер точек на профиле	Ландшафтно-экологический профиль 1					Ландшафтно-экологический профиль 2				
	Содержание ^{137}Cs в почве, Бк/кг	Агрохимический показатель почвы				Содержание ^{137}Cs в почве, Бк/кг	Агрохимический показатель почвы			
		Органическое вещество, %	K_2O , мг/кг	P_2O_5 , мг/кг	pH (KCl)		Органическое вещество, %	K_2O , мг/кг	P_2O_5 , мг/кг	pH (KCl)
1	373,4	2,70	81	223	6,50	722,7	4,21	86	215	6,32
2	727,1	3,63	71	120	6,39	197,3	3,50	64	187	6,45
3	1056,8	5,51	113	88	5,34	258,1	5,9	95	130	5,47
4	213,1	5,95	117	98	4,84	438,3	5,41	95	108	5,07
5	451,3	7,00	107	42	5,31	407,5	6,04	72	34	6,50
6	453,1	4,83	104	184	4,80	323,0	8,15	165	75	4,9
7	633,7	6,76	124	51	5,31	213,9	4,25	89	140	5,63
8	459,4	6,57	75	42	5,59	437,7	6,75	118	29	4,84
9	322,2	8,46	94	40	5,51	358,4	2,23	36	131	4,88
10	350,1	5,31	67	49	4,56	2471,2	14,92	153	27	5,06

В результате горизонтального переноса веществ наблюдались большие различия в содержании ^{137}Cs в образцах почвы, взятых на разных элементах рельефа пойменного луга (от 197 до 2615 Бк/кг). Плотность загрязнения почв, с учетом почвенных разновидностей, составляла от 50 до 346 кБк/м² (от 1,4 до 9,4 Ки/км²).

Наиболее высоким содержание ^{137}Cs оказалось в образцах почвы, взятых в повышении центральной части поймы, граничащем с прирусловой зоной у профиля 1, а также в образцах с прирусловой части и в месте перехода склона террасы в притеррасную часть у профиля 2 (рисунки 2.12 и 2.13).

Концентрация ^{137}Cs в месте перехода склона террасы в притеррасную часть у профиля 2 связана с постоянным смывом поверхностного слоя почвы с крутого склона. У профиля 1 это не происходило, так как склон был пологий. Прирусловый вал у профиля 2 и возвышение (грива) между прирусловой частью и равниной центральной поймы у профиля 1 являются наиболее высокими местами пойменного луга, которые почти не подтапливаются при весенних разливах р. Днепр. Поэтому вынос радионуклидов паводковыми водами был здесь минимальным. С другой стороны, резкий переход от песчаных почв к супесчаным на границе прирусловой и центральной пойм, нанос и отложение песчаного материала во время половодий и паводков

определяют формирование механического барьера на прирусловом валу, который может сорбировать радионуклиды в почве [97].

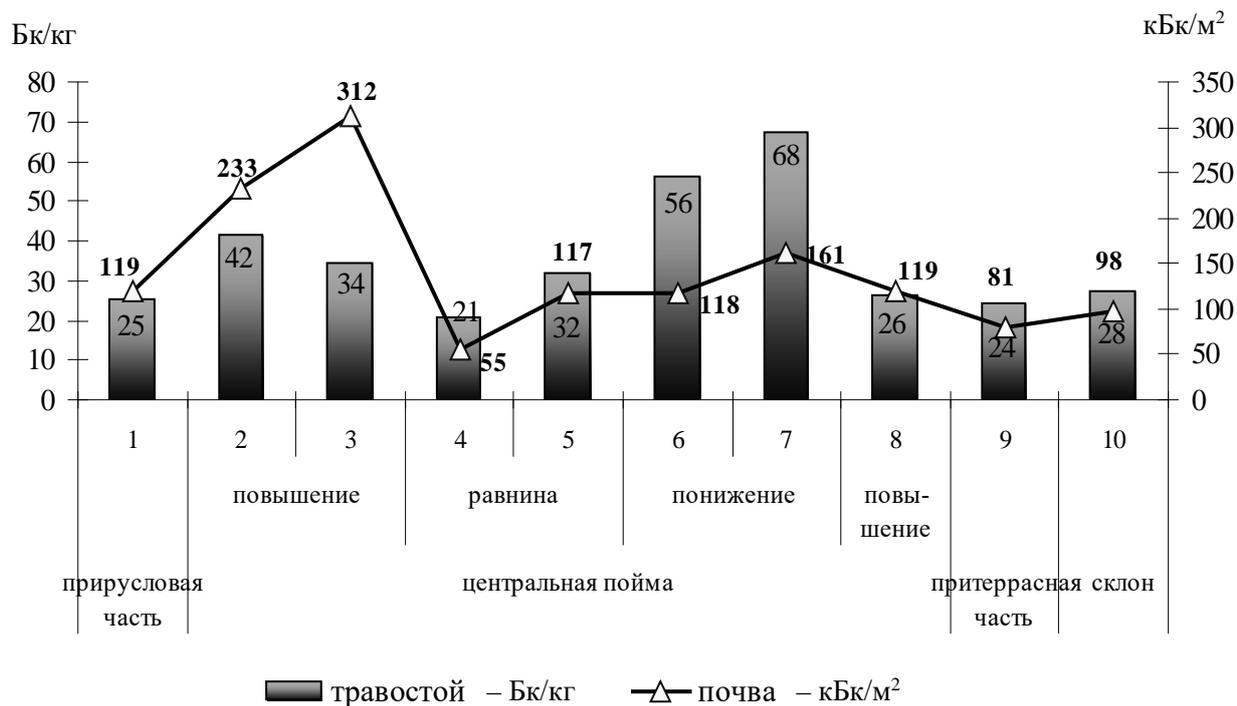


Рисунок 2.12 – Плотность загрязнения почв и содержание ^{137}Cs в травостое (сухом веществе) на разных элементах рельефа пойменного луга р. Днепр (профиль 1)

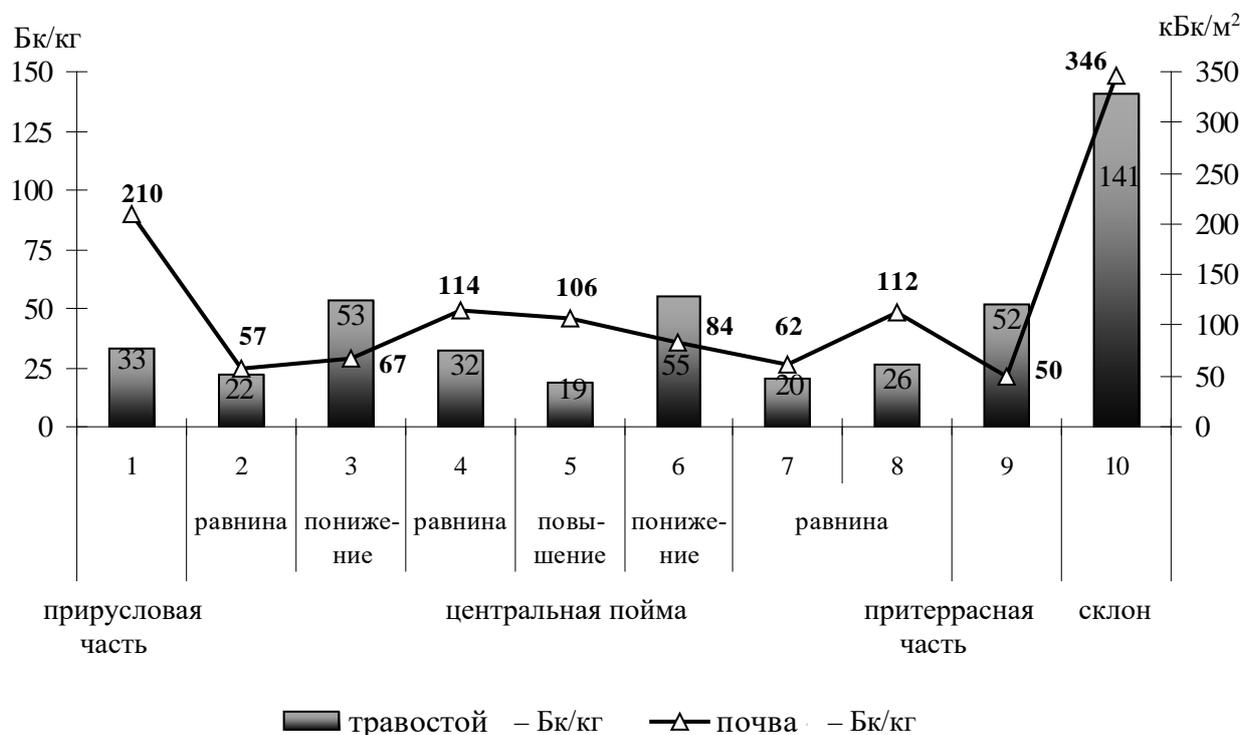


Рисунок 2.13 – Плотность загрязнения почв и содержание ^{137}Cs в травостое (сухом веществе) на разных элементах рельефа пойменного луга р. Днепр (профиль 2)

Наиболее низким содержание ^{137}Cs оказалось в образцах почвы, взятых на мелиорированных участках равнины и понижений центральной поймы и в притеррасной части.

Для изучения вертикальной миграции радионуклидов был выкопан почвенный разрез на равнине центральной поймы, прилегающей к прирусловой части у профиля 2. Результаты исследования почвы из разных слоев почвенного разреза показали, что ^{137}Cs содержится в основном в верхнем 12-сантиметровом слое (до 77 %). На глубине 12...20 см его запас составляет около 18 %, в нижележащих слоях (20...60 см) – не превышает 5 %. Несмотря на постоянное подтопление территории в весенний период, существенной миграции радионуклида вглубь почвы не произошло.

Накопление радионуклидов растениями зависело как от плотности загрязнения почв, их гранулометрического состава, агрохимических свойств и водного режима, так и было связано с видовым составом и избирательной поглотительной способностью растительной ассоциации, произрастающей на том или ином участке поймы.

В целом содержание ^{137}Cs в образцах травостоя (сухом веществе) оказалось невысоким и колебалось от 19 до 141 Бк/кг. Самым большим оно было в точке, где отмечалась максимальная плотность загрязнения почв (переход склона в притеррасную часть). В данном месте почвы представлены смесью смытого песка и дегроторфяных почв. Несколько выше, по отношению к другим элементам рельефа с примерно одинаковой плотностью загрязнения почв, содержание ^{137}Cs было в образцах травостоя, взятых в межгривных переувлажненных понижениях центральной поймы, где травостой представлен злаково-осоковыми ассоциациями. В то же время, несмотря на высокое содержание ^{137}Cs в почве на возвышенном участке между прирусловой и центральной частями поймы (профиль 1) и на прирусловом вале (профиль 2), его содержание в травостое оказалось низким.

Для оценки взаимосвязи между элементами рельефа речной долины, уровнями радиоактивного загрязнения почвы и травостоя полученный в процессе выполнения работ массив данных был разбит на три класса по величинам коэффициентов накопления K_n : класс 1 – 0,015...0,049 (Бк/кг)/(Бк/кг); класс 2 – 0,051...0,099 (Бк/кг)/(Бк/кг); класс 3 – 0,103...0,305 (Бк/кг)/(Бк/кг). Каждый класс данных был обработан по типовой методике регрессионной статистики.

Для первой выборки (класс 1) количество наблюдений составило 21, величина $R = 0,787364$. Уравнение статистически достоверно: $R^2 = 0,61$, $F = 301,99$, $p < 0,05$. Полученные данные свидетельствовали о наличии положительной корреляции между содержанием ^{137}Cs в почве и в травостое (рисунок 2.14).

Для второй выборки (класс 2) количество наблюдений составило 53, величина $R = 0,951339$. Уравнение статистически достоверно: $R^2 = 0,905$,

$F = 486,77$, $p < 0,05$ (рисунок 2.15). Полученные данные свидетельствуют о наличии достоверной положительной корреляционной связи между содержанием ^{137}Cs в почве и в растениях.

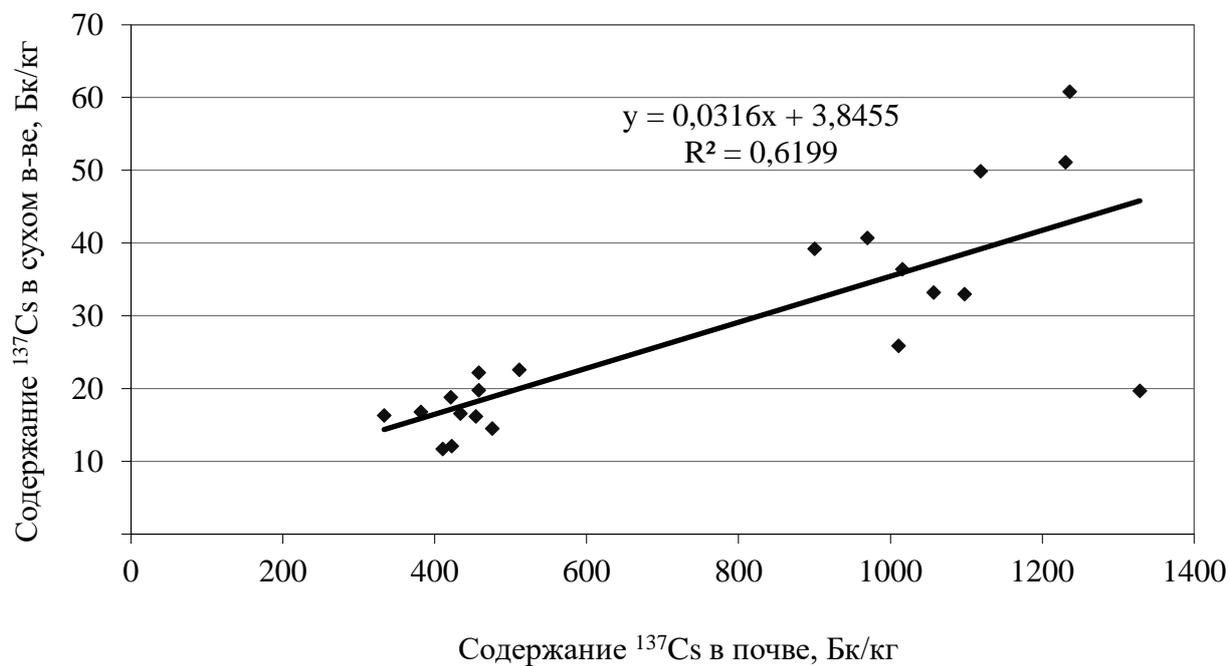


Рисунок 2.14 – Взаимосвязь между содержанием ^{137}Cs в почве и в растениях (класс 1)

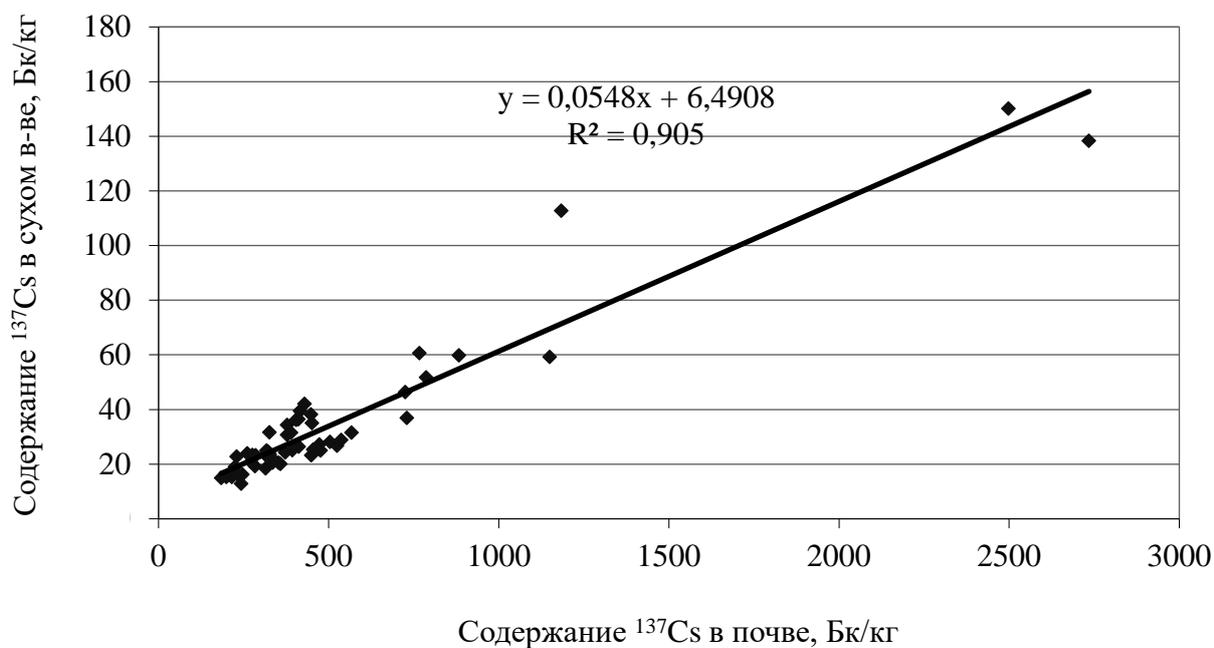


Рисунок 2.15 – Взаимосвязь между содержанием ^{137}Cs в почве и в растениях (класс 2)

Для третьей выборки (класс 3) количество наблюдений составило 27, величина $R = 0,785286$. Уравнение статистически достоверно: $R^2 = 0,61$, $F = 40,21$, $p < 0,05$. Также выявлена положительная корреляция между содержанием ^{137}Cs в почве и в растениях (рисунок 2.16).

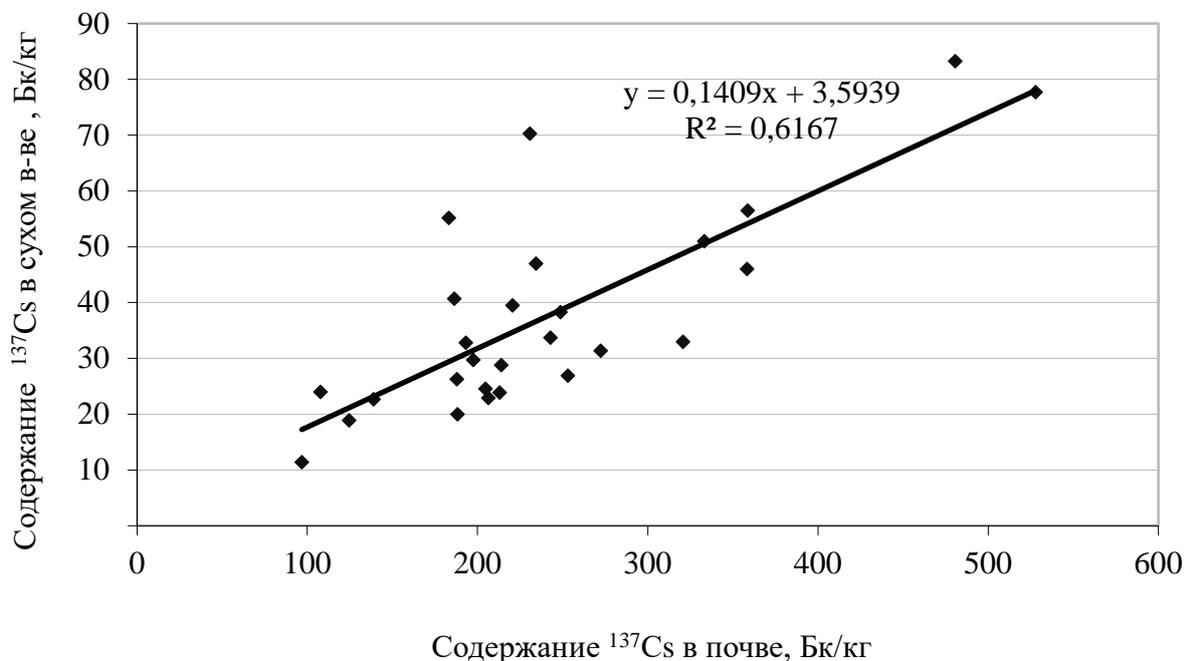


Рисунок 2.16 – Взаимосвязь между содержанием ^{137}Cs в почве и в растениях (класс 3)

Результаты корреляционного анализа показали, что в представленных классах прослеживается сильная зависимость между содержанием ^{137}Cs в почве и его содержанием в растениях. Коэффициенты накопления третьего класса (0,103...0,305 (Бк/кг)/(Бк/кг)) были характерны в основном для травостоя, ботанический состав которого был представлен осоково-злаковыми или злаково-осоковыми ассоциациями. Наиболее низкие коэффициенты накопления (первого класса) были характерны для растительности повышенных участков центральной поймы.

Таким образом, проведенное обследование пойменных лугов р. Днепр показало, что распределение ^{137}Cs по горизонтальному почвенному профилю является неравномерным, что связано как с неравномерностью первичного загрязнения, так и с вторичным перераспределением радионуклидов в пойменной экосистеме. Местами концентрации радионуклидов в почве оказались прирусловый вал и переход крутого склона террасы в притеррасную часть. На участках с суглинистыми и супесчаными почвами наблюдается снижение коэффициентов перехода ^{137}Cs в травянистую растительность (колеблются в среднем от 0,04 до 0,49 (Бк/кг)/(кБк/м²)), в то же время на торфяных переувлажнённых почвах они остаются высокие (2,1...2,45 (Бк/кг)/кБк/м²). Невысокое содержание ^{137}Cs в травостое большинства обследованных участков

пойменного луга было обусловлено относительно небольшим уровнем загрязнения почв в пойме р. Днепр и фиксацией ^{137}Cs почвенным поглощающим комплексом. Регулируемый водный режим, обеспечиваемый системой мелиоративных каналов, также создает благоприятные условия для минимального накопления радионуклидов. В то же время на отдельных элементарных участках, представленных переувлажненными торфяно-болотными почвами (с плотностью загрязнения от 167 кБк/м^2 и выше), сохраняется проблема получения кормов в пределах допустимых уровней.

2.3.2.2 Результаты радиоэкологического обследования пойменных лугов р. Сож в отдаленный период.

Радиоэкологическое обследование пойменных лугов р. Сож на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области проводилось в летний период 2012 г. Погодные условия, характерные для этого периода, описаны ранее.

Пойменные земли р. Сож на территории Чериковского и Славгородского районов можно разделить на три части: земли, принадлежащие сельскохозяйственным предприятиям (около 4140 га, участки № 6, 9 (а, б), 10–12, 14, 15, 19, 24, 25); земли, переданные в гослесфонд (около 1730 га, участки № 2а, 8, 9в, 16 (а, б), 17, 20, 22а); земли госземзапаса (около 4500 га, остальные, указанные на картосхемах), часть из которых остается радиационно опасными (рисунки 2.17 и 2.18). При работе все пойменные земли в долине р. Сож условно были разбиты на 25 участков.

Радиологическое и агрохимическое обследование пойменных лугов р. Сож (по данным последнего тура на момент выполнения работы) проведено частично, так как их значительная часть выведена из сельскохозяйственного использования. Плотность загрязнения почв ^{137}Cs на обследованных пойменных землях сельскохозяйственных предприятий колебалась от 37 до $1106,3 \text{ кБк/м}^2$ (от 1,0 до $29,9 \text{ Ки/км}^2$).

В Чериковском районе, расположенном выше по течению р. Сож, пойменные луга более возвышенные. Вода полностью уходит из поймы обычно в начале или середине мая. В Славгородском районе пойменные луга более низкие, в весенний период они почти полностью подтапливаются и на более продолжительный срок. В 2012 г. вода полностью ушла из поймы только в начале третьей декады мая. Во второй декаде июня наблюдался вторичный подъем уровня воды в р. Сож, обусловленный сильными дождями, и наиболее низкие места вновь оказались подтопленными.

Для предварительной оценки уровней содержания ^{137}Cs в травостое пойменных лугов был рассчитан прогноз загрязнения зеленой массы на используемых пойменных лугах. По прогнозным данным, на многих элементарных участках пойменных земель, принадлежащих сельскохозяйственным предприятиям, существовал риск производства зеленой массы с содержанием ^{137}Cs выше РДУ (165 Бк/кг).



- участки пойменных лугов, принадлежащие сельскохозяйственным организациям
- участки пойменных лугов, которые относятся к землям запаса
- участки пойменных лугов, переданные в гослесфонд

Рисунок 2.17 – Участок картосхемы пойменных лугов р. Сож на территории Чериковского района



- — участки пойменных лугов, принадлежащие сельскохозяйственным организациям
- — участки пойменных лугов, которые относятся к землям запаса
- — участки пойменных лугов, переданные в гослесфонд

Рисунок 2.18 – Участок картосхемы пойменных лугов р. Сож в Славгородском районе

В Чериковском районе их площади составили 850 га (или 56,7 % от обследованных), Славгородском – 250 га (или 26,8 % от обследованных).

Максимальное прогнозируемое содержание ^{137}Cs достигало 739 Бк/кг. Большинство оставшихся обследованных площадей попадали в группу риска, где прогнозируемое содержание ^{137}Cs в зеленой массе могло составлять 100...164 Бк/кг. Высокое прогнозируемое содержание ^{137}Cs в травостое в основном было связано с высокой плотностью загрязнения почв.

Результаты проведенного радиоэкологического обследования девяти участков, принадлежащих сельскохозяйственным предприятиям, показали, что плотность загрязнения почв в среднем по участкам колебалась от 172,9 до 1274 кБк/м². В то же время, несмотря на относительно высокую активность почв, фактическое содержание ^{137}Cs в травостое оказалось значительно ниже прогнозного и в большинстве случаев не превышало РДУ (таблица 2.10).

Таблица 2.10 – Результаты радиологического и агрохимического обследования участков пойменных лугов р. Сож на территории Могилевской области

Номер участка	Площадь обследованных земель, га	Средняя плотность загрязнения почв ^{137}Cs , кБк/м ²	Агрохимическое свойство почв				Содержание ^{137}Cs в пробах зеленой массы, Бк/кг		K _p в зеленую массу, (Бк/кг)/(кБк/м ²)
			Органическое вещество, %	K ₂ O, мг/кг	P ₂ O ₅ , мг/кг	pH (KCl)	max	среднее	
<i>Чериковский район</i>									
6	240	172,9	1,7	31	146	5,3	43	22	0,15
10	230	596,1	3,5	43	44	6,2	35	27	0,05
11	92	682,4	3,5	47	77	4,9	83	38	0,07
12	260	674,0	6,3	53	81	4,9	353	236	0,36
14	211	684,8	1,6	43	85	6,5	52	31	0,05
15	248	672,3	3,7	63	29	5,9	45	39	0,06
<i>Славгородский район</i>									
19	344	336,9	2,1	36	76	3,8	295	186	0,55
24	107	1274,3	1,6	25	167	6,3	107	52	0,04
25	475	469,2	3,4	69	62	5,3	93	35	0,08

Пробы зеленой массы с содержанием ^{137}Cs выше допустимого уровня (165 Бк/кг) были зафиксированы только на двух участках (№ 12 и 19). Максимальная удельная активность отобранных образцов составила 353 Бк/кг (участок № 12, Чериковский район). Проба зеленой массы была взята на возвышенной части участка с песчаными почвами, крайне низко обеспеченными подвижным калием (20 мг/кг), и скудной растительностью.

На участке № 19 (Славгородский район) максимальное содержание ^{137}Cs в пробе зеленой массы составило 296 Бк/кг. Участок представлен переувлажненными супесчаными почвами с низким содержанием подвижного калия и фосфора, невысоким содержанием органического вещества (1,59 %) и сильноокислой реакцией среды ($\text{pH}_{(\text{KCl})} - 3,67$).

Биологическая доступность ^{137}Cs на остальных обследованных участках, где почвы в основном легко- и среднесуглинистые, была гораздо ниже и его содержание в отобранных образцах зеленой массы не превышало 100 Бк/кг. Несмотря на то, что по радиологическому фактору большая часть обследованных пойменных лугов р. Сож оказалась пригодна для заготовки кормов, по культуртехническому состоянию почти все они нуждаются в проведении поверхностного улучшения [6].

В то же время в пойме р. Сож еще остаются выведенные из сельскохозяйственного использования пойменные земли, по которым требуется отдельное решение. Частичное обследование выведенных из оборота пойменных земель показало, что среди них есть участки, где плотность загрязнения почв ^{137}Cs не превышает 185 кБк/м², а есть, где превышает 1480 кБк/м². Сохраняется высокий уровень загрязнения пойменных земель р. Сож на территории Чериковского (у захороненного н. п. Веприн) и Климовичского (у захороненного н. п. Селище) районов. Удельная активность проб почвы достигает 12800 и 9500 Бк/кг, что соответствует плотности загрязнения 3580 кБк/м² (97 Ки/км²) и 2660 кБк/м² (72 Ки/км²). Такие земли по-прежнему относятся к категории радиационно опасных [195]. Поэтому только после детального обследования выведенных из оборота пойменных земель, дифференциации их по пригодности для использования в сельскохозяйственном производстве можно принимать решения о вводе их в оборот с учетом критериев радиационной безопасности (плотности загрязнения почв и прогнозируемого уровня загрязнения сельскохозяйственной продукции).

Таким образом, обследование пойменных лугов р. Сож также показало, что существует неравномерное распределение радионуклидов на пойменных землях. Прогнозные данные о возможности получения зеленой массы с повышенным содержанием радионуклидов на обследованных сельскохозяйственных землях подтверждены лишь в отдельных случаях. Несмотря на относительно высокую плотность загрязнения почв ^{137}Cs , фактический уровень активности зеленой массы был значительно ниже прогнозного. Это связано с преобладанием на многих участках пойменных лугов легко- и среднесуглинистых почв, которые характеризуются хорошей сорбцией радионуклидов и невысокой их биологической подвижностью. Коэффициенты перехода на обследованных участках колебались от 0,04 до 0,55 (Бк/кг)/(кБк/м²) и были выше на песчаных и супесчаных почвах. По состоянию травостоя и его продуктивности большинство обследованных участков нуждались в проведении поверхностного улучшения, однако не везде возможны культуртехнические работы, так как

многие из участков сильно закустарены и частично заболочены. В связи с тем, что в пойме р. Сож остаются земли, выведенные из сельскохозяйственного использования, часть из которых относится к категории радиационно опасных, необходимо строгое соблюдение норм радиационной безопасности.

2.4 Динамика загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственной продукции

Основным источником поступления радионуклидов в организм человека являются продукты питания животного и растительного происхождения. Поэтому первостепенная задача, решаемая при преодолении последствий аварии, заключается в снижении хронического облучения населения, проживающего на территории радиоактивного загрязнения, путем производства сельскохозяйственной продукции с допустимым содержанием радионуклидов [166, 245].

В Республике Беларусь в целях обеспечения радиационной безопасности населения осуществляется контроль радиоактивного загрязнения пищевой продукции и сырья для исключения их производства и заготовки с содержанием радионуклидов выше допустимых уровней.

Первые годы после аварии значительная часть сельскохозяйственной продукции, производимой на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области, имела повышенное содержание ^{137}Cs [154, 196, 203, 252, 261]. Объемы производства молока в общественном секторе, загрязненного ^{137}Cs выше временных допустимых уровней, в 1986–1989 гг. колебались в пределах 30...60 тыс. т или 4,5...8 % от общего количества, производимого на территории области. Регистрировалось от 400 до 680 населенных пунктов, где молоко коров личных подсобных хозяйств (ЛПХ) по содержанию ^{137}Cs превышало норматив. Сельскохозяйственными предприятиями области было произведено более 3 тыс. т говядины с активностью выше 370 Бк/кг. Возврат крупного рогатого скота с мясокомбинатов в связи с содержанием ^{137}Cs более 500 Бк/кг в 1990 г. составлял 2105 голов, в 1991 г. – 1972, 1992 г. – 740 голов. Повышенное содержание ^{137}Cs в продукции животноводства было напрямую связано с его высоким содержанием в кормах (зеленой массе, сене, сенаже), особенно заготавливаемых на переувлажненных аллювиальных и торфяно-болотных почвах.

В 20 сельскохозяйственных предприятиях четырех районов области (Костюковичском, Краснопольском, Славгородском и Чериковском) постоянно или периодически отмечалось производство зерна на продовольственные цели с превышением допустимых уровней по содержанию ^{90}Sr . Производство зерна с повышенным содержанием ^{90}Sr наблюдалось в основном на дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах с плотностью загрязнения выше 5,55 кБк/м².

Проведение широкомасштабных реабилитационных мероприятий и комплекса научно обоснованных защитных мер позволило значительно снизить

производство сельскохозяйственной продукции, не соответствующей допустимым уровням. На первом этапе были выведены из использования сильно загрязненные земли, где невозможно получение сельскохозяйственной продукции в пределах допустимых уровней. Из севооборотов были исключены культуры, накапливающие высокое количество радионуклидов, повсеместно известкованы кислые почвы, внесены повышенные дозы фосфорных и калийных удобрений. На большей части заболоченных участков проведены осушение и запашка дернины, а также залужение и перезалужение сенокосов и пастбищ. В дальнейшем стали осуществляться детально ориентированные контрмеры с учетом особенностей каждого поля и животноводческой фермы. Использовались и продолжают использоваться приемы уменьшения загрязнения растениеводческой продукции за счет регулирования минерального питания, применения бактериальных препаратов, средств защиты растений [161, 164, 166, 169, 214, 220, 229, 244, 245, 252, 260]. В животноводстве предусматривается дифференцированное использование кормов в зависимости от степени их загрязнения радионуклидами, нормирование рационов с помощью кормовых добавок, снижающих содержание радионуклидов в молоке [166, 228, 230, 261]. Совокупность защитных мер, естественный распад и фиксация радионуклидов почвенно-поглощающим комплексом позволили почти в 10 раз снизить поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию и в 2–3 раза – ^{90}Sr .

Загрязнение молока. Так как молоко считалось основным дозобразующим продуктом питания, оно постоянно являлось предметом особого внимания в системе радиационного контроля, причем как молоко, производимое в общественном секторе, так и молоко из личных подсобных хозяйств. Динамика производства молока на территории Могилевской области, не соответствующего допустимым уровням по содержанию ^{137}Cs , представлена на рисунке 2.19.

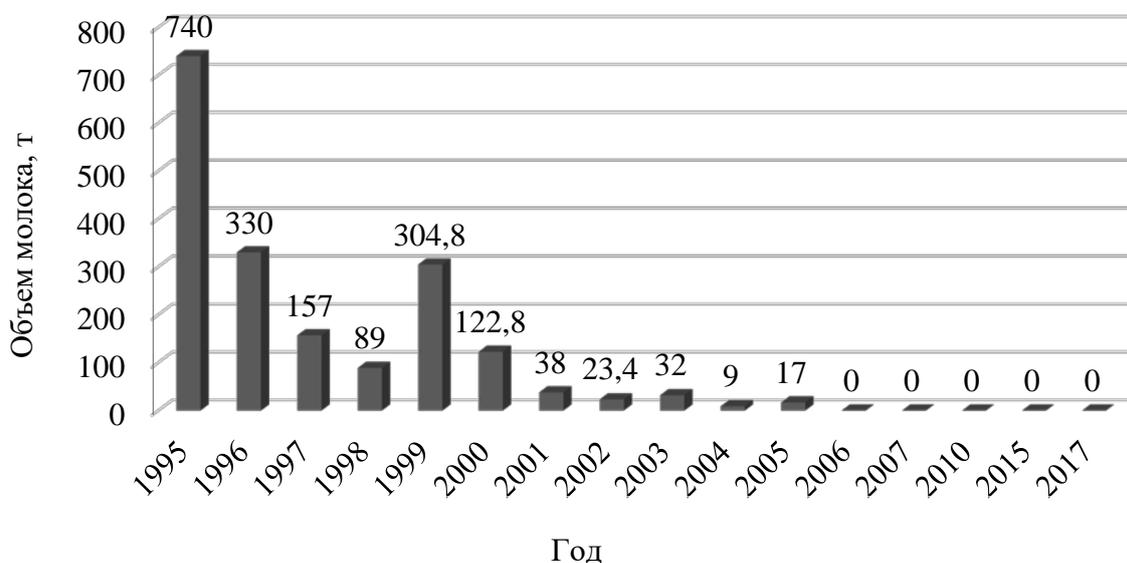


Рисунок 2.19 – Динамика объемов молока, поступившего на молокозаводы Могилевской области, с превышением допустимых уровней содержания ^{137}Cs

Планомерно проводимый комплекс защитных мер позволил вначале стабилизировать обстановку, а затем снизить уровни загрязнения молока в общественном секторе. При этом в послеаварийный период произошло значительное ужесточение нормативных требований с 370 Бк/л в 1986 г. до 100 Бк/л в 1999 г. [232]. К 2000 г. объемы молока с содержанием ^{137}Cs выше 100 Бк/л снизились до 122,8 т и не превышали 0,1 % от поступившего на молокозаводы области. С 2001 по 2005 гг. они колеблются в пределах 38...9 т. Основными поставщиками молока с превышением РДУ-99 в этот период являлись сельскохозяйственные предприятия Славгородского района, использующие пойменные луга р. Сож в качестве кормовых угодий [154, 156]. Начиная с 2006 г. и по настоящее время все поступающее молоко соответствовало требованиям РДУ-99.

Объемы молока, поступающего на молокозаводы Могилевской области с территории радиоактивного загрязнения в период с 2004 по 2009 гг., в разрезе уровней его активности представлены в таблице 2.11.

Таблица 2.11 – Объемы молока, загрязненного ^{137}Cs , поступающего на молокозаводы области (по данным Могилевского УКПП «Мясомолпром»)

В тоннах

Год	Поступило, т	В том числе из зон радиоактивного загрязнения в разрезе удельных активностей, Бк/кг					
		до 37	38...50	51...65	66...80	81...100	101...370
2004	331392	148821	954	86	37	29	9
2005	351251	183107	447,6	112	23,4	0	17
2006	423467	182315	3192	433	8	0	0
2007	486953	266699	3259	123	28	10	0
2008	517528	322008	14	0	0	0	0
2009	507992	301448	17,2	2,3	0	0	0

В последние годы основная масса молока (99,97 %), поступающего на молокозаводы области, имеет активность менее 37 Бк/л, и только у незначительной части (0,03 %) она колеблется от 37 до 50 Бк/кг. Молоко с более высоким уровнем содержания ^{137}Cs периодически регистрируется из хозяйств Славгородского (СПК «Колхоз «40 лет Октября», СПК «Васьковичи», СПК «Присожье») и Быховского (ОАО «Воронино») районов.

В послеаварийный период длительное время сохранялась проблема получения нормативно чистого молока в личных подсобных хозяйствах. По уровню загрязнения ^{137}Cs оно было в разы выше, чем молоко коров общественного стада [166, 196]. Хотя законодательно было запрещено использовать такое молоко непосредственно в пищу без переработки, в действительности значительная его часть потреблялась сельским населением, что

существенно увеличивало индивидуальную дозу внутреннего облучения. Выпас скота и заготовка кормов в местах с высоким переходом радионуклидов в растения (неудобицы, лесные массивы, заболоченные и пойменные луга с естественным травяным покровом), недостаток или полное отсутствие окультуренных сенокосов и пастбищ являлись основной причиной сложившейся ситуации.

Только к середине 1990-х гг. ситуация стабилизировалась. Количество населенных пунктов, где регистрировалось молоко в ЛПХ выше допустимых уровней, снизилось почти в 10 раз и в последующие годы было сведено к минимуму (рисунок 2.20). С одной стороны, это было связано с резким снижением поголовья коров в ЛПХ, с другой – с созданием для частного сектора улучшенных сенокосов и пастбищ за счет средств государственной программы по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС.

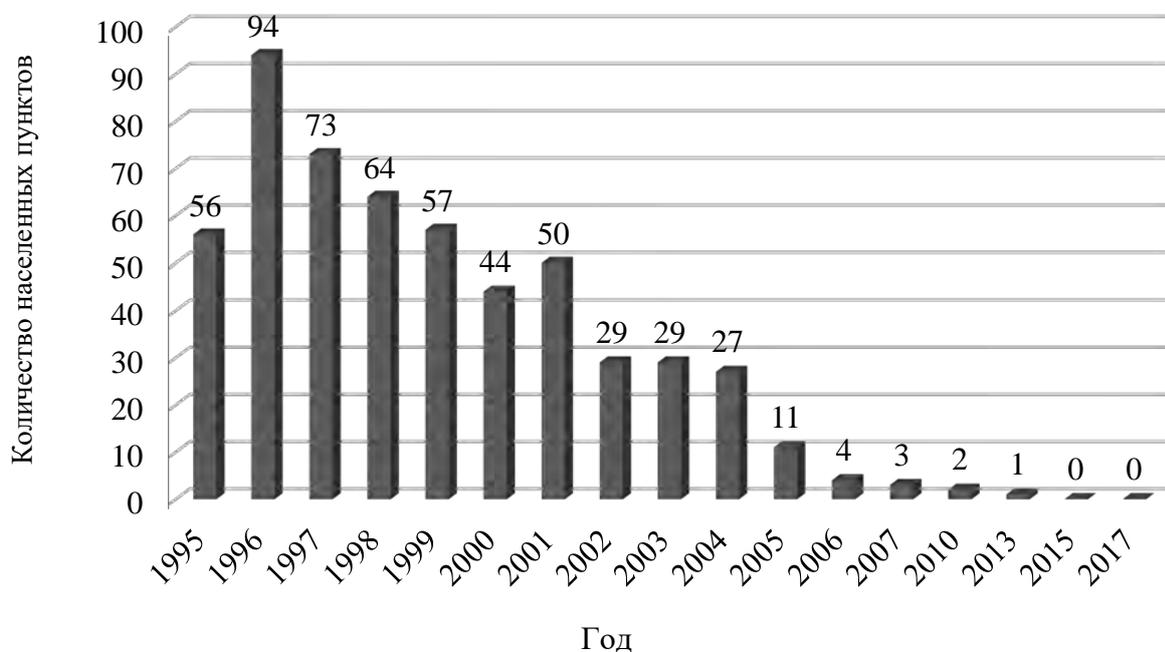


Рисунок 2.20 – Динамика числа населенных пунктов Могилевской области, где регистрировалось молоко в ЛПХ с содержанием ^{137}Cs выше допустимых уровней

В 2001–2005 гг. наибольшее число населенных пунктов, где еще регистрировалось молоко выше допустимого уровня в частном секторе, было в Краснопольском, Костюковичском и Славгородском районах. Периодически оно встречалось в населенных пунктах Быховского, Чериковского и Кличевского районов. Половина из оставшихся населенных пунктов – это постоянно проблематичные, где из года в год регистрировалось молоко с превышением РДУ, и традиционные мероприятия не позволяли решить данную проблему. Максимальные уровни активности молока в этих населенных пунктах в 2003 г. составили: в д. Боровая – 1378 и 560 Бк/л, д. Палуж-2 – 646 Бк/л, д. Выдренка – 492 Бк/л и д. Березуга – 455 Бк/л (все в Краснопольском районе); в 2004 г.:

в д. Кургановка Славгородского района – 526 Бк/л и д. Боровая Краснопольского района – 630 Бк/кг (таблица 2.12). В основном это населенные пункты, расположенные на территории с высокой плотностью загрязнения почв ^{137}Cs (370 кБк/м² и выше). Некоторые из них находятся вблизи пойм рек или окружены лесами. Пастбища, создаваемые на близлежащих территориях, или слабо продуктивны, или неудобны в эксплуатации. Поэтому выпас скота и заготовка кормов продолжались населением с естественных лугов.

Вторая часть – это населенные пункты, где было вновь зарегистрировано молоко с превышением РДУ-99 после 5–7-летнего перерыва. Основная причина – несоблюдение сроков эксплуатации пастбищ (5 лет) и несвоевременное их перезалужение. Создание кормовых угодий осуществлялось главным образом по факту регистрации молока с превышением допустимых уровней, без учета срока эксплуатации ранее созданных пастбищ, что было не совсем обоснованно. Некоторые из этих населенных пунктов располагаются на территории с невысокой плотностью загрязнения почв ^{137}Cs (до 5 Ки/км²), но прилегают к поймам рек (населенные пункты Быховского, Кличевского и Могилевского районов). При низкой продуктивности созданных кормовых угодий или их неудобстве население вновь возвращалось к использованию пойменных лугов.

Таблица 2.12 – Максимальные уровни загрязнения молока ^{137}Cs в ЛПХ, где регистрировалось молоко выше РДУ-99, в разрезе районов

Район	Максимальный уровень загрязнения молока ^{137}Cs , Бк/л							
	2001 г.	2002 г.	2003 г.	2004 г.	2005 г.	2006 г.	2007 г.	2010 г.
Бельничский	125	–	–	–	–	–	–	–
Быховский	374	446	182	200	151	172	225	–
Кличевский	292	184	187	212	168	–	–	–
Костюковичский	320	173	260	212	–	155	–	–
Краснопольский	794	685	1378	630	162	243	204	126
Могилевский	147	140	180	201	–	–	–	–
Славгородский	388	445	129	526	396	108	–	106
Чаусский	116	–	–	–	–	–	–	–
Чериковский	241	324	185	134	–	–	–	–

Анализ результатов радиационного контроля молока коров ЛПХ населенных пунктов, прилегающих к поймам рек, за период 2000–2004 гг. показал, что пробы выше РДУ-99 составляли ежегодно от 3 до 64 % и регистрировались чаще в пастбищный период. Их максимальная активность не превышала 150 Бк/л. В 2005 г. была изучена динамика накопления ^{137}Cs в молоке коров из таких населенных пунктов в течение пастбищного периода.

Первое исследование молока проводили в мае месяце, когда пойменные луга еще частично были затоплены водой, второе – в середине июня после ухода воды и отрастания трав, третье – в начале августа, четвертое – в конце сентября. По результатам исследований средние уровни активности молока в целом по стадам не превышали РДУ-99, но имели тенденцию к нарастанию в течение пастбищного периода. Более высокой средняя активность молока по всем стадам отмечалась при третьем и четвертом исследованиях, то есть во второй половине пастбищного периода. При третьем исследовании максимальные уровни активности молока в трех населенных пунктах (н. п. Новая Слободка и Должанка Кличевского района и н. п. Соколовка Чериковского района) превысили норматив и составили 109, 112 и 103 Бк/л соответственно. При четвертом исследовании проба молока выше РДУ-99 была зарегистрирована только в д. Новая Слободка (123 Бк/л). Более низкую активность молока в начале пастбищного периода можно объяснить тем, что весной выпас скота проводился в основном на необрабатываемых сельскохозяйственных землях, которые по результатам прогноза накопления ^{137}Cs пригодны для получения зеленой массы многолетних злаковых трав в пределах РДУ-99. Средние уровни активности молока по стадам в это время колебались от 5,8 до 32,2 Бк/л. При использовании для выпаса коров в первой половине лета более возвышенных участков пойменных лугов с более низким содержанием ^{137}Cs в зеленой массе средняя активность молока также была невысокой (9,2...42,8 Бк/л). По мере эксплуатации более возвышенные участки утратили свою продуктивность и для выпаса скота население стало использовать подсохшие низкие участки поймы, где содержание ^{137}Cs в многолетних травах было выше РДУ-99. Поэтому наблюдался рост его уровня в молоке коров при третьем (15,7...72,3 Бк/л) и четвертом (33,2...79,8 Бк/л) исследованиях. У отдельных особей содержание ^{137}Cs в молоке на этот момент превысило допустимый уровень. Снижение продуктивности пойменных лугов и качества их травостоя во второй половине пастбищного периода также являлось одной из причин повышения содержания ^{137}Cs в молоке коров.

Для дальнейшего решения проблемы начиная с 2005 г. создание улучшенных сенокосов и пастбищ для коров частного сектора на территории области проводилось не только по факту регистрации молока выше РДУ в населенном пункте, но и с учетом срока эксплуатации ранее созданных кормовых угодий. При этом в практику был внедрен научный подход, основанный на подборе участков с учетом их почвенно-агрохимической и радиологической пригодности [169, 229, 252]. Немаловажное значение отводилось удобству расположения кормовых угодий по отношению к населенному пункту. С учетом результатов последнего тура агрохимического и радиологического обследования почв рассчитывались прогнозы накопления ^{137}Cs в кормах (зеленой массе многолетних злаковых трав) в разрезе элементарных участков, прилегающих к

населенным пунктам, и проводилась оценка их агрохимического и радиологического состояния. Далее составлялись схематические карты с указанием обследованных сельскохозяйственных угодий вблизи населенных пунктов в разрезе элементарных участков и с указанием участков, рекомендованных для создания сенокосов и пастбищ (рисунок 2.21).



- | | | | |
|--|-----------------------|--|-----------------------------|
| | – пригодные участки | | – условно пригодные участки |
| | – непригодные участки | | – рекомендуемые участки |

Рисунок 2.21 – Картосхема пригодности участков для размещения культурных кормовых угодий для личных подсобных хозяйств в д. Бовки (СПК «Ухлясть» Быховского района)

Для большинства населенных пунктов площади рекомендованных под перезалужение участков превышали запланированные объемы, чтобы на местах был выбор с учетом хозяйственной деятельности сельскохозяйственных предприятий, на территории которых они расположены. На картосхемах также указывались участки, непригодные или условно пригодные по радиологическому фактору, где по прогнозу накопление ^{137}Cs в зеленой массе из многолетних злаковых трав могло превысить допустимый уровень 165 Бк/кг или составляло 130...165 Бк/кг. Кроме этого, давались рекомендации по использованию технологии создания культурных кормовых угодий с учетом агрохимических особенностей почв, подбору состава травосмесей под сенокосы и пастбища, рассчитывалась потребность в семенах, извести и минеральных удобрениях в зависимости от показателей почвенного плодородия.

Рекомендации по созданию улучшенных кормовых угодий с картосхемами передавались в районы, а затем отслеживалось их исполнение. Дополнительно для населенных пунктов, расположенных в поймах рек, где отсутствовала возможность создания пастбищ на минеральных почвах, было проведено обследование пойменных лугов и подобраны участки с минимальным содержанием ^{137}Cs в зеленой массе, на которых возможно проведение поверхностного улучшения (с учетом экологических ограничений). При необходимости рекомендовалось применение в пастбищный период ферроцинсодержащих препаратов, связывающих радионуклиды в желудочно-кишечном тракте коров и снижающих их поступление в молоко.

Эффективность предложенных мероприятий была напрямую связана с проведением разъяснительной работы среди населения по недопущению использования радиационно опасных участков пойменных лугов и правильной эксплуатации созданных пастбищ. В результате на территории области практически полностью решена проблема получения молока выше РДУ-99 в личных подсобных хозяйствах.

Анализ баз данных радиационно-гигиенического контроля пищевых продуктов УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» за период 2001–2007 гг. показал, что наблюдалось не только снижение количества населенных пунктов, где в ЛПХ регистрировались пробы молока выше РДУ-99, но и количества населенных пунктов, где выявлялись пробы молока с активностью выше 50 Бк/л (с 112 до 14 населенных пунктов) и выше 37 Бк/л (с 199 до 30 населенных пунктов) [156, 223, 224]. Изменилось и количество населенных пунктов, где регистрировалось молоко с содержанием ^{137}Cs выше 20 Бк/л. В 2001 г. их было 305 или 38 % от общего числа обследованных, в 2007 г. произошло снижение до 144 (30 %), из них в половине отмечалось только по одной такой пробе. Наблюдалась значительная динамика и в снижении уровня активности исследуемых проб молока (рисунок 2.22).

Если в 2001 г. около 40 % отобранных проб молока (2668 проб) превышало 20 Бк/л и около 23 % (1552 пробы) – 37 Бк/л, то уже к 2007 г. их количество

снизились до 14,4 % (623 пробы) и 4,2 % (184 пробы) соответственно. Пробы с активностью от 50 до 100 Бк/л снизились с 6,7 до 1 %, а с активностью выше 100 Бк/л – с 4 до 0,2 %.

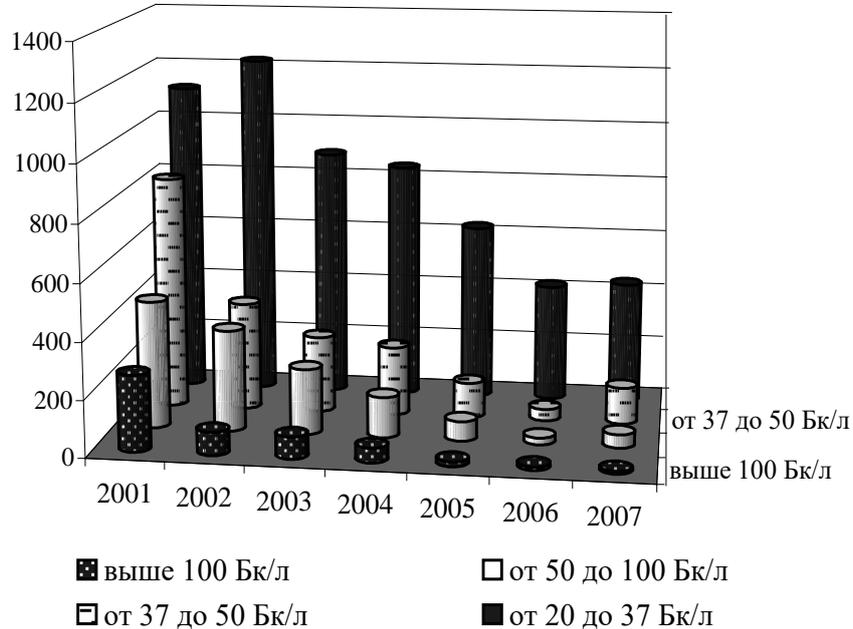


Рисунок 2.22 – Динамика количества проб молока из ЛПХ Могилевской области в различных диапазонах активности по ^{137}Cs (в период с 2001 по 2007 гг.)

Наибольшее количество населенных пунктов, где пробы молока превышали 37 Бк/л, регистрировалось в Быховском и Славгородском районах, а начиная с 2007 г. и по настоящее время встречаются лишь единичные случаи, когда активность исследуемых проб молока коров из личных подсобных хозяйств превышает уровень в 50 и 100 Бк/л [184, 225, 226].

Пробы молока, отобранные в некоторых населённых пунктах, расположенных на территории радиоактивного загрязнения с плотностью загрязнения почв более 185 кБк/м² в период 2011–2013 гг., имели невысокую активность и в большинстве случаев не превышали 20 Бк/кг [160]. Максимальное содержание ^{137}Cs 59 Бк/кг отмечалось в пробе из н. п. Палуж-1 (2013 г.) и 61 Бк/кг – в пробе из н. п. Палуж-2 (2011 г.) Краснопольского района (таблица 2.13). Населенный пункт Палуж-2 расположен на территории, загрязненной ^{137}Cs более 555 кБк/м², а н. п. Палуж-1 прилегает к этой территории.

Пробы молока, отобранные в 20 населенных пунктах, расположенных на территории радиоактивного загрязнения с плотностью от 37 до 185 кБк/м², в большинстве случаев имели активность до 10 Бк/кг. Максимальное содержание ^{137}Cs составило 27 Бк/кг (п. Грудичино) и 20 Бк/кг (п. Калинин) в пробах, отобранных на территории Быховского района (2013 г.).

Таблица 2.13 – Максимальное содержание ^{137}Cs в пробах молока коров из ЛПХ населенных пунктов Могилевской области (плотность загрязнения территории более 185 кБк/м²)

Сельский Совет	Населенный пункт	Максимальное содержание ^{137}Cs , Бк/л		
		2011 г.	2012 г.	2013 г.
<i>Быховский район</i>				
Нижнетощицкий	Красный Берег	31	–	38
Новобыховский	Лазаревичи	10	–	13
<i>Краснопольский район</i>				
Яновский	Палуж-1	8,9	–	59
	Палуж-2	61	48	44
<i>Могилевский район</i>				
Дашковский	Бовшево	18,4	9,2	13
<i>Славгородский район</i>				
Васьковичский	Васьковичи	21	–	9
	Ржавка-1	–	–	10
<i>Чаусский район</i>				
Волковичский	Черенки	–	–	11
Антоновский	Антоновка	–	–	17
<i>Чериковский район</i>				
Езерский	Долгое	11,4	10,2	15
Езерский	Полипень	35,2	12	–
Сормовский	Горки	14,8	15,9	7

Снижение уровней активности молока, загрязненного ^{137}Cs , позволило снизить вклад молочной компоненты в формирование доз внутреннего облучения населения, проживающего на территории радиоактивного загрязнения.

На территории Могилевской области отсутствовала проблема производства молока, загрязненного ^{90}Sr выше допустимого уровня (РДУ-99 – 3,7 Бк/л).

Загрязнение мяса крупного рогатого скота. В послеаварийный период отмечалась положительная тенденция в снижении уровня загрязнения мяса крупного рогатого скота. Это позволило ужесточить допустимые уровни содержания ^{137}Cs в говядине с 600 Бк/кг в 1990 г. до 500 Бк/кг в 1999 г. [201, 251, 252]. По результатам первичной прижизненной дозиметрии наблюдалось снижение возврата скота с мясокомбинатов Могилевской области, загрязненного ^{137}Cs выше РДУ: к 1995 г. – до 269 голов, 2000 г. – до 24 голов, 2003 г. – до 2 голов и начиная с 2004 г. и по настоящее время – не регистрируется. Существенно уменьшилось и количество говядины с содержанием ^{137}Cs выше 160 Бк/кг, т. е.

не соответствующей нормативу Российской Федерации. К 2000 г. ее объемы сократились до 98,3 т, к 2005 г. – до 43,0 т, в 2009 г. – до 8,2 т. В этот период основная масса говядины имеет удельную активность до 100 Бк/кг (таблица 2.14). Доля мяса крупного рогатого скота с активностью выше 160 Бк/кг в 2005 г. составляет 0,33 %, 2009 г. – 0,03 %.

Таблица 2.14 – Данные о загрязнении ^{137}Cs говядины в убойном весе общественного и частного секторов Могилевской области

Год	Поступило всего, т	В том числе в разрезе удельных активностей, Бк/кг				
		до 100	101...160	161...250	251...400	401...500
2004	13479,4	13411,7	37,9	20,0	9,8	0
2005	12942	12813,7	68,4	36,6	6,4	0
2006	15374	15258,1	80,13	22,8	0,1	0
2007	15761,29	15698,4	41,2	18,2	3,49	0
2008	19569,67	19531,87	26,2	10,6	1,0	0
2009	26459,9	26391,65	60,05	8,2	0	0

Основными поставщиками говядины с содержанием ^{137}Cs выше 160 Бк/кг являлись Быховский, Славгородский и Могилевский районы, на территории которых находятся большие площади естественных кормовых угодий, расположенные в поймах р. Днепр и Сож, где еще сохранялась проблема получения кормов в пределах допустимых уровней.

В 2011 г. утверждается Технический регламент Таможенного союза (ТР ТС 021/2011) «О безопасности пищевой продукции», согласно которому содержание ^{137}Cs в мясе и мясопродуктах не должно превышать 200 Бк/кг [243]. Соответственно, при производстве и экспорте данной продукции необходимо выполнять гигиенические требования Технического регламента, которые в 2,5 раза жестче внутривнутриреспубликанских [230, 232].

В целом эти требования соблюдаются, ведь основная масса говядины (99,4 %) в последние годы имеет удельную активность до 37,0 Бк/кг. Объемы говядины с активностью в пределах 37...50 Бк/кг не превышают 0,30 %, с активностью от 51 до 100 Бк/кг – 0,3 %. Однако на территории области почти ежегодно в небольших объемах (от 2 до 10 т) производится мясо крупного рогатого скота, не соответствующее требованиям Технического регламента [194]. Примерно в таких же объемах регистрируется и мясо с активностью от 101 до 200 Бк/кг, которое можно отнести к группе риска.

Основными поставщиками скота, мясо которого не соответствует допустимому уровню ТР ТС 021/2011, являются УКСП совхоз «Воронино» Быховского района, СПК «Дашковка» Могилевского района и СПК «Колхоз «40 лет Октября» Славгородского района. Его объемы (в живом весе) в 2014 г.

составили 7,9 т и в 2015 г. – 2,0 т. Основная часть кормов (сено, сенаж) заготавливается первыми двумя хозяйствами в пойме р. Днепр, и, несмотря на невысокую плотность загрязнения почв (в основном до 185 кБк/м²), уровень загрязнения зеленой массы на отдельных участках, представленных торфяными почвами, может достигать 500...700 Бк/кг. В СПК «Колхоз «40 лет Октября» высок удельный вес земель с плотностью загрязнения ¹³⁷Cs от 185 до 555 кБк/м² и, наряду с этим, значительная часть естественных лугов расположена в пойме р. Сож и ее притока р. Прони, травостой которых зачастую имеет повышенное содержание радионуклидов [6, 194].

В группу риска включены также СПК «Дуброва» Костюковичского и СПК «Зарянский» Славгородского районов. На территории этих хозяйств большая часть земель имеет плотность загрязнения ¹³⁷Cs от 185 до 555 кБк/м² и встречаются участки с загрязнением от 555 до 1110 кБк/м², на которых возможно производство кормов с повышенным содержанием радионуклидов. Наибольшие риски производства говядины с содержанием ¹³⁷Cs выше 200 Бк/кг возникают при использовании в кормлении скота в летний период зеленой массы с естественных луговых земель, а в зимне-стойловый период – рационов сенажного типа. Отсутствие заключительной стадии откорма молодняка и выбракованного скота на «чистых» кормах (т. е. с минимальным содержанием радионуклидов) является также одной из причин производства говядины, не соответствующей нормативным требованиям.

В большинстве случаев проблема решается за счет создания улучшенных кормовых угодий на автоморфных почвах, дифференцированного использования кормов при откорме крупного рогатого скота, грамотного составления рационов с учетом радиоактивного загрязнения кормов. В то же время пренебрежение правилами ведения сельскохозяйственного производства на радиоактивно загрязненных территориях, даже при незначительном удельном весе торфяно-болотных и пойменных земель, может привести к получению говядины с удельной активностью ¹³⁷Cs, превышающей требования Технического регламента Таможенного союза.

Анализ данных радиационного контроля объектов ветеринарного надзора на территории Могилевской области по контрольным и не входящим в контрольные пункты, выполняемого ВСУ «Могилевская облветлаборатория», показал, что содержание ⁹⁰Sr в мясе крупного рогатого скота низкое и не превышает 1,0 Бк/кг (содержание ⁹⁰Sr в мясе не нормируется). Поскольку ⁹⁰Sr главным образом депонируется в костной ткани и длительное время задерживается в организме животных и человека, его содержание в костной ткани крупного рогатого скота значительно выше. Так, в отдельных пробах костной ткани его значение достигало 190...199 Бк/кг (2004–2009 гг.). Поэтому некоторые хозяйства Климовичского, Костюковичского, Краснопольского, Чериковского и Славгородского районов периодически сталкивались

с проблемой сбыта продукции животноводства при формировании мясокомбинатами партий говядины на кости для экспорта.

Загрязнение свинины и конины. Вся свинина, производимая на территории Могилевской области и поступавшая на мясокомбинаты УКПП «Мясомолпром», последние 20 лет не превышала РДУ-99 (185 Бк/кг). При ведении свиноводства в современных производственных условиях используется в основном концентратный тип кормления животных. Содержание ^{137}Cs в концентрированных кормах на территории Могилевской области практически не превышает допустимый уровень. Поэтому накопление радионуклидов в свинине значительно ниже, чем в говядине. Содержание ^{90}Sr в свинине, по данным радиационного контроля ВСУ «Могилевская облветлаборатория», за эти годы на территории области не превышало 0,2 Бк/кг, а в костной ткани – 15 Бк/кг.

Республиканские допустимые уровни на конину, идущую на производство колбасных изделий и мясных консервов, устанавливаются такие, как и на говядину (500 Бк/кг). Конина занимает небольшой удельный вес среди продукции животноводства. По данным радиационного контроля Могилевского «Мясомолпрома», основная масса конины поступает на мясокомбинаты с активностью, не превышающей 100 Бк/кг, т. е. соответствует не только внутривнутриреспубликанскому нормативу, но и допустимому уровню ТР ТС 021/2011 (200 Бк/кг).

Таким образом, основная масса продукции животноводства, производимой на территории Могилевской области в отдаленный после аварии на ЧАЭС период, отвечает требованиям радиационной безопасности.

Загрязнение продукции растениеводства. В первые годы после аварии на ЧАЭС на наиболее загрязненных территориях регистрировалось производство зерна на продовольственные цели и картофеля с содержанием ^{137}Cs выше допустимых уровней. Проведенный комплекс защитных мер позволил к началу 1990-х гг. свести к минимуму эту проблему [252]. Несмотря на ужесточение допустимых уровней в 1996 и 1999 гг., уже длительное время на территории радиоактивного загрязнения области не производятся картофель и зерно на продовольственные цели, не соответствующие РДУ-99. По данным радиационного контроля, максимальное содержание ^{137}Cs в картофеле, производимом в частном секторе, в 2002 г. составляло 41 Бк/кг (д. Боровая Краснопольского района), в период с 2004 по 2009 гг. – не превышало 37 Бк/кг, последующие годы – не превышало 20 Бк/кг (РДУ-99 – 80 Бк/кг). Пробы картофеля, отобранные в н. п. Палуж-2 (территория с загрязнением более 555 кБк/м²), в 2012 г. имели максимальную активность 9,8 Бк/кг, в 2013 г. – 11 Бк/кг. Результаты научных исследований показали, что при возделывании картофеля на дерново-подзолистой легкосуглинистой почве почти нет ограничений по плотности загрязнения ^{137}Cs до 1480 кБк/м² (40 Ки/км²), картофель не будет превышать допустимый уровень [231]. На дерново-подзолистых связносупесчаных почвах можно выращивать большинство сортов картофеля на

продовольственные цели до 925 кБк/м² (25 Ки/км²), на рыхлосупесчаной – до 740 кБк/м² (20 Ки/км²). Не рекомендуется возделывать картофель на торфяных почвах, загрязненных ¹³⁷Cs, даже при плотности загрязнения 74...185 кБк/м² (2...5 Ки/км²).

Анализируемые пробы овощей также уже длительный период имеют невысокую активность. Максимальное содержание ¹³⁷Cs в свекле составило 52,2 Бк/кг (2003 г.), зеленом салате – 52 Бк/кг (2008 г.), луке – 72 Бк/кг (2009 г.) при РДУ-99, равных 100 Бк/кг. В пробах овощей, отобранных в 2013 и 2014 гг. в населенных пунктах из разных зон радиоактивного загрязнения, максимальное содержание ¹³⁷Cs не превышало 15 Бк/кг [160].

Одной из проблем в растениеводстве, которая сохранялась длительное время в наиболее загрязненных районах области, было производство зерна на продовольственные цели в пределах допустимых уровней по содержанию ⁹⁰Sr. В соответствии с РДУ-99 его содержание не должно превышать 11 Бк/кг. Первые два года после ужесточения норматива наблюдались значительные объемы производства зерна, не соответствующего допустимому уровню (рисунок 2.23).

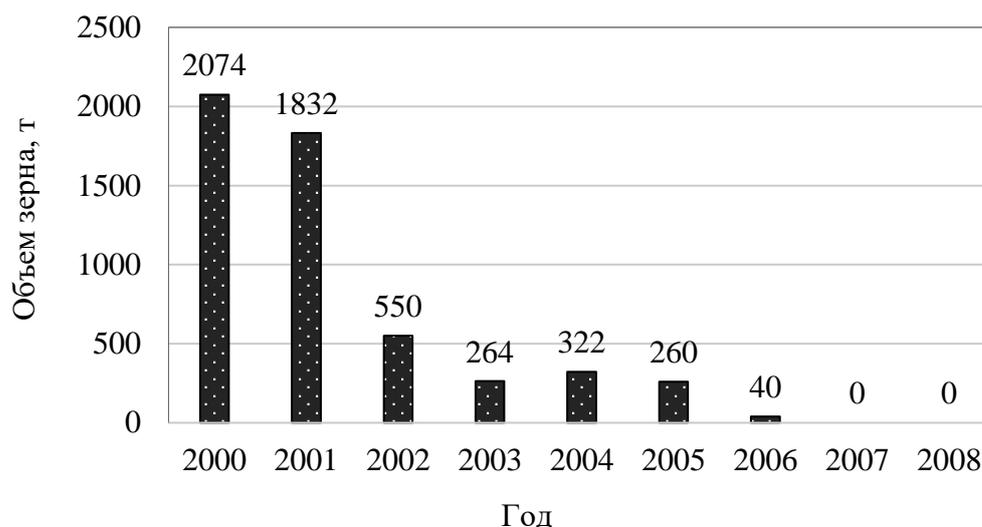


Рисунок 2.23 – Объемы производства зерна на продовольственные цели с превышением РДУ-99 по содержанию ⁹⁰Sr в Могилевской области за 2000–2008 гг.

Разработанный сотрудниками Могилевского филиала РНИУП «Институт радиологии» комплекс мер для «критических» хозяйств области (оптимизация структуры посевных площадей, прогноз загрязнения культур и группировка земель по их пригодности, переспециализация производства и др.) позволил в дальнейшем полностью решить данную проблему [169, 252].

Таким образом, за прошедший после аварии период в результате проведения комплекса защитных мероприятий наблюдается устойчивая тенденция снижения уровня содержания радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, производимой на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области. Небольшие проблемы сохраняются лишь при использовании

земель с высокой плотностью загрязнения, земель, почвы которых обеспечивают высокие переходы радионуклидов в растения, и в случае несоблюдения общепринятых норм радиационной безопасности при ведении сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения.

2.5 Цезий-137 в лесных экосистемах

2.5.1 Динамика загрязнения земель лесного фонда Могилевской области.

В результате аварии на ЧАЭС произошло обширное загрязнение ^{137}Cs лесных угодий Могилевской области. Первичное детальное уточнение радиационной обстановки на территории Государственного лесного фонда, с отбором и исследованием проб почвы, проведено к 1991 г. По результатам этого обследования были уточнены загрязнённые площади и составлены карты загрязнения лесов. Установлено, что по состоянию на 01.01.1992 г. из общей площади лесов на территории области (986 тыс. га) в зоне радиоактивного загрязнения оказалось 422,1 тыс. га (42,8 %), в том числе с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs до 555 кБк/м² – 348,1 тыс. га (35,3 %), от 555 до 1480 кБк/м² – 52,8 тыс. га (5,4 %) и свыше 1480 кБк/м² – 21,2 тыс. га (2,1 %). Наиболее загрязненными стали Краснопольский и Чериковский лесхозы. По плотности радиоактивного загрязнения они оказались на 3-м и 4-м местах среди 53 лесхозов Беларуси, пострадавших от катастрофы на ЧАЭС [203, 251].

Переобследование территории Государственного лесного фонда было завершено в 2004 г. Общая площадь лесного фонда Могилевской области по состоянию на 01.01.2005 г. увеличилась до 1155,6 тыс. га. Возросли и площади, загрязненные ^{137}Cs , до 459,6 тыс. га (таблица 2.15). Это связано с тем, что на баланс лесхозов постепенно передавались выведенные из оборота наиболее загрязненные сельскохозяйственные земли.

Таблица 2.15 – Динамика загрязнения ^{137}Cs земель лесного фонда Могилевского ГПЛХО

Год	Площадь лесного фонда, тыс. га		В т. ч. по уровням загрязнения, Ки/км ² (кБк/м ²), тыс. га			
	всего	в т. ч. в зонах радиоактивного загрязнения	1...5 (37...185)	5,1...15 (185...555)	15,1...40 (555...1480)	более 40 (более 1480)
1992	986	422,1	249,4	98,7	52,8	21,2
2005	1155,6	459,6	317,5	84,8	50,9	6,4
2010	1208,0	460,7	307,0	95,4	53,9	4,4
2015	1222,0	419,7	275,7	95,8	47,1	1,1
2018	1226,9	400,0	263,1	90,5	46,0	0,4

В то же время наметилась тенденция снижения площадей, загрязненных ^{137}Cs с плотностью более 1480 кБк/м^2 , обусловленная естественным распадом радионуклидов.

В последующие годы общая площадь лесов на территории области незначительно возрастает, а площади лесов в зоне радиоактивного загрязнения постепенно снижаются. Так, в период с 2005 по 2018 гг. они уменьшились на 13 %. Среди загрязненных лесных угодий, на начало 2018 г., наибольший удельный вес (65,8 %) занимают земли с плотностью загрязнения ^{137}Cs от 37 до 185 кБк/м^2 [251, 264]. На долю лесов, загрязненных выше 555 кБк/м^2 , приходится 11,6 % (рисунок 2.24).

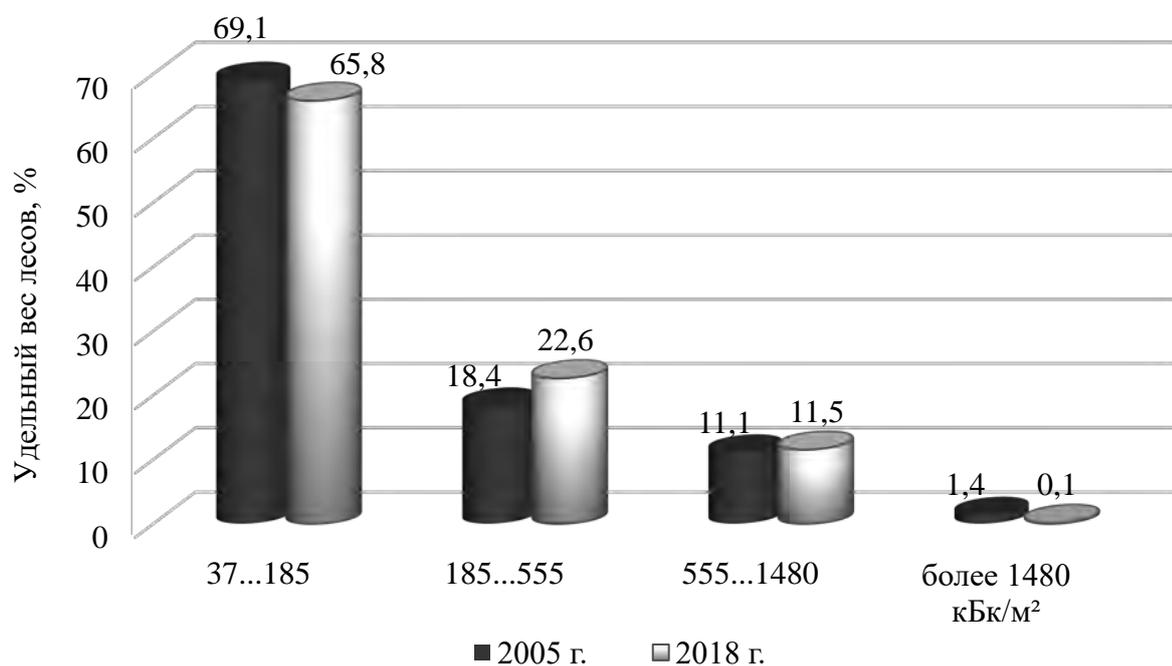


Рисунок 2.24 – Удельный вес лесов с различной плотностью загрязнения ^{137}Cs в 2005 и 2018 гг.

В разрезе разных зон радиоактивного загрязнения на протяжении всего периода наблюдаются колебания площадей то в одну, то в другую сторону, обусловленные общим снижением плотности загрязнения почв, в связи с естественным распадом радионуклидов, и переводом земель из одной категории в другую. Поэтому, несмотря на снижение общей площади радиоактивного загрязнения лесов, существенно не меняется доля загрязненных лесов в разрезе уровней активности, не превышающих 1480 кБк/м^2 .

Загрязнение территорий в разрезе лесхозов Могилевской области представлено в таблице 2.16.

В настоящее время значительные площади загрязненных лесов сохраняются в Быховском (66,6 % от общей их площади), Краснопольском (100 %) и Чериковском (90,3 %) лесхозах. Если на территории Быховского лесхоза преобладают леса с невысокой плотностью радиоактивного загрязнения

(до 185 кБк/м² или 5,0 Ки/км²), то на территории Краснопольского лесхоза, наоборот, с плотностью выше 185 кБк/м².

Таблица 2.16 – Распределение территории лесного фонда Могилевского ГПЛХО по уровню загрязнения ¹³⁷Cs (по состоянию на 01.01.2008 и 2018 гг.)

Наименование лесхоза	Всего загрязнено ¹³⁷ Cs, тыс. га		В т. ч. в зависимости от плотности загрязнения почв, Ки/км ² (кБк/м ²), тыс. га							
			1...5 (37...185)		5,1...15 (185...555)		15,1...40 (555...1480)		более 40 (более 1480)	
	2008 г.	2018 г.	2008 г.	2018 г.	2008 г.	2018 г.	2008 г.	2018 г.	2008 г.	2018 г.
Бельничский	37,9	28,5	34,9	27,7	3,0	0,8	0	0	0	0
Бобруйский	13,3	0	13,3	0	0	0	0	0	0	0
Быховский	97,4	74,4	89,8	71,1	7,3	3,2	0,2	0,1	0	0
Горецкий	1,2	1,1	1,2	1,1	0	0	0	0	0	0
Климовичский	11,2	19,9	3,8	8,5	6,5	10,7	0,9	0,7	0	0
Кличевский	26,6	14,2	26,6	14,2	0	0	0	0	0	0
Костюковичский	40,6	36,6	10,8	8,4	7,9	14,6	20,5	13,6	1,4	0
Краснопольский	75,1	81,5	27,0	34,6	26,0	25,7	18,1	20,8	4,0	0,4
Могилевский	24,0	16,4	23,6	16,2	0,4	0,2	0	0	0	0
Чаусский	28,5	34,9	22,9	31,5	5,6	3,4	0	0	0	0
Чериковский	121,8	92,5	69,8	49,8	36,0	31,9	14,6	10,8	1,5	0
Итого	477,6	400,0	323,8	263,1	92,7	90,5	54,3	46,0	6,9	0,4

Леса, почвы которых загрязнены ¹³⁷Cs выше 555 кБк/м², имеются на территории пяти лесхозов. Наибольшие их площади сосредоточены в Краснопольском (21,2 тыс. га), Костюковичском (13,6 тыс. га) и Чериковском (10,8 тыс. га) лесхозах, незначительные – в Быховском (0,1 тыс. га) и Климовичском (0,7 тыс. га). Леса, загрязненные выше 1480 кБк/м², остались только на территории Краснопольского лесхоза (0,4 тыс. га). К 2018 г. на территории Бобруйского лесхоза не остается зоны радиоактивного загрязнения, а на территории Горецкого и Кличевского лесхозов плотность загрязнения не превышает 185 кБк/м².

Таким образом, несмотря на положительную динамику в снижении уровня загрязнения лесов, еще значительные площади лесного фонда Могилевской области остаются в зоне радиоактивного загрязнения. На территории трех лесхозов (Костюковичский, Краснопольский и Чериковский) сохраняется немало лесных массивов, плотность загрязнения которых ¹³⁷Cs превышает 555 кБк/м².

2.5.2 Особенности миграции ^{137}Cs в лесных экосистемах.

Лесные биогеоценозы представляют собой сложное природное образование с множеством прямых и косвенных связей между их компонентами, поэтому перераспределение в них вещества и энергии имеет свои особенности.

Миграция радионуклидов в почвах, покрытых лесом, имеет свою специфику, которая обуславливается наличием лесной подстилки, состоящей из органических остатков жизнедеятельности растений (хвои, листьев, веток и др.). Этот компонент является мощным биогеохимическим барьером на пути миграции радионуклидов вглубь почвы. Исследования, проводимые в послеаварийный период, свидетельствуют о хорошей способности лесной подстилки аккумулировать и удерживать радионуклиды. Эти способности объясняются наличием в ней нескольких медленно разлагающихся слоев, обеспечивающих длительную изоляцию радионуклидов от минеральной части почвы [175, 179, 193, 211, 257, 258].

В зависимости от режима увлажнения почвы, на которой формируются лесные экосистемы, образуется разная толщина лесной подстилки с определенным строением и составом. Скорость вертикальной миграции радионуклидов в минеральные слои почвы напрямую зависит от удерживающей способности лесной подстилки. Наиболее интенсивно переход ^{137}Cs в минеральную часть почвы наблюдается в лесах с преобладанием лиственных пород, хотя основная часть радиоактивных элементов по-прежнему остается в верхних слоях почв, где она хорошо удерживается органическими и минеральными компонентами. Так, в подстилке и верхнем 0...5-сантиметровом слое минеральной части сосняков сосредоточено до 86 % ^{137}Cs , а березняков – до 70 %. В полугидроморфных и гидроморфных почвах вертикальная миграция ^{137}Cs происходит более активно по сравнению с автоморфными, и глубина его проникновения достигает 20...25 см.

Высокое содержание ^{137}Cs в верхнем минеральном слое почвы лесных биоценозов, наблюдаемое на протяжении многих лет, связано с постоянным поступлением его из разлагающегося опада. В лесах из напочвенного покрова в почву возвращается примерно 50 % радионуклидов, а из древесного яруса за счет опада хвои, веток, шишек, коры в почву поступает около 5 % радиоизотопов. Таким образом, живой напочвенный покров, особенно травянистые растения, принимает активное участие в круговороте радионуклидов в природно-растительных комплексах.

Поступление ^{137}Cs в лесную растительность во многом определяется уровнем радиоактивного загрязнения почв и зависит от их физико-химических свойств и степени увлажнения. Чем выше плодородие почвы и ниже их степень увлажнения, тем меньше радионуклидов поступает в древесную растительность и организмы напочвенного покрова, такие как грибы, ягоды, мхи, лишайники, травы. Вместе с тем немалую роль играют биологические особенности различных видов дикорастущих растений, среди которых первостепенное значение имеют

мощность развития их корневой системы и характер распределения ее по почвенным горизонтам. Снижение концентрации ^{137}Cs в компонентах лесных экосистем происходит в основном за счет процессов естественного распада, при этом плотность загрязнения почв снижается на 2,1 % в год [244, 257]. Снижение плотности загрязнения почв приводит к снижению содержания ^{137}Cs в древесине деревьев и растительности напочвенного покрова.

Загрязненные радионуклидами леса Могилевской области находятся в различных условиях произрастания, отличаются возрастом и породным составом, а также имеют неоднородный уровень радиоактивного загрязнения. Поэтому загрязнение растительности лесных экосистем значительно варьирует на разных территориях. В лесах, произрастающих на легких дерново-подзолистых почвах, отмечается более высокий уровень накопления радионуклидов растительностью (при одинаковой плотности загрязнения) по сравнению с произрастающей на суглинистых почвах. Еще выше он в растительности на торфяно-болотной почве.

Наибольшей удельной радиоактивностью обладает нижний ярус фитоценоза (мхи, лишайники, грибы), затем идут травянистые виды, кустарнички, подлесок и подрост. Наименьшая удельная радиоактивность характерна для древесного верхнего яруса фитоценоза. Однако для всех исследуемых типов лесов выявлена прямая зависимость между накоплением ^{137}Cs в наземной фитомассе и его содержанием в почве.

В то же время отмечены различия в накоплении радионуклидов древесными растениями в зависимости от их видовой принадлежности (в 5–10 раз), степени увлажнения почв (в 2–7 раз), погодных условий (в 2–3 раза). При одной и той же плотности загрязнения почв содержание ^{137}Cs в древесине хвойных пород (сосна и ель) значительно ниже по сравнению с древесиной лиственных (осина, береза). Отмечено взаимное влияние разных видов на накопление ^{137}Cs в смешанных насаждениях. Так, коэффициенты перехода ^{137}Cs в древесину сосны снижаются с увеличением вклада лиственных пород в составе лесных насаждений [193, 258]. В лиственных древостоях больше всего накапливают ^{137}Cs листва деревьев и кора, такая же закономерность наблюдается в подлеске. Загрязнение древесины целиком определяется корневым поступлением ^{137}Cs и зависит от его биологической доступности. И в настоящее время отмечаются высокие уровни загрязнения древесины. В Чериковском лесхозе в 2017 г. максимальная активность деловой древесины составила 1495 Бк/кг, топливной – 1709 Бк/кг (Вепринское лесничество) и 1070 Бк/кг (Славгородское лесничество) [270].

Среди компонентов леса древесные растения продолжают играть важную роль в аккумуляции ^{137}Cs в лесной экосистеме. Исследования показывают, что в их фитомассе содержится от 1,5 до 3 % запаса ^{137}Cs независимо от условий местопроизрастания. Немалая роль в биологическом круговороте ^{137}Cs отводится моховому покрову [211, 258]. В сфагновых и осоково-сфагновых типах леса в нем удерживается до 40 % ^{137}Cs от общей активности этого

радионуклида в лесных биогеоценозах, на суходолах – от 0,5 до 15 %. Лишайники способны аккумулировать большое количество ^{137}Cs только в лишайниковых сосняках, превышая по данному показателю древесный ярус. Травянисто-кустарничковые и подлесочные растения не отличаются значительным запасом ^{137}Cs даже при их высокой биомассе, но имеют существенные видовые различия в накоплении радионуклидов.

Исследования, проводимые в Чериковском районе (Вепринское лесничество) в отдаленный после аварии на ЧАЭС период, показали, что при низкой плотности загрязнения почв ($74\dots185$ кБк/м²) ^{137}Cs интенсивнее накапливался травянистой растительностью, чем кустарничковой, а при более высокой плотности загрязнения ($370\dots555$ кБк/м²), наоборот, кустарничковая растительность накапливала больше ^{137}Cs , чем травянистая. Среди различных видов травянистой растительности, произрастающей в одинаковых условиях, наименьшее содержание ^{137}Cs отмечалось у лапчатки серебристой (30 и 97 Бк/кг в зависимости от плотности загрязнения почв), наибольшее – у ландыша майского (1186 и 3252 Бк/кг). Удельная активность варьировала почти в 40 раз. Среди видов кустарничковой растительности наименьшая аккумуляция наблюдалась у брусники обыкновенной (495 и 1026 Бк/кг), максимальная – у вереска обыкновенного (1866 и 3758 Бк/кг). Различия по активности проб были в 3,5 раза [127, 259].

Большое влияние на накопление радионуклидов в ягодах, наряду с плотностью загрязнения почв, оказывает их видовая принадлежность и физиологические особенности ягодника. Немалозначимым фактором выступает степень увлажнения почв. Выявлено влияние рельефа на накопление радионуклидов лесными ягодами. Наблюдается варьирование величины радиоактивного загрязнения ягод, собранных даже с локальных деляночных участков. В период плодоношения активность ^{137}Cs в ягодниках может возрастать до 1 % от поверхностной активности радионуклида в почве. Однако при исследовании отдельных частей растений в этот же период отмечено, что концентрация ^{137}Cs в ягодах остается в 2–3 раза ниже, чем в стеблях и листьях. Среди лесных ягод существуют определенные межвидовые отличия в накоплении радионуклидов. Наибольшие уровни накопления ^{137}Cs характерны для клюквы. За ней идут черника, голубика, брусника, малина и земляника. При равных условиях в ягодах черники накапливается цезий-137 в 2–3 раза больше, чем в ягодах малины и земляники. Даже при плотности загрязнения почв менее 37 кБк/м² (1 Ки/км²) черника, клюква и брусника могут содержать повышенный уровень радионуклидов [187, 193, 210, 211]. Влияние плотности загрязнения почв на удельную активность ягод сильнее выражено у черники, чем у земляники. Исследования, проводимые в Вепринском лесничестве Чериковского района, показали, что на делянках, где плотность загрязнения почв находилась в пределах $370\dots555$ кБк/м², удельная активность черники была в 2,6–3 раза выше, чем на делянках с плотностью $74\dots185$ кБк/м²

(1231 (в среднем) и 467 Бк/кг соответственно). В то же время различий в удельной активности земляники почти не наблюдалось (68 и 65 Бк/кг) [127, 259].

Аккумуляторами радионуклидов в лесных сообществах являются грибы. Это уникальный класс живых существ, обладающий признаками и растений (верхушечный рост, неподвижность, наличие клеточных стенок), и животных (использование в пищу готового органического вещества, наличие хитина, продуцирование мочевины). Им характерна большая скорость роста и скорость метаболических процессов, а также синтез белка, что является основными факторами, определяющими высокий уровень содержания в них радионуклидов цезия. Имеются данные, что грибы могут поглощать ^{137}Cs еще гораздо сильнее, чем калий, необходимый для их роста и развития. Аккумулирующая способность различных видов грибов зависит от площади их мицелия и глубины его проникновения в минеральные слои почвы [179, 193, 257]. Удельная активность мицелия в разы бывает выше удельной активности плодовых тел грибов. Так, мицелий груздя черного может содержать 6,5...16 % от общей активности ^{137}Cs в почве. Довольно значителен этот показатель в мицелии масленка, волнушки и лисички – до 9 %, относительно невысок у белого гриба и опенка – менее 1 %. Однако в зависимости от типа лесов и местопрорастания, вегетационного периода и метеорологических условий данные значения могут сильно колебаться. В годы с максимальной урожайностью мицелий грибов может вовлекать в биологический круговорот от 10 до 30 % радионуклида, имеющегося в экосистеме, тогда как при среднемноголетних значениях урожайности эта величина находится в пределах 1...16 %. Значительное количество поглощенного ^{137}Cs (до 50 %) возвращается обратно в почву с ежегодно отмирающим мицелием [193, 211, 258].

Содержание ^{137}Cs в грибах может быть в 20 раз больше, чем в почве, и в сотни раз превышать его содержание в древесине. В условиях повышенного увлажнения одни и те же грибы накапливают намного больше радионуклидов, чем в условиях автоморфных почв. Особенно высокие переходы ^{137}Cs наблюдаются в грибах, произрастающих на кислых почвах. В зависимости от видовой принадлежности грибов накопление радионуклидов также сильно варьирует, а коэффициенты перехода отличаются в 50–100 раз. Имеются данные, что в шляпках грибов концентрация ^{137}Cs может быть в 1,5–2 раза выше, чем в ножках. Такие различия наиболее характерны для грибов с хорошо развитой ножкой, таких как белый гриб, подосиновик, подберезовик, польский гриб [210].

В зависимости от способности накапливать ^{137}Cs , с учетом коэффициентов перехода $K_{\text{п}}$, предложена следующая классификация для съедобных грибов:

1) **слабо накапливающие:** дождевик жемчужный, сыроежка, шампиньон, гриб-зонтик пестрый, опенок осенний – $K_{\text{п}}$ до 5 (Бк/кг)/(кБк/м²);

2) **средне накапливающие:** подосиновик, рядовка серая, лисичка настоящая, белый гриб – $K_{\text{п}}$ от 5 до 20 (Бк/кг)/(кБк/м²);

3) **сильно накапливающие**: сыроежки всех видов, груздь черный, волнушка розовая, лисичка, подберёзовик – $K_{\text{п}}$ от 20 до 50 (Бк/кг)/(кБк/м²);

4) **аккумуляторы** ¹³⁷Cs: польский гриб, масленок поздний, моховик, маслёнок, козляк, свинушка тонкая, рыжик – $K_{\text{п}} > 50$ (Бк/кг)/(кБк/м²).

Минимальное накопление ¹³⁷Cs свойственно для почвенных сапрофитов (гриб зонтичный, дождевик жемчужный) и ксилофитов-паразитов (опенок осенний), а максимальное – для микоризообразователей (гриб польский, свинушка, масленок поздний). Это объясняется тем, что микориза грибов (грибница) располагается в лесной подстилке и верхнем горизонте почв, наиболее загрязненных радионуклидами.

Польский гриб, свинушка тонкая и масленок поздний, обладающие максимальной накопительной способностью, могут быть использованы как биоиндикаторы радиоактивного загрязнения лесов. Ведь даже на относительно чистой территории (3,7 кБк/м² или 0,1 Ки/км²) они могут накапливать ¹³⁷Cs выше допустимых уровней.

Со временем возможны изменения в тенденции накопления радионуклидов отдельными видами грибов, обусловленные миграцией ¹³⁷Cs в более глубокие слои почвы. Однако, несмотря на естественный распад радионуклида и снижение концентрации ¹³⁷Cs в окружающей среде, его накопление в грибах остается высоким и в настоящее время.

2.5.3 Динамика содержания ¹³⁷Cs в пищевой продукции леса.

Основной пищевой продукцией леса являются грибы, ягоды и дичь. В дочернобыльский период населением Могилевской области, особенно сельским, они активно заготавливались и использовались в пищу. Первые годы после аварии жителям области было рекомендовано до минимума ограничить использование даров леса в связи с очень высокими уровнями загрязнения их ¹³⁷Cs. Однако со временем население возвратилось к традиционному образу жизни и все чаще стало собирать грибы и ягоды, уровни загрязнения которых еще колеблются в широком диапазоне. В связи с этим возрастает вклад пищевой продукции леса в дозу внутреннего облучения населения.

Загрязнение лесных грибов. Наиболее проблемными остаются лесные грибы. Существуют разные точки зрения относительно многолетней динамики содержания ¹³⁷Cs в грибах. По мнению одних авторов, со временем наблюдается медленное снижение концентрации данного радионуклида в грибах, а по мнению других, она почти не изменяется, но отмечаются незначительные вариации по годам. Однако у большинства грибов максимальный уровень накопления радионуклидов наблюдался в 1989–1992 гг., в последующие годы прослеживается тенденция к снижению отдельными видами. Имеются данные о снижении перехода ¹³⁷Cs в волнушку, опенок, масленок и черный груздь, об увеличении – в лисички, свинушки, зонтик пестрый. Для сыроежек, рядо-

вок, польского гриба степень накопления радионуклидов практически не меняется [196, 210, 211].

В зависимости от плотности загрязнения почв среднее содержание ^{137}Cs в свежих грибах может колебаться в широких пределах. Так, имеются данные, что при плотности до 74 кБк/м^2 оно может достигать 1280 Бк/кг , в интервале от 74 до 185 кБк/м^2 – 3400 Бк/кг , от 185 до 555 кБк/м^2 – 22100 Бк/кг , от 555 до 1480 кБк/м^2 – 25000 Бк/кг и выше 1480 кБк/м^2 – 109200 Бк/кг [210, 211]. Поэтому сбор грибов и ягод на территории с плотностью загрязнения более 74 кБк/м^2 практически полностью запрещен. В соответствии с коэффициентами перехода ^{137}Cs из почвы в грибы рассчитаны уровни радиоактивного загрязнения почв, при которых можно заготавливать различные виды грибов с допустимым содержанием в них радионуклидов. Так, грибы-аккумуляторы не рекомендуется собирать в лесах Беларуси уже при плотности загрязнения почв от 11 кБк/м^2 ($0,3 \text{ Ки/км}^2$).

В настоящее время Республиканский допустимый уровень содержания ^{137}Cs в свежих грибах составляет 370 Бк/кг , в сухих – 2500 Бк/кг . Если в свежих грибах он не изменялся, то в сухих был ужесточен с 3700 Бк/кг (РДУ-96) до 2500 Бк/кг (РДУ-99).

Анализ данных контроля радиоактивного загрязнения пищевой продукции леса УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» за период с 2000 по 2016 гг. показал, что несмотря на общую тенденцию снижения доли проб свежих грибов с содержанием ^{137}Cs выше допустимого уровня, она остается еще достаточно высокой (таблица 2.17).

При этом в отдельные годы отмечается то рост, то снижение [184, 223, 225, 226]. Общую тенденцию снижения доли грибов с повышенным содержанием радионуклидов можно связать со снижением концентрации ^{137}Cs в природной среде в результате его естественного распада. Колебания чаще вызваны урожайностью грибов в тех или иных районах, отличающихся уровнем загрязнения почв ^{137}Cs и условиями произрастания грибов.

Наиболее часто грибы с повышенным содержанием ^{137}Cs регистрируются на территории Быховского (от 46 % проб в 2000 г. до 30 % в 2012 г.), Краснопольского (69,2 и 51,5 % соответственно), Славгородского (65 и 40 %) и Чериковского (82 и 36 %) районов (таблица А.1).

Если рассмотреть данные Могилевского государственного производственного лесохозяйственного объединения (Могилевское ГПЛХО), то доля проб с превышением РДУ по годам наблюдений несколько выше по сравнению с данными УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» [264]. Это можно объяснить тем, что санитарные службы учреждений здравоохранения ведут отбор проб у частного сектора на всей территории области, а пункты радиационного контроля ГПЛХО имеются только в лесхозах, территория которых находится в зоне радиоактивного загрязнения, где и проводится поквартальный отбор проб. Однако при сопоставлении данных можно видеть примерно одинаковые

колебания по годам наблюдений и общую тенденцию снижения доли проб выше допустимого уровня (рисунок 2.25).

Таблица 2.17 – Динамика загрязнения лесных грибов ^{137}Cs на территории Могилевской области

Год	По данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» (частный сектор)		По данным Могилевского ГПЛХО		
	всего исследовано	выше РДУ, %	всего исследовано проб	выше РДУ, %	максимальная активность, Бк/кг
1994	–	–	493	45,0	59200
2000	1019	32,9	358	45,0	54800
2001	1854	32,4	440	49,0	89990
2002	370	14,3	93	24,7	20490
2005	818	21,0	291	41,2	13833
2006	1477	30,2	610	51,4	88621
2008	1625	32,6	496	54,1	37203
2009	938	18,4	477	36,4	17019
2010	1367	20,8	521	43,4	22800
2011	656	29,3	500	48,3	130606
2012	1169	22,6	693	37,9	29490
2015	906	23,6	368	36,0	8750
2016	1176	17,0	391	29,4	10880
2017	–	–	407	30,2	9310

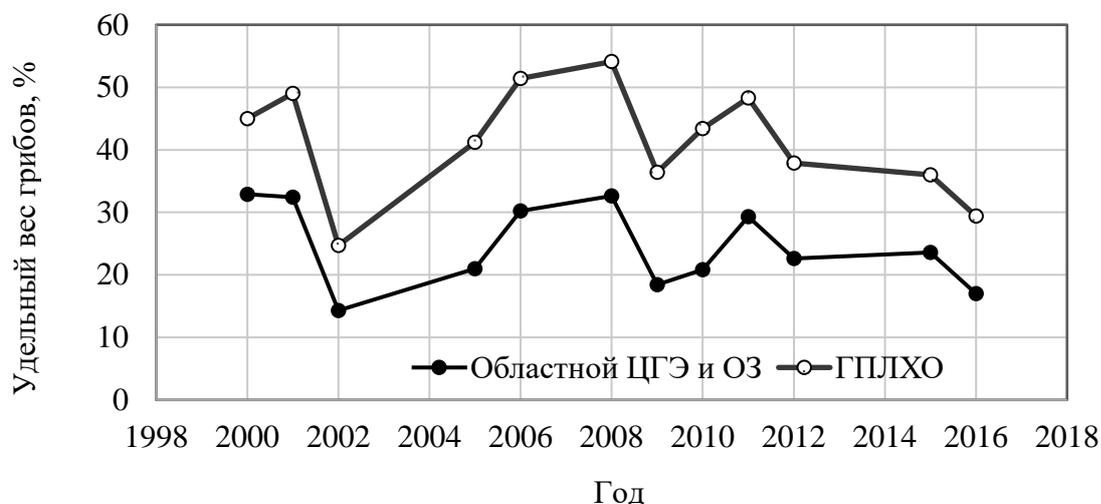


Рисунок 2.25 – Удельный вес грибов с содержанием ^{137}Cs выше РДУ-99 по данным Могилевского областного ЦГЭ и ОЗ и Могилевского ГПЛХО в разные годы

Со временем отмечено снижение и среднего уровня загрязнения отобранных проб грибов. Так, по данным Могилевского областного ЦГЭ и ОЗ, в 2000 г. среднее содержание ^{137}Cs в грибах составляло 614 Бк/кг, в 2006 г. – 427 Бк/кг, 2010 г. – 402 Бк/кг. Количество проб, у которых активность превысила 1000 Бк/кг, было 143, 148, 129 проб по годам соответственно. В то же время постоянно регистрируются отдельные высокоактивные пробы грибов. Так, максимальное содержание ^{137}Cs в отобранных пробах свежих грибов в 2000 и 2006 гг. составило 10000 Бк/кг (Чериковский район), в 2010 г. – 17424 и 14557 Бк/кг (Чериковский и Кричевский районы).

По данным радиационного контроля Могилевского ГЛПХО, в отдельные годы встречались еще более активные пробы грибов. Так, в 2001 г. максимальное содержание ^{137}Cs в грибах составило 89990 Бк/кг, в 2006 г. – 88621 Бк/кг, 2011 г. – 130606 Бк/кг, 2014 г. – 17112 Бк/кг. В последние годы максимальная активность все же несколько снизилась (10880...9310 Бк/кг). Наиболее часто высокоактивные пробы грибов регистрируются в Костюковичском и Чериковском лесхозах, где имеются участки с высокой плотностью радиоактивного загрязнения земель [264–270].

Одним из факторов, определяющих накопление ^{137}Cs грибами, является их видовая принадлежность. Однако концентрация радионуклида может значительно варьировать в пределах вида в зависимости от мест произрастания и пестроты плотности загрязнения почв. Максимальная удельная активность отдельных видов грибов, собранных населением на территории области, представлена в таблице 2.18.

Таблица 2.18 – Максимальное содержание ^{137}Cs в разрезе отдельных видов грибов по данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» (частный сектор)

Вид грибов	Максимальная удельная активность, Бк/кг		
	2003 г.	2006 г.	2010 г.
Белый гриб	6999	4567	14557
Моховики	3400	6559	9910
Польский гриб	4150	5996	6513
Маслята	999	2476	4007
Лисички	10000	9479	1324
Сыроежки	4183	6617	7895
Опята	650	3462	466
Подосиновики	1881	2150	1533
Грузди черные	3692	1508	987

Можно отметить, что по годам наблюдения отмечается широкий диапазон колебаний даже в пределах одного вида, но несколько ниже он у опят и подосиновиков.

Средняя удельная активность отдельных видов грибов, по данным лесхозов области, также колеблется в широких диапазонах. Наиболее загрязненными остаются маслята, средняя активность которых достигает 1320 Бк/кг (Быховский лесхоз) и 1555 Бк/кг (Чериковский лесхоз). Несколько ниже она у польских и белых грибов и самая низкая, из указанных в таблице 2.19 видов, у подосиновиков и подберезовиков.

Таблица 2.19 – Средняя удельная активность отдельных видов грибов по данным лесхозов Могилевского ГЛПХО (2015–2017 гг.)

Вид грибов	Средняя удельная активность, Бк/кг, по лесхозам						
	Бельничский	Быховский	Костюковичский	Кличевский	Краснопольский	Чаусский	Чериковский
Белый гриб	568	830	193	223	458	101	914
Польский	–	1196	–	439	543	–	–
Маслята	911	1320	65	309	640	209	1555
Лисички	161	428	227	185	258	115	508
Подберезовики	481	269	75	155	268	109	128
Подосиновики	555	261	88	232	–	66	107

Таким образом, удельная активность грибов на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области и в настоящее время остается довольно высокой, несмотря на небольшую тенденцию к снижению. Потребление таких грибов может увеличить содержание ^{137}Cs в суточном рационе человека и повысить его дозу внутреннего облучения.

Загрязнение лесных ягод. Немалый вклад в дозу облучения человека могут вносить лесные ягоды, произрастающие на территории радиоактивного загрязнения. К сильно накапливающим радионуклиды ягодам относят клюкву, чернику, бруснику и голубику [210, 211, 264]. Наиболее распространенной на территории Могилевской области является черника, которая встречается практически во всех районах. Клюква, имеющая специфические условия произрастания, встречается реже. Основные лесные массивы, где растет клюква, расположены на территории Бельничского и Кличевского лесхозов.

Накопление ^{137}Cs в лесных ягодах напрямую связано с плотностью загрязнения почв. Отмечено, что с ростом загрязнения почвы в диапазоне 18...1200 кБк/м² активность черники возрастала от 70 до 5900 Бк/кг, а земляники – от 20 до 3200 Бк/кг, причем на легких почвах происходило более интенсивное накопление радионуклидов, чем на тяжелых [211].

Республиканский допустимый уровень содержания ^{137}Cs в дикорастущих ягодах составляет 185 Бк/кг [232]. Анализ данных контроля радиоактивного загрязнения пищевой продукции показал, что на территории области еще значительное количество проб лесных ягод имеет повышенное содержание радионуклидов (таблица 2.20). Несмотря на то, что в отдельные годы удельный вес ягод, превышающих РДУ, возрастал, в целом, и по данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ», и по данным Могилевского ГПЛХО, наблюдается тенденция к его снижению (рисунок 2.26).

Таблица 2.20 – Динамика загрязнения лесных ягод ^{137}Cs на территории Могилевской области

Год	По данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» (частный сектор)		По данным Могилевского ГПЛХО		
	всего исследовано	выше РДУ, %	всего исследовано проб	выше РДУ, %	максимальная активность, Бк/кг
1994	–	–	564	45,0	16650
2000	453	25,6	249	33,7	2920
2001	1148	31,27	321	32,4	1140
2002	852	33,0	330	33,6	1761
2005	1000	20,4	254	35,0	2729
2006	830	21,4	281	30,6	975
2008	759	20,6	265	40,0	3640
2009	1132	20,9	276	21,7	1638
2010	425	14,3	214	21,5	668
2011	847	22,4	214	26,6	1950
2012	1044	18,0	321	33,0	2254
2015	1103	18,9	162	31,5	1004
2016	1529	18,3	174	26,4	1811
2017	–	–	127	25,2	1692

Наиболее часто пробы ягод с содержанием ^{137}Cs выше РДУ-99 регистрировались на территории Быховского (от 50 % в 2001 г. до 43 % в 2012 г.), Костюковичского (от 54 до 35 %), Краснопольского (от 55 до 70 %), Славгородского (от 69 до 44 %) и Чериковского (62 до 28 %) районов (таблица А.2). Максимальная активность лесных ягод составляла 16650 Бк/кг в 1994 г., 3644 Бк/кг в 2008 г. и 2254 Бк/кг в 2012 г. (по данным Могилевского ГПЛХО). В последующие годы не превышала 2000 Бк/кг.

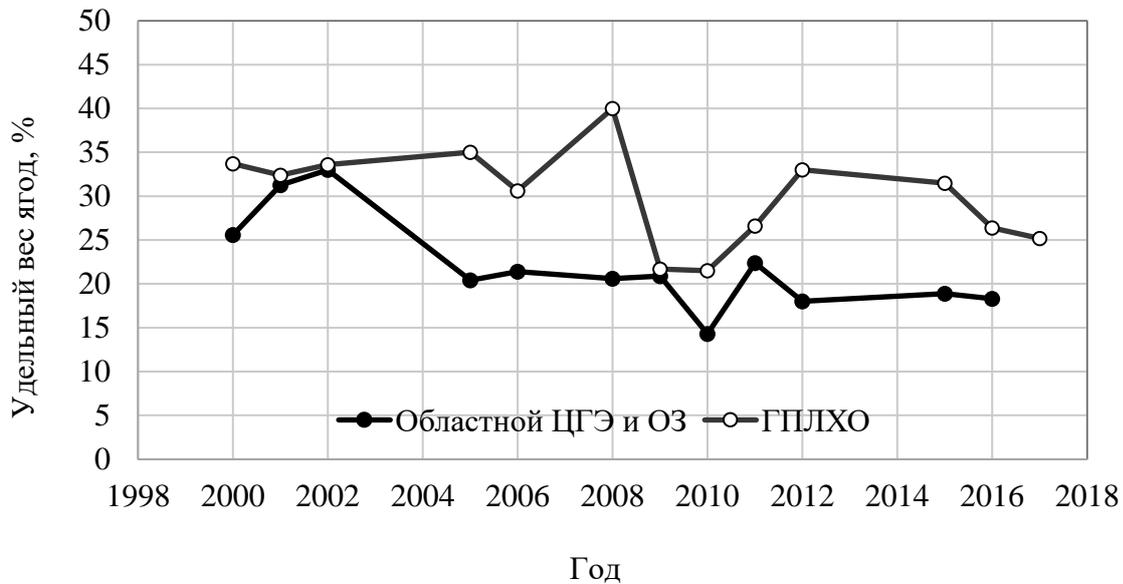


Рисунок 2.26 – Удельный вес ягод с содержанием ^{137}Cs выше РДУ-99 по данным Могилевского областного ЦГЭ и ОЗ и Могилевского ГПЛХО в разные годы

Удельный вес проб с превышением допустимого уровня существенно отличался у разных видов ягод (рисунок 2.27). Наиболее высокий он был у клюквы (от 100 % в 1994 г. до 46 % в 2017 г.), ниже – у черники (от 45 до 30 % соответственно). Среди прочих ягод доля выше РДУ зависела от их видового состава. Если чаще отбирались пробы брусники и голубики, у которых уровень загрязнения выше по сравнению с земляникой и малиной, то и доля проб выше допустимого уровня в эти годы возрастала и наоборот.

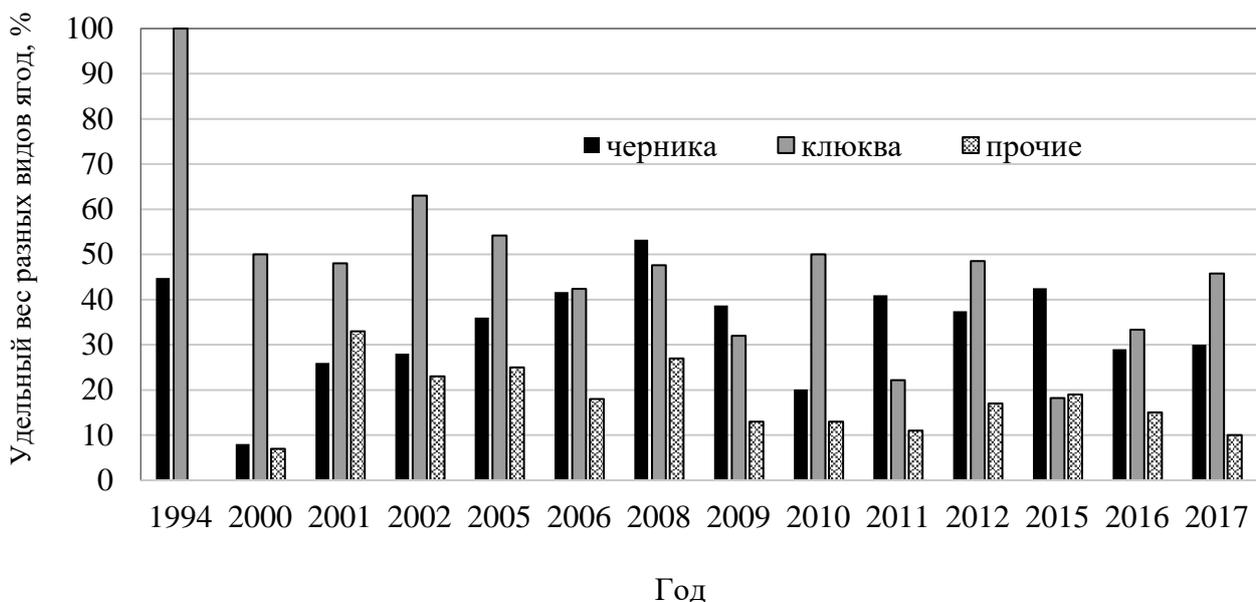


Рисунок 2.27 – Удельный вес разных видов ягод с содержанием ^{137}Cs выше РДУ-99 по данным Могилевского ГПЛХО

Несмотря на то, что доля проб с превышением РДУ чаще регистрировалась у клюквы, максимальное содержание ^{137}Cs в отобранных пробах (по годам наблюдений) чаще регистрировалось среди черники (рисунок 2.28). Это связано с плотностью загрязнения почв в местах произрастания данных видов.

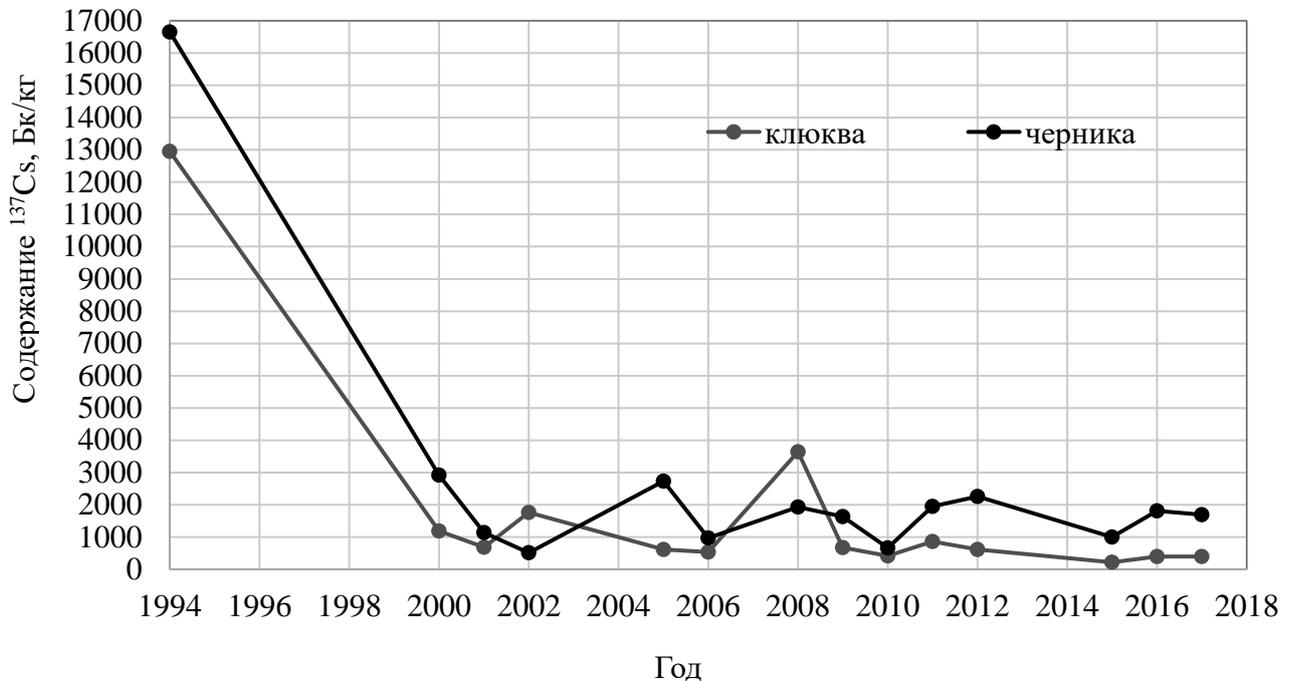


Рисунок 2.28 – Динамика максимального содержания ^{137}Cs в клюкве и чернике на территории лесхозов Могилевской области

На территории Бельничского и Кличевского лесхозов, где больше всего встречается клюква, плотность загрязнения лесных массивов в основном не превышает 185 кБк/м^2 . В то же время высокие переходы на переувлажненных и торфяных почвах обеспечивают повышенное содержание ^{137}Cs в клюкве. Черника встречается повсеместно, а наиболее активные пробы регистрируются на территории Краснопольского и Чериковского лесхозов, где плотность загрязнения почв отдельных участков превышает 1481 кБк/м^2 или приближена к таковой.

Средняя удельная активность у разных видов ягод, отобранных в последние годы (2015–2017 гг.), также имеет отличия (таблица 2.21). На территории всех лесхозов она выше у черники, брусники и клюквы, ниже – у земляники и малины. Наиболее высокая средняя активность черники наблюдается в лесных массивах Чериковского и Чаусского лесхозов (281 и 197 Бк/кг), брусники – в Бельничском лесхозе (238 Бк/кг), клюквы – в Чаусском и Кличевском лесхозах (174 и 157 Бк/кг). Пробы земляники и малины из Чериковского лесхоза имеют более высокую активность, чем из других лесхозов [265–270].

Несмотря на то, что содержание ^{137}Cs в лесных ягодах несколько ниже, чем в лесных грибах, но все также еще остается на достаточно высоком уровне. Частое употребление загрязненных лесных ягод и в настоящее время ведет к повышенному накоплению ^{137}Cs в организме человека. В целях обеспечения радиационной безопасности в загрязненных лесных массивах устанавливаются предупреждающие и запрещающие знаки. Проводится информирование населения об уровне загрязнения даров леса в разрезе лесничеств. Работают пункты радиометрического контроля, которые проводят исследование грибов и ягод в период их массовой заготовки.

Таблица 2.21 – Средняя удельная активность отдельных видов лесных ягод по данным лесхозов Могилевского ГЛПХО (2015–2017 гг.)

Название лесхозов	Средняя удельная активность, Бк/кг				
	Черника	Брусника	Клюква	Земляника	Малина
Бельничский	167	238	136	62	–
Быховский	112	–	–	60	34
Костюковичский	66	–	–	57	31
Краснопольский	144	205	–	56	–
Кличевский	145	79	157	–	–
Чаусский	197	139	174	53	–
Чериковский	281	–	92	98	48

Загрязнение дичи. Если лесные грибы и ягоды заготавливает значительная часть населения области, то дичь потребляют только отдельные категории граждан. В основном это охотники и члены их семей, а также лесники и другие работники лесхозов и члены их семей.

Среди лесных промысловых животных наибольшим уровнем накопления радионуклидов характеризуется дикий кабан, далее в порядке уменьшения следуют заяц, косуля и лось [197, 198]. Поступая в организм животных, ^{137}Cs накапливается в мягких тканях, а ^{90}Sr откладывается в костях. Человек, потребляя загрязненное мясо диких животных, пополняет свой организм ^{137}Cs .

Содержание ^{137}Cs в организме диких животных может колебаться в зависимости от сезонов года. Так, наиболее высокое накопление ^{137}Cs в мягких тканях дикого кабана отмечается в зимний период. В это время его содержание может в несколько раз превышать среднегодовой показатель, что связано с особенностями питания дикого кабана. Зимой его основная зона питания – это лесная подстилка и верхний почвенный слой, которые содержат максимальное количество радионуклидов в лесу [198]. Другие виды диких животных (лось, косуля) максимальное количество ^{137}Cs накапливают в конце лета и осенью,

потребляя в теплый период года большое количество фитомассы, состоящей их побегов вереска, черники, брусники, осины, березы и др. и имеющей зачастую высокую активность. Содержание ^{137}Cs в мясе лося и косули в этот период может до 10 раз превышать среднегодовые значения.

Республиканский допустимый уровень содержания ^{137}Cs в мясе диких животных составляет 500 Бк/кг. Удельный вес проб дичи с превышением РДУ на территории области, по данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ», колебался в пределах от 57,3 % в 2000 г. до 15 % в 2016 г. (рисунок 2.29).

Во многих районах исследуются в основном единичные пробы дичи. Наибольшее их количество отмечается в Быховском и Костюковичском районах, несколько меньше – в Чаусском (таблица А.3). Если не брать во внимание единичные пробы, то и пробы с превышением допустимого уровня чаще регистрируются в этих же районах (67, 37 и 33 % соответственно в 2012 г.). Даже на условно чистых территориях (Бобруйский, Дрибинский, Мстиславский, Шкловский районы) в отдельные годы встречались пробы дичи с содержанием ^{137}Cs выше допустимого уровня [184, 223–226]. Это связано с миграцией диких животных или охотой в зоне радиоактивного загрязнения.

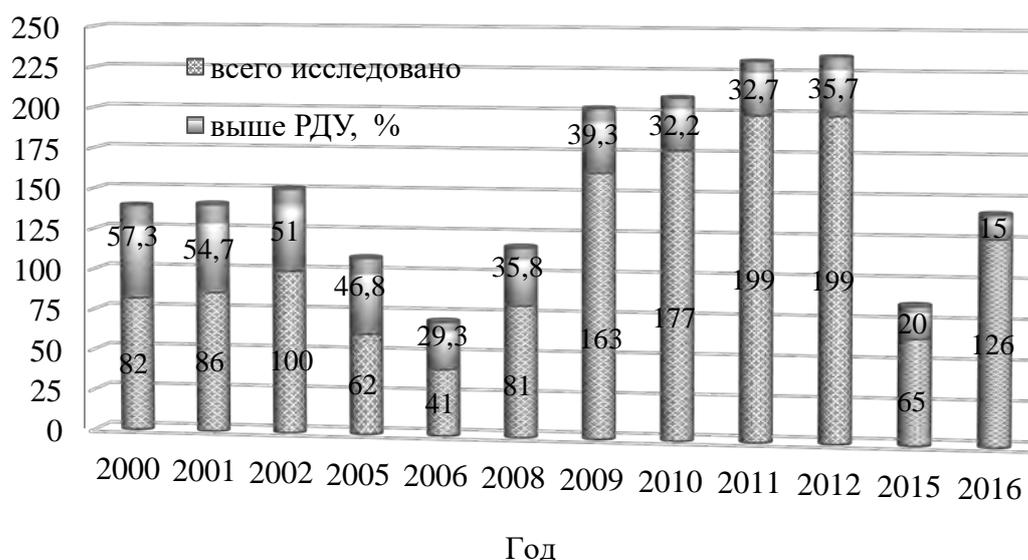


Рисунок 2.29 – Динамика загрязнения дичи ^{137}Cs на территории Могилевской области (по данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» (частный сектор))

Максимальная удельная активность проб дичи, представленной для исследования населением области, в 2000 г. составляла 39804 Бк/кг (Чериковский район), 19026 Бк/кг (Краснопольский район) и 9999 Бк/кг (Костюковичский район). В 2005 г. она была 3833 Бк/кг – в Чериковском районе, 3611 Бк/кг – Быховском, 1627 Бк/кг – Славгородском, 1600 Бк/кг – Мстиславском. В 2010 г. высокоактивная проба 39358 Бк/кг зарегистрирована в Краснопольском районе, в других районах ее значения были несколько ниже: 9999 Бк/кг – в Костюковичском, 8364 Бк/кг – Чериковском, 7775 Бк/кг –

Кличевском. Наиболее высокие уровни содержания ^{137}Cs регистрировались в мясе дикого кабана.

Таким образом, среди пищевой продукции леса еще регистрируются высокоактивные пробы, которые небезопасны для населения. Если учесть, что в отдельных районах еще сохраняется высокая доля грибов, ягод и дичи с превышением допустимого уровня, они могут вносить существенный вклад в дозу внутреннего облучения определенной части населения. Проблемы радиационной безопасности на загрязненных лесных территориях решаются в основном за счет ограничительных мероприятий. Поэтому сохраняется необходимость проведения постоянного контроля радиационного загрязнения лесной продукции и информационной работы с населением.

2.6 Человек в условиях радиоактивного загрязнения

2.6.1 Зонирование загрязненных радионуклидами территорий.

Масштабное загрязнение территорий радиоактивными элементами в результате аварии на ЧАЭС создало неблагоприятную радиоэкологическую ситуацию, существенно изменило условия жизни многих людей и наложило негативный отпечаток на их здоровье. В связи с этим перед государством встала задача эффективно защитить население от воздействия радиации.

В соответствии с Законом Республики Беларусь от 12 ноября 1991 г. (новая редакция от 26 мая 2012 г.) «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС» территория радиоактивного загрязнения была разделена на пять зон [202, 204, 236]. Основными критериями при отнесении к зоне радиоактивного загрязнения были следующие:

- плотность загрязнения почв радионуклидами (^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{238,239,240}\text{Pu}$);
- величина средней годовой эффективной дозы облучения населения;
- возможность получения нормативно чистой продукции.

В случае, если хотя бы один из указанных критериев позволял отнести населенный пункт к зоне с более высоким статусом социальной защиты, именно этот критерий используется для принятия решения. По результатам изучения радиоэкологической ситуации были определены следующие зоны радиоактивного загрязнения:

– *зона эвакуации (отчуждения)* – территория вокруг Чернобыльской АЭС, с которой в 1986 г. было эвакуировано население (30-километровая зона и территория, с которой проведено дополнительное отселение населения в связи с плотностью загрязнения почв радионуклидами стронция-90 более 111 кБк/м^2 (3 Ки/км^2) и плутония-238, -239, -240 более $3,7 \text{ кБк/м}^2$ ($0,1 \text{ Ки/км}^2$));

– *зона первоочередного отселения* – территория с плотностью загрязнения почв радионуклидами цезия-137 от 1480 кБк/м^2 (40 Ки/км^2) либо стронция-90

или плутония-238, -239, -240 соответственно 111 кБк/м² (3,0 Ки/км²), 3,7 кБк/м² (0,1 Ки/км²) и более;

– *зона последующего отселения* – территория с плотностью загрязнения почв ¹³⁷Cs от 555 до 1480 кБк/м² (от 15 до 40 Ки/км²) либо ⁹⁰Sr от 74 до 111 кБк/м² (от 2 до 3 Ки/км²) или ^{238,239,240}Pu от 1,85 до 3,7 кБк/м² (от 0,05 до 0,1 Ки/км²), на которой среднегодовая эффективная доза облучения населения может превысить (над уровнем естественного и техногенного фона) 5 мЗв;

– *зона с правом на отселение* – территория с плотностью загрязнения почв ¹³⁷Cs от 185 до 555 кБк/м² (от 5 до 15 Ки/км²) либо ⁹⁰Sr от 18,5 до 74 кБк/м² (от 0,5 до 2,0 Ки/км²) или ^{238,239,240}Pu от 0,74 до 1,85 кБк/м² (от 0,02 до 0,05 Ки/км²), на которой средняя годовая эффективная доза облучения населения может превысить (над уровнем естественного и техногенного фона) 1 мЗв, другие территории с меньшей плотностью загрязнения указанными радионуклидами, на которых средняя годовая эффективная доза облучения населения может превысить 1 мЗв;

– *зона проживания с периодическим радиационным контролем* – территория с плотностью загрязнения почв ¹³⁷Cs от 37 до 185 кБк/м² (от 1 до 5 Ки/км²) либо ⁹⁰Sr от 5,55 до 18,5 кБк/м² (от 0,15 до 0,5 Ки/км²) или ^{238,239,240}Pu от 0,37 до 0,74 кБк/м² (от 0,01 до 0,02 Ки/км²), где средняя годовая эффективная доза облучения населения не должна превышать (над уровнем естественного и техногенного фона) 1 мЗв.

В результате естественного распада радионуклидов плотность загрязнения почв постоянно снижается. В то же время величина средней годовой эффективной дозы облучения даже в населенных пунктах, расположенных на территории с одинаковой плотностью загрязнения, может существенно отличаться. Средняя годовая эффективная доза облучения складывается из доз внешнего и внутреннего облучения человека [205, 206]. Внешнее облучение зависит от плотности загрязнения территорий, на которых проживает и работает население, и определяется через среднегодовую мощность эквивалентной дозы. Естественное снижение плотности загрязнения почв со временем ведет к снижению дозы внешнего облучения [227]. Доза внутреннего облучения во многом определяется количеством радионуклидов, поступивших в организм человека с продуктами питания. Поэтому место проживания населения, социальный статус и пищевые привычки могут существенно влиять на дозы внутреннего облучения как в одну, так и в другую сторону [4, 176, 205, 227, 246].

Дозы облучения населения, проживающего на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области, обусловлены в основном содержанием ¹³⁷Cs в объектах окружающей среды и его поступлением в организм человека с продуктами питания местного произрастания и производства. Вклад в годовую дозу облучения радионуклида ⁹⁰Sr чаще всего не превышает 5 %, а радионуклидов плутония – 1 % [190]. Согласно закону Республики Беларусь

«О социальной защите граждан, пострадавших от катастрофы на Чернобыльской АЭС» основным показателем оценки территорий, где условия проживания и трудовая деятельность населения не требуют каких-либо ограничений, установлена средняя годовая эффективная доза облучения, которая не должна превышать 1,0 мЗв над уровнем естественного и техногенного радиационного фона (2,4 мЗв). Если доза облучения населения превышает 1,0 мЗв, проводятся защитные мероприятия. Если она находится в интервале от 1,0 до 0,1 мЗв, то защитные мероприятия не отменяются, но их объем и характер регламентируется [170, 236, 245, 251].

В связи с изменением радиационной обстановки периодически (один раз в пять лет) пересматривается, обновляется и утверждается постановлением Совета Министров Республики Беларусь «Перечень населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения» (далее – Перечень). При изменении статуса населенных пунктов они переходят в зону с менее «жесткими» условиями или выходят из зоны радиоактивного загрязнения.

В 1986 г. в зоны первоочередного и последующего отселения, имеющие высокие плотности загрязнения почв в основном ^{137}Cs , в Могилевской области попало 170 населенных пунктов Краснопольского (61), Костюковичского (41), Славгородского (24), Чериковского (27), Климовичского (16) и Быховского (1) районов, где проживало около 22,7 тыс. человек. Перечень населенных пунктов представлен в таблице Б.1. В течение первых четырех лет после аварии только небольшая часть из них была отселена.

В соответствии с Перечнем 1991 г. на территории области в зоне первоочередного отселения по-прежнему оставалось 36 населенных пунктов, а в зоне последующего отселения – 111. В то же время численность жителей в этих двух зонах уменьшилась в 2 раза (рисунки 2.30 и 2.31). Такое снижение численности населения было обусловлено тем, что жители наиболее загрязненных населенных пунктов стали уезжать самостоятельно, особенно молодые семьи и семьи, имеющие детей.

В целом на территории радиоактивного загрязнения в 1991 г. располагалось 1042 населенных пункта, где проживало 194,7 тыс. человек. Зона с правом на отселение включала 311 населенных пунктов (или 30 % от общего числа на территории радиоактивного загрязнения), зона проживания с периодическим радиационным контролем – 578 населенных пунктов (или 55 %).

Согласно Каталогу доз облучения жителей населенных пунктов Республики Беларусь 1992 г. в 351 населенном пункте Могилевской области средние годовые эффективные дозы облучения населения могли превысить 1,0 мЗв/год (таблица 2.22). Такие дозы прогнозировались во всех населенных пунктах, расположенных в зоне первоочередного и последующего отселения, и в большинстве населенных пунктов зоны с правом на отселение. Значительное число населенных пунктов, которые по плотности загрязнения почв радионуклидами могли бы относиться к зоне проживания с периодическим

радиационным контролем, были отнесены к зоне с правом на отселение, так как средние годовые эффективные дозы облучения составляли 1,0 мЗв/год и выше.



Рисунок 2.30 – Динамика количества населенных пунктов в зонах радиоактивного загрязнения Могилевской области



Рисунок 2.31 – Динамика численности населения в зонах радиоактивного загрязнения Могилевской области

Максимальные значения средних годовых эффективных доз облучения населения в этот период: 6,8 мЗв/год (н. п. Монастырек Чериковского района), 6,4 мЗв/год (н. п. Вороговка Костюковичского района), 5,5 мЗв/год (н. п. Радилово Краснопольского района) и 4,7 мЗв/год (н. п. Куликовка-1 Славгородского района). Численность жителей в указанных населенных пунктах составляла 38, 56, 66 и 132 человека соответственно. Высокие дозы облучения населения были характерны для населенных пунктов, где плотность загрязнения почв ^{137}Cs превышала 555 кБк/м² (15 Ки/км²).

Таблица 2.22 – Количество населенных пунктов в зоне радиоактивного загрязнения, где средние годовые эффективные дозы облучения населения могли превышать 1,0 мЗв/год и их максимальные значения (согласно каталогам доз облучения)

Название районов	Каталог доз облучения					
	1992 г.		2009 г.		2015 г.	
	Всего от 1,0 мЗв/год и выше	Максимальное значение, мЗв/год	Всего от 1,0 мЗв/год и выше	Максимальное значение, мЗв/год	Всего от 1,0 мЗв/год и выше	Максимальное значение, мЗв/год
Бельничский	6	1,6	–	–	–	–
Бобруйский	–	–	–	–	–	–
Быховский	67	2,6	–	–	–	–
Кировский	–	–	–	–	–	–
Климовичский	7	3,5	1	1,41	–	–
Кличевский	3	1,6	–	–	–	–
Костюковичский	45	6,4	6	3,30	3	1,85
Краснопольский	64	5,5	9	2,97	2	1,73
Кричевский	11	1,3	–	–	–	–
Круглянский	–	–	–	–	–	–
Могилевский	9	1,7	1	1,09	–	–
Мстиславский	–	–	–	–	–	–
Славгородский	78	4,7	9	1,48	2	1,04
Чаусский	18	2,7	3	1,22	–	–
Чериковский	43	6,8	15	3,00	1	1,74
Итого	351	6,8	44	3,3	8	1,85

Широкомасштабные работы по переселению жителей из наиболее загрязненных районов в «чистую» зону были проведены только в 1990-х гг. В результате к 2000 г. в зоне первоочередного отселения населенных пунктов не осталось, в зоне последующего отселения их число сократилось почти в 7 раз

(со 111 населенных пунктов до 16). Всего из зон первоочередного и последующего отселения было отселено 140 населенных пунктов и большая их часть захоронена. 10 населенных пунктов, где еще оставались жители, были реабилитированы и переведены в зону с правом на отселение в связи с естественным распадом радионуклидов и снижением доз облучения.

В соответствии с Перечнем 2010 г. на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области располагалось 744 населенных пункта, где проживало 128,2 тыс. человек (см. рисунки 2.30 и 2.31) [212]. По отношению к 1991 г. количество населенных пунктов сократилось в 1,4 раза, а число жителей – почти в 1,7 раза [157]. В зоне последующего отселения осталось только пять населенных пунктов с общим числом жителей менее 50 человек. Это н. п. Самотевичи и Прудок Костюковичского, н. п. Боровая и Палуж-2 Краснопольского и н. п. Монастырек Чериковского районов. За этот период почти в 3 раза уменьшилось число населенных пунктов и в зоне с правом на отселение (до 122 населенных пунктов). В связи со снижением плотности радиоактивного загрязнения и улучшением радиологической ситуации они переводились в зону проживания с периодическим радиационным контролем при очередном зонировании территорий. Часть населенных пунктов (около 20 %), изначально относившихся к зоне проживания с периодическим радиационным контролем, была выведена с территории радиоактивного загрязнения, так как плотность загрязнения почв Cs^{137} , Sr^{90} и $^{238,239,240}Pu$ стала ниже значений, характерных для этой зоны. В итоге на территории двух районов (Бобруйского и Круглянского) не осталось «грязных» населенных пунктов. Изменилось и соотношение числа населенных пунктов в разных зонах радиоактивного загрязнения. Доля населенных пунктов в зоне проживания с периодическим радиационным контролем в 2010 г. составила 83 % (в 1991 г. – 55,4 %), в зоне с правом на отселение – 16,3 % (в 1991 г. – 30,5 %) и зоне последующего отселения – 0,7 % (в 1991 г. – 14,1 % в зоне последующего и первоочередного отселения).

В соответствии с Каталогом средних годовых эффективных доз облучения жителей населенных пунктов Республики Беларусь 2009 г. [188] на территории Могилевской области в 44 населенных пунктах прогнозные дозы облучения могли составить 1,0 мЗв/год и выше (см. таблицы 2.22 и В.1). Все эти населенные пункты располагались в зоне последующего отселения или в зоне с правом на отселение. Наибольшее их число находилось на территории Чериковского района (15 населенных пунктов). Максимальные прогнозные среднегодовые дозы облучения составляли 3,3 мЗв/год (н. п. Самотевичи Костюковичского района) и 3,0 мЗв/год (н. п. Веприн Чериковского района). В соответствии с Перечнем 2010 г. на территории Могилевской области не осталось населенных пунктов, которые бы относились к зоне с правом на отселение только по дозе облучения, а плотность загрязнения почв на их территории была ниже значений, характерных для этой зоны. Хотя в предыдущем Перечне их было 41: в Быховском районе – 18 населенных пунктов, Славгородском – 7 населенных

пунктов, в остальных – от 3 и менее. Доза выше 1,0 мЗв/год в этих населенных пунктах формировалась в основном за счет дозы внутреннего облучения.

Постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 11 января 2016 г. № 9 утвержден новый (ныне действующий) «Перечень населенных пунктов и объектов, находящихся в зонах радиоактивного загрязнения» [213]. Согласно данному Перечню в зоне радиоактивного загрязнения на территории Могилевской области находится 698 населенных пунктов, из них в зоне последующего отселения – 3, зоне с правом на отселение – 92 и в зоне проживания с периодическим радиационным контролем – 603 населенных пункта (таблица 2.23). Большая часть населенных пунктов (86,4 %) относится к зоне проживания с периодическим радиационным контролем. Среди них лидирующее положение занимает Быховский район (172 населенных пункта).

Таблица 2.23 – Количество населенных пунктов в зонах радиоактивного загрязнения Могилевской области (согласно Перечню 2016 г.)

Название районов	Зона радиоактивного загрязнения			
	с периодическим радиационным контролем	с правом на отселение	последующего отселения	всего
Бельничский	46	–	–	46
Быховский	172	4	–	176
Кировский	2	–	–	2
Климовичский	4	1	–	5
Кличевский	16	–	–	16
Костюковичский	16	9	1	26
Краснопольский	71	13	1	85
Кричевский	36	1	–	37
Могилевский	72	1	–	73
Мстиславский	1	–	–	1
Славгородский	32	41	–	73
Чаусский	72	5	–	77
Чериковский	63	17	1	81
Итого	603	92	3	698

Населенные пункты, расположенные в зоне с правом на отселение, имеются в девяти из 13-ти загрязненных районов. Основная их часть находится на территории Славгородского района (41 населенный пункт), несколько меньше – в Чериковском (17 населенных пунктов), Краснопольском (13 населенных пунктов) и Костюковичском (9 населенных пунктов) районах, в остальных –

единичные. Город Славгород, где проживает 7,8 тыс. человек, по-прежнему остался в зоне с правом на отселение. В зоне последующего отселения находится только 3 населенных пункта, по одному в Костюковичском (н. п. Самотевичи), Краснопольском (н. п. Боровая) и Чериковском (н. п. Монастырек) районах. Численность населения в зонах радиоактивного загрязнения уменьшилась, по сравнению с 1991 г., в 1,8 раза, по сравнению с 2000 г. – в 1,4 раза и составила 108,9 тыс. человек. В зоне последующего отселения жителей практически не осталось.

В соответствии с Каталогом доз 2015 г. средние годовые эффективные дозы облучения выше 1,0 мЗв/год прогнозируются в восьми населенных пунктах: в трех вышеперечисленных зоны последующего отселения и пяти – зоны с правом на отселение (н. п. Прудок и Силичи Костюковичского района, н. п. Палуж-2 Краснопольского и н. п. Кульшичи и Шеломы Славгородского районов). Только в трех из восьми населенных пунктах в настоящее время имеются жители (в н. п. Силичи – 14 человек, н. п. Палуж-2 – 38 и н. п. Шеломы – 84).

По данным Н. Г. Власовой с соавторами, прогнозная суммарная средняя годовая эффективная доза облучения жителей населенных пунктов, расположенных в зоне радиоактивного загрязнения, снизилась, по сравнению с данными Каталога доз 2009 г., в среднем на 30 % [178].

В то же время, несмотря на постепенное улучшение радиационной обстановки, в зоне радиоактивного загрязнения еще остается значительное количество населенных пунктов, но большая их часть находится в зоне с периодическим радиационным контролем.

2.6.2 Анализ доз внутреннего облучения населения Могилевской области по результатам СИЧ-измерений.

Основой радиационной защиты населения, излагаемой в Концепции реабилитации населения и территорий, пострадавших в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, является снижение доз облучения до величин, обеспечивающих достижение приемлемого обществом уровня радиационного риска. Поэтому эффективность защитных противорадиационных мероприятий невозможно достоверно оценить, а тем более планировать, без уточнения фактических доз внутреннего облучения у жителей населенных пунктов в отдаленный после чернобыльской катастрофы период [153, 205, 227]. Система мониторинга должна включать изучение доз внутреннего облучения населения различных социальных слоев и профессиональных групп, проживающего в населенных пунктах с различными радиологическими и социально-экономическими условиями. Данные дозового мониторинга используются для верификации и уточнения параметров радиологических моделей, а также для прогноза изменения радиационной обстановки в результате естественных процессов и практической деятельности.

Прямым источником получения достоверной информации о содержании радионуклидов в организме человека и уровнях доз внутреннего облучения является прижизненное измерение инкорпорированной активности в их организме с помощью спектрометра излучений человека (СИЧ). Прижизненные измерения инкорпорированной активности в организме человека позволяют выявить случаи накопления радиоактивных веществ выше средних возрастных значений в организме отдельных граждан и осуществить поиск источников их повышенного накопления, а также принять конкретные меры по снижению уровня облучения; обеспечить достоверной и своевременной информацией об уровнях внутреннего облучения граждан заинтересованные министерства, ведомства, органы власти, принимающие решения о проведении защитных мероприятий.

Вопрос о биологических эффектах действия малых доз излучения, особенно проблема их количественной оценки, продолжает оставаться предметом многочисленных дискуссий и полярных мнений по поводу опасности для человека и среды обитания. В популяциях живых организмов выделяются группы с различной чувствительностью к воздействию радиационного фактора, что определяется врожденными особенностями метаболизма и биокинетики радионуклидов, и это необходимо учитывать при планировании защитных мероприятий [190, 245, 246]. Наиболее опасным считается внутреннее облучение, связанное с пероральным поступлением радиоактивных элементов. Попадая в желудочно-кишечный тракт, ^{137}Cs почти полностью всасывается и распределяется в органах и мягких тканях человека. Даже одна порция высокоактивной пищи может существенно повысить уровень содержания ^{137}Cs в организме. Выводится из организма он постепенно. В зависимости от возраста и индивидуальных особенностей человека период полувыведения может колебаться от двух до трех месяцев. Внутреннее облучение способно индуцировать ряд отклонений в функционировании кроветворной, эндокринной, репродуктивной, иммунной, пищеварительной и нервной систем организма, белковом и липидном обмене, тем самым создавая условия для снижения адаптационных возможностей и развития патологических процессов.

По данным многолетнего изучения закономерностей формирования доз облучения населения загрязненных радионуклидами территорий, наибольшие дозы облучения в отдаленный период времени после аварии на ЧАЭС получают следующие категории населения:

– *по внешнему облучению* – лица, по роду занятий или особенностям поведения значительную часть времени проводящие вне помещений и проживающие в домах с наименьшими защитными свойствами;

– *по внутреннему облучению* – лица, у которых индивидуальное потребление местных пищевых продуктов и/или содержание в них радионуклидов «чернобыльского» происхождения выше, чем в среднем по населенному пункту;

– по суммарному внешнему и внутреннему облучению – лица, которые подвергаются наибольшему внешнему и/или внутреннему облучению и в связи с этим имеют наибольшие суммарные дозы [227].

В отдаленный после аварии период времени существенно возросла роль природных пищевых продуктов в формировании дозы внутреннего облучения населения. В настоящее время вклад природных пищевых продуктов в дозу внутреннего облучения может достигать 70...80 %. В первую очередь это обусловлено высокими и слабо меняющимися со временем уровнями содержания ^{137}Cs в лесных грибах, ягодах, мясе диких животных. Они дают наибольший вклад в дозу внутреннего облучения за счет природного компонента пищевого рациона населения большинства пострадавших регионов [4, 177, 187].

Как показывают результаты многолетних измерений содержания ^{137}Cs в организме жителей, в течение календарного года и в зависимости от сезона отмечаются весьма существенные колебания этой величины. Разброс колебаний может достигать 25...70 % от среднегодового содержания. Эти колебания обусловлены сезонными различиями содержания ^{137}Cs в пищевых продуктах, сезонными изменениями в структуре диеты питания, а также особенностями метаболизма ^{137}Cs в организме человека. Вклад внутреннего облучения в суммарную дозу может варьировать в широких пределах, превышая в отдельных регионах 90 % [190, 227].

Измерения содержания ^{137}Cs в организме жителей с использованием СИЧ проводят с целью определения среднегодовой эффективной дозы (СГЭД) внутреннего облучения населения и его критических групп, а также для уточнения СГЭД во время углубленных выборочных обследований населенных пунктов. При этом ^{137}Cs в теле человека измеряют в основном с использованием стационарных, мобильных или переносных спектрометров излучений человека. Результаты СИЧ-измерений позволяют наиболее корректно оценить фактические дозы внутреннего облучения населения, формируемые под воздействием всех факторов, оказывающих влияние на величину дозы, включая контрмеры [177, 205, 227].

Массовые исследования населения Могилевской области на стационарных СИЧ-установках, размещенных в учреждениях здравоохранения, стали проводить с начала 1990-х гг. В отличие от устойчивой тенденции снижения дозы внешнего облучения на всех территориях радиоактивного загрязнения в 1990-х гг. не наблюдалось существенной динамики в спаде доз внутреннего облучения. Высокие дозы внутреннего облучения (выше 1,0 мЗв/год) в этот период регистрировались среди жителей н. п. Белая Дуброва (1997 г.) Костюковичского района, н. п. Палуж-1 (1997 и 1999 гг.), Палуж-2 (1998 г.), Выдренка (1995 и 1997 гг.) Краснопольского, н. п. Лесная (1995 г.), Свенск (1996 г.) Славгородского, н. п. Гронов (1995, 1996, 1997 и 1999 гг.), Зори (1995 г.), Речица (1995 г.) Чериковского районов. Наблюдались значительные колебания в доли обследованного населения в разрезе населенных пунктов (от 1 до 40 %).

Это было связано с тем, что СИЧ-измерения проводились не целенаправленно, а лишь тогда, когда человек обращался за медицинской помощью в лечебно-профилактические учреждения.

Начиная с 2001 г. количество СИЧ-измерений значительно уменьшилось, так как истек срок эксплуатации ряда установок. С 2005 г. обследование населения стали проводить с помощью передвижной СИЧ-установки типа СКГ-АТ1316, монтируемой на машину «Газель», сотрудники Могилевского филиала РНИУП «Институт радиологии» (в том числе и автор). СИЧ типа СКГ-АТ1316 обеспечивает точность измерения содержания ^{137}Cs в организме до 5 Бк/кг. Дозу в 1 мЗв/год обеспечивает содержание цезия в организме человека в количестве 400 Бк/кг при условии постоянства такого уровня в течение года.

Согласно Положению о проведении обследования на СИЧ (утвержденному МЗ РБ от 04.12.2001 г. № 69) содержание ^{137}Cs в организме взрослого человека в целом начиная с 2600 Бк считается повышенным, для детей это значение еще ниже и зависит от их возраста (1–2 года – 400 Бк, 2–7 лет – 800 Бк, 7–12 лет – 1400 Бк, 12–17 лет – 2000 Бк). При проведении СИЧ-измерений прибор не только измеряет содержание ^{137}Cs в организме человека, но и с учетом его веса и возраста автоматически просчитывает дозу внутреннего облучения. Для взрослого человека содержание ^{137}Cs в организме в количестве 2600 Бк соответствует дозе внутреннего облучения примерно в 0,1 мЗв, в количестве 26100 Бк – дозе примерно в 1,0 мЗв.

Анализ результатов СИЧ-измерений за 2001–2005 гг. на территории области показал, что в 2001 г. было исследовано 5056 человек, в 2002 г. – 578, 2003 и 2004 гг. – еще меньше и в 2005 г. возросло до 2321 человека [155]. В связи с небольшим количеством измерений в 2002–2004 гг. вышеприведенные данные нерепрезентативны. Поэтому при анализе доз внутреннего облучения жителей области в этот период учитывались результаты исследований только 2001 и 2005 гг. (таблица 2.24).

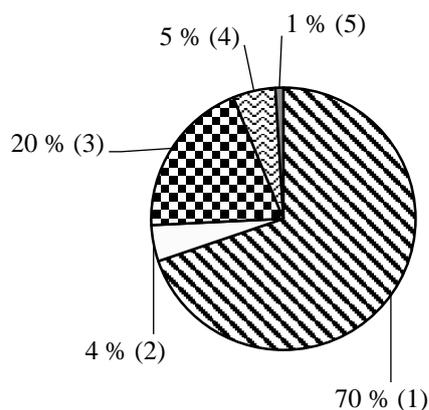
Основная масса обследованных в эти годы жителей имела дозы внутреннего облучения до 0,05 мЗв. Их доля в 2001 г. составляла 70 %, 2005 г. – 66 % (рисунок 2.32). Удельный вес доз свыше 0,1 мЗв снизился с 26 % в 2001 г. до 9 % в 2005 г.

Доля жителей с дозами внутреннего облучения выше 1,0 мЗв находилась в пределах 1 % от обследованных. Почти все случаи регистрировались в населенных пунктах, расположенных на территории с плотностью загрязнения почв ^{137}Cs от 1 до 10 Ки/км² (от 37 до 370 кБк/км²). Максимальное содержание ^{137}Cs в организме взрослого человека в 2005 г. составило 53855 Бк, что соответствовало дозе внутреннего облучения в 1,87 мЗв/год, в организме детей – 5043 Бк или 0,411 мЗв/год.

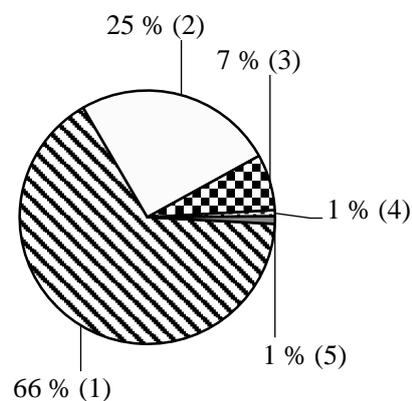
Таблица 2.24 – Дозы внутреннего облучения населения, проживающего на территории с разной плотностью загрязнения ^{137}Cs

Диапазон доз внутреннего облучения, мЗв	Всего	В том числе по зонам радиоактивного загрязнения				
		Зона проживания с периодическим радиационным контролем (1...5 Ки/м ²)	Зона с правом на отселение			Зона последующего отселения (15...40 Ки/м ²)
			5...10 Ки/м ²	10...15 Ки/м ²	1...5 Ки/м ²	
		зона 1	зона 2	зона 3	зона 4	зона 5
<i>2001 год (всего 5056 исследований)</i>						
От 0 до 0,05	3527	3176	242	6	99	4
От 0,05 до 0,1	226	182	33	3	8	0
От 0,1 до 0,5	990	766	109	38	77	0
От 0,5 до 1,0	264	200	26	18	20	0
Более 1,0	49	47	2	0	0	0
<i>2005 год (всего 2321 исследование)</i>						
От 0 до 0,05	1527	396	723	99	304	5
От 0,05 до 0,1	588	87	364	51	81	5
От 0,1 до 0,5	166	15	92	34	22	3
От 0,5 до 1,0	18	3	11	0	3	1
Более 1,0	22	5	16	0	0	1

а)



б)

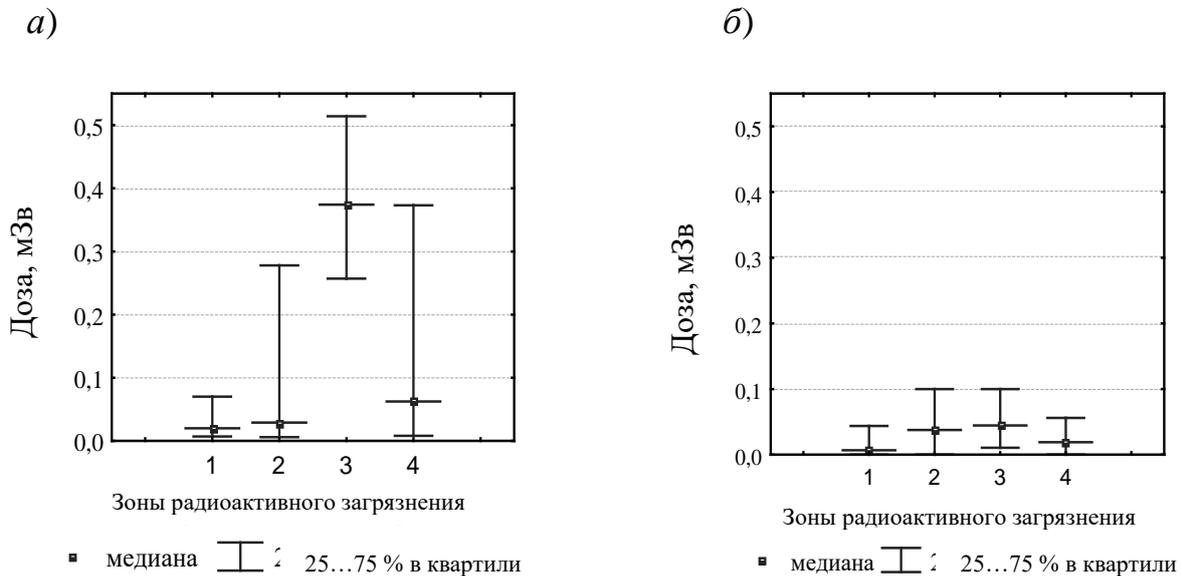


а – 2001 г.; б – 2005 г.

Диапазоны доз: 1 – < 0,05 мЗв; 2 – от 0,05 до 0,1 мЗв; 3 – от 0,1 до 0,5 мЗв; 4 – от 0,5 до 1 мЗв; 5 – >1 мЗв

Рисунок 2.32 – Структура дозовых групп по годам наблюдения

В целом по области и по отдельным зонам радиоактивного загрязнения наблюдалось достоверное снижение уровней доз внутреннего облучения ($p < 0,001$) в 2005 г. по сравнению с 2001 г. (рисунок 2.33).



a – 2001 г.; *б* – 2005 г.

Рисунок 2.33 – Распределение уровней доз внутреннего облучения по зонам радиоактивного загрязнения

Если сравнивать медианы уровней доз внутреннего облучения в отдельных зонах, то можно наблюдать, что в 2001 г. различия в них были достаточно большие (0,02 мЗв/год – в зоне проживания с периодическим радиационным контролем (зона 1) и 0,38 мЗв/год – в зоне с правом на отселение с плотностью загрязнения ^{137}Cs 10...15 Ки/км² (зона 3)), однако к 2005 г. эти различия заметно уменьшились (0,01 и 0,045 мЗв/год соответственно).

Тенденция смещения уровней доз внутреннего облучения в сторону увеличения в 2005 г. чаще заметна в населенных пунктах, расположенных на территориях с плотностью загрязнения до 10 Ки/км² (370 кБк/м²), нежели выше 10 Ки/км². Это могло быть обусловлено как более строгим соблюдением норм радиационной безопасности на территориях с высокими плотностями загрязнения и менее строгим их соблюдением на более «чистых» территориях, так и причинами социально-экономического характера.

В 2006–2008 гг., используя передвижную СИЧ-установку (рисунок 2.34), сотрудниками филиала были проведены СИЧ-измерения жителей 62 сельских населенных пунктов Могилевской области, расположенных в пяти наиболее загрязненных районах (Быховском, Костюковичском, Краснопольском, Славгородском, Чериковском). Из них 21 населенный пункт находился на территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs до 185,0 кБк/м², 23 населенных пункта –

с плотностью загрязнения ^{137}Cs от 185,0 до 370,0 кБк/м² и 18 населенных пунктов – с плотностью выше 370,0 кБк/м². В половине населенных пунктов СИЧ-измерения за указанный период проводились несколько раз. Всего в течение трех лет было обследовано 6187 сельских жителей разных возрастных групп.



Рисунок 2.34 – Обследование детей на содержание ^{137}Cs в организме на мобильной СИЧ-установке

Сельское население вследствие специфики образа жизни чаще употребляет продукты питания местного производства и среди них чаще регистрируются случаи с повышенным содержанием ^{137}Cs в организме, особенно у лиц, регулярно употребляющих дары леса [4, 153, 176]. Сельские жители составляют большую часть населения территории радиоактивного загрязнения области. Поэтому именно они стали объектами исследований. Наряду с СИЧ-измерением проводилось анкетирование населения об употребляемых продуктах, характере деятельности, условиях проживания и т. д. Результаты СИЧ-измерений и анкетного опроса вносились в созданную электронную базу данных в Microsoft Access 2002, позволяющую осуществлять их систематизацию.

Результаты СИЧ-измерений показали, что большинство обследованного населения имело невысокое содержание ^{137}Cs в организме и их дозы внутреннего облучения не превышали 0,05 мЗв. Среди обследованного взрослого населения доля лиц с дозами до 0,05 мЗв колебалась от 52,6 до 58,9 %, среди детей – от 65,2 до 70,6 % (рисунки 2.35 и 2.36). В то же время регистрировались жители с содержанием ^{137}Cs в организме более 2600 Бк, которое обеспечивало дозу внутреннего облучения выше 0,1 мЗв. Доля обследованных с дозами

выше 0,1 мЗв составляла у взрослых 24,7 % (2006 г.), 23,9 % (2007 г.) и 20,5 % (2008 г.), у детей – 16,6, 14,3 и 14,2 % по годам соответственно, т. е. наблюдалась тенденция их снижения.

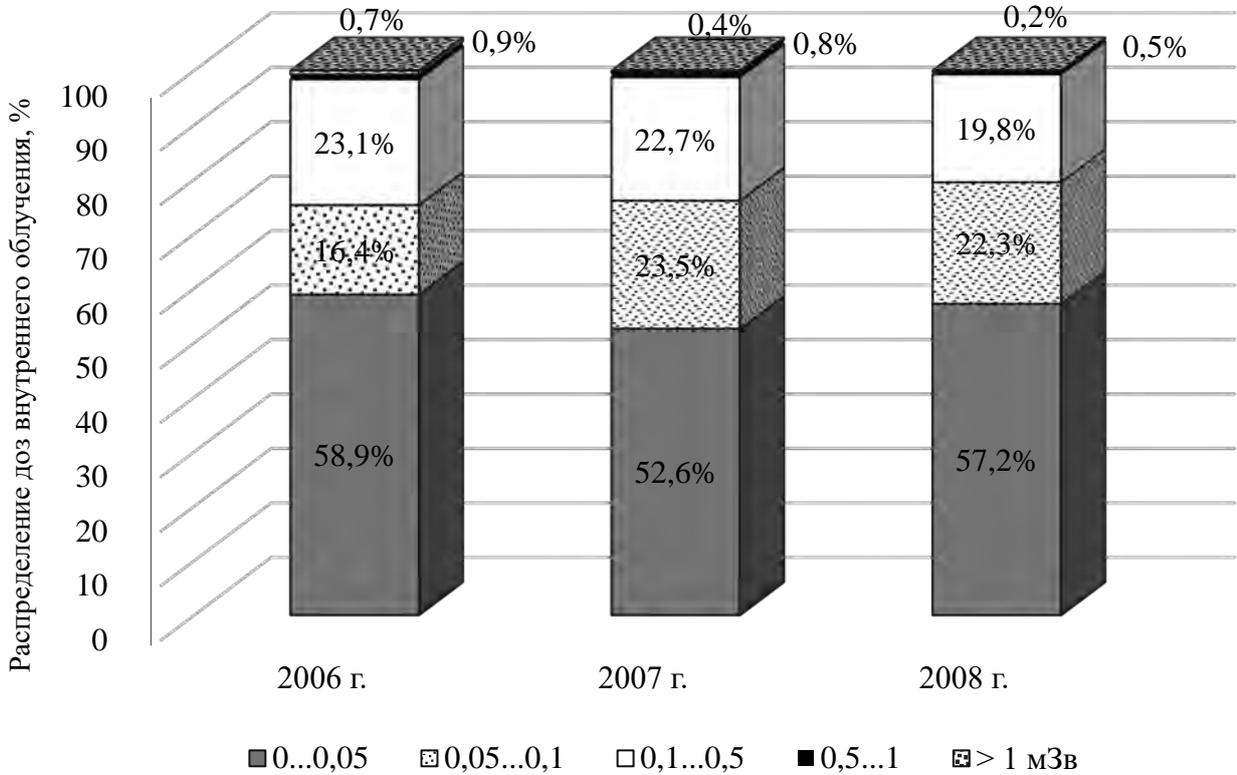


Рисунок 2.35 – Распределение доз внутреннего облучения среди взрослого населения

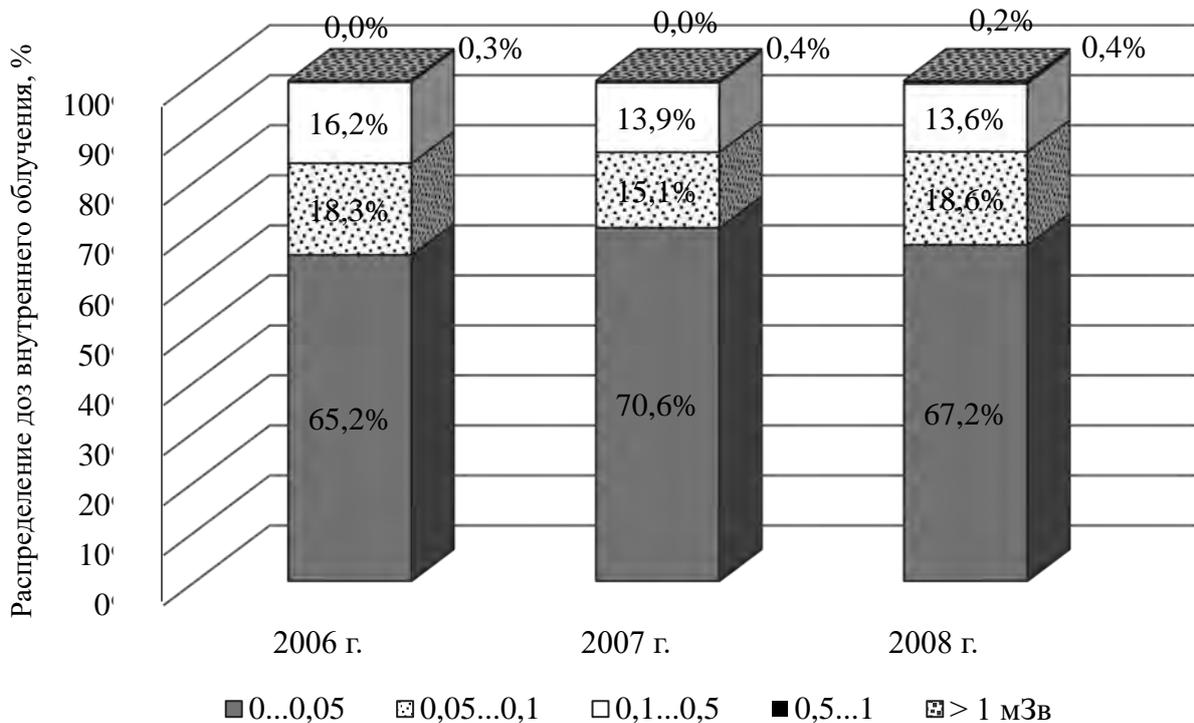


Рисунок 2.36 – Распределение доз внутреннего облучения среди обследованных детей

Доза внутреннего облучения выше 1,0 мЗв была зарегистрирована среди детей только в 2008 г. в н. п. Какойск Краснопольского района. Она составила 1,08 мЗв.

Среди взрослого населения дозы выше 1,0 мЗв встречались ежегодно, а их доля колебалась от 0,7 % (2006 г.) до 0,2 % (2008 г.). Такие дозы регистрировались среди жителей н. п. Козелье (Мхиничского сельсовета), Выдренка, Палуж-1, Палуж-2, Какойск и Яновка Краснопольского района, н. п. Лесная, Красный Восход, Шеломы-2 и Гайшин Славгородского района, н. п. Майский Чериковского района. Максимальные дозы внутреннего облучения составили в 2006 г. 8,6 мЗв (н. п. Палуж-1) и 4,9 мЗв (н. п. Яновка), в 2007 г. – 3,0 мЗв (н. п. Гайшин), 2008 г. – 2,7 мЗв (н. п. Палуж-1).

Из 62 обследованных населенных пунктов в 21 средние дозы внутреннего облучения превышали 0,1 мЗв, в шести населенных пунктах – 0,2 мЗв и только в одном превышение составило 0,5 мЗв (н. п. Какойск). В н. п. Какойск Краснопольского района и Ходорова Славгородского района все обследованные жители имели дозы внутреннего облучения выше 0,1 мЗв (таблица Г.1). В н. п. Самотевичи (Костюковичский район), Александровка-1, Старая Каменка и Ректа (Славгородский район) и н. п. Холоблин (Чериковский район) доля жителей с дозами выше 0,1 мЗв превышала 80 %.

Наблюдались различия в дозах внутреннего облучения обследованного населения разных возрастных и половых групп. Среди взрослого населения в целом наиболее высокие средние дозы отмечались в возрастных группах от 17 до 25 лет и от 30 до 60 лет, т. е. у основной части трудоспособного населения. Женская часть обследованного населения имела более низкие средние дозы внутреннего облучения, чем мужская (рисунок 2.37). Во всех возрастных женских группах они не превышали 0,1 мЗв и колебались от 0,045 до 0,089 мЗв, тогда как у мужчин – от 0,086 до 0,132 мЗв и в трех возрастных группах превышали 0,1 мЗв: 17–25 лет (0,125 мЗв), 30–40 лет (0,132 мЗв) и 50–60 лет (0,112 мЗв).

Среди обследованных в данный период детей наиболее высокая средняя доза внутреннего облучения наблюдалась в возрастной группе 0–2 года, которая составила 0,076 мЗв (рисунок 2.38). У мальчиков этой группы она превысила 0,1 мЗв и была почти в 2 раза выше, чем у девочек. Максимальная зарегистрированная доза внутреннего облучения у детей данного возраста составила 0,518 мЗв. Не наблюдалось различий в средних дозах внутреннего облучения девочек и мальчиков возрастом от 2 до 7 и от 7 до 12 лет. Максимальные дозы облучения в этих возрастных группах составили 1,1 и 0,39 мЗв соответственно.

Дети старше 12 лет имели более высокую среднюю дозу (0,052 мЗв) по сравнению с двумя предыдущими группами (0,046 и 0,039 мЗв). Наблюдались небольшие различия и в дозах облучения детей разных половых групп. У мальчиков старше 12 лет средняя доза внутреннего облучения была выше,

чем у девочек этого же возраста (0,060 и 0,045 мЗв соответственно). Максимальные зарегистрированные дозы у детей старшего возраста составляли 0,986 мЗв (у девочек) и 0,962 мЗв (у мальчиков).

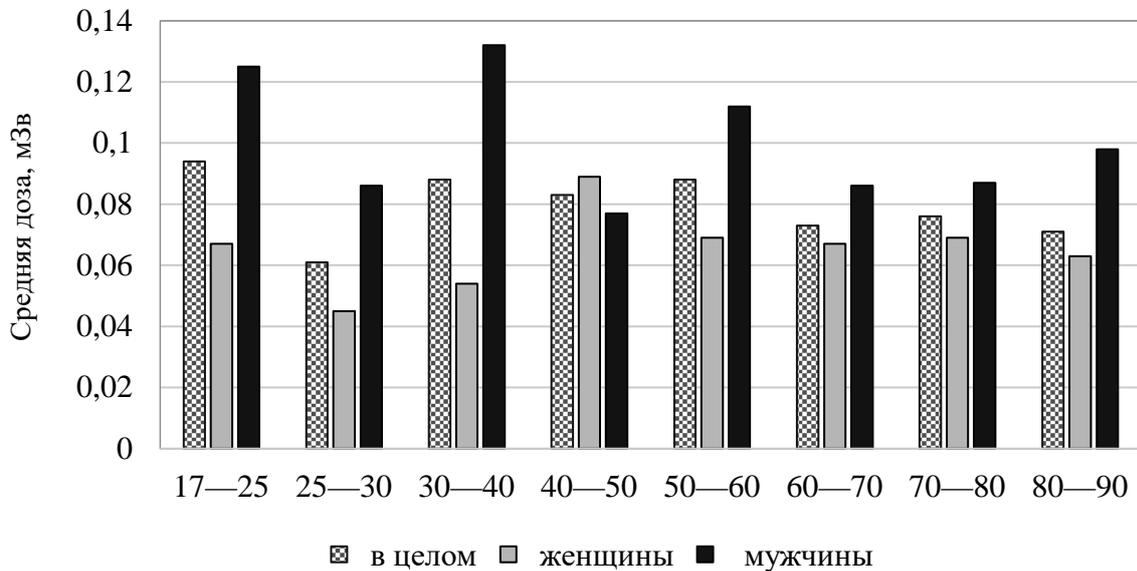


Рисунок 2.37 – Средние дозы внутреннего облучения взрослого населения разных возрастных и половых групп

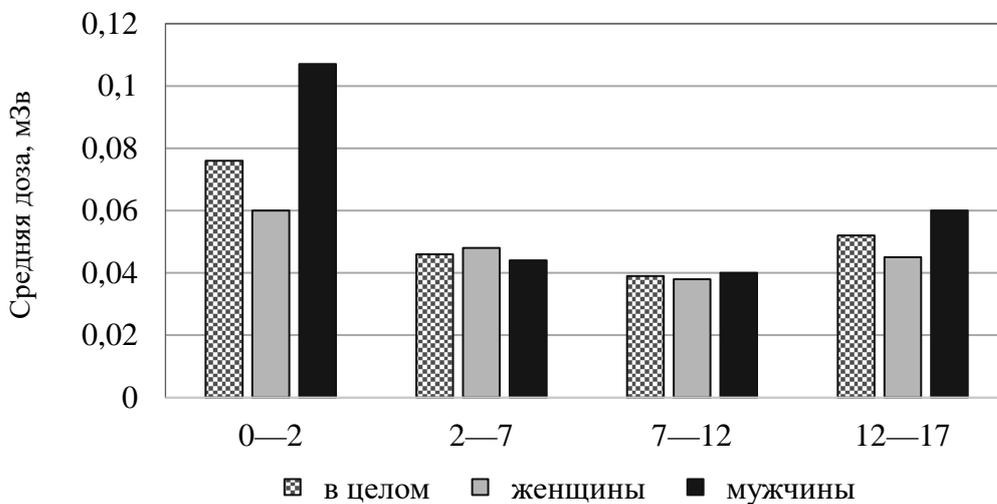


Рисунок 2.38 – Средние дозы внутреннего облучения детей разных половозрастных групп

Результаты исследований показали также отличия в дозах дошкольников, посещающих и не посещающих детские дошкольные учреждения. Наиболее высокая средняя доза внутреннего облучения (0,085 мЗв) отмечалась по группе дошкольников, не посещающих детские сады. В этой группе была и самой высокой доля лиц с дозами выше 0,1 мЗв (28,1 %). Дети, посещающие

дошкольные учреждения, имели среднюю дозу внутреннего облучения в 2 раза ниже (0,038 мЗв) и среди них только 11 % обследованных было с дозой выше 0,1 мЗв. Если взять детей школьного возраста в целом, то их средняя доза внутреннего облучения в этот период составляла 0,045 мЗв, а доля лиц с дозами выше 0,1 мЗв – 15,3 %.

Результаты СИЧ-измерений школьников Славгородского района (2010–2012 гг.) показали, что средние дозы внутреннего облучения учеников сельских школ были несколько выше, чем городских (рисунок 2.39) [158]. Среди них чаще регистрировались случаи с дозами выше 0,1 мЗв, особенно в н. п. Большая Зимница (до 99 %) и Гиженка (до 50 %). Это связано с тем, что в рационе питания сельских жителей преобладают продукты, произведенные в личных подсобных хозяйствах, и нередко присутствует лесная компонента. Большая Зимница – один из наиболее удаленных от райцентра сельских населенных пунктов. Наличие в его ареале сельскохозяйственных земель с высокой плотностью радиоактивного загрязнения (370...555 кБк/м² и выше) и лесного массива также сказывалось на дозе внутреннего облучения.

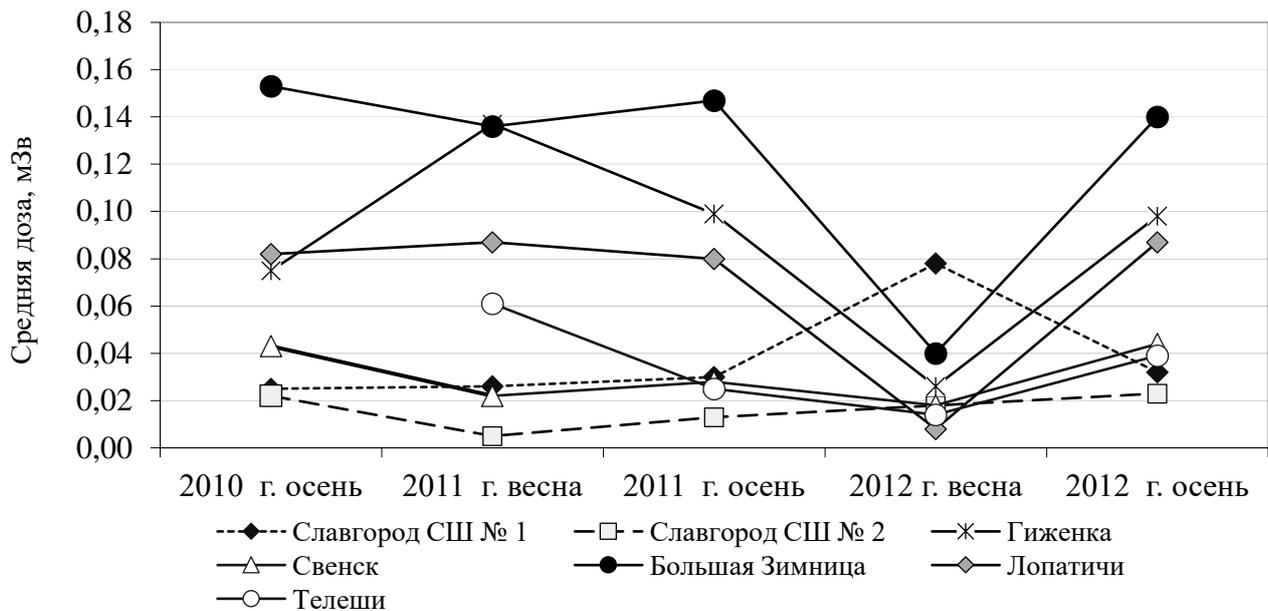


Рисунок 2.39 – Динамика средних доз внутреннего облучения учеников городских и сельских школ Славгородского района

На протяжении почти всех периодов исследований самые низкие средние дозы внутреннего облучения отмечались у детей двух городских школ и детей из школы агрогородка Свенска. В то же время именно в Свенске плотность загрязнения почв ¹³⁷Cs выше, чем в других населенных пунктах. Этот агрогородок – довольно крупный населенный пункт с развитой инфраструктурой. На базе школы неоднократно внедрялись различные проекты,

направленные на снижение доз облучения детей, что, возможно, и сыграло свою положительную роль.

Детский организм обладает более высокой радиочувствительностью по сравнению со взрослым. Несмотря на то, что в организме детей регистрируются, как правило, более низкие уровни содержания ^{137}Cs , чем у взрослых, удельная активность этого радионуклида в организме и годовые дозы внутреннего облучения детей в ряде случаев могут быть выше. Анализ анкетных данных семей показал, что дети с дозами выше 0,1 мЗв наиболее часто (до 70 %) встречаются в семьях, где родителей можно отнести к категории «незанятых» (безработные, домохозяйки, пенсионеры) или «малозанятых» (сторожа, уборщицы, санитарки), т. е. имеющих большие возможности собирать грибы и другие дары леса. Дети с высокими дозами внутреннего облучения встречаются и в семьях лесников и других работников леса. Как правило, и большинство родителей во всех этих семьях имели дозы выше 0,1 мЗв. Около 75 % детей или их родителей указывали в анкете, что с большей или меньшей регулярностью употребляли грибы, лесные ягоды или рыбу из местных водоемов.

Среди разных профессиональных групп сельского населения наиболее высокая средняя доза внутреннего облучения (0,241 мЗв) была по группе работников леса (рисунок 2.40). В этой группе самой высокой оказалась и доля лиц с дозами выше 0,1 мЗв (55,6 %).

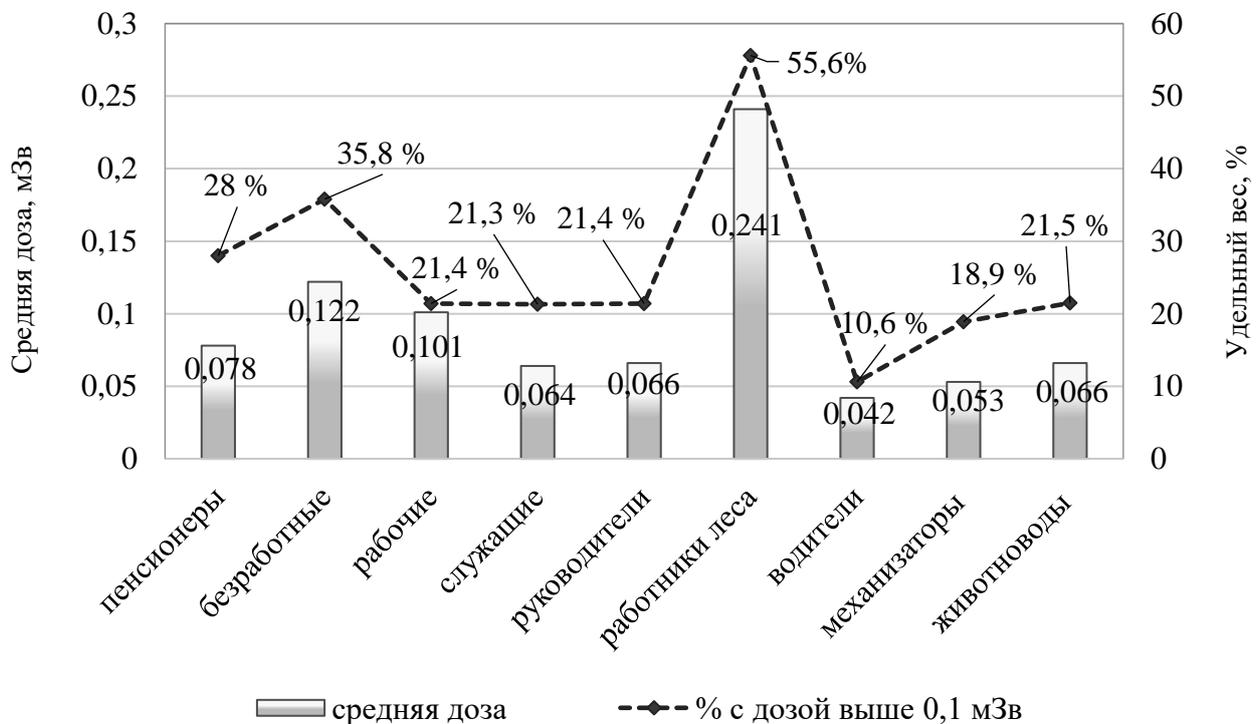


Рисунок 2.40 – Средние дозы внутреннего облучения разных профессиональных групп сельского населения

Средние дозы выше 0,1 мЗв отмечены также по группе безработных (0,122 мЗв) и разнорабочих (0,101 мЗв). Служащие, руководители и животноводы имели примерно одинаковые средние дозы (0,064...0,066 мЗв). Наиболее низкие дозы были по группам водителей, механизаторов и полеводов (0,042...0,053 мЗв), что, возможно, связано с организацией общественного питания в хозяйствах во время полевых работ. Среди них отмечена и наиболее низкая доля лиц с дозами выше 0,1 мЗв (10,6 и 18,9 %).

Если более подробно рассмотреть наиболее облучаемую категорию сельских жителей, у которых регистрировались дозы внутреннего облучения от 0,5 до 1,0 мЗв и выше, то можно увидеть, что более частыми ее представителями являлись безработные (25 %), пенсионеры (20 %), лесники и члены их семей (19 %), а также малозанятые и низкооплачиваемые категории работников (сторожа, технички, дворники – 12 %) (рисунок 2.41). В основной массе, за исключением лесников и членов их семей, это социально незащищенные и малообеспеченные категории граждан. Количество служащих и представителей других специальностей с указанными дозами встречается гораздо реже, главным образом в виде единичных случаев. Более высокое содержание Cs^{137} в организме вышеобозначенных категорий граждан связано с наличием у них специфических пищевых привычек (употреблением дичи, лесных грибов).



Рисунок 2.41 – Профессиональные группы сельских жителей с дозами внутреннего облучения от 0,5 мЗв и выше

Динамику доз внутреннего облучения населения рассмотрим по результатам обследования реперных населенных пунктов Могилевской области (Белая Дуброва Костюковичского, Яновка Краснопольского и Свенск Славгородского

районов) в течение 2007–2010 гг. (в августе месяце). Плотность загрязнения территорий ^{137}Cs на начало исследований в н. п. Белая Дуброва была 174 кБк/м^2 , Яновка – $151,0 \text{ кБк/м}^2$, Свенск – $320,0 \text{ кБк/м}^2$. Населенный пункт Яновка относился к зоне проживания с периодическим радиационным контролем, два других – к зоне с правом на отселение. Результаты СИЧ-измерений показали, что средние дозы внутреннего облучения жителей реперных населенных пунктов не превышали $0,1 \text{ мЗв}$ и колебались по годам исследований в пределах от $0,027$ до $0,068 \text{ мЗв}$ – в н. п. Белая Дуброва, от $0,017$ до $0,058 \text{ мЗв}$ – в н. п. Свенск и от $0,039$ до $0,093 \text{ мЗв}$ – в н. п. Яновка [3]. На рисунке 2.42 представлены в динамике значения средних доз и 95-процентных доверительных интервалов для них по обследованным населенным пунктам. Вариация доз по годам наблюдений во всех населенных пунктах была небольшой (от $\pm 0,01$ до $\pm 0,015 \text{ мЗв}$) и примерно одинаковой, за исключением н. п. Яновка в 2009 г. Это объясняется тем, что в вышеуказанный год был зарегистрирован один человек трудоспособного возраста (безработный) с дозой внутреннего облучения $5,0 \text{ мЗв}$, который в другие годы не обследовался. Основной причиной повышенного содержания ^{137}Cs в его организме являлось регулярное употребление дичи и лесных грибов без их радиационного контроля. Данный случай и повлиял, в целом, на среднюю дозу внутреннего облучения жителей населенного пункта, которая составила $0,093 \text{ мЗв}$. Несмотря на то, что н. п. Яновка располагается на более чистой территории по сравнению с двумя другими населенными пунктами, именно здесь в течение трех лет отмечены наиболее высокие средние дозы внутреннего облучения.

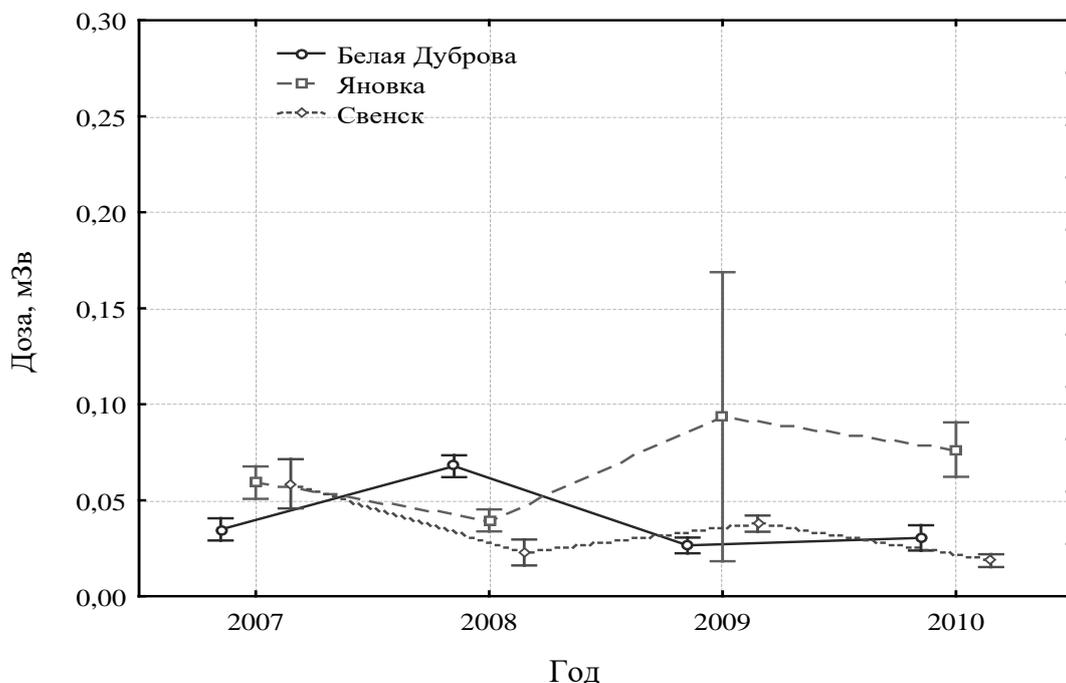


Рисунок 2.42 – Динамика средних доз внутреннего облучения жителей реперных населенных пунктов (по результатам СИЧ-измерений)

Динамика средних доз внутреннего облучения детей по годам исследований была сопоставима с динамикой средних доз в целом по населенным пунктам. Доля лиц с дозами внутреннего облучения более 0,1 мЗв среди обследованного населения постоянно изменялась, и если в н. п. Белая Дуброва и Свенск она имела тенденцию к снижению (с 21,0 до 3,1 % и с 23,8 до 1,8 % соответственно), то в н. п. Яновка – тенденцию к росту (от 7,9 до 20,6 %).

По результатам СИЧ-измерений в реперных населенных пунктах ежегодно выделялась критическая группа населения по дозе внутреннего облучения. Эту группу составили 10 % обследованных жителей населенного пункта, имеющих наибольшие, по сравнению с остальными, индивидуальные дозы облучения [206, 227]. В н. п. Белая Дуброва в течение четырех лет исследований средняя доза внутреннего облучения критической группы населения имела незначительные колебания то в сторону уменьшения, то в сторону увеличения по сравнению с 2007 г. и находилась в пределах от 0,099 до 0,163 мЗв. В н. п. Свенск наблюдалось ежегодное снижение средней дозы критической группы с 0,240 до 0,072 мЗв. В н. п. Яновка первые два года исследований средняя доза критической группы была соизмерима с таковыми в других населенных пунктах (0,112...0,136 мЗв), а в два последующих года значительно возросла (0,564 и 0,270 мЗв соответственно).

По результатам опроса населения было установлено, что большинство лиц с дозами более 0,1 мЗв регулярно употребляют лесные грибы и ягоды, не всегда исследуя их на содержание радионуклидов. Результаты радиационного контроля пищевых продуктов показали, что в реперных населенных пунктах все исследованные пробы сушеных грибов превышали допустимый уровень (2500 Бк/кг), среди свежих грибов 24...40 % были выше РДУ (370 Бк/кг), лесных ягод – 23...35 % (185 Бк/кг), дичи – 22 % (только в н. п. Белая Дуброва). Максимальная активность свежих грибов составила 8188 Бк/кг, сушеных – 9990 Бк/кг, мяса дичи (свинины) – 890 Бк/кг. Содержание ^{137}Cs в продуктах питания, произведенных в личных подсобных хозяйствах жителей реперных населенных пунктов, было гораздо ниже допустимых уровней. Удельная активность молока колебалась от 3 до 26 Бк/л, картофеля – не превышала 28 Бк/кг, овощей – 32 Бк/кг, фруктов – 7 Бк/кг. Именно потребление высокоактивной продукции леса формировало у отдельных граждан более высокие дозы внутреннего облучения по сравнению с другими жителями населенного пункта.

По данным Могилевского областного ЦГЭ и ОЗ, на территории области и в настоящее время регистрируются отдельные случаи, когда доза внутреннего облучения превышает 1,0 мЗв/год, однако просматривается тенденция к их снижению. Так, в 2012 г. их было 33, 2013 г. – 14, 2015 г. – 3, 2016 г. – один случай. По данным 2013 г., максимальная доза внутреннего облучения по результатам СИЧ-измерений в Быховском районе составила 0,6 мЗв, Костюковичском – 0,3 мЗв, Краснопольском – 1,8 мЗв, Славгородском – 9,5 мЗв

и Чериковском – 0,8 мЗв. Удельный вес населения с дозами выше 0,1 мЗв колеблется в пределах 8...10 %. Средняя годовая эффективная доза внутреннего облучения населения области в 2016 г. составила 0,014 мЗв/год, а по районам находилась в диапазоне от 0,009 до 0,031 мЗв/год [184, 226].

Эффективность защитных мероприятий характеризуется стабилизацией доз внутреннего облучения основной массы населения области. Высокие дозы внутреннего облучения (выше 1,0 мЗв), сохраняющиеся у отдельных категорий граждан, особенно в населенных пунктах, прилегающих к крупным лесным массивам, должны учитываться при корректировке параметров дозиметрических моделей для оценок текущих и прогнозируемых доз облучения. В целях снижения доз внутреннего облучения населения должны сохраняться меры радиационной безопасности на территории радиоактивного загрязнения, проводиться радиационный контроль пищевой продукции леса и информационная работа с населением.

2.6.3 Влияние радиоэкологических и социальных факторов на формирование доз внутреннего облучения сельского населения.

Защитные мероприятия, постоянно проводимые на территории радиоактивного загрязнения, позволили улучшить качество жизни населения и существенно снизить их дозовые нагрузки [161, 203]. Однако, как показывают исследования, дозы внутреннего облучения сельских жителей, несмотря на их значительное снижение в целом, варьируют еще в широких пределах. Это может быть следствием разнообразия радиоэкологических и социально-демографических условий проживания, а также внутренних закономерностей поведения конкретных жителей и их пищевых привычек [4, 30, 153, 176].

В послеаварийный период одним из основных дозообразующих продуктов питания считалось молоко, особенно молоко, производимое в личных подсобных хозяйствах. Так, содержание ^{137}Cs в нем значительно превышало допустимый уровень [166]. Проведение мероприятий по созданию культурных кормовых угодий для общественного и личного скота позволило существенно снизить содержание Cs^{137} в молоке коров, даже на территории с высокой плотностью загрязнения. Более 85 % исследуемых проб молока, производимого в личных подсобных хозяйствах, имеет в последние годы содержание ^{137}Cs , не превышающее 20 Бк/л. Наблюдается также тенденция снижения потребления домашнего молока в связи с уменьшением поголовья коров в населенных пунктах. Все это способствует снижению поступления ^{137}Cs в организм человека, обусловленного молочной компонентой. Результаты СИЧ-измерений и анализ анкетных данных не выявили достоверной зависимости величины средней дозы внутреннего облучения в населенном пункте от степени загрязнения молока ($r = -0,147$, $p = 0,254$). И среди населенных пунктов, где в течение последних пяти лет (на момент проведения СИЧ-измерений) регистрировались пробы молока с содержанием ^{137}Cs выше РДУ-99 (100 Бк/л), и среди населенных пунктов, где их

активность не превышала 50 Бк/л и даже 37 Бк/л, имелись населенные пункты с очень низкими средними дозами внутреннего облучения обследованных жителей (менее 0,05 мЗв), а были населенные пункты, по которым средняя доза превышала 0,1 мЗв [4]. Средняя доза внутреннего облучения обследованных сельских жителей в целом по группе населенных пунктов, где регистрировались пробы молока с содержанием ^{137}Cs выше РДУ-99, была ниже (0,057 мЗв), чем по группе, где их активность не превышала 50 Бк/л (0,078 мЗв) (таблица 2.25).

Несмотря на то, что средняя доза у лиц, постоянно употребляющих в пищу домашнее молоко и молочные продукты, была незначительно выше, чем у лиц, не употребляющих его вовсе, однако в обоих случаях дозы были выше в населенных пунктах, где пробы молока по содержанию ^{137}Cs не превышали 50 Бк/л. В этих же населенных пунктах была выше и доля лиц с дозами более 0,1 мЗв.

Таблица 2.25 – Средние дозы внутреннего облучения обследованных жителей населенных пунктов, где регистрировалось молоко с содержанием ^{137}Cs выше 100 Бк/л и где его активность не превышала 50 Бк/л

Показатель	Результат исследований по группам населенных пунктов, где регистрировалось молоко активностью	
	> 100 Бк/л	< 50 Бк/л
Средняя доза обследованного населения в целом, мЗв	0,057	0,078
Средняя доза употребляющих в пищу молоко, мЗв	0,063	0,079
Средняя доза не употребляющих в пищу молоко, мЗв	0,051	0,077
Доля лиц среди обследованных с дозами выше 0,1 мЗв, %	20,1	24,0
Доля лиц с дозами выше 0,1 мЗв среди употребляющих в пищу молоко, %	21,0	24,6
Доля лиц с дозами выше 0,1 мЗв среди не употребляющих в пищу молоко, %	18,4	22,5

Полученные результаты говорят о том, что в отдаленный после аварии период молочная компонента не всегда играет определяющую роль в формировании доз внутреннего облучения. На это указывает тот факт, что среди сельского населения с дозами внутреннего облучения выше 0,3 мЗв только 27 % имело коров или коз в личных подсобных хозяйствах, а число лиц, употребляющих молоко, не превышало 50 %. В связи с тем, что значительная часть населения, не употребляющего домашнее молоко, имеет более высокие дозы внутреннего облучения, чем те, которые его употребляют, ведущими дозообразующими факторами в отдаленный после аварии период могут оказаться и другие компоненты питания.

С радиологической точки зрения особую опасность представляют «дары леса», в которых по-прежнему сохраняются высокие уровни радиоактивного загрязнения [187, 211, 264]. Некоторые колебания содержания радионуклидов в организме жителей населенных пунктах по годам связаны, прежде всего, с увеличением употребления продукции леса в годы с повышенным биологическим урожаем в лесных угодьях в ареале населенных пунктов.

Анализ анкетных данных показал, что во всех зонах радиоактивного загрязнения значительная часть населения (от 31 до 67 %) занимается сбором лесных ягод и грибов и употребляют их в пищу. Результаты СИЧ-измерений в населенных пунктах, расположенных в непосредственной близости к лесам, показывают, что именно в них чаще регистрируются лица с высокими дозами внутреннего облучения, а негативная роль «даров леса» в их формировании явно недооценивается. Поэтому была проведена оценка радиационной безопасности леса, прилегающего к каждому населенному пункту, и изучено влияние факторов леса на содержание ^{137}Cs в организме сельских жителей. Для этого рассчитывался агрегированный показатель – D_1 (оценка радиационной безопасности леса), учитывающий такие частные факторы, как близость леса к населенному пункту, его размеры (участки небольших размеров, небольшой или крупный массив леса) и плотность загрязнения ^{137}Cs его отдельных кварталов. Агрегирование проводилось с использованием мультипликативной свертки [237, 249]:

$$D_1 = \sqrt[n]{\mu_1^{\alpha_1} \cdot \dots \cdot \mu_n^{\alpha_n}},$$

где μ_i – оценка (значение функции принадлежности) частных факторов, из которых складывалась общая оценка радиационной безопасности леса;

α_i – весовые коэффициенты частных факторов.

Функции принадлежности μ_i возрастают от 0 до 1 по мере уменьшения влияния частных факторов на величину дозы внутреннего облучения населения. Величина D_1 также принимает значения от 0 до 1, причем 1 – это наименьшее влияние на величину дозы (лес далеко, в виде небольших участков, плотность загрязнения ^{137}Cs не превышает 37,0 кБк/м²), 0 – наибольшее влияние (лес в непосредственной близости от населенного пункта, крупный лесной массив, плотность загрязнения отдельных кварталов ^{137}Cs превышает 1480,0 кБк/м²). Варианты значений частных показателей и их функции принадлежности указаны в таблице 2.26.

Расстояние от леса до населенного пункта определяет весомость α частных показателей в обобщенной оценке качества леса. Для этого расстояние до леса определялось зонами.

Зона 1 – непосредственная близость леса к населенному пункту, наибольший вес $\alpha_1 = 1,8$.

Зона 2 – расстояние 2...3 км, вес $\alpha_2 = 0,9$.

Зона 3 – расстояние до леса 4...5 км и больше, наименьший вес $\alpha_3 = 0,3$.

Сумма весов равна их количеству – $\Sigma\alpha_i = 3$.

Таблица 2.26 – Значения частных показателей, используемых при оценке радиационной безопасности леса

Частный показатель «фактор леса» – μ_1	
Вариант	Значение μ_1
Полное отсутствие леса	1
Почти полное отсутствие леса	0,9
Небольшой лес	0,8
Крупный лесной массив	0,6
Частный показатель «плотность загрязнения» – μ_2	
Вариант (по плотности загрязнения)	Значение μ_2
До 37,0 кБк/м ²	1
От 37,0 до 74,0 кБк/м ²	0,8
От 74,0 до 185,0 кБк/м ²	0,5
От 185,0 до 555,0 кБк/м ²	0,3
От 555,0 до 1480,0 кБк/м ²	0,2
Выше 1480 кБк/м ²	0,1

Значение величины D_1 для населенных пунктов, где проводились исследования, колебалось в пределах от 0,939 до 0,116. Так, наименьшие значения (0,116 и 0,120) получили населенные пункты, которые прилегают к обширной зоне отселения, находятся на расстоянии 0,5 км от крупного лесного массива, плотность загрязнения которого превышает 555,0 кБк/м², а на отдельных участках и 1480,0 кБк/м². Это н. п. Майский Чериковского района (0,116), н. п. Выдренка Краснопольского района (0,189) и др. (таблица Д.1). Максимальное значение оценки (близкое к 1,0) получили населенные пункты, для которых характерно практически полное отсутствие леса в радиусе до 4 км и свойственна невысокая плотность загрязнения (например, н. п. Восточное Быховского района).

Полученная оценка радиационной безопасности леса оказалась достаточно тесно связанной со средней дозой внутреннего облучения (по результатам СИЧ-измерений) по населенному пункту: чем меньше оценка, тем выше доза. Причем данная связь нелинейна. Подобранное нелинейное уравнение регрессии зависимости дозы от оценки леса статистически значимо ($R = 0,64$, $p < 0,0001$) и имеет достаточно высокий коэффициент детерминации ($R^2 = 0,41$) (рисунок 2.43). Используя данную оценку, выделено три группы населенных пунктов, имеющих статистически достоверное различие по дозе внутреннего облучения

($\chi^2 = 221,7801$, $p < 0,0001$). Значимость различий проверялась с помощью непараметрических методов – медианного теста Краскела–Уоллиса и теста Колмогорова–Смирнова (рисунок 2.44).

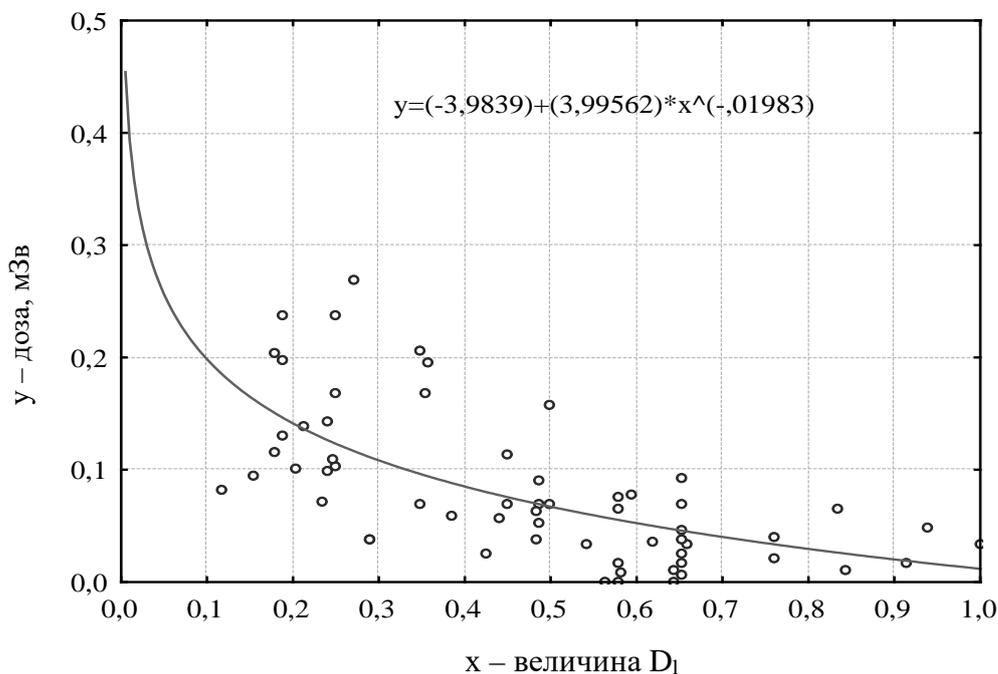


Рисунок 2.43 – Зависимость средней по населенному пункту дозы внутреннего облучения от оценки радиационной безопасности леса

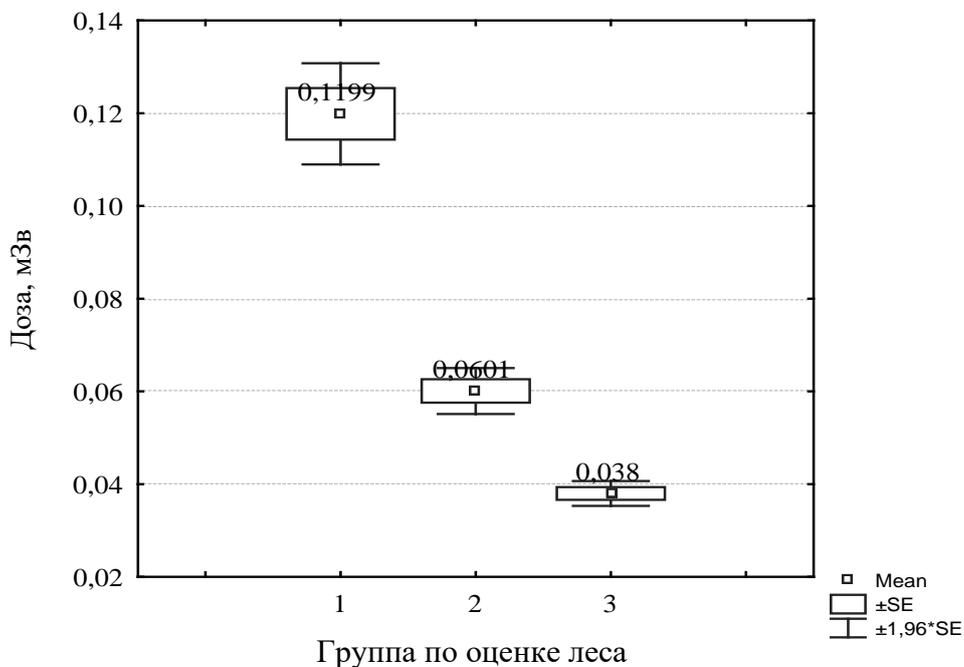


Рисунок 2.44 – Распределение доз внутреннего облучения населения в выделенных группах по оценке радиационной безопасности леса

В первую группу вошли населенные пункты с высокой степенью влияния факторов леса на дозы внутреннего облучения населения, для которых величина D_1 не превышала 0,35. По результатам СИЧ-измерений в 75 % населенных пунктов этой группы среднегодовые эффективные дозы внутреннего облучения превышали 0,1 мЗв. Усредненная доза внутреннего облучения обследованного населения в целом составила 0,120 мЗв. Именно в этой группе регистрировались лица с дозами выше 1,0 мЗв.

Во вторую группу вошли населенные пункты со средней степенью влияния факторов леса на дозы внутреннего облучения, в которых величина D_1 изменялась от 0,35 до 0,6. Населенные пункты, где среднегодовые эффективные дозы внутреннего облучения превысили 0,1 мЗв, составили только 15 %. Усредненная доза всех обследованных этой группы – 0,061 мЗв.

Третья группа – населенные пункты с небольшим влиянием факторов леса на дозы внутреннего облучения населения, величина D_1 выше 0,6. В населенных пунктах этой группы среднегодовые эффективные дозы внутреннего облучения не превышали 0,1 мЗв. Усредненная доза обследованного населения составила 0,038 мЗв.

Таким образом, результаты исследований показали статистически достоверную зависимость величины дозы внутреннего облучения жителей населенных пунктов от близости расположения крупных лесных массивов и плотности их загрязнения ^{137}Cs . В связи с этим должны сохраняться ограничительные контрмеры в лесном хозяйстве путём регламентации ведения лесного хозяйства и ограничения доступа населения в лесные массивы с высокой плотностью радиоактивного загрязнения и проводиться информирование населения лесхозами о радиационной обстановке в лесах на их территории.

Одним из факторов, обуславливающим среднегодовые эффективные дозы облучения человека, является плотность загрязнения территории радионуклидами. Поэтому было рассмотрено влияние уровня загрязнения почв ^{137}Cs в сельских населенных пунктах на дозы внутреннего облучения его жителей. Как показали результаты СИЧ-измерений, средние дозы внутреннего облучения обследованных жителей населенных пунктов, расположенных на территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs до 185,0 кБк/м², существенно колебались и находились в пределах от 0,004 до 0,204 мЗв. Однако только в трех населенных пунктах (14 %) они превысили 0,1 мЗв. Усредненная доза внутреннего облучения всего обследованного населения этой территории была невысокой и составила 0,046 мЗв (таблица 2.27).

В сельских населенных пунктах, расположенных на территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs от 185,0 до 370,0 кБк/м², средние дозы внутреннего облучения колебались от 0,010 до 0,256 мЗв. В девяти из них (39 %) они превысили 0,1 мЗв. Усредненная доза всего обследованного населения данной группы была выше, чем предыдущей, и составила 0,078 мЗв. Средние дозы внутреннего облучения жителей населенных пунктов, расположенных на

территории с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 370,0 кБк/м², находились в пределах от 0,018 до 0,73 мЗв. В половине населенных пунктов (50 %) этой группы они превысили 0,1 мЗв. Усредненная доза внутреннего облучения обследованных жителей данной территории была самой высокой и составила 0,103 мЗв.

Таблица 2.27 – Средние дозы внутреннего облучения обследованного населения, проживающего на территории с разной плотностью загрязнения ^{137}Cs

Плотность загрязнения территории ^{137}Cs , кБк/м ²	Количество обследованного населения	Усредненная доза, мЗв	% с дозой выше 0,1 мЗв	В том числе			
				% с дозой от 0,1 до 0,3 мЗв	% с дозой от 0,3 до 0,5 мЗв	% с дозой от 0,5 до 1,0 мЗв	% с дозой выше 1,0 мЗв
От 37 до 185	3072	0,046	12,3	10,9	0,9	0,2	0,2
От 185 до 370	2064	0,078	25,9	22,3	2,4	0,9	0,3
Выше 370	1051	0,103	33,3	28,9	2,5	1,0	0,9

Если сравнить долю обследованного населения с дозами выше 0,1 мЗв, то она наиболее высокой была среди жителей территории радиоактивного загрязнения ^{137}Cs с плотностью выше 370,0 кБк/м² (33,3 %), а наиболее низкой – на территории с плотностью загрязнения менее 185,0 кБк/м² (12,3 %). Такая же зависимость наблюдалась и в диапазонах доз от 0,3 до 0,5 мЗв (2,5 и 0,9 % соответственно), от 0,5 до 1,0 мЗв (1,0 и 0,2 %) и выше 1,0 мЗв (0,9 и 0,2 %). Чем выше плотность загрязнения территории, тем чаще в населенных пунктах средние дозы превышали 0,1 мЗв и тем выше была доля лиц с дозами более 0,1 мЗв, выше 0,5 мЗв и выше 1,0 мЗв. Зависимость уровня доз внутреннего облучения от плотности загрязнения территории населенного пункта оказалась статистически значимой ($r = -0,528$, $p < 0,0001$).

Таким образом, среди рассмотренных радиозэкологических факторов основное влияние на формирование доз внутреннего облучения сельского населения оказывает фактор леса (его размер, плотность загрязнения ^{137}Cs и удаленность от населенного пункта) и плотность загрязнения территории населенного пункта. Полученная оценка радиационной безопасности леса была достаточно тесно связана со средней дозой внутреннего облучения по населенному пункту: чем меньше оценка, тем выше доза. Установлено, что чем выше плотность загрязнения ^{137}Cs территории населенных пунктов, тем чаще в них средние дозы внутреннего облучения населения превышают 0,1 мЗв и тем выше доля лиц с дозами более 0,1 мЗв, более 0,5 мЗв и более 1,0 мЗв. Роль молочной компоненты в отдаленный после аварии период снижается, и она перестает быть основным дозообразующим фактором. Так, значительно снизился уровень загрязнения молока. По результатам исследований не выявлено

достоверной зависимости между величиной средней дозы внутреннего облучения в населенном пункте и уровнем загрязнения молока в ЛПХ.

Наряду с радиоэкологическими факторами на формирование доз внутреннего облучения сельского населения, проживающего на территории радиоактивного загрязнения, могут оказывать влияние и социальные факторы [4, 30, 176, 227]. В качестве социальных факторов рассмотрены численность жителей в населенных пунктах, наличие инфраструктуры и производственной зоны в них, социальное благополучие граждан.

Исследования показали, что средняя доза внутреннего облучения обследованных жителей мелких населенных пунктов (с численностью до 100 человек) была почти в 3 раза выше, чем жителей крупных населенных пунктов (0,049 и 0,145 мЗв соответственно) (таблица 2.28).

Таблица 2.28 – Дозы внутреннего облучения жителей населенных пунктов разных типов

Тип населенного пункта (численность жителей, чел.)	Всего обследовано, чел.	Средняя доза, мЗв	Медиана дозы, мЗв	75 % квартиль, мЗв
Крупный (более 250)	4089	0,049	0,023	0,071
Средний (от 100 до 250)	1386	0,081	0,042	0,092
Мелкий (менее 100)	712	0,145	0,095	0,173

Полученные различия в дозах внутреннего облучения в зависимости от численности жителей в населенном пункте оказались статистически значимыми ($\chi^2 = 245,37$, $p < 0,0001$). На рисунке 2.45 в первом типе представлены крупные населенные пункты, во втором – средние, третьем – мелкие.

Из 20 крупных населенных пунктов только в двух (10 %) средние дозы внутреннего облучения превысили 0,1 мЗв, из 20 средних – в пяти (25 %), в то время как из 22 мелких – в 14 (64 %).

Таким образом, просматривается тенденция – чем меньше населенные пункты, тем чаще средняя доза внутреннего облучения обследованных жителей превышает 0,1 мЗв. Если в крупных и средних населенных пунктах средние дозы выше 0,1 мЗв были обусловлены зачастую единичными случаями регистрации лиц с высокими дозами (более 1,0 и 0,5 мЗв), то в мелких – чаще за счет высокой доли лиц с дозами выше 0,1 мЗв. Почти 50 % обследованных жителей мелких населенных пунктов имело дозы внутреннего облучения более 0,1 мЗв, а 25 % населения – более 0,173 мЗв. Это связано с тем, что в мелких населенных пунктах менее развита инфраструктура, более выражена степень натурализации ведения хозяйства, население больше питается продуктами, выращенными на собственном огороде, и дарами леса. Также в таких населенных пунктах невысокая занятость населения, нет организованных пунктов питания, торговой сети и других условий, которые имеются в крупных населенных пунктах.

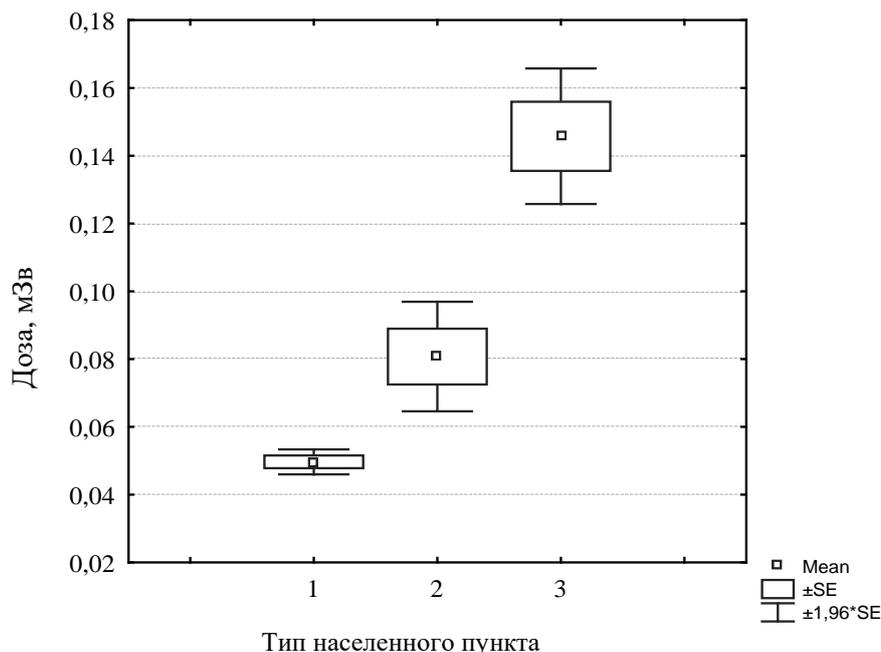


Рисунок 2.45 – Распределение доз внутреннего облучения по типу сельского населенного пункта

Поэтому наряду с типом населенных пунктов в качестве социального фактора рассмотрено наличие инфраструктуры и производственной зоны в них. Для оценки влияния социальных факторов на дозу внутреннего облучения жителей по каждому обследованному населенному пункту была собрана информация о существующей инфраструктуре и наличии других социально-бытовых факторов. При оценке качества и полноты инфраструктуры использовалась методика, как и для оценки радиационной безопасности леса. Частные факторы μ_i – наличие или отсутствие отдельных объектов. Значения μ_i присваивались из того, как влияет отсутствие данного объекта инфраструктуры на ежедневное поведение населения. Так, например, отсутствие магазина является наиболее значимым показателем, так как вынуждает жителей больше пользоваться дарами леса и продукцией, выращенной на собственном огороде.

Наличие или отсутствие промышленной или производственной зоны не вошло в обобщенный показатель инфраструктуры. Данный показатель учитывался отдельно ввиду его высокой значимости на обеспечение занятости и образа жизни населения. При отсутствии промышленной или производственной зоны в населенном пункте больше малозанятого и безработного населения, пищевой рацион которых состоит в основном из продукции, выращенной на своем огороде, и даров леса.

Полученные зависимости дозы внутреннего облучения от оценки качества инфраструктуры и наличия производственной зоны оказались статистически значимы ($r = 0,339$, $p = 0,007$ и $r = -0,562$, $p = 0,025$ соответственно). Почти во всех населенных пунктах, где полностью отсутствовали инфраструктура и

производственная зона, средняя доза внутреннего облучения по населенному пункту превышала 0,1 мЗв. О влиянии отсутствия занятости населения на дозу внутреннего облучения указывает и тот факт, что безработное население имело более высокие дозы облучения, чем работающие.

Одним из факторов, оказывающих влияние на формирование дозы внутреннего облучения, является социальное благополучие граждан. Проведенный анализ профессиональной принадлежности сельских жителей, у которых дозы внутреннего облучения превысили 0,5 мЗв, показал, что наиболее частыми представителями данной группы являлись безработные (25 %), пенсионеры (20 %), работники леса и члены их семей (19 %), а также малозанятые и низкооплачиваемые категории работников (сторожа, технички, дворники – 12 %). В основной массе, за исключением лесников и членов их семей, это социально незащищенные и малообеспеченные категории граждан. В большинстве случаев сельское население с дозами выше 0,5 мЗв являлось жителями населенных пунктов, в которых факторы леса оказывают высокое влияние на величину дозы внутреннего облучения (D_1 до 0,35).

Таким образом, можно сказать, что наряду с радиоэкологическими факторами на формирование доз внутреннего облучения сельского населения могут оказывать влияние и социальные факторы, обусловленные условиями проживания, занятостью населения и их социальным благополучием.

Все вышеперечисленные оценки качества условий проживания (радиоэкологические и социальные факторы) были использованы для расчета обобщенной оценки радиационной опасности – риска получения высокой дозы внутреннего облучения (по результатам СИЧ-измерений). Данная оценка также строилась по вышеописанной методике с использованием мультипликативной свертки [104].

$$D_m = \sqrt[n]{D_1 \cdot \dots \cdot D_n},$$

где D_i – значение частных критериев, из которых складывалась обобщенная оценка риска:

- 1 – оценка плотности загрязнения ^{137}Cs территории населенного пункта;
- 2 – оценка леса;
- 3 – оценка загрязненности молока;
- 4 – оценка численности населения;
- 5 – оценка наличия объектов инфраструктуры в населенном пункте;
- 6 – оценка наличия промышленной или производственной зоны.

Результаты расчета оценок частных и обобщенного показателей радиационной опасности населенных пунктов представлены в таблице Д.2. Анализируя полученные результаты расчета оценок, выявили, что наибольшее влияние на величину дозы внутреннего облучения оказывает качество леса ($r = -0,562$, $p < 0,0001$), следующим по значимости является плотность

загрязнения территории населенного пункта ($r = -0,528$, $p < 0,0001$), далее – численность населения ($r = -0,458$, $p < 0,001$), оценка наличия и качества инфраструктуры ($r = 0,339$, $p = 0,007$) и наличие промышленной или производственной зоны ($r = -0,562$, $p = 0,025$). Обобщенная оценка загрязненности молока достоверного влияния на величину дозы внутреннего облучения не оказывала ($r = -0,147$, $p = 0,254$).

Обобщенная оценка радиационной опасности имеет достаточно низкие значения в населенных пунктах с высокой усредненной дозой внутреннего облучения и большим процентом жителей с дозой выше 0,1 % (см. таблицу Д.2). Таким образом, данная оценка объективно оценивает степень риска получения высокой дозы внутреннего облучения. Это подтверждается высоким коэффициентом корреляции ($r = -0,6709$, $p < 0,001$) между обозначенными факторами (рисунок 2.46).

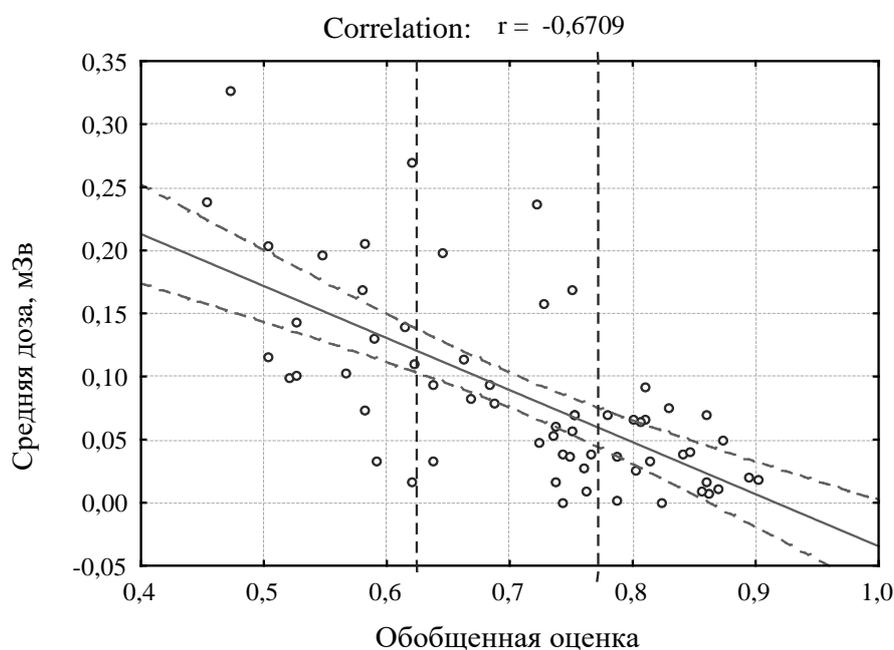


Рисунок 2.46 – Взаимосвязь между обобщенной оценкой радиационной опасности и усредненной по населенному пункту дозой внутреннего облучения

На основании проведенных оценок и обобщенного показателя оценки радиационной опасности было выделено три группы населенных пунктов по степени риска получения повышенных доз внутреннего облучения.

Первая группа – населенные пункты высокой степени риска. Обобщающий показатель риска этой группы находится в пределах 0,450...0,620 (см. таблицу Д.2). К данной группе относятся населенные пункты, где на величину дозы внутреннего облучения оказывают влияние все выделенные факторы: качество леса, плотность загрязнения территории населенного пункта, численность населения, наличие инфраструктуры и производственной зоны. Это мелкие населенные пункты (с численностью жителей до 100 человек) в основном

с плотностью загрязнения территории выше $185,0 \text{ кБк/м}^2$, расположенные вблизи крупных лесных массивов (D_l до $0,35$), имеющих на отдельных участках высокую плотность загрязнения ^{137}Cs (более $555,0 \text{ кБк/м}^2$). В большинстве населенных пунктов полностью отсутствует инфраструктура и производственная зона. Почти во всех населенных пунктах этой группы (88%) усредненная за 3 года доза внутреннего облучения населения превысила $0,1 \text{ мЗв}$, а большинство обследованного населения имело дозы выше $0,1 \text{ мЗв}$. В 75% населенных пунктов данной группы доля лиц с дозами выше $0,1 \text{ мЗв}$ превысила 50% . В одной третьей части населенных пунктов (35%) встречались лица с дозами выше $0,5 \text{ мЗв}$, а в некоторых из них – с дозой выше $1,0 \text{ мЗв}$.

Вторая группа – населенные пункты средней степени риска. Обобщающий показатель риска этой группы находится в пределах от $0,621$ до $0,785$. К данной группе относятся населенные пункты, где на величину дозы внутреннего облучения наибольшее влияние оказывает качество леса, а частичное – численность населения, наличие инфраструктуры и производственной зоны. Это в основной массе средние населенные пункты, имеющие слаборазвитую инфраструктуру и производственную зону, прилегающие к крупным лесным массивам. Среди населенных пунктов данной группы в небольшой части (24%) усредненная за 3 года доза внутреннего облучения населения превысила $0,1 \text{ мЗв}$. Число населенных пунктов, где доля лиц с дозами выше $0,1 \text{ мЗв}$ превысила 50% , было невысоким (20%). Наличие единичных лиц с дозами выше $1,0 \text{ мЗв}$ в двух крупных населенных пунктах (н. п. Майский и Палуж-1) данной группы обусловлено их расположением вблизи крупных лесных массивов зоны отселения (D_l $0,116$ и $0,354$ соответственно).

Третья группа – населенные пункты невысокой степени риска. Обобщающий показатель риска этой группы превышает $0,785$. На величину дозы внутреннего облучения может оказывать влияние качество леса. Это в основном крупные населенные пункты с развитой инфраструктурой и производственной зоной, расположенные на территории с разной плотностью загрязнения. Среди населенных пунктов данной группы только в одном (5%) средняя доза превысила $0,1 \text{ мЗв}$. Доля лиц с дозами выше $0,1 \text{ мЗв}$ невысокая, не превышает 50% , а в большинстве населенных пунктов (75%) не превышает 25% . Наличие единичных лиц с дозами выше $1,0 \text{ мЗв}$ в трех населенных пунктах (Лесная, Красный Восход и Козелье (Мхиничский сельсовет) связано с фактором леса – крупные лесные массивы с разной плотностью загрязнения (D_l $0,290$, $0,486$ и $0,449$ соответственно).

Разработанные подходы к оценке факторов, оказывающих влияние на формирование дозы внутреннего облучения, могут быть использованы для ранжирования населенных пунктов, расположенных на загрязненной территории, и планирования в них реабилитационных мероприятий.

2.6.4 Мощность гамма-излучения на территории радиоактивного загрязнения в отдаленный период.

В первый год после аварии на ЧАЭС доминирующий вклад в формирование эффективных доз облучения населения вносило внешнее облучение от осевших на почву и растительность радионуклидов [251]. В некоторых населенных пунктах мощность дозы гамма-излучения достигала 0,5 мЗв/ч, что в несколько тысяч раз превышало естественный радиационный фон [227]. В дальнейшем по мере распада короткоживущих изотопов наблюдалось снижение уровня радиационного фона.

В отдаленный после аварии период на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области формирование доз внешнего облучения населения происходит как за счет облучения от природных источников, так и за счет радиоактивного загрязнения местности ^{137}Cs . Основной вклад (80...100 %) в мощность дозы внешнего облучения чернобыльского происхождения вносит загрязнение почв, вклад остальных составляющих (загрязнения стен домов, дорог и других объектов) в отдаленный после аварии на ЧАЭС период времени не превышает 5 % [227]. В связи с естественным распадом ^{137}Cs наблюдается постепенное снижение доз внешнего облучения населения.

Оценка доз внешнего облучения населения является важным элементом радиационного мониторинга на загрязненных радионуклидами территориях. При изучении доз внешнего облучения используют два основных вида измерений:

- 1) измерение индивидуальных доз внешнего излучения;
- 2) измерение мощностей доз гамма-излучения в локациях населенного пункта.

Индивидуальный дозиметрический контроль позволяет наиболее точно учесть все факторы, влияющие на формирование дозы внешнего облучения у жителей загрязненных территорий. Однако его рекомендуется проводить в тех населенных пунктах, где плотность загрязнения почв ^{137}Cs составляет не менее 10 Ки/км² [227]. При проведении индивидуального дозиметрического контроля жителей загрязненных территорий возникает также ряд трудностей, влияющих на достоверность и точность получаемых результатов.

Метод оценки доз внешнего облучения населения, основанный на измерении мощностей доз гамма-излучения в различных локациях населенного пункта, в значительной мере свободен от недостатков предыдущего метода и менее трудоемкий. Он позволяет получить детальную информацию о пространственных характеристиках поля гамма-излучения в населенном пункте и его ареале [227]. При проведении измерений в населенных пунктах точки измерений в локациях, прилегающих к жилым домам (улица, дом, двор, огород), группируются в районе исследуемых домов. Исследуемые дома должны, по возможности, равномерно распределяться по территории населенного пункта.

При проведении комплексного радиационно-гигиенического обследования (в 2007–2010 гг.) реперных населенных пунктов Могилевской области (н. п. Белая Дуброва Костюковичского, Яновка Краснопольского и Свенск Славгородского районов), расположенных на территории радиоактивного загрязнения, сотрудниками Могилевского филиала РНИУП «Институт радиологии» (в том числе и автором) совместно с сотрудниками УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» использовалось два метода оценки доз внешнего облучения: измерение мощности дозы гамма-излучения на территории личных подворий, домов, на рабочих и общественных местах с применением дозиметров ДКС-1123 и определение индивидуальных доз внешнего облучения с помощью термолюминесцентных дозиметров ДТЛ-2 с детекторами ДТГ-4 на установке дозиметрической термолюминесцентной ДВГ-02ТМ. Термолюминесцентные дозиметры были розданы разным профессиональным категориям населения. Для получения представительной информации о дозах индивидуальные дозиметры экспонировались в течение трех месяцев и включали все основные периоды деятельности человека (работу, пребывание дома, перемещения, досуг) [3].

Измерение мощности дозы гамма-излучения проводилось в жилой, производственной и общественной зонах населенного пункта в летний период времени (в августе месяце). В жилой зоне (домах, подворьях) максимальная мощность гамма-излучения составила 0,21 мкЗв/ч (таблица 2.29). В соответствии с нормативными документами значение контрольного уровня радиоактивного загрязнения в жилых домах не должно превышать 0,25 мкЗв/ч [236, с. 238–239].

Таблица 2.29 – Результаты измерений мощности дозы гамма-излучения в реперных населенных пунктах

Населенный пункт	Мощность дозы, мкЗв/ч								
	Жилая зона			Общественная зона (населенный пункт и ареал вокруг него)			Производственная зона		
	min	средняя	max	min	средняя	max	min	средняя	max
Белая Дуброва	0,087	0,107	0,127	0,080	0,102	0,165	0,103	0,132	0,360
Яновка	0,083	0,161	0,210	0,063	0,200	0,420	0,070	0,183	0,280
Свенск	0,098	0,135	0,154	0,075	0,110	0,262	0,090	0,124	0,194

Уровни средних значений мощности дозы по населенным пунктам находились в пределах от 0,102 до 0,200 мкЗв/ч и были несколько выше в н. п. Яновка. В отдельных точках в ареале населенного пункта максимальный уровень достигал 0,420 мкЗв/ч. Контрольным уровнем для принятия решений о

проведении дезактивации территорий населенных пунктов является мощность дозы гамма-излучения 0,6 мкЗв/ч [236, с. 238–239].

Данные таблицы 2.29 говорят о неравномерности распределения радионуклидов на территории населенных пунктов, а частое нахождение отдельных граждан в точках с повышенным радиационным фоном способствует получению ими более высоких доз внешнего облучения. В целом средние значения мощности дозы гамма-излучения в локациях обследованных населённых пунктов были выше доаварийных значений.

Средние индивидуальные дозы внешнего облучения населения, полученные инструментальным методом ИДК, составили в н. п. Белая Дуброва – 0,82 мЗв, Яновка – 0,92 мЗв и Свенск – 0,69 мЗв в год. Эффективные дозы внешнего облучения от чернобыльской компоненты составили в н. п. Белая Дуброва – 0,49 мЗв, Яновка – 0,56 мЗв и Свенск – 0,47 мЗв в год. При анализе распределения дозовых нагрузок по категориям населения было установлено, что индивидуальные дозы внешнего облучения на 10...20 % выше в группе механизаторов и полеводов, работающих на землях с плотностью загрязнения ^{137}Cs от 555 до 1480 кБк/м², чем в среднем по населенному пункту. Группы школьников и служащих, находившихся большую часть времени в населённых пунктах, где плотность загрязнения почв не превышала 370 кБк/м², характеризовались более низкими значениями доз внешнего облучения.

На данном этапе ликвидации последствий катастрофы на ЧАЭС целесообразно осуществлять контроль доз внешнего облучения расчетным методом по мощности дозы гамма-излучения, так как прямой метод сопряжен с большими расходами и зависимостью результатов обследования от соблюдения правил эксплуатации индивидуальных дозиметров, что увеличивает погрешность измерений. Верификация расчетных данных должна осуществляться измерением индивидуальных доз у небольшой группы населения с применением чувствительных установок.

В 2013–2014 гг. сотрудниками Могилевского филиала РНИУП «Институт радиологии» проводились измерения мощности доз гамма-излучения в сельских населенных пунктах, где предусматривалась смена статуса зон радиоактивного загрязнения. Мощность дозы гамма-излучения фиксировалась с помощью спектрометра МКС-АТ6130 при достижении статистической погрешности не более 10 %. Результаты измерений мощности амбиентной дозы (МАД) гамма-излучения в населенных пунктах разных зон радиоактивного загрязнения показали, что в большинстве случаев она находится в пределах естественного радиационного фона (до 0,20 мкЗв/ч), но была несколько выше доаварийных значений [160].

При измерении МАД в 11-ти населенных пунктах зоны с правом на отселение и зоны последующего отселения (н. п. Палуж-2 Краснопольского района) наиболее низкие значения МАД отмечались в жилых домах (таблица 2.30). В н. п. Палуж-2 максимальное значение мощности

гамма-излучения в доме составило 0,19 мкЗв/ч, в остальных населенных пунктах оно не превышало 0,14 мкЗв/ч и значений контрольного уровня в жилых домах (0,25 мкЗв/ч).

На территории населенных пунктов (улицы) и личных подворий (огороды, хоздворы) средние значения МАД колебались от 0,11 до 0,30 мкЗв/ч, максимальные – от 0,15 до 0,51 мкЗв/ч. Наиболее высокие значения МАД как в отдельных локациях (0,51 мкЗв/ч), так и в целом по населенному пункту (0,21 мкЗв/ч) отмечались в н. п. Палуж-2, располагавшемся на момент исследований в зоне последующего отселения. В остальных населенных пунктах, относящихся к зоне с правом на отселение, средние значения МАД (в целом по населенным пунктам) были в пределах естественного радиационного фона (от 0,12 до 0,14 мкЗв/ч), а максимальные не превышали 0,25 мкЗв/ч.

Таблица 2.30 – Результаты измерения МАД в населенных пунктах зоны с правом на отселение и последующего отселения Могилевской области (2013 г.)

Населенный пункт	Всего измерений	Мощность амбиентной дозы, мкЗв/ч							
		в доме		на улице		на личных подворьях		по населенному пункту в целом	
		средняя	max	средняя	max	средняя	max	средняя	max
<i>Быховский район</i>									
Лазаревичи	35	0,11	0,12	0,11	0,15	0,12	0,18	0,12	0,18
Красный Берег	32	0,11	0,14	0,14	0,15	0,15	0,26	0,13	0,25
<i>Краснопольский район</i>									
Палуж-1	41	0,10	0,12	0,12	0,18	0,17	0,25	0,13	0,25
Палуж-2	35	0,13	0,19	0,20	0,25	0,30	0,51	0,21	0,51
<i>Могилевский район</i>									
Бовшево	39	0,1	0,11	0,14	0,19	0,14	0,23	0,13	0,23
<i>Славгородский район</i>									
Васьковичи	31	0,10	0,11	0,13	0,19	0,13	0,18	0,12	0,19
Ржавка-1	30	0,11	0,12	0,11	0,15	0,13	0,19	0,12	0,19
<i>Чаусский район</i>									
Черенки	25	0,11	0,12	0,11	0,17	0,12	0,18	0,12	0,18
Антоновка	42	0,10	0,12	0,12	0,15	0,13	0,19	0,12	0,19
<i>Чериковский район</i>									
Долгое	38	0,10	0,12	0,12	0,22	0,13	0,18	0,12	0,22
Горки	26	0,11	0,12	0,13	0,17	0,17	0,24	0,14	0,24
<i>Итого</i>	374	–	0,19	–	0,25	–	0,51	–	0,51

В 12 обследованных населенных пунктах зоны проживания с периодическим радиационным контролем значения МАД также были невысокие. В жилых домах максимальное значение составило 0,17 мкЗв/ч (н. п. Большие Белевичи Могилевского района), но в основном не превышало 0,14 мкЗв/ч (таблица 2.31). На территории населенных пунктов (улицы) и личных подворий (огороды, хоздворы) максимальные значения МАД не превышали естественный радиационный фон. В целом по населенным пунктам среднее значение МАД колебалось от 0,10 до 0,11 мкЗв/ч.

Таблица 2.31 – Результаты измерения МАД в населенных пунктах зоны проживания с периодическим радиационным контролем (2014 г.)

Населенный пункт	Всего измерений	Мощность амбиентной дозы, мкЗв/ч							
		в доме		на улице		на личных подворьях		по населенному пункту в целом	
		средняя	max	средняя	max	средняя	max	средняя	max
<i>Белыничский район</i>									
д. Замочулье	25	0,10	0,10	0,11	0,14	0,10	0,14	0,10	0,14
д. Лубяны	30	0,10	0,12	0,10	0,12	0,10	0,11	0,10	0,12
<i>Быховский район</i>									
Нижняя Тощица	25	0,10	0,12	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,12
Калинин	25	0,10	0,11	0,10	0,13	0,10	0,13	0,10	0,13
<i>Кировский район</i>									
Стайки	25	0,10	0,12	0,10	0,13	0,10	0,15	0,10	0,15
Чигиринка	30	0,11	0,14	0,10	0,13	0,10	0,16	0,10	0,16
<i>Могилевский район</i>									
Вендорож	25	0,10	0,11	0,10	0,13	0,10	0,11	0,10	0,13
Корчемка	25	0,10	0,12	0,10	0,10	0,10	0,13	0,10	0,13
Большие Белевичи	30	0,12	0,17	0,10	0,10	0,10	0,11	0,10	0,17
Щеглица	25	0,10	0,12	0,10	0,10	0,10	0,14	0,10	0,14
Бобровичи	25	0,10	0,12	0,10	0,10	0,10	0,11	0,10	0,12
<i>Чаусский район</i>									
Бесчинье	25	0,11	0,14	0,11	0,11	0,11	0,13	0,11	0,14
<i>Итого</i>	315	–	0,17	–	0,14	–	0,16	–	0,17

Постоянный контроль радиационного фона на территории Республики Беларусь осуществляет ГУ «Республиканский центр радиационного контроля и мониторинга окружающей среды». На территории Могилев-

ской области имеется четыре стационарных пункта контроля, расположенных в г. Кличеве, Костюковичи, Могилеве и Славгороде, проводящих ежедневное измерение мощности дозы гамма-излучения. Результаты измерений показывают, что только на территории г. Славгорода мощность дозы гамма-излучения в последние десять лет колеблется от 0,20 до 0,23 мЗв/ч, в остальных пунктах наблюдения не превышает уровень естественного гамма-фона и соизмерима с доаварийными значениями [203, 251]. Город Славгород относится по-прежнему к зоне с правом на отселение и является одним из наиболее загрязненных районных центров Могилевской области.

По данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» за 2016 г., радиационный фон на большей части территории области определялся в основном излучением природных источников космического и земного происхождения и находился в пределах колебаний его многолетних значений (0,05...0,13 мкЗв/ч). В населенных пунктах, расположенных на территории радиоактивного загрязнения, мощность дозы гамма-излучения зачастую превышает доаварийные уровни и находится в пределах от 0,14 до 0,26 мкЗв/ч [184].

Таким образом, радиационный фон в населенных пунктах территории радиоактивного загрязнения Могилевской области в отдаленный после аварии период в основном невысокий. При расчете доз внешнего облучения населения, проживающего в условиях радиационного загрязнения, учитывается не только радиационный фон, но и поверхностная активность ^{137}Cs в почве на территории населенного пункта, и структура жилого фонда, и структура населения с его режимом поведения. В то же время основное влияние на формирование дозы внешнего облучения населения оказывает поверхностная активность ^{137}Cs в почве на территории населенного пункта и в его ареале.

Наиболее высокий радиационный фон на территории Могилевской области сохраняется на землях с плотностью загрязнения от 1480 кБк/м² и выше. Такие земли частично представлены лесами, а частично – землями запаса, выведенными из сельскохозяйственного оборота после аварии на ЧАЭС. Обследование земель, выведенных из сельскохозяйственного оборота, проведенное в 2014–2016 гг. сотрудниками Могилевского филиала РНИУП «Институт радиологии», показало, что при высокой плотности загрязнения почв максимальные значения мощности дозы гамма-излучения на отдельных участках Климовичского района достигают 1,04 мкЗв/ч, Краснопольского – 1,23 мкЗв/ч, Чериковского – 1,03 мкЗв/ч и Славгородского – 0,91 мкЗв/ч (таблица 2.32) [195]. В целом на площади в 586 га радиационный фон превышал 0,6 мкЗв/ч. На значительной части (46 %) обследованных земель регистрировался уровень мощности дозы гамма-излучения выше 0,2 мкЗв/ч, то есть выше естественного радиационного фона [195]. Мощность дозы гамма-излучения фиксировалась с использованием спектрометра МКГ-АТ1321 по достижении статистической погрешности не более 10 %.

При оценке возможности возврата выведенных земель в сельскохозяйственное использование, в целях обеспечения радиационной безопасности при ведении сельскохозяйственных работ, необходимо учитывать не только плотность радиоактивного загрязнения почв, но и мощность дозы гамма-излучения. Ведь категории сельских граждан, работающих в условиях повышенного радиационного фона (механизаторы, полеводы), получают более высокие дозы внешнего облучения, чем остальные группы жителей населенного пункта. Эффективность ограничительных мероприятий в период выполнения сельскохозяйственных работ на загрязнённых радионуклидами территориях должна обеспечиваться строгим соблюдением требований санитарных правил к условиям труда и санитарно-бытовому обеспечению работающих.

Таблица 2.32 – Результаты измерения мощности гамма-излучения на землях, выведенных из сельскохозяйственного оборота

Район	Год	Мощность дозы γ -излучения, мкЗв/ч		Удельная активность ^{137}Cs в почве, Бк/кг	
		средняя	max	средняя	max
Белынический	2014	0,08	0,12	96,2	213
Быховский	2015	0,12	0,21	723,9	1800
Климовичский	2016	0,71	1,04	5470,8	9500
Кличевский	2015	0,07	0,18	556,0	1800
Краснопольский	2014	0,29	1,23	2222,7	11500
Кричевский	2016	0,09	0,58	634,0	4200
Могилевский	2014	0,09	0,15	400,2	418
Славгородский	2015	0,17	0,91	876,1	2900
Чаусский	2014	0,08	0,22	231,7	657
Чериковский	2016	0,21	1,03	1616,5	12800

Несмотря на отдаленный после аварии период, главными направлениями в решении черныбыльских проблем по-прежнему остаются обеспечение радиационной безопасности и социальная защита населения.

Заключение

С момента создания человеком атомной промышленности и ядерной энергетики история знает немало крупных аварий и катастроф, сопровождающихся значительной утечкой продуктов ядерного деления и масштабным загрязнением окружающей среды. Все они создают неблагоприятную радиологическую ситуацию и приводят к изменению хозяйственно-экономических и социальных условий жизни в пострадавших регионах. Несмотря на естественные процессы распада, долгоживущие радионуклиды в течение многих лет определяют радиационную обстановку на загрязненных территориях и формируют биогеохимические провинции техногенных изотопов.

Так, с момента образования Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов (ЮУПРИ) в зоне влияния радиохимического комбината ПО «Маяк» прошло более 60 лет, а проблемы сохраняются и в настоящее время. Основным радиоактивным элементом, вызвавшим загрязнение окружающей среды, стал ^{90}Sr . Из почвы радионуклиды переходят в биотические компоненты экосистем.

Проведенные исследования водной растительности показали, что коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в ней очень переменчивы и могут достигать нескольких тысяч. В большинстве случаев коэффициенты накопления ^{137}Cs значительно выше, чем ^{90}Sr . Гидатофиты и гидрофиты не различаются принципиально по способности к концентрированию радионуклидов. Активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде р. Течи снижается с расстоянием от истока реки практически синхронно, а K_n изменяются разнонаправленно: K_n ^{137}Cs у большинства растений, за исключением роголистника, уменьшается с расстоянием, а K_n ^{90}Sr либо не зависит от расстояния, либо увеличивается. Накопление радионуклидов водными растениями в большей степени зависело от их содержания в воде, чем в донных отложениях.

Исследования наземной растительности показали, что уровень ее активности коррелирует с уровнем содержания радионуклидов в почве. Фитомасса травы на всей территории Южно-Уральской провинции радиоактивных изотопов, за исключением поймы верховьев р. Течи, по содержанию ^{137}Cs не превышала контрольных уровней для грубых кормов, коэффициенты накопления составляли 0,06...0,08. Накопление ^{90}Sr в траве вне зоны ВУРСа и поймы р. Течи колебалось от 6,9 до 31,5 Бк/кг, однако коэффициенты накопления ^{90}Sr были выше и в среднем в разные годы исследований составляли 0,55...0,78 (иногда превышали 1,0). В ареалах населенных пунктов, расположенных вблизи оси ВУРСа (20...30 км), содержание ^{90}Sr колебалось от 361 до 1454 Бк/кг, ^{137}Cs в отдельных случаях достигало 4600 Бк/кг.

Активность проб грибов, отобранных на территории ЮУПРИ (2008–2012 гг.), была значительно ниже ПДУ: по ^{137}Cs колебалась от 0,55 до 39,0 Бк/кг, по ^{90}Sr – от 0,14 до 9,8 Бк/кг. Дикорастущие ягоды в зоне ВУРСа

были загрязнены ^{90}Sr гораздо больше, чем грибы. Активность земляники достигала 813 Бк/кг, костяники – 243 Бк/кг. Вне зоны ВУРСа содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных ягодах было значительно ниже (0,34...5,2 и 1,5...12 Бк/кг соответственно).

Содержание ^{90}Sr в молоке коров в личных хозяйствах, расположенных на р. Тече, варьировало в пределах 0,4...14,9 Бк/л, ^{137}Cs – 0,15...6,1 Бк/л. Эта активность значительно ниже, чем ПДУ. Содержание ^{90}Sr во всех пробах молока на остальной территории ЮУПРИ 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 и достигал 24,8 Бк/кг. Средняя активность ^{137}Cs в 90 % проб молока также составила 0,49 Бк/кг. В пробах молока 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.

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в картофеле и овощах значительно ниже, чем ПДУ. Средняя активность ^{90}Sr в 90 % проб картофеля составила 0,34 Бк/кг, наибольшее значение из всех проб – 4,12 Бк/кг. Для ^{137}Cs – 0,44 и 2,43 Бк/кг соответственно. Эффективная активность природных радионуклидов (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) в картофеле в среднем в 56 раз выше, чем активность ^{137}Cs , и в 59 раз выше, чем ^{90}Sr , 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.

Активность ^{90}Sr в 90 % проб моркови в среднем 1,41 Бк/кг, свеклы – 1,31 Бк/кг. Максимальные значения 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. Так же, как и картофель, овощи соответствуют радиационно-гигиеническим нормативам.

В населенных пунктах, расположенных на р. Тече, формирование и развитие радиационной ситуации было связано с хозяйственной деятельностью самого населения в условиях практически полного отсутствия достоверной информации. При своевременном введении режима ограничений, контроле за его выполнением, организации водоснабжения, обеспечении кормами, предупреждении жителей об ответственности за нарушения и других мерах облучения населения можно было бы избежать, так как собственно селитебная территория загрязнена не была. Таким образом, пространственная неоднородность загрязнения радионуклидами системы р. Течи 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 ВУРСе и КРСе 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.

Большая вариабельность данных не позволяет построить корректную модель динамики радиоактивного загрязнения картофеля и молока. 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. На территории ЮУПРИ загрязнение молока в личных хозяйствах могло быть выше в зимний стойловый период. Колебания среднесезонных значений активностей ^{90}Sr в стойловый период намного больше, чем в пастбищный.

Характерной особенностью ЮУПРИ, в отличие от ППРИ и ВБПРИ, является низкий уровень внешнего облучения, за исключением населения, проживавшего в верховьях р. Течи до отселения. Основную опасность для жителей ЮУПРИ представляло внутреннее облучение. На современном этапе развития вероятность получения повышенной дозы внутреннего облучения очень низка и может быть связана только с грубыми нарушениями режима ограничений.

Восточно-Белорусская техногенная биогеохимическая провинция радиоактивных изотопов возникла в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС. Она включает восточные районы Гомельской и Могилевской областей и прилегающую к ним западную часть Брянской области. Основным радионуклидом техногенного происхождения на территории Могилевской области является ^{137}Cs . Несмотря на то, что после аварии на ЧАЭС прошло более 30 лет, 25,8 % территории области остается в зоне радиоактивного загрязнения. Земли с плотностью загрязнения выше 185 кБк/м^2 составляют около 32 %, сохраняются небольшие площади, где их активность превышает 1480 кБк/м^2 . В сельскохозяйственном обороте основная масса земель (80 %) имеет плотность загрязнения до 185 кБк/м^2 , площади земель с активностью от 555 до 1480 кБк/м^2 составляют около 4,5 тыс. га. Доля земель, загрязненных ^{90}Sr , не превышает 1,1 %. Высокие плотности загрязнения почв ^{137}Cs в ряде районов еще долгое время будут определять зону радиоактивного загрязнения и вносить значимый вклад в дозы внешнего и внутреннего облучения населения.

Фиксация радиоактивных элементов почвенно-поглощающим комплексом, снижение концентрации радионуклидов в почве в результате естественного распада и проведение защитных мероприятий способствовали значительному

снижению уровней загрязнения сельскохозяйственной продукции. Проблемными остаются переувлажненные участки пойменных земель, представленные торфяными почвами, на которых сохраняются высокие коэффициенты перехода ^{137}Cs в травянистую растительность (2,1...2,45 (Бк/кг)/(кБк/м²)). Исследования (2011–2012 гг.) показали, что содержание ^{137}Cs в зеленой массе на таких участках может в 2–3 раза превышать допустимый уровень даже при невысокой плотности загрязнения почв (до 185 кБк/м²). В случае несоблюдения правил ведения сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения, небольшие проблемы с производством нормативно чистой продукции растениеводства могут возникать при использовании земель с высокой плотностью загрязнения (555,0...1480 кБк/м²).

В последние годы вся сельскохозяйственная продукция, производимая на территории области, соответствует требованиям РДУ. Наблюдается существенная динамика в снижении уровней ее активности. 99,97 % молока, поступающего на молокозаводы области, имеет активность менее 37 Бк/л, и только у небольшой части (0,03 %) она колеблется от 37 до 50 Бк/кг. Значительно снизились и уровни загрязнения молока в личных подсобных хозяйствах. Это способствовало снижению вклада молочной компоненты в формирование доз внутреннего облучения населения, проживающего на территории радиоактивного загрязнения. На территории области сохраняется небольшая проблема производства мяса крупного рогатого скота, соответствующего требованиям Технического регламента Таможенного союза, которые в 2,5 раза жестче внутриреспубликанских. Ежегодные объемы говядины, превышающей норматив Таможенного союза, небольшие (до 10 т), а ее поставщиками являются сельскохозяйственные предприятия, имеющие обширные кормовые угодья в поймах р. Днепр и Сож.

В зоне радиоактивного загрязнения Могилевской области остается 400 тыс. га (32,6 %) лесных угодий. На территории трех лесхозов (Костюковичский, Краснопольский и Чериковский) сохраняется немало лесных массивов, плотность загрязнения которых ^{137}Cs превышает 555 кБк/м². Миграция радионуклидов в почвах, покрытых лесом, имеет свою специфику, которая обуславливается наличием лесной подстилки, состоящей из органических остатков жизнедеятельности растений. Загрязнение растительности лесных экосистем значительно варьирует на разных территориях. Несмотря на небольшую тенденцию к снижению, удельная активность грибов на территории радиоактивного загрязнения остается довольно высокой. Максимальные уровни в последние годы составляли 10880...9310 Бк/кг. Уровни загрязнения лесных ягод несколько ниже, чем грибов, но также остаются на достаточно высоком уровне. Максимальная их активность достигает 1600...1800 Бк/кг. Частое употребление загрязненных лесных грибов и ягод может вносить существенный вклад в дозу внутреннего облучения определенной части населения.

На территории радиоактивного загрязнения Могилевской области остается 698 населенных пунктов, из них: в зоне проживания с периодическим радиационным контролем – 603, зоне с правом на отселение – 92 и в зоне последующего отселения – только три населенных пункта. Численность населения в зонах радиоактивного загрязнения уменьшилась, по сравнению с 1991 г., в 1,8 раза и составляет в настоящее время 108,9 тыс. человек. В соответствии с Каталогом доз 2015 г. средние годовые эффективные дозы облучения выше 1,0 мЗв/год прогнозируются в восьми населенных пунктах. Анализ доз внутреннего облучения населения (по результатам СИЧ-измерений) показал, что в основной части сельских жителей они невысокие и имеют тенденцию к снижению. Доля обследованных с дозами выше 0,1 мЗв составляла у взрослых 24,7 % (2006 г.), 23,9 % (2007 г.) и 20,5 % (2008 г.), у детей – 16,6, 14,3 и 14,2 % по годам соответственно. Дозы внутреннего облучения выше 1,0 мЗв имели 0,7 % (2006 г.) и 0,2 % (2008 г.) обследованных жителей. В последние годы удельный вес населения с дозами выше 0,1 мЗв колеблется в пределах 8...10 %. Дозы выше 1,0 мЗв регистрировались в виде единичных случаев: в 2013 г. – 14, 2015 г. – 3, 2016 и 2017 гг. – по одному. Высокие дозы внутреннего облучения чаще регистрировались среди безработных, пенсионеров, работников леса и членов их семей и были обусловлены частым употреблением лесных грибов и дичи с высоким содержанием Cs¹³⁷. Оценка влияния радиоэкологических и социальных факторов на дозу внутреннего облучения показала, что наибольшее влияние оказывает фактор качества леса (его размер, близость расположения к населенному пункту, плотность загрязнения ¹³⁷Cs), следующим по значимости является плотность загрязнения территории населенного пункта, далее – численность населения и наличие и качество инфраструктуры, наличие промышленной или производственной зоны. Отмечено низкое влияние молочной компоненты на величину дозы внутреннего облучения в связи со значительным снижением уровней его активности. Мощность дозы гамма-излучения в большинстве обследованных населенных пунктов находится в пределах естественного радиационного фона.

Несмотря на отдаленный после аварии период, главными направлениями в решении черныбыльских проблем по-прежнему остаются обеспечение радиационной безопасности и социальная защита населения. Согласно существующей «беспороговой концепции», или международно признанному принципу АЛАРА, даже самая малая дополнительная доза радиации не является безопасной для живого организма. Поэтому любое облучение организма человека, а особенно внутреннее облучение, может негативно влиять на его здоровье. Если придерживаться изложенной точки зрения, то проблемы радиационной защиты населения будут сохраняться еще длительное время.

Список литературы

1 Авария 1957 года. Оценка параметров взрыва и анализ характеристик радиационного загрязнения территории / М. И. Авраменко [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 1997. – № 3. – С. 18–28.

2 **Агеева, Т. Н.** Уровни загрязнения почв и травостоя ^{137}Cs на разных элементах рельефа пойменного луга р. Днепр / Т. Н. Агеева, С. С. Лазаревич, А. А. Мисючик // Радиация, экология и техносфера: материалы V Междунар. науч. конф., Гомель, 26–27 сент. 2013 г. – Минск: Ин-т радиологии, 2013. – С. 5–6.

3 Результаты комплексного радиационно-гигиенического обследования реперных населенных пунктов Могилевской области / Т. Н. Агеева [и др.] // Экологический вестник. – 2011. – № 2 (16). – С. 33–40.

4 Роль радиоэкологических и социальных факторов в формировании доз внутреннего облучения сельских жителей территории радиоактивного загрязнения / Т. Н. Агеева [и др.] // Экологический вестник. – 2010. – № 2 (12). – С. 40–49.

5 **Агеева, Т. Н.** Анализ радиоэкологической ситуации в населенных пунктах, где изменится статус зон радиоактивного загрязнения / Т. Н. Агеева, Т. П. Шапшеева // Безопасность в чрезвычайных ситуациях: сб. науч. тр. VIII Всерос. науч.-практ. конф. – Санкт-Петербург: С.-Петерб. политехн. ун-т Петра Великого, 2016. – С. 191–198.

6 **Агеева, Т. Н.** Оценка радиоэкологической ситуации на пойменных лугах рек Днепр и Сож на территории Могилевской области / Т. Н. Агеева, Т. П. Шапшеева, А. В. Щур // Вестн. БГСХА. – 2016. – № 4. – С. 96–99.

7 **Агеева, Т. Н.** Оценка возможности использования загрязненных радионуклидами пойменных лугов реки Днепр / Т. Н. Агеева, А. В. Щур, Т. П. Шапшеева // Инновационное развитие АПК: Проблемы и перспективы. – Рязань, 2015. – С. 297–302.

8 **Антонов, Г. П.** Индикаторные исследования межскважинного пространства в условиях предельной обводненности добываемой продукции / Г. П. Антонов, П. А. Шалин // Контроль и регулирование разработки, методы повышения нефтеотдачи пластов – основа рациональной разработки нефтяных месторождений. – Альметьевск, 2000. – С. 114–116.

9 Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю. А. Израэля. – Москва: Росгидромет; Инфосфера, 2013. – 140 с.

10 Атлас геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ФГУП «ПО «Маяк». – Москва; Озерск: Геоспецэкология, 2007. – 106 с.

11 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: Инфосфера; Минск: Белкартография, 2009. – 140 с.

12 **Бахур, А. Е.** Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды: дис. ... д-ра геолого-минералог. наук / А. Е. Бахур. – Москва, 2008. – 246 л.

13 **Бекман, И. Н.** Плутоний: учебное пособие [Электронный ресурс] / И. П. Бекман. – Режим доступа: <http://profbeckman.narod.ru/Pluton.files/Glava12.pdf>. – Дата доступа: 20.07.2014.

14 **Беловодский, Л. Ф.** Тритий / Л. Ф. Беловодский, В. К. Гаевой, В. И. Гришмановский. – Москва: Энергоатомиздат, 1985. – 247 с.

15 **Вакуловский, С. М.** Радиоактивные аэрозоли в приземном слое атмосферы на территориях Беларуси и России вследствие аварии на АЭС «Фукусима» / С. М. Вакуловский, О. М. Жукова, В. Л. Самсонов // Малые дозы: материалы Междунар. науч. конф., Гомель, 26–28 сент. 2012 г. – Минск: Ин-т радиологии, 2012. – С. 12–15.

16 **Валько, В. П.** Особенности биотехнологического земледелия / В. П. Валько, А. В. Щур. – Минск: БГАТУ, 2011. – 196 с.

17 **Гапоненко, В. И.** Отрицательная корреляция между долей накопления ионов растениями и их концентрациями в воде и почве / В. И. Гапоненко // VI съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность): тез. докл., Москва, 25–28 окт. 2010 г. – Москва, 2010. – Т. II (секции VIII–XIV). – С. 81.

18 **Глаголенко, Ю. В.** Особенности формирования радиоактивного загрязнения р. Теча / Ю. В. Глаголенко, Е. Г. Дрожко, Ю. Г. Мокров // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 2. – С. 27–36.

19 **Глинский, М. Л.** Наблюдения за состоянием геологической среды на ФГУП «ПО «Маяк» / М. Л. Глинский, Н. В. Кочергина // Безопасность окружающей среды. – 2008. – № 2. – С. 32–35.

20 **ГОСТ 30108–94.** Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов. – Москва, 1994. – 10 с.

21 Технологические основы системы управления радиоактивными отходами / С. А. Дмитриев [и др.]. – Москва: Радон, 2007. – 376 с.: ил.

22 Современное состояние подземной гидросферы в районе ПО «Маяк» / Е. Г. Дрожко [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 1996. – № 1. – С. 11–19.

23 **Дрожко, Е. Г.** Теченский каскад водоемов: проблемы безопасности и регулирования / Е. Г. Дрожко, Ю. Г. Мокров // Охрана природы Южного Урала: спец. выпуск, посвящ. 60-летию образования ФГУП «ПО «Маяк». – 2008. – С. 44–50.

24 Современное состояние загрязнения подземных вод на территории ПО «Маяк» / Е. Г. Дрожко [и др.] // Реабилитация больших территорий. Сессия 2: Ядерное загрязнение. Наиболее масштабные инциденты (Урал и др.): 2 семинар НКК МНТЦ, Снежинск, 21–25 июня 1999 г. – Снежинск, 1999.

25 **Егоров, Ю. А.** Радионуклиды в природно-техногенной системе «АЭС – водоем – охладитель» / Ю. А. Егоров, А. Л. Суздалева // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2005. – Вып. 6. – С. 94.

26 **Екидин, А. А.** Оценка загрязнения атмосферы тритием при испарении воды с поверхности промышленных водоемов / А. А. Екидин, К. Л. Антонов, М. В. Жуковский // Вопросы радиационной безопасности. – 2012. – № 3. – С. 3–10.

27 Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе деятельности ПО «Маяк» Минатомэнергопрома СССР, организованной распоряжением АН СССР № 1140-501 от 12.06.1990 г. // Радиобиология. – 1991. – Т. 31. – С. 426–452.

28 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 дек. 1994 г. № 13-7-2/216 // Российские вести. – 1995. – 8 июня. – № 105.

29 **Казачёнок, Н. Н.** Анализ неоднородности радиоактивного загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции в личных хозяйствах / Н. Н. Казачёнок // Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных ресурсосберегающих технологий в АПК: материалы Междунар. науч.-практ. конф. – Рязань: РГАУ им. П. А. Костычева, 2017. – Т. 1. – С. 181–185.

30 **Казачёнок, Н. Н.** Влияние социальных факторов на уровни радиоактивного загрязнения продукции личных хозяйств / Н. Н. Казачёнок // Инновационные подходы к решению проблем «Сендайской рамочной программы по снижению риска бедствий на 2015–2030 годы»: материалы Междунар. науч.-практ. конф., Казань, 19–20 окт. 2018 г. – Казань: КНИТУ-КАИ, 2018. – С. 388–391.

31 **Казачёнок, Н. Н.** Геоэкология техногенных радиоактивных изотопов / Н. Н. Казачёнок. – Могилев: Белорус.-Рос. ун-т, 2017. – 283 с.

32 **Казачёнок, Н. Н.** Загрязнение ^3H поверхностных вод и источников водоснабжения на территории Южно-Уральской биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов / Н. Н. Казачёнок // Экологическое состояние природной среды и научно-практические аспекты современных агротехнологий: материалы Междунар. науч.-практ. конф. – Рязань: РГАТУ, 2018. – С. 181–186.

33 **Казачёнок, Н. Н.** Загрязнение сельскохозяйственной продукции на территории Южно-Уральской техногенной провинции / Н. Н. Казачёнок // Аграрная Россия. – 2015. – № 8. – С. 24–30.

34 **Казачёнок, Н. Н.** Закономерности распределения трития в пределах биогеохимической провинции техногенных радиоактивных изотопов / Н. Н. Казачёнок // География: развитие науки и образования: материалы Междунар. науч.-практ. конф. LXXI «Герценовские чтения». – Санкт-Петербург: РГПУ им. А. И. Герцена, 2018. – Т. 2. – С. 104–107.

35 **Казачёнок, Н. Н.** Локальный перенос трития в атмосфере / Н. Н. Казачёнок // Стратегия развития геологического исследования недр: настоящее и будущее (к 100-летию МГРИ–РГГРУ): материалы Междунар. науч.-практ. конф.: в 2 т. – Москва: Филтроткани, 2018. – Т. 2. – С. 128–129.

36 **Казачёнок, Н. Н.** Проблемы моделирования развития радиационной ситуации в послеаварийный период / Н. Н. Казачёнок // Безопасность в чрезвычайных ситуациях: сб. науч. тр. Всерос. науч.-практ. конф., Санкт-Петербург, 23–25 апр. 2015 г. – Санкт-Петербург: Политехн. ун-т, 2015. – С. 138–142.

37 **Казачёнок, Н. Н.** Проблемы расчета риска для населения в зоне деятельности предприятия по производству оружейного плутония / Н. Н. Казачёнок // Экология и защита окружающей среды: сб. тез. докл. Междунар. науч.-практ. конф., Минск, 19–20 марта 2014 г. – Минск: БГУ, 2014. – С. 154–158.

38 **Казачёнок, Н. Н.** Проблемы статистического анализа данных при оценке радиационной ситуации в населенных пунктах / Н. Н. Казачёнок // Сахаровские чтения 2013 года: экологические проблемы XXI века: материалы 13 Междунар. науч. конф., Минск, 16–17 мая 2013 г. – Минск: МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2013. – С. 224.

39 Радиоактивное загрязнение приусадебных участков и продуктов питания в населенных пунктах в 30-километровой зоне ПО «Маяк» / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Опыт минимизации последствий аварии 1957 года: материалы Междунар. конф., Челябинск, 2–3 окт. 2012 г. – Челябинск: Энерготехника, 2012. – С. 111–112.

40 Современные уровни радиоактивного загрязнения ВУРС и других территорий в зоне влияния ПО «Маяк» / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 2014. – № 1. – С. 34–49.

41 Исследование перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs в подвижные формы в пойменном почвенно-растительном комплексе при различных режимах увлажнения в модельном эксперименте / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Медико-биологические проблемы жизнедеятельности. – 2010. – № 2 (4). – С. 24–30.

42 Современные уровни загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs почвы и сельскохозяйственной продукции зоны ВУРС / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 39, № 3. – С. 324–329.

43 **Казачёнок, Н. Н.** Динамика радиоактивного загрязнения растительности водных экосистем различных типов на Южном Урале / Н. Н. Казачёнок, И. Я. Попова // Вода: химия и экология. – 2017. – № 6. – С. 3–14.

44 Современная радиоэкологическая обстановка в зоне влияния радиохимического предприятия ПО «Маяк» / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Современные проблемы радиационной медицины: от теории к практике: материалы Междунар. науч.-практ. конф., Гомель, 31 янв. 2013 г. – Гомель: РНПЦ РМиЭЧ, 2013. – С. 94–95.

45 Закономерности распределения ^3H в открытых водоемах и источниках питьевого водоснабжения в зоне влияния ПО «Маяк» / Н. Н. Казачёнок [и др.] // АНРИ. – 2013. – № 3. – С. 43–51.

46 ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ в системе реки Теча / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Вода: химия и экология. – 2013. – № 11. – С. 10–15.

47 **Казачёнок, Н. Н.** Динамика радиоактивного загрязнения абиотических компонентов водных экосистем различных типов на Южном Урале / Н. Н. Казачёнок, И. Я. Попова // Вода: химия и экология. – 2016. – № 9. – С. 9–19.

48 **Казачёнок, Н. Н.** Методика оценки целесообразности вовлечения в сельскохозяйственный оборот земель ВУРСа / Н. Н. Казачёнок, И. Я. Попова // Вопросы радиационной безопасности (спец. выпуск). – 2013. – С. 25–30.

49 **Казачёнок, Н. Н.** Проблемы оценки уровней внутреннего облучения населения при неоднородном радиоактивном загрязнении / Н. Н. Казачёнок, И. Я. Попова // Современные проблемы радиационной медицины: от науки к практике: материалы Междунар. науч.-практ. конф., Гомель, 11 апр. 2014 г. – Гомель: РНПЦ РМиЭЧ, 2014. – С. 47–49.

50 Современная радиоэкологическая обстановка и источники радиоактивного загрязнения на реке Теча / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Медико-биологические проблемы жизнедеятельности. – 2013. – № 1. – С. 63–70.

51 Радиоактивное загрязнение населенных пунктов в результате деятельности радиохимического предприятия / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы IV Междунар. конф., Томск, 4–8 июня 2013 г. – Томск: Томский политехн. ун-т, 2013. – С. 245–249.

52 Радиоактивное загрязнение воды озёр на территории Южно-Уральской техногенной биогеохимической провинции радиоактивных изотопов / Н. Н. Казачёнок [и др.] // Вода: химия и экология. – 2014. – № 10. – С. 16–22.

53 **Казачёнок, Н. Н.** Оценка целесообразности вовлечения в сельскохозяйственный оборот земель, загрязненных радиоактивными изотопами // Аграрная Россия. – 2013. – № 12. – С. 7–10.

54 **Катрич, И. Ю.** Мониторинг трития в природных водах СССР (России): автореф. дис. ... д-ра геогр. наук / И. Ю. Катрич. – Обнинск, 2009. – 43 с.

55 **Коготков, А. Я.** Результаты многолетних наблюдений за содержанием и распределением радиоизотопов в различных компонентах водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа / А. Я. Коготков, В. Г. Осипов // Вопросы радиационной безопасности. – 2002. – № 3. – С. 44–60.

56 **Коробова, Е. М.** Генезис и закономерности пространственной организации современных биогеохимических провинций: дис. ... д-ра геолого-минералог. наук / Е. М. Коробова. – Москва, 2016. – 329 л.

57 Оценка радиационной обстановки на территории, загрязненной в результате ветрового переноса радиоактивных аэрозолей в районе предприятия в 1967 г. / Ю. Д. Корсаков [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 1996. – № 4. – С. 50–59.

58 Особенности миграции долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs на Восточно-Уральском радиоактивном следе / В. А. Костюченко [и др.] // Восточно-Уральский радиоактивный след. – Челябинск, 2012. – С. 82–121.

59 **Кочуров, Б. И.** Экодиагностика и сбалансированное развитие / Б. И. Кочуров. – Москва; Смоленск: Маджента, 2003. – 384 с.

60 **Кочуров, Б. И.** Геоэкология: экодиагностика, ГИС-технологии, эффективное природопользование / Б. И. Кочуров, В. А. Лобковский, Ю. А. Хазиахметова // Экология: синтез естественно-научного, технического и гуманитарного знания: сб.тр. – Уфа: ЕНИИПП, 2012. – С. 46–52.

61 Краткая ежегодная справка Росгидромета РФ о радиационной обстановке на территории Российской Федерации в 2007 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.minatom.ru/news/8654_29.02.2008. – Дата доступа: 20.07.2014.

62 Краткая ежегодная справка о радиационной обстановке на территории Российской Федерации в 2008 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.rosenergoatom.ru/rus/press/main-themes/article/?article-id=90B5C541-A32B-409D-9D50-CDD0AD40B8EF>. – Дата доступа: 20.07.2014.

63 **Левина, С. Г.** Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа / С. Г. Левина, А. В. Аклеев. – Москва, 2009. – 272 с.

64 **Линник, В. Г.** Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов / В. Г. Линник. – Москва: РАН, 2018. – 372 с.

65 **Лярский, П. П.** Санитарные последствия загрязнения территории долгоживущими продуктами деления и организация на ней санитарно-профилактических мероприятий: дис. ... д-ра мед. наук / П. П. Лярский. – Москва, 1962. – 928 л.

66 **Мамихин, С. В.** Имитационное моделирование поведения радионуклидов в наземных экосистемах в исследованиях экологических последствий

аварии на Чернобыльской АЭС / С. В. Мамихин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2016. – Т. 56, № 3. – С. 313–321.

67 Гигиеническое обоснование размеров и режима контролируемых зон вокруг предприятий атомной промышленности, ядерных энергетических установок и на локально-загрязненных радиоактивными веществами территориях: отчет / УНПЦРМ; исполн. Л. М. Перемыслова. – Челябинск, 1976. – № 74424.

68 Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. А. В. Аклеева, М. Ф. Киселева. – Москва, 2001. – 531 с.

69 Международный Чернобыльский проект: технический доклад «Оценка радиологических последствий и защитных мер». – Вена: МАГАТЭ, 1992. – 740 с.

70 Методические рекомендации по применению Классификации запасов к месторождениям радиоактивных металлов. – Москва, 2005. – 68 с.

71 Тритий и его соединения. Контроль величины индивидуальной эффективной дозы внутреннего облучения при поступлении в организм человека: МУ 2.6.1.15-02 // Методическое обеспечение радиационного контроля на предприятии. – 2004. – Т. 4. – 83 с.

72 Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах / А. В. Носов [и др.]; под ред. Р. В. Арутюняна. – Москва: Наука, 2010. – 253 с.

73 **Моисеев, А. А.** Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене / А. А. Моисеев, В. И. Иванов. – Москва: Энергоатомиздат, 1990. – 252 с.

74 **Мокров, Ю. Г.** Реконструкция радиоактивного стока основных радионуклидов с водами р. Теча в период 1949–1954 гг. / Ю. Г. Мокров // Бюллетень сибирской медицины. – 2005. – № 2. – С. 110–116.

75 Зона наблюдения радиационного объекта. Организация и проведение радиационного контроля окружающей среды: МР 2.6.1.27–2003. – Москва: М-во Российской Федерации по атомной энергии, 2003.

76 Контроль за разработкой нефтяных месторождений индикаторными методами / Р. Х. Муслимов [и др.] // Контроль и регулирование разработки, методы повышения нефтеотдачи пластов – основа рациональной разработки нефтяных месторождений: сб. тр. Всерос. совещания по разработке нефтяных месторождений, Альметьевск, 5–9 июня 2000 г. – Альметьевск, 2000. – Ч. 1. – С. 154–159.

77 **Николин, О. А.** Тритий в водных экосистемах Уральского региона: автореф. ... дис. канд. биол. наук / О. А. Николин. – Пермь, 2008. – 21 с.

78 О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Российской Федерации в 2015 году. – Москва: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2016. – 200 с.

79 Об обеспечении функционирования Федерального банка данных по дозам облучения граждан за счет естественного и техногенно измененного радиационного фона в 2005 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://50.rospotrebnadzor.ru/documents/ros/letters/89>. – Дата доступа: 20.07.2014.

80 Окись трития / Под ред. Ю. И. Москалева. – Москва: Атомиздат, 1968. – 227 с.

81 Опытная научно-исследовательская станция ПО «Маяк». Изучение радиоэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массивного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958–1984 гг.): отчет по теме «Мираж» / Сост. Л. А. Милакина, П. М. Стукалов. – Озерск: ВРБ, 2005. – Т. 3, № 4. – 132 с.

82 Официальный веб-сайт органов государственной власти Ханты-Мансийского автономного округа [Электронный ресурс]. – Режим доступа: http://www.admhmao.ru/committe/dep_graj/rabota3.htm. – Дата доступа: 20.07.2014.

83 **Попова, И. Я.** Проблемы статистической обработки данных обследования радиоактивного загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции / И. Я. Попова, Н. Н. Казачёнок // АНРИ. – 2015. – № 3. – С. 15–19.

84 Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / Под ред. С. К. Шойгу. – Москва: Комтехпринт, 2002. – 287 с.

85 Последствия Чернобыля: биологические эффекты малых доз радиации [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://library.by/shpargalka/belarus/ecology/001/ecl-005.htm>. – Дата доступа: 20.07.2014.

86 Ветровой режим территории, окружающей ПО «Маяк» за 1947–1999 гг. / Е. Л. Прахова [и др.] // Ядерно-промышленный комплекс Урала: проблемы и перспективы. – Озерск, 2001. – С. 12–15.

87 Проблемы ядерного наследия и пути их решения / Под ред. Е. В. Евстратова [и др.]. – Москва: Энергопроманистика, 2010. – Т. 1.

88 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск: Тайфун, 2009. – 298 с.

89 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2009 году / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск: Тайфун, 2010. – 316 с.

90 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2010 году / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск: Тайфун, 2011. – 282 с.

91 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2011 году / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск: Тайфун, 2012. – 297 с.

92 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2013 году / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск: Тайфун, 2014. – 358 с.

93 Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году / Под ред. С. М. Вакуловского. – Обнинск: Тайфун, 2015. – 350 с.

94 Радиационная обстановка на территории Челябинской области в 2006 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.chelpogoda.ru/pages/421.php>. – Дата доступа: 20.07.2014.

95 Радиационная обстановка на территории Челябинской области в 2007 году [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.chelpogoda.ru/pages/526.php>. – Дата доступа: 20.07.2014.

96 Радиационная обстановка на территориях Аргаяшского района, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк», и рекомендации по ведению на этих территориях сельскохозяйственного производства / Г. В. Беднягин [и др.]. – Челябинск, 2001. – 24 с.

97 Радиоактивность литосферы [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.phys.rsu.ru>. – Дата доступа: 20.07.2014.

98 Радиоэкологическая обстановка // Урал и экология: учебное пособие / Под ред. А. М. Черняева, Б. А. Урванцева. – Екатеринбург, 2000. – С. 57–66.

99 Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними / А. А. Ключников [и др.]. – Киев: Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины, 2005. – 487 с.

100 Радиоэкологическая обстановка в Иркутской области [Электронный ресурс] // Волна. – № 47. – Режим доступа: <http://www.baikalwave.eu.org/Volna/47/zhilina.html>. – Дата доступа: 20.07.2014.

101 Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. Н. И. Санжаровой, С. В. Фесенко. – Москва: РАН, 2018. – 278 с.

102 **Рамзаев, В. П.** Мирные ядерные взрывы: проблемы и пути обеспечения радиационной безопасности населения / В. П. Рамзаев, В. С. Репин, Е. В. Храмцов // Радиационная гигиена. – 2009. – Т. 2, № 2. – С. 27–33.

103 Руководство по безопасности. Серия норм безопасности № RS-G-1.2. – Вена: Международное агентство по атомной энергии; Международное бюро труда, 1999. – 85 с.

104 Руководство по ведению агропромышленного производства и лесного хозяйства на территории санитарно-защитной зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа. – Челябинск: Администрация Челябин. обл., 1999. – 25 с.

105 **СанПиН 2.3.2.1078–01.** Гигиенические правила безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов [Электронный ресурс]. – Москва,

2002. – Режим доступа: <http://gosstandart.info/data/documents/sanpin2.3.2.1078-01.doc>. – Дата доступа: 20.07.2014.

106 **СанПиН 2.3.2.1078–01**. Гигиенические правила безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов [Электронный ресурс]. – Москва, 2008. – Режим доступа: <http://gosstandart.info/data/documents/sanpin2.3.2.1078-01.doc>. – Дата доступа: 20.07.2014.

107 **СанПиН 2.3.2.1078–01**. Гигиенические правила безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов [Электронный ресурс]. – Москва, 2010. – Режим доступа: <http://gosstandart.info/data/documents/sanpin2.3.2.1078-01.doc>. – Дата доступа: 20.07.2014.

108 **СанПиН 2.3.2.2401–08**. Дополнения и изменения № 10 к санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://www.russiagost.com/p-145610-sanpin-2322401-08.aspx>. – Дата доступа: 20.07.2014.

109 **СанПиН 2.3.2.2650–10**. Дополнения и изменения № 18 к санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <https://files.stroyinf.ru/Data2/0/4294822/4294822352.htm>. – Дата доступа: 20.07.2014.

110 **СанПиН 2.6.1.2523–09**. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009) [Электронный ресурс]. – Москва, 2009. – Режим доступа: <https://doza.pro/pdf/NRB-99-2009.pdf>. – Дата доступа: 20.07.2014.

111 **Смагин, А. И.** Исследование многофакторного антропогенного воздействия на экосистемы технологических водоемов ПО «Маяк» / А. И. Смагин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46, № 1. – С. 94–100.

112 Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты / В. Н. Позолотина [и др.]. – Екатеринбург: Гощицкий, 2008. – 204 с.

113 **Софронова, Л. И.** Влияние отходов ураноперерабатывающих предприятий Северного Казахстана на состояние компонентов экосистем: автореф. дис. ... канд. биолог. наук / Л. И. Софронова. – Кокшетау, 2012.

114 **Стукалов, П. М.** Радиоэкологическая изученность зоны влияния ПО «Маяк» / П. М. Стукалов, С. И. Ровный // Вопросы радиационной безопасности. – 2009. – № 8. – С. 5–13.

115 **Тараборин, Д. Г.** Радиология нефтегазоносных районов Западного Оренбуржья / Д. Г. Тараборин, В. Г. Гацков, Т. Я. Демина. – Оренбург: ОГУ, 2003. – 160 с.

116 Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах / А. В. Трапезников [и др.]. – Екатеринбург: Урал. ун-т, 2007. – Т. 1. – 480 с.

117 **Андрюшин, И. А.** Укрощение ядра / И. А. Андрюшин, А. К. Чернышев, Ю. А. Юдин. – Саров, 2003. – 481 с.

118 **Чеботина, М. А.** Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе / М. А. Чеботина, О. А. Николин. – Екатеринбург: УрО РАН, 2005. – 91 с.

119 **Чеботина, М. Я.** Тритий в источниках питьевого и хозяйственного водоснабжения района ПО «Маяк» / М. Я. Чеботина // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы IV Междунар. конф., Томск, 4–8 июня 2013 г. – Томск: Томский политехн. ун-т, 2013. – С. 548–550.

120 **Чеботина, М. Я.** Оценка уровней загрязнения тритием снежного покрова вокруг производственного объединения «Маяк» / М. Я. Чеботина, О. А. Николин // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – № 1. – С. 23–27.

121 **Чеботина, М. Я.** Тритий в водных системах ПО «Маяк» / М. Я. Чеботина, О. А. Николин, А. И. Смагин // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий. – Челябинск, 2007. – С. 152–162.

122 Провести анализ адекватности существующих методик дозовых нагрузок с учетом неопределенностей статистической и нестатистической природы исходных данных: отчет о НИР / БелНИИ экологической и профессиональной патологии; исполн.: Т. И. Чегерова. – Могилев, 2000. – 43 с.

123 Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий / Под ред. А. В. Аклеева. – Челябинск, 2006. – 344 с.

124 **Чернокожев, Д. А.** Совершенствование технологии индикаторных исследований для оценки фильтрационной неоднородности межскважинного пространства нефтяных пластов: автореф. дис. ... канд. техн. наук / Д. А. Чернокожев. – Дубна, 2008. – 41 с.

125 **Шамов, В. П.** К вопросу о причинах отклонения вероятностного распределения стронция-90 в скелетах населения от нормальной кривой распределения / В. П. Шамов, И. К. Дибобес, Л. И. Пантелеев // Восточно-Уральский радиоактивный след. – Челябинск, 2012. – С. 137–138.

126 Влияние радиоэкологической ситуации в приселитебных лесных массивах на дозы внутреннего облучения сельских жителей / А. В. Щур [и др.] // Вестн. Поволжского гос. технолог. ун-та. Сер. Лес. Экология. Природопользование. – 2016. – № 1 (29). – С. 79–86.

127 Радиоэкологические особенности миграции Cs-137 в растительность лесных экосистем Могилевской области Беларуси, пострадавших от катастрофы на Чернобыльской АЭС [Электронный ресурс] / А. В. Щур [и др.] // АгроЭкоИнфо. – 2015. – № 4. – Режим доступа: https://www.agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2015/4/st_17.doc. – Дата доступа: 20.11.2016.

128 **Щур, А. В.** Особенности перехода радионуклидов в хозяйственно-ценную растительность / А. В. Щур, В. П. Валько // Вестн. Курской с.-х. акад. – 2014. – № 2. – С. 37–42.

129 **Щур, А. В.** Агроэкологические особенности многолетних бобовых трав в условиях радиоактивного загрязнения территории Могилевской области Республики Беларусь / А. В. Щур // Плодородие. – 2016. – № 2 (89). – С. 48–50.

130 Радиоэкологические риски и направления их снижения в агропромышленном комплексе Могилевской области Республики Беларусь [Электронный ресурс] / А. В. Щур [и др.] // АгроЭкоИнфо. – 2015. – № 5. – Режим доступа: https://www.agroecoinfo.narod.ru/journal/СТАТУИ/2015/5/st_19.doc. – Дата доступа: 20.11.2016.

131 Ядерное оружие и национальная безопасность / Под ред. В. Н. Михайлова. – Саранск: Красный Октябрь, 2008.

132 Ядерные испытания СССР [Электронный ресурс] / Под ред. В. Н. Михайлова [и др.]. – Режим доступа: <http://www.iss-atom.ru/sss2/index.html>. – Дата доступа: 20.07.2014.

133 Фракционирование ионов и энантиомеров хиральных соединений в неравновесных поверхностных слоях растворов / Л. В. Яковенко [и др.] // Российский химический журнал. – 2007. – Т. 51, № 1. – С. 120–126.

134 Обобщение многолетних результатов радиационного мониторинга в зоне влияния ПО «Маяк» / А. С. Бакуров [и др.] // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: материалы науч.-практ. конф., посвящ. 50-летию аварии на ПО «Маяк». – Челябинск: Уральская акад. гос. службы, 2007. – С. 8–25.

135 Теченский каскад водоемов ФГУП «ПО «Маяк»: текущее состояние и перспективы / С. В. Баранов [и др.] // Вопросы радиационной безопасности. – 2011. – № 1. – С. 5–14.

136 Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» / Под ред. А. В. Аклеева, М. Ф. Киселева. – Москва: Медбиоэкстрем, 2001. – 294 с.

137 **Andraski, B. J.** Plume-Scale Testing of a Simplified Method for Detecting Tritium Contamination in Plants & Soil [Electronic resource] / B. J. Andraski, K. J. Halford, R. L. Michel // Stuart Jenkinson Tritium in British coastal waters a review of UK monitoring data Radiological and Chemical Risk Group Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science Lowestoft, Communication journées SFRP sur le tritium des 23 et 24 septembre 2009. – Mode of access: http://www.cistems.fsu.edu/PDF/andraski_slides.pdf. – Date of access: 20.07.2014.

138 **Mochizuki, I.** 5,400 Bq/L of tritium was contained in atmospheric moisture from 3/17/2011 to the end of July in 20km area of Fukushima [Electronic resource] / I. Mochizuki. – Mode of access: <http://fukushima-diary.com/2012/12/5400-bql-of-tritium-was-contained-in-atmospheric-moisture-from-3172011-to-the-end-of-july-in-20km-area-of-fukushima>. – Date of access: 20.07.2014.

139 Европогода [Электронный ресурс] // ООО «МетеоПро». – Режим доступа: <http://www.eurometeo.ru>. – Дата доступа: 20.07.2014.

140 **Kimimasa, M.** «Фукусима» загрязняет морскую воду тритием [Electronic resource] / M. Kimimasa. – Mode of access: <http://www.gismeteo.ru/news/proisshestviya/fukusima-zagryaznyaet-morskuyu-vodu-tritiem>. – Date of access: 20.07.2014.

141 **Kazachonok, N. N.** ^{90}Sr and ^{137}Cs Accumulation in Plants in the Area of Radiation Accidents / N. N. Kazachonok, I. Ya. Popova // Impact of Cesium on Plants and the Environment. – Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants. – Springer International Publishing Switzerland, 2014. – P. 277–296.

142 **Madruga1, M. José.** Determination of tritium in waters by liquid scintillation counting / M. José Madruga1, M. Manuela Sequeira, A. Rita Gomes. – Arizona, 2008. – P. 353–359.

143 **Buckthough, M.** Tritium on Tap: Keep radioactive tritium out of our drinking water / M. Buckthought // Sierra Club Canada. – 2009. – 49 p.

144 **Popova, I. Ya.** 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 / I. Ya. Popova, N. N. Kazachonok // Impact of Cesium on Plants and the Environment. – Springer International Publishing Switzerland, 2017. – C. 187–208.

145 Public health goals for chemicals in drinking water. Tritium. March 2006 [Electronic resource] // Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency. – Mode of access: https://www.researchgate.net/publication/242528577_Public_Health_Goals_for_Chemicals_in_Drinking_Water_Arsenic. – Date of access: 20.07.2014.

146 Environmental tritium contamination from a gaseous tritium light device maintenance facility / R. Kleinschmidt [et al.] // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44, iss. 05. – P. 359–363.

147 Standards and Guidelines for Tritium in Drinking Water. Part of the Tritium Studies Project, Minister of Public Works and Government Services Canada. – 2008. – 79 c.

148 **Suchara, I.** The Distribution of ^{137}Cs in Selected Compartments of Coniferous Forests in the Czech Republic / I. Suchara // Impact of Cesium on Plants and the Environment. – Springer International Publishing Switzerland, 2017. – P. 71–99.

149 **Weesner, A. P.** Concentration of $(^{137})\text{Cs}$ in soil across Nebraska / A. P. Weesner, R. W. Fairchild // Health Phys. – 2008.

150 **Jenkinson, S.** Tritium in British coastal waters a review of UK monitoring data Radiological and Chemical Risk Group Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science Lowestoft, Communication journées SFRP sur le tritium des 23 et 24 septembre 2009 [Electronic resource] / S. Jenkinson. – Mode of access: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/42/091/42091388.pdf. – Date of access: 20.07.2014.

151 **Hashimoto, N.** «Фукусима» представляет опасность для людей [Electronic resource] / N. Hashimoto. – Mode of access: <http://www.gismeteo.ru/news/proisshestviya/fukusima-predstavlyayet-opasnost-dlya-lyudey>. – Date of access: 20.07.2014.

152 **Vincent, K.** На старейшей французской АЭС произошел сбой [Electronic resource] / K. Vincent. – Mode of access: <http://www.gismeteo.ru/news/proisshestviya/na-stareyshey-frantsuzskoy-ayes-proizoshel-sboy>. – Date of access: 20.07.2014.

153 **Аверин, В. С.** О формировании доз внутреннего облучения сельского населения Белорусского Полесья / В. С. Аверин, Э. А. Цуранков, А. И. Костырко // Проблемы здоровья и экология. – 2005. – № 2 (4). – С. 14–20.

154 **Агеева, Т. Н.** Радиоэкологические проблемы животноводства на территории Могилевской области / Т. Н. Агеева, Е. С. Бураченко, А. Н. Мельникова // Медицинские и экологические последствия катастрофы на Чернобыльской АЭС. Некоторые итоги и взгляд в будущее: сб. науч. тр. – Могилев, 2005. – С. 141–147.

155 **Агеева, Т. Н.** Результаты СИЧ-измерений сельских жителей загрязненной радионуклидами территории Могилевской области / Т. Н. Агеева, А. В. Щур, Т. И. Чегерова // Проблемы радиологии загрязненных территорий: юбилейный темат. сб. – Минск: Ин-т радиологии, 2006. – Вып. 2. – С. 53–59.

156 **Агеева, Т. Н.** Динамика загрязнения цезием-137 молока из личных подсобных хозяйств на территории радиоактивного загрязнения Могилевской области за период 2001–2007 гг. / Т. Н. Агеева, Л. В. Липницкий, С. Н. Ветошкина // Материалы юбилейной науч.-практ. конф., посвящ. 40-летию Гомельского гос. ун-та им. Ф. Скорины, Гомель, 11 июня 2009 г.: в 4 ч. – Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2009. – Ч. 4. – С. 215–217.

157 **Агеева, Т. Н.** Динамика количества населенных пунктов и численности жителей в зонах радиоактивного загрязнения Могилевской области / Т. Н. Агеева // Проблемы устойчивого развития регионов РБ и сопредельных стран: сб. науч. ст. – Могилев: МГУ им. А. А. Кулешова, 2012. – С. 239–243.

158 **Агеева, Т. Н.** Динамика доз внутреннего облучения детей Славгородского района Могилевской области / Т. Н. Агеева, А. Л. Мостовенко // Актуальные проблемы естественных наук и их преподавания: сб. науч. ст. – Могилев: МГУ им. А. А. Кулешова, 2013. – С. 225–228.

159 Радиоэкологическая оценка пойменных лугов реки Днепр на территории Быховского района / Т. Н. Агеева [и др.] // Экологический вестник. – 2014. – № 3 (29). – С. 15–21.

160 Радиоэкологическая ситуация в населенных пунктах, где изменится статус зон радиоактивного загрязнения / Т. Н. Агеева [и др.] // Экологический вестник. – 2015. – № 2 (32). – С. 47–52.

161 **Агеец, В. Ю.** Система радиоэкологических контрмер в агроосфере Беларуси: монография / В. Ю. Агеец. – Минск: Ин-т радиологии, 2001. – 250 с.

162 **Агеец, В. Ю.** Миграция радионуклидов в почвах Беларуси / В. Ю. Агеец // Весці Акадэміі аграрных навук Рэспублікі Беларусь. – 2002. – № 1. – С. 61–65.

163 **Алексахин, Р. М.** Поведение ^{137}Cs в системе «почва – растение» и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае / Р. М. Алексахин, И. Т. Моисеев, Ф. А. Тихомиров // Агрехимия. – 1992. – № 8. – С. 127–132.

164 **Алексахин, Р. М.** Чернобыльская катастрофа и агропромышленное производство / Р. М. Алексахин // Аграр. наука. – 1996. – № 3. – С. 5–7.

165 **Анисимов, В. С.** О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / В. С. Анисимов, Н. И. Санжарова, Р. М. Алексахин // Почвоведение. – 1991. – № 9. – С. 31–40.

166 **Анненков, Б. Н.** Ведение сельского хозяйства в районах радиоактивного загрязнения (радионуклиды в продуктах питания) / Б. Н. Анненков, В. С. Аверин. – Минск: Пропилеи, 2003. – 111 с.

167 **Арастович, Т. В.** Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов / Т. В. Арастович // Изв. Нац. акад. наук Беларуси. Сер. аграрных наук. – 2004. – № 2. – С. 62–65.

168 **Бакунов, Н. А.** К вопросу о накоплении ^{137}Cs в растениях и специфике его поведения в почвах / Н. А. Бакунов // Агрехимия. – 1989. – № 5. – С. 94–99.

169 **Барашенко, В. В.** Использование результатов агрохимического и радиологического обследования почв для обеспечения получения нормативно чистой продукции / В. В. Барашенко, Н. Н. Цыбулька // Экологические проблемы западного региона Беларуси: сб. науч. ст. – Гродно: ГрГУ, 2007. – С. 328–331.

170 Беларусь и Чернобыль: второе десятилетие / Под общ. ред. И. А. Кеника. – Барановичи: Укрупн. типография, 1998. – 92 с.: ил.

171 Эффективность применения различных известковых удобрений на урожай и накопление радионуклидов сельскохозяйственными культурами / И. М. Богдевич [и др.] // Почвоведение и агрохимия. – 2005 – № 1 (34). – С. 344–347.

172 **Богдевич, И. М.** Влияние кислотности дерново-подзолистой почвы и доз калийных удобрений на переход ^{137}Cs и ^{90}Sr в клевер луговой / И. М. Богдевич, Ю. В. Путятин, А. В. Малашко // Почвоведение и агрохимия. – 2002. – Вып. 32. – С. 219–227.

173 Зависимость накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травяных кормах от степени окультуренности дерново-подзолистых почв / И. М. Богдевич [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45, № 2. – С. 241–247.

174 **Бондарь, Ю. И.** Роль органического вещества почвы в сорбционном поглощении ^{137}Cs и ^{90}Sr / Ю. И. Бондарь, Л. С. Ивашкевич, Г. С. Шманай // *Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: материалы Междунар. науч. конф.* – Минск: Ин-т радиобиологии НАН Беларуси, 1998. – С. 24.

175 **Булавик, И. М.** Некоторые дискуссионные вопросы в оценке поведения радионуклидов в лесных биогеоценозах / И. М. Булавик // *Проблемы радиоэкологии леса. Лес. Человек. Чернобыль: сб. науч. тр.* – Гомель: ИЛНАНРБ, 2004. – Вып. 61. – С. 5–8.

176 **Власова, Н. Г.** Сельские населенные пункты: социальные и экологические факторы дозоформирования / Н. Г. Власова, Ю. В. Висенберг // *Преодоление последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС: состояние и перспективы: материалы 2 Междунар. науч.-практ. конф.* – Гомель, 2004. – С. 21–24.

177 **Власова, Н. Г.** Статистический анализ результатов СИЧ-измерений для оценки дозы внутреннего облучения сельских жителей в отдаленный период после аварии на ЧАЭС / Н. Г. Власова, Д. Н. Дроздов, Л. А. Чунихин // *Радиационная биология. Радиоэкология.* – 2009. – Т. 49, № 4. – С. 397–406.

178 **Власова, Н. Г.** Сравнительный анализ средних годовых эффективных доз облучения жителей населенных пунктов Республики Беларусь по данным Каталогов доз – 2015 и 2009 гг. / Н. Г. Власова, Ю. В. Висенберг, Л. А. Чунихин // *Изв. ГГУ им. Ф. Скорины.* – 2017. – № 3. – С. 20–24.

179 **Ворфоломеева, К. В.** Аккумуляция радионуклидов в лесной экосистеме после аварии на ЧАЭС / К. В. Ворфоломеева // *Гигиенические аспекты обеспечения радиационной безопасности населения на территориях с повышенным уровнем радиации: тез. докл. Междунар. науч.-практ. конф., Санкт-Петербург, 15–17 сент. 2008 г.* – Санкт-Петербург: С.-Петерб. НИИ РГ им. П. В. Рамзаева, 2008. – С. 28–30.

180 **Герменчук, М. Г.** Радиоактивное загрязнение территории Беларуси в первый период после катастрофы на Чернобыльской АЭС / М. Г. Герменчук // *Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: материалы Междунар. конф.* – Санкт-Петербург, 2000. – Т. 1. – С. 183–188.

181 **Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека** / Под ред. А. Марeya. – Москва: Атомиздат, 1980. – 387 с.: ил.

182 **Голиков, В. Я.** Радиация и окружающая среда / В. Я. Голиков // *Медицина и здравоохранение.* – Москва: ВНИИМИ, 1981. – 77 с.

183 **Горкунов, В. А.** Структура почвенного покрова пахотных земель северо-восточной части Беларуси и их оптимальное использование: монография / В. А. Горкунов; под науч. ред. Н. И. Смяяна. – Могилев: МГУ им. А. А. Кулешова, 2007. – 256 с.

184 Здоровье населения и окружающая среда на территории Могилевской области в 2016 году / С. В. Нечай [и др.] // Информ.-аналит. бюл. – Могилев: Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ, 2017. – 137 с.

185 **Иванов, Ю. А.** Сравнительная динамика подвижности радионуклидов выброса ЧАЭС в почвенно-растительном покрове природных и агроэкосистем / Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров // Проблемы сельскохозяйственной радиологии – десять лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС: тез. докл. 2 науч. конф., Житомир, 12–14 июня 1996 г. – Житомир: Гос. агроэколог. акад. Украины, 1996. – С. 215–216.

186 Исследование закономерностей поведения радиоцезия в почвенно-растительном покрове Белорусского Полесья после аварии на ЧАЭС / Н. В. Гребенщикова [и др.] // Агрохимия. – 1992. – № 1. – С. 91–99.

187 **Кадука, М. В.** Радиоактивное загрязнение природных пищевых продуктов в отдаленный период после аварии на ЧАЭС / М. В. Кадука, В. Н. Шутов, К. В. Ворфоломеева // Гигиенические аспекты обеспечения радиационной безопасности населения на территориях с повышенным уровнем радиации: тез. докл. Междунар. науч.-практ. конф., Санкт-Петербург, 15–17 сент. 2008 г. – Санкт-Петербург: С.-Петерб. НИИ РГ им. П. В. Рамзаева, 2008. – С. 73–74.

188 Каталог средних годовых эффективных доз облучения жителей населенных пунктов Республики Беларусь / Н. Г. Власова [и др.]. – Гомель: РНПЦ РМиЭЧ, 2010. – 31 с.

189 Роль ландшафтных факторов в изменении поля радиоактивного загрязнения ^{137}Cs в Брянском Полесье / Е. В. Квасникова [и др.] // Метеорология и гидрология. – 2005. – № 6. – С. 83–91.

190 **Кенигсберг, Я. Э.** Ионизирующая радиация и риск для здоровья / Я. Э. Кенигсберг, Ю. Е. Крюк. – Гомель: Ин-т радиологии, 2005. – 70 с.

191 **Лазаревич, С. С.** Влияние систем обработки почвы на ее физические свойства и переход ^{137}Cs в растения / С. С. Лазаревич, А. В. Ермоленко, Н. Н. Цыбулько // Вестн. БГСХ. – 2009. – № 2. – С. 87–91.

192 **Лозовая, З. В.** Агрохимические свойства и гранулометрический состав почв как факторы, влияющие на поступление радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в растения на минеральных почвах / З. В. Лозовая, В. Ю. Агеец // Земляробства і ахова раслін. – 2009. – № 6. – С. 45–47.

193 Лес. Человек. Чернобыль (Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации) / Под общ. ред. В. А. Ипатьева. – Гомель, 1999. – 454 с.

194 **Мерзлова, О. А.** Способы снижения содержания ^{137}Cs в говядине, производимой на территории Могилевской области / О. А. Мерзлова, Т. Н. Агеева, Е. В. Копыльцова // Радиация и риск. – 2018. – Т. 27, № 1. – С. 53–65.

195 **Мерзлова, О. А.** Оценка радиационной безопасности использования земель, выведенных из сельскохозяйственного оборота после аварии на

Чернобыльской АЭС / О. А. Мерзлова, Н. Н. Цыбулько // Вестн. БГСХА. – 2018. – № 4. – С. 81–85.

196 **Мирончик, А. Ф.** Радиоактивное загрязнение экосистем Могилевской области: монография / А. Ф. Мирончик. – Могилев: Белорус.-Рос. ун-т, 2008. – 363 с.

197 **Михалусев, В. И.** Концентрирование радионуклидов в организме диких млекопитающих и рыб Гомельской области / В. И. Михалусев // Чернобыль: Экология и здоровье. – 1998. – № 2 (6). – С. 59–60.

198 Радиоэкологический мониторинг диких млекопитающих в зоне радиоактивного загрязнения / В. И. Михалусев [и др.] // Проблемы радиологии загрязненных территорий: юбилейный темат. сб. – Минск: Ин-т радиологии, 2001. – С. 154–174.

199 **Моисеев, И. Т.** Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов / И. Т. Моисеев, Г. И. Агапкина, Л. А. Рерих // Агрохимия. – 1994. – № 2. – С. 103–118.

200 Накопление ^{137}Cs в продукции растениеводства в зависимости от видовых и сортовых особенностей сельскохозяйственных культур / В. К. Кузнецов [и др.] // Сельскохозяйственная биология. – 2000. – № 1. – С. 64–70.

201 Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате крупных радиационных аварий / Под общ. ред. Н. Н. Цыбулько. – Минск: Ин-т радиологии, 2011. – 438 с.

202 Национальный доклад. 20 лет после чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление / Под ред. В. Е. Шевчука, В. Л. Гурачевского. – Минск: Комитет по проблемам преодоления последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Респ. Беларусь, 2006. – 112 с.

203 Национальный доклад Республики Беларусь. 30 лет чернобыльской аварии: итоги и перспективы преодоления ее последствий. – Минск: М-во по ЧС Респ. Беларусь, 2016. – 90 с.

204 О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС: Закон Респ. Беларусь от 12 нояб. 1991 г., № 1227-ХП // Сборник нормативных, методических, организационно-распорядительных документов Республики Беларусь в области радиационного контроля и безопасности. – 3-е изд., перераб. и доп. – Минск: Ин-т радиологии, 2002. – С. 7–12.

205 Оценка эффективной дозы внешнего и внутреннего облучения лиц, которые проживают на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на ЧАЭС. – Минск: Ин-т радиологии, 2003. – 14 с.

206 Оценка среднегодовых эффективных доз облучения критических групп жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. – Москва: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2005. – 19 с.

207 **Павлоцкая, Ф. М.** Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф. М. Павлоцкая. – Москва: Атомиздат, 1974. – 216 с.

208 **Павлоцкая, Ф. И.** К вопросу о механизме влияния извести, торфа и навоза на нахождение форм радионуклидов в дерново-подзолистых почвах / Ф. И. Павлоцкая, И. Т. Моисеев. – Москва: Атомиздат, 1986. – 112 с.

209 **Павлоцкая, Ф. И.** Формы нахождения и миграции искусственных радионуклидов в природной среде / Ф. И. Павлоцкая // I Всесоюз. радиобиологический съезд: тез. докл., Пушино, 21–27 авг. 1989 г. – Пушино: Акад. наук СССР, 1989. – Т. 2. – С. 493–494.

210 Памятка для населения, проживающего на территории, загрязненной радиоактивными веществами. – 2-е изд. – Минск, 1997. – 24 с.

211 **Переволоцкий, А. Н.** Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А. Н. Переволоцкий. – Гомель: Ин-т радиологии, 2006. – 255 с.

212 Перечень населенных пунктов и объектов, находящихся в зоне радиоактивного загрязнения: постановление Совета Министров Респ. Беларусь, 01 февр. 2010 г., № 132. – Минск, 2010. – 75 с.

213 Перечень населенных пунктов и объектов, находящихся в зоне радиоактивного загрязнения: постановление Совета Министров Респ. Беларусь, 11 янв. 2016 г., № 9. – Минск, 2016. – 66 с.

214 Рекомендации по использованию загрязненных радионуклидами пойменных земель Белорусского Полесья / А. Г. Подоляк [и др.]. – Гомель: Ин-т радиологии, 2001. – 27 с.

215 **Подоляк, А. Г.** Прогнозирование величины накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в травостоях основных типов лугов Белорусского Полесья по агрохимическим свойствам почв / А. Г. Подоляк, И. М. Богдевич, И. И. Ивашкова // Весці Нац. акадэміі навук Беларусі. – 2007. – № 3. – С. 54–62.

216 **Подоляк, А. Г.** Влияние вертикальной миграции и форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского Полесья / А. Г. Подоляк // Агрохимия. – 2007. – № 2. – С. 72–82.

217 **Попов, В. Е.** Эффект концентрирования ^{137}Cs органоминеральными частицами крупнозернистых гранулометрических фракций песчаных почв, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС / В. Е. Попов // Почвоведение. – 2006. – № 3. – С. 344–351.

218 Поступление ^{137}Cs в урожай сельскохозяйственных культур из почв различной степени окультуренности / В. К. Кузнецов [и др.] // Агрохимия. – 2000. – № 3. – С. 64–68.

219 **Пристер, Б. С.** Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе «почва – растение» / Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятникова, В. И. Дугинов // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. тр. – Киев: Украинский науч.-исслед. ин-т с.-х. радиологии, 1992. – Вып. 2. – С. 108–116.

220 **Путятин, Ю. В.** Минимизация поступления ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениеводческую продукцию / Ю. В. Путятин. – Минск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 2008. – 268 с.

221 **Путятин, Ю. В.** Оптимизация кислотности почв агроценозов, загрязненных ^{137}Cs и ^{90}Sr : пороговые параметры / Ю. В. Путятин, Т. М. Серая // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – № 45 (3). – С. 358–364.

222 Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС) / Под общ. ред. В. И. Парфенова, Б. И. Якушева. – Минск: Навука і тэхніка, 1995. – 582 с.

223 Радиационный контроль. Могилевская область за 2005 год / И. В. Гаевский [и др.] // Информ. бюл. – Могилев: Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ, 2006. – 32 с.

224 Радиационный контроль. Могилевская область за 2007 год / И. В. Гаевский [и др.] // Информ. бюл. – Могилев: Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ, 2008. – 36 с.

225 Радиационный контроль (радиационно-гигиенический паспорт). Могилевская область за 2008 год / И. В. Гаевский [и др.] // Информ. бюл. – Могилев: Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ, 2009. – 34 с.

226 Радиационный контроль (радиационно-гигиенический паспорт). Могилевская область за 2012 год / С. В. Нечай [и др.] // Информ. бюл. – Могилев: Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ, 2013. – 33 с.

227 Радиационный мониторинг облучения населения в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС: рабочие материалы ТС проект RER/9/074 «Стратегия долгосрочных мер защиты и мониторинг облучения населения сельских территорий, подвергшихся воздействию Чернобыльской аварии». – Вена (Австрия), 2007. – 119 с.

228 Рекомендации по дифференцированному использованию кормов для крупного рогатого скота на территории радиоактивного загрязнения / В. С. Аверин [и др.]. – Гомель: Ин-т радиологии, 2005. – 20 с.

229 Рекомендации по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь / Под ред. проф. И. М. Богдевича [и др.]. – Минск, 2008. – 72 с.

230 Рекомендации по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь на 2012–2016 годы / В. С. Аверин [и др.]. – Минск: Ин-т радиологии, 2012. – 124 с.

231 Рекомендации по возделыванию разных сортов картофеля в условиях радиоактивного загрязнения земель / Н. Н. Цыбулько [и др.]. – Минск: Ин-т радиологии, 2013. – 28 с.

232 Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99). – Минск, 1999. – 6 с.

233 **Рерих, Л. А.** Влияние свойств почв на трансформацию форм ^{137}Cs и поступление его в сельскохозяйственные растения / Л. А. Рерих, И. Т. Моисеев // Вопросы сельскохозяйственной радиологии: темат. подборка. – Минск: ВАСХНИЛ, 1991. – Вып. 2. – С. 41–44.

234 **Санжарова, Н. И.** Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов / Н. И. Санжарова, В. А. Котик, А. Н. Архипов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36, № 4. – С. 488–497.

235 **Сапегин, Л. М.** Видовая специфичность загрязнения радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr некоторых луговых экосистем поймы р. Сож / Л. М. Сапегин // Пойменные луговые экосистемы как объекты с высоким фиторазнообразием, их изучение и картирование: материалы Междунар. науч.-практ. семинара, Гомель, 11–12 июня 2009 г. – Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2009. – С. 234–249.

236 Сборник нормативных, методических, организационно-распорядительных документов Республики Беларусь в области радиационного контроля и безопасности. – 4-е изд., перераб. и доп. – Гомель: Ин-т радиологии, 2005. – 331 с.

237 **Севастьянов, П. В.** Многокритериальная оценка уровня социально-экономического развития регионов / П. В. Севастьянов, Л. Г. Дымова, Л. И. Шейграцева // Белорус. экон. журнал. – 1999. – № 2. – С. 112–118.

238 **Смеян, Н. И.** Влияние гранулометрического состава почв на вертикальную миграцию радионуклидов / Н. И. Смеян, И. Д. Самусик // Почва – Удобрение – Плодородие: тез. докл. Междунар. науч.-практ. конф., Минск, 16–19 февр. 1999 г. – Минск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 1999. – С. 204.

239 **Смеян, Н. И.** Классификация, диагностика и систематический список почв Беларуси / Н. И. Смеян, Г. С. Цытрон. – Минск: Ин-т почвоведения и агрохимии, 2007. – 220 с.

240 **Тимофеев, С. Ф.** Влияние ландшафтно-геохимических условий на аккумуляцию ^{137}Cs и ^{90}Sr травостоем пойменного луга / С. Ф. Тимофеев, Т. А. Тимофеева // Изв. ГГУ им. Ф. Скорины. – 2005. – № 6 (33). – С. 105–110.

241 **Тимофеева, Т. А.** Особенности кормопроизводства на поймах рек, загрязнённых радионуклидами / Т. А. Тимофеева // Почвоведение и агрохимия. – 2005. – № 1 (34). – С. 400–404.

242 **Тимофеева, Т. А.** Биогеохимическая оценка миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в экосистемах пойм (на примере поймы р. Сож): автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01 / Т. А. Тимофеева; Ин-т радиобиологии НАН РБ. – Гомель, 2006. – 32 с.

243 О безопасности пищевой продукции: ТР ТС 021/2011, утв. решением Комиссии Таможенного союза, 9 дек. 2011 г. № 880 [Электронный ресурс] // Гос. комитет по стандартизации Респ. Беларусь. – Режим доступа: <http://gosstandart.gov.by/ru-RU/ts-pr-reg.php>. – Дата доступа: 10.06.2015.

244 **Фесенко, С. В.** Аграрные и лесные экосистемы: радиоэкологические последствия и эффективность защитных мероприятий при радиоактивном загрязнении: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.01 / С. В. Фесенко. – Обнинск, 1997. – 48 с.

245 Влияние защитных мероприятий в сельском хозяйстве для снижения дозовых нагрузок / С. К. Фирсакова [и др.] // Итоги научных исследований в области радиоэкологии окружающей среды за десятилетний период после аварии на ЧАЭС: сб. науч. тр. – Гомель, 1996. – С. 5–11.

246 **Цуранков, Э. Н.** Исследование доз внутреннего облучения сельского жителя как показателя эффективности контрмер / Э. Н. Цуранков, А. И. Костырко, В. С. Аверин // Чернобыль 20 лет спустя. Стратегия восстановления и устойчивого развития пострадавших регионов: тез. докл. Междунар. конф., Гомель, 19–21 апр. 2006 г. – Гомель: Ин-т радиологии, 2006. – С. 256.

247 **Цыбулько, Н. Н.** Содержание форм ^{137}Cs в дерново-подзолистой супесчаной почве разной степени гидроморфности / Н. Н. Цыбулько, С. С. Лазаревич, А. В. Ермоленко // Медико-биологические проблемы жизнедеятельности. – 2009. – № 1. – С. 63–66.

248 **Цыбулько, Н. Н.** Временная динамика параметров миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в системе «почва – растение»: сравнительный анализ / Н. Н. Цыбулько // Экологический вестник. – 2013. – № 2. – С. 33–41.

249 **Чегерова, Т. И.** Комплексная многокритериальная оценка состояния здоровья и экологии региона для принятия оптимальных управленческих решений / Т. И. Чегерова, Л. Г. Дымова, П. В. Севастьянов // Актуальные вопросы профпатологии и медицины труда: сб. науч. тр. – Могилев: МГУ им. А. А. Кулешова, 2002. – С. 18–20.

250 **Чернуха, Г. А.** Радиационная безопасность: учебное пособие / Г. А. Чернуха, Н. В. Лазаревич, Т. В. Лаломова. – Горки: БГСХА, 2005. – 176 с.

251 Четверть века после чернобыльской катастрофы: итоги и перспективы преодоления: Нац. доклад Респ. Беларусь. – Минск: Департамент по ликвидации последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС, 2011. – 90 с.

252 **Шапшеева, Т. П.** Реабилитация загрязненных территорий: проблемы и результаты / Т. П. Шапшеева, О. А. Мерзлова // Медицинские и экологические последствия катастрофы на Чернобыльской АЭС. Некоторые итоги и взгляд в будущее: сб. науч. тр. – Могилев: Могилев. обл. укрупн. тип., 2005. – С. 158–164.

253 **Шмигельская, И. Д.** Влияние степени гидроморфизма почв на поступление радионуклидов в многолетние травы / И. Д. Шмигельская, А. М. Котович // Почвенные исследования и применение удобрений: сб. науч. тр. – Минск: БелНИИПА, 1995. – Вып. 23. – С. 82–91.

254 **Шмигельская, И. Д.** Особенности перехода цезия-137 и стронция-90 в многолетние травы на торфяно-болотных почвах / И. Д. Шмигельская, В. Ю. Агеец, Н. Н. Путятин // III съезд по радиационным исследованиям: тез. докл., Москва, 14–17 окт. 1997 г. – Пушино: Международная ассоциация акад. наук, 1997. – Т. 2. – С. 490–491.

255 **Шмигельская, И. Д.** Загрязнение многолетних злаковых трав цезием-137 и стронцием-90 в зависимости от типов и свойств почв / И. Д. Шмигельская, И. А. Ефимова, Т. В. Арастович // Почвенные исследования и применение удобрений: сб. науч. тр. – Минск: БелНИИПА, 2002. – Вып. 26. – С. 270–269.

256 **Шмигельская, И. Д.** Особенности накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr видами и сортами сельскохозяйственных культур / И. Д. Шмигельская, Ю. В. Путятин, И. А. Ефимова // Агрэкологія. Праблемы сельскагаспадарчайскай радыялогіі і шляхі іх рашэння: сб. науч. тр. – Горки: БГСХА, 2004. – Вып. 1. – С. 211–214.

257 **Щеглов, А. И.** Миграция долгоживущих радионуклидов чернобыльских выпадений в лесных почвах европейской части СНГ / А. И. Щеглов, О. Б. Цветков, Ф. А. Тихомиров // Вестн. МГУ. Сер. 17. Почвоведение. – 1992. – № 2. – С. 27–34.

258 **Щеглов, А. И.** Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах / А. И. Щеглов. – Москва: Наука, 1999. – 268 с.

259 Изучение влияния биологически активных препаратов на доступность цезия-137 растениям лесных экосистем Чериковского района Могилевской области / А. В. Щур [и др.] // Экологический вестник. – 2009. – № 3/4 (9/10). – С. 16–25.

260 Влияние биологически активных препаратов на урожайность и накопление радионуклидов сельскохозяйственными культурами в условиях радиоактивного загрязнения / А. В. Щур [и др.] // Земляробства і ахова раслін. – 2009. – № 4. – С. 23–26.

261 Экологические и радиобиологические последствия чернобыльской катастрофы для животноводства и пути их преодоления / Под ред. Р. Г. Ильязова. – Казань: Фен, 2002. – 330 с.

262 **Юдинцова, Е. В.** Поступление в растения стронция-90 и цезия-137 в зависимости от сорбции механическими фракциями почв / Е. В. Юдинцова, И. В. Гулякин, З. М. Фоломкина // *Агрехимия*. – 1970. – № 2. – С. 30–39.

263 **Якушев, Б. И.** Основные пути миграции радионуклидов чернобыльской катастрофы в природно-растительных комплексах / Б. И. Якушев // Десять лет после Чернобыльской катастрофы (научные аспекты проблемы): тез. докл. науч. конф., Минск, 28–29 февр. 1996 г. – Минск: МЧС, 1996. – С. 307.

264 Радиационный контроль [Электронный ресурс] // ГЛПХО Могилевской области. – Режим доступа: <https://plho.mogilev.by>. – Дата доступа: 18.12.2018.

265 Радиационный контроль [Электронный ресурс] // Бельничский лесхоз. – Режим доступа: [https:// http://belinles.by](https://http://belinles.by). – Дата доступа: 10.10.2018.

266 Радиационный контроль [Электронный ресурс] // Быховский лесхоз. – Режим доступа: <http://www.bykhovleshoz.by>. – Дата доступа: 10.10.2018.

267 Радиационный контроль [Электронный ресурс] // Кличевский лесхоз. – Режим доступа: <https://https://klichevforest.by>. – Дата доступа: 20.10.2018.

268 Радиационный контроль [Электронный ресурс] // Костюковичский лесхоз. – Режим доступа: <https://www.kostukovichileshoz.by>. – Дата доступа: 20.10.2018.

269 Радиационный контроль [Электронный ресурс] // Краснопольский лесхоз. – Режим доступа: <https://www.krasles.by>. – Дата доступа: 12.11.2018.

270 Радиационный контроль [Электронный ресурс] // Чериковский лесхоз. – Режим доступа: <http://cherleshoz.by>. – Дата доступа: 12.11.2018.

Приложение А (обязательное)

Таблица А.1 – Динамика загрязнения проб лесных грибов ^{137}Cs в разрезе районов области по данным УЗ «Могилевский областной ЦЭ и ОЗ» (частный сектор)

Район	2000 г.		2001 г.		2002 г.		2005 г.		2006 г.		2008 г.		2009 г.		2011 г.		2012 г.		
	всего иссле- довано	выше РДУ, % довано																	
Бельничский	107	18,69	190	32,6	51	10	88	8	143	15	29,4	187	29,4	50	20	43	21	102	18,6
Бобруйский	93	24,7	136	33,1	22	45	12	29	20,6	13	17,1	76	17,1	13	7,7	10	0	38	8
Быховский	153	46,41	234	45,3	38	29	81	40,7	267	45	51,1	272	51,1	81	30,9	32	56	160	30
Глусский	50	20	74	41,9	3	0	0	0	14	0	22,2	27	22,2	1	0	1	100	6	50
Горецкий	4	0	3	0	0	-	1	0	2	0	0	1	0	1	0	2	0	0	0
Дрибинский	1	0	29	0	3	0	8	0	9	0	0	12	0	7	0	1	0	11	0
Кировский	32	12,50	54	13	7	14	9	11,1	21	38	8,7	23	8,7	13	0	11	18,2	10	10
Климовичский	4	0	14	7,1	2	0	16	0	9	11	45	20	45	17	41,2	17	23,5	28	7
Кличевский	40	20	147	30,6	43	2	60	13,3	88	33	39,1	87	39,1	60	6,7	22	13,6	33	24
Костюковичский	54	24,07	26	23,1	9	11	68	19,3	37	19	24,2	99	24,2	76	10,5	49	26,5	56	11
Краснопольский	13	69,23	49	77,6	4	100	47	42,6	54	57	50,7	75	50,7	101	59,4	111	74,8	95	51,5
Кричевский	20	25	57	15,8	10	0	36	2,8	60	10	5,3	38	5,3	80	1,25	25	4	73	5,5
Круглянский	14	14,29	15	0	1	0	2	0	11	0	6,7	15	6,7	9	0	5	0	8	0
Могилевский	167	22,8	305	24,3	74	2,7	137	11,7	223	21,5	29,8	205	29,8	124	8,9	89	13,5	212	18
Мстиславский	1	0	8	12,5	1	0	4	0	2	50	0	10	0	10	0	3	0	2	0
Осиповичский	77	3,90	208	16,3	41	2	16	12,5	19	11	13,1	46	13,1	5	0	4	0	8	12,5
Славгородский	92	65,22	121	57	18	50	35	48,6	158	53	49,2	132	49,2	49	34,7	45	48,9	98	40
Хотимский	14	21,43	7	0	0	-	8	0	2	0	0	16	0	17	5,9	11	0	19	0
Чаусский	64	40,63	75	34,7	9	33	22	0	116	29	25,5	94	25,5	65	7,6	31	25,8	63	12,7
Чериковский	78	82,5	77	61	25	52	103	52,4	11	42	38,6	127	38,6	68	33,8	63	25,4	97	36
Шкловский	14	0	25	4	9	11	65	0	102	0	1,6	63	1,6	91	0	81	0	50	0
Итого	1091	32,91	1854	32,5	370	14	818	21	1477	30	32,6	1625	32,6	938	18,4	656	29,3	1169	22,6

Таблица А.2 – Динамика загрязнения проб лесных ягод ^{137}Cs в разрезе районов области по данным Уз «Могилевский областной ЦЭ и ОЗ» (частный сектор)

Район	2000 г.		2001 г.		2002 г.		2005 г.		2006 г.		2008 г.		2009 г.		2011 г.		2012 г.	
	всего иссле- довано	выше РДУ, %																
Бельничский	63	19,05	208	28	129	19	190	13,7	86	14	120	10,8	196	18,4	107	14	204	12,3
Бобруйский	9	0	53	1,8	38	0	8	0	7	14,2	6	16,7	8	0	9	0	12	0
Быховский	56	42,86	123	50	119	68	73	56,2	129	33	64	32,8	66	42,4	45	60	73	43
Глуцкий	0	0	8	0	5	0	1	0	2	0	2	0	7	0	2	0	0	0
Горецкий	-	-	4	0	2	0	2	0	2	0	7	0	7	0	5	0	2	0
Дрибинский	0	0	3	0	7	0	4	0	3	0	4	0	5	20	4	0	5	0
Кировский	11	0	10	30	5	0	9	0	10	10	13	7,7	12	8,3	8	12,5	12	8
Климовичский	19	15,79	31	16	17	6	23	13	8	0	10	0	35	11,4	30	0	34	11,7
Кличевский	60	21,67	164	23	178	18	232	13,4	115	11	105	19,1	177	14,7	102	10,8	162	11
Костюковичский	11	54,55	25	16	19	21	31	19,4	12	8	45	37,8	50	18,0	26	34,6	35	0
Краснопольский	7	42,86	22	55	15	60	18	50	12	50	10	50	44	63,6	29	76	33	70
Кричевский	10	20	23	30	8	0	57	17,5	53	19	50	16	31	6,5	33	6,1	67	15
Круглянский	8	0	12	0	9	0	8	0	8	0	20	0	38	0	11	0	20	0
Могилевский	86	27,9	160	31,25	97	42,3	135	18,5	93	10,8	71	18,3	132	21,2	121	21,5	144	19,4
Мстиславский	-	-	3	33	3	33	3	0	2	0	3	0	9	0	13	0	9	0
Осиповичский	20	0	88	0	54	6	16	6,3	16	0	15	13,3	22	4,5	15	0	23	8,7
Славгородский	30	46,67	84	69	54	69	29	48,3	46	74	46	54,3	50	40	53	47,2	59	44
Хотимский	6	0	11	0	16	6	25	0	0	0	14	0	27	0	36	0	42	0
Чаусский	8	0	36	39	16	31	13	30,8	75	21	26	11,5	46	30,4	42	35,7	20	30
Чериковский	42	35,71	73	62	52	79	88	37,5	76	41	69	39,1	103	36,9	96	38,5	60	28,3
Шкловский	7	0	7	0	9	11	35	2,9	75	1	59	0	67	1,5	60	0	28	0
Итого	453	25,61	1148	31	852	33	1000	20,4	830	21	759	20,6	1132	20,9	847	22,4	1044	18

Таблица А.3 – Динамика загрязнения проб ^{137}Cs в разрезе районов области по данным УЗ «Могилевский областной ЦГЭ и ОЗ» (частный сектор)

Район	2000 г.		2001 г.		2002 г.		2005 г.		2006 г.		2008 г.		2009 г.		2011 г.		2012 г.	
	всего иссле- довано	выше РДУ, % довано																
Бельничский	2	0	3	33,3	2	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	100
Бобруйский	3	33,33	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	2	100	5	40	0	0
Быховский	36	50	40	57,5	44	55	26	61,5	19	36,8	19	36,8	24	62,5	28	35,7	16	66,6
Глусский	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5	0	0	0
Горецкий	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Дрибинский	0	0	0	0	0	-	3	0	2	0	0	0	1	0	6	0	2	40
Кировский	2	100	2	50	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	100
Климовичский	0	0	0	0	0	-	3	33,3	1	0	1	100	10	40	13	30,8	2	8,3
Кличевский	4	75	8	0	3	33	2	0	7	0	4	0	2	100	10	40	5	20
Костюковичский	8	100	5	40	10	70	11	54,5	2	50	22	31,8	68	36,8	57	26,3	67	37
Краснопольский	8	75	9	88,9	8	50	4	25	0	0	8	75	13	38,5	8	50	8	50
Кричевский	1	100	4	75	2	0	0	0	2	0	1	0	1	0	2	100	1	0
Круглянский	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Могилевский	3	33,33	5	80	10	60	4	50	1	0	7	0	12	25	33	39,4	14	7
Мстиславский	1	100	0	0	0	-	0	0	2	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Осиповичский	2	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Славгородский	3	33,33	5	60	6	83	1	0	2	50	3	33,3	3	66,7	4	50	7	57
Хотимский	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Чаусский	3	0	1	0	6	33	4	50	2	0	14	50	19	31,6	26	30,8	36	33,3
Чериковский	5	100	3	66,7	2	100	1	100	1	100	0	0	0	0	1	0	1	0
Шкловский	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	3	33,3
Итого	82	57,32	86	54,7	100	51	62	46,8	42	29,3	81	35,8	163	39,3	199	32,7	199	35,7

Приложение Б (обязательное)

Таблица Б.1 – Перечень населенных пунктов зон первоочередного и последующего отселения Могилевской области, жители которых отселялись в 1990–2010 гг.

Название района	Название населенных пунктов, где		
	проведено отселение	числятся жители	реабилитированы
Быховский <i>Подлежал отселению один населенный пункт</i>	Александров	–	–
Климовичский <i>Подлежали отселению 16 населенных пунктов</i>	Александровка, Будище, Горки, Городешня-1, Городешня-2, Деряжня, Замошенье, Игнатовка, Кислядь, Кончары, Кошановка, Савиничи, Селище, Студенец, Титовка, Шишковка	–	–
Костюковичский <i>Подлежал отселению 41 населенный пункт</i>	Братьковичи, Ветухна, Вировка, Вороновка, Гайковка, Горбовичи, Гутка, Деряжня, Долгий Лог, Дубеец, Дубровка, Заречье, Киселевка, Клеевичи-1, Клеевичи-2, Клетки, Колодезская, Красномосковский, Кривая Нива, Ленинский, Мамоновка, Меловка, Мокрое, Морозовка, Малый Хотимск, Озерец, Осов, Островок, Печенеж, Провиденец, Рвенск, Скалин, Тарасовка, Хоминка, Чырвоный Угол. <i>Всего 35 населенных пунктов</i>	Прудок, Самотевичи (самоселы)	Видуйцы, Клеевичи-1, Норкино, Папоротная, Силичи
Краснопольский <i>Подлежал отселению 61 населенный пункт</i>	Антоновка, Березяки-1, Березяки-2, Болин, Большой Осов, Высокий Борок, Гацкевич, Городок, Горезна, Горна, Готовец, Гослев, Высокий Борок, Драгомилово, Драготынь, Дубровка, Дубиец, Ельня, Жележье, Заводок, Загоренье, Какойский, Калинино, Калиновый Бор, Корма Долгая, Корма Пайки, Костюковка, Красная Заря, Красное Знамя, Красноезвездный, Круторов, Лосинка, Малый Осов, Мануйлы, Марьяна Буда, Мхиничи, Нерядовка, Новоельня, Осиновый, Осов, Широкоувелье, Петровичи, Поджелезница, Радилев, Ровнище, Росомаха-1, Росомаха-2, Сосновица-1, Сосновица-2, Старая Буда, Степанов, Топкое, Черня, Шелуховка, Широкоувелье, Якушевка. <i>Всего 56 населенных пунктов</i>	Боровая, Палуж-2	Березуга, Выдренка, Загоренье, Какойск

Окончание таблицы Б.1

Название района	Название населенных пунктов, где		
	проведено отселение	числятся жители	реабилитированы
Славгородский <i>Подлежали отселению 24 населенных пункта</i>	Бахань, Добрый Дуб, Добрянка, Дубровка, Жерелы, Заполянье, Клины, Кошелев, Красная Слобода, Куликовка-1, Куликовка-2, Кульшичи, Курганье, Пчельня, Рябиновка, Селище, Сергеевка, Силино Поле, Старинка. <i>Всего 19 населенных пунктов</i>	–	Гайшин, Завод-Вировая, Курганье, Перегон, Роги, Рябиновка, Силино поле, Ходорово
Чериковский <i>Подлежали отселению 27 населенных пунктов</i>	Бакуновичи, Ближняя Речица, Веприн, Дубровка, Журавель, Зябень, Каменка, Калютино, Клины, Комаровичи, Князевка, Лисань, Лысовка, Малиновка, Михайловка, Монастырек, Новомалиновка, Осовец, Острова, Пиленка, Степанов, Торжев, Ушаки, Холменка, Чудяны. <i>Всего 25 населенных пунктов</i>	Монастырек (самоселы)	Охорь, Зори

Приложение В (обязательное)

Таблица В.1 – Населенные пункты Могилевской области, в которых среднегодовая эффективная доза облучения населения может превысить 1 мЗв/год (согласно Каталогу доз 2009 г.)

Населенный пункт	Численность населения		Доза внешнего облучения, мЗв/год	Доза внутреннего облучения, мЗв/год	Суммарная доза облучения, мЗв/год
	всего	в т. ч. детей			
Климовичский район					
д. Ганновка	4	–	0,82	0,59	1,41
Костюковичский район					
д. Видуйцы	103	17	0,91	0,65	1,56
д. Папоротная	3	–	0,98	0,69	1,67
д. Норкино	38	3	0,76	0,55	1,31
д. Прудок	6	–	1,30	0,91	2,21
д. Самотевичи	1	–	1,95	1,35	3,30
д. Силичи	16	1	1,09	0,77	1,86
Краснопольский район					
д. Палуж-1	243	77	0,43	1,43	1,86
д. Березуга	6	2	0,67	0,49	1,16
д. Соболи	63	17	0,61	0,45	1,06
д. Козелье	45	3	0,61	0,45	1,06
д. Какойск	28	3	1,03	0,73	1,76
д. Выдренка	61	11	0,82	0,66	1,48
д. Овчинец	29	6	0,72	0,52	1,24
д. Палуж-2	47	12	1,29	1,48	2,77
д. Боровая	3	–	1,75	1,22	2,97
Могилевский район					
д. Растополье	1	–	0,63	0,46	1,09
Славгородский район					
д. Шеломы	114	24	0,65	0,83	1,48
д. Ректа	389	97	0,64	0,39	1,03
д. Гайшин	93	20	0,73	0,29	1,02
д. Кульшичи	1	–	1,04	0,37	1,41
д. Ходорово	41	5	0,73	0,45	1,18
д. Завод-Вирова	75	16	0,78	0,31	1,09
д. Перегон	37	1	0,84	0,32	1,16
д. Прудок	199	42	0,72	0,29	1,01
д. Роги	127	25	0,98	0,35	1,33

Окончание таблицы В.1

Населенный пункт	Численность населения		Доза внешнего облучения, мЗв/год	Доза внутреннего облучения, мЗв/год	Суммарная доза облучения, мЗв/год
	всего	в т. ч. детей			
Чаусский район					
д. Александрово	26	–	0,59	0,43	1,02
д. Малый Грязивец	7	–	0,58	0,43	1,01
д. Сутоки	39	2	0,71	0,51	1,22
Чериковский район					
д. Боровая	31	4	0,63	0,46	1,09
д. Михалин	18	–	0,68	0,49	1,17
д. Устье	132	20	0,61	0,44	1,05
д. Богдановка	178	31	0,65	0,48	1,13
д. Вымочь	61	15	0,68	0,50	1,18
д. Латыщино	130	46	0,61	0,45	1,06
д. Ямки	10	–	0,62	0,45	1,07
д. Баков	69	9	0,78	0,56	1,34
д. Охорь	21	1	0,92	0,66	1,58
д. Речица	436	116	0,74	0,53	1,27
д. Холобин	50	10	0,80	0,57	1,37
д. Глинь	112	22	0,83	0,59	1,42
д. Зори	163	56	0,75	0,54	1,29
д. Веприн	1	–	1,77	1,23	3,00
д. Монастырек	2	–	1,76	1,22	2,98

Приложение Г (обязательное)

Таблица Г.1 – Результаты СИЧ-измерений жителей неселенных пунктов зоны радиоактивного загрязнения Могилевской области (2006–2008 гг.)

Район, населенный пункт	Число жителей	Средняя доза внутреннего облучения, мЗв	Доля обследованного населения, %, с дозами			
			> 0,1 мЗв	от 0,3 до 0,5 мЗв	> 0,5 мЗв	> 1,0 мЗв
Быховский район						
Воронино	609	0,017	1,5	0	0	0
Красница-1	122	0,001	0	0	0	0
Вязьма	119	0,001	0	0	0	0
Палки	184	0,041	2,2	0	0	0
Бовки	55	0,103	43,7	0	0	0
Косичи	97	0,033	16,0	0	1,5	0
Барколабово	482	0,006	0,6	0	0,3	0
Верхняя Тощица	98	0,079	20	0	0	0
Виляховка	134	0,158	72	10	0	0
Красный Берег	270	0,091	30	5	0	0
Восточное	304	0,018	3,4	0	0	0
Селец	429	0,065	28,4	0,8	0	0
Ухлясть	108	0,011	2	0	0	0
Костюковичский район						
Белая Дуброва	757	0,049	12	0,12	0	0
Видуйцы	101	0,065	20	0	0	0
Самотевичи	11	0,325	88	62	12	0
Силичи	17	0,018	0	0	0	0
Забычанье	274	0,010	0	0	0	0
Негино	124	0,057	4	0	0	0
Норкино	37	0,072	25	0	0	0
Краснопольский район						
Медведовка	76	0,053	3,8	3,8	0	0
Кожемякино	120	0,069	26	2,2	2,2	0
Какойск	33	0,730	100	42,8	35,7	24,5
Палуж-1	219	0,168	20	1,9	2,8	2,4
Палуж-2	68	0,197	52	7	6	3,5
Выдренка	77	0,237	76,6	11	9,4	1,6
Устиновичи	138	0,001	0	0	0	0
Козелье (Мхиничский с/с)	354	0,153	47	5,5	1	1

Окончание таблицы Г.1

Район, населенный пункт	Число жителей	Средняя доза внутреннего облучения, мЗв	Доля обследованного населения, %, с дозами			
			> 0,1 мЗв	от 0,3 до 0,5 мЗв	> 0,5 мЗв	> 1,0 мЗв
Козелье (Яновский с/с)	48	0,038	5	0	0	0
Яновка	394	0,070	12,2	0	0,3	0,3
Славгородский район						
Телеша	284	0,026	3,7	0	2,5	0
Новая Слобода	320	0,094	37,8	0	0	0
Дубно	26	0,196	93	13	0	0
Завод-Вировая	81	0,131	53,6	0	0	0
Кабина Гора	145	0,114	55,0	3,2	0	0
Васьковичи	198	0,026	2,2	0	0	0
Александровка-1	55	0,168	95	5,3	0	0
Перегон	37	0,093	23,7	0	0	0
Гайшин	87	0,139	23	0	3	3
Уречье	130	0,010	0	0	0	0
Красный Восход	259	0,064	21	0	1,8	0,9
Шеломы	139	0,197	65	14	5,4	0
Ходорово	41	0,269	100	22	5,5	0
Гиженка	321	0,037	12,5	0	0	0
Старая Каменка	60	0,204	81	19	2,4	0
Сычин	19	0,116	46	0	0	0
Лесная	348	0,037	9,4	0,8	0,8	0,4
Рабовичи	209	0,069	10	4,4	0	0
Прудок	217	0,037	10,3	0	0	0
Ректа	383	0,256	88	27	2	0
Роги	133	0,075	21,3	0	0	0
Свенск	592	0,033	9,8	0,2	0,2	0
Чериковский район						
Гронов	335	0,060	16	0,7	1,4	0
Майский	531	0,082	17,6	3,5	1,3	1,3
Езеры	788	0,021	3,8	0	0,3	0
Речица	465	0,076	23	0	0,5	0
Устье	143	0,110	45	5	0	0
Глинь	126	0,017	0	0	0	0
Зори	168	0,047	9,1	0	0	0
Баков	57	0,142	61,5	0	0	0
Полипень	34	0,099	42,8	0	0	0
Холоблин	55	0,121	85	0	0	0

Приложение Д (обязательное)

Таблица Д.1 – Оценка радиационной безопасности леса

Сельсовет	Населенный пункт	Плотность загрязнения ^{137}Cs , Ки/км ²	Усредненная доза по населенному пункту, мЗв	Оценка леса, D ₁
Быховский район				
Барколабовский	Косичи	5,1	0,033	0,659
Барколабовский	Барколабово	4,6	0,006	0,652
Верхнетощицкий	Верхняя Тощица	4,2	0,079	0,593
Верхнетощицкий	Виляховка	4,7	0,158	0,499
Верхнетощицкий	Красный Берег	5,3	0,091	0,486
Глухский	Восточное	4,6	0,018	0,912
Дунайковский	Вязьма	1,8	0,001	0,644
Обидовичский	Селец	5,1	0,065	0,577
Обидовичский	Палки	3,2	0,041	0,760
Следюковский	Воронино	3,5	0,017	0,577
Следюковский	Красница-1	3,4	0,001	0,577
Смолицкий	Бовки	7,6	0,103	0,249
Смолицкий	Ухлясть	1,9	0,011	0,581
Костюковичский район				
Белодубровский	Белая Дуброва	4,7	0,049	0,939
Белодубровский	Видуйцы	12,5	0,065	0,779
Белодубровский	Самотевичи	26,5	0,325	0,577
Белодубровский	Силичи	15,01	0,018	0,564
Забычанский	Забычанье	6,2	0,010	0,645
Забычанский	Негино	3,2	0,057	0,442
Забычанский	Норкино	10,4	0,072	0,234
Краснопольский район				
Мхиничский	Выдренка	11,4	0,237	0,189
Мхиничский	Козелье	3,5	0,153	0,449
Сидоровский	Устиновичи	2,3	0,001	0,564
Яновский	Козелье	8,7	0,038	0,652
Яновский	Яновка	4,1	0,070	0,499
Высокоборский	Какойск	13,4	0,696	0,348
Высокоборский	Палуж-1	5,5	0,168	0,354
Высокоборский	Палуж-2	17,01	0,205	0,348
Сидоровский	Кожемякино	2,9	0,069	0,486
Сидоровский	Медведовка	3,4	0,053	0,486

Окончание таблицы Д.1

Сельсовет	Населенный пункт	Плотность загрязнения ^{137}Cs , Ки/км ²	Усредненная доза по населенному пункту, мЗв	Оценка леса, D ₁
Славгородский район				
Васьковичский	Гайшин	10,1	0,139	0,214
Васьковичский	Уречье	6,4	0,010	0,842
Васьковичский	Васьковичи	5,4	0,026	0,425
Гиженский	Ходорово	10,01	0,269	0,272
Гиженский	Александровка-1	7,1	0,168	0,249
Гиженский	Гиженка	6,3	0,037	0,348
Гиженский	Телеши	5,2	0,026	0,652
Кабиногорский	Дубно	7,5	0,196	0,357
Кабиногорский	Завод-Вировая	10,4	0,130	0,189
Кабиногорский	Кабина Гора	9,3	0,114	0,208
Кабиногорский	Новая Слобода	6,6	0,094	0,208
Кабиногорский	Старая Каменка	4,5	0,204	0,180
Кабиногорский	Сычин	7,8	0,116	0,180
Лопатичский	Лесная	2,1	0,037	0,290
Лопатичский	Рабовичи	4,4	0,069	0,449
Свенский	Перегон	11,01	0,093	0,652
Свенский	Прудок	10,01	0,037	0,619
Свенский	Ректа	8,5	0,237	0,248
Свенский	Роги	13,01	0,069	0,652
Свенский	Свенск	8,6	0,033	0,623
Васьковичский	Красный Восход	8,5	0,064	0,484
Васьковичский	Шеломы	8,6	0,197	0,189
Чериковский район				
Вепринский	Гронов	7,1	0,060	0,385
Вепринский	Майский	2,7	0,082	0,116
Езерский	Баков	10,7	0,142	0,240
Езерский	Езераы	4,7	0,021	0,760
Езерский	Полипень	6,1	0,099	0,240
Речицкий	Речица	10,1	0,076	0,577
Речицкий	Устье	8,3	0,110	0,245
Речицкий	Холоблин	11,2	0,121	0,204
Сормовский	Глинь	11,3	0,017	0,652
Сормовский	Зори	10,2	0,047	0,652

Таблица Д.2 – Результаты расчета частных и обобщенного показателей радиационной опасности населенных пунктов

Название населенного пункта	Оценка молока	Оценка плотности загрязненной территории	Оценка численности населения	Оценка леса	Оценка инфраструктуры	Оценка промышленной и производственной зоны	Общая оценка риска	Усредненная доза, мЗв	% с дозой >0,1 мЗв	% с дозой >0,5 мЗв	% с дозой >1,0 мЗв
Населенные пункты высокой степени риска											
Выдренка	0,316	0,620	0,5	0,189	0,775	0,6	0,453	0,237	76,6	9,4	1,6
Сычин	0,651	0,740	0,5	0,180	0,623	0,6	0,503	0,116	50,0	0	0
Старая Каменка	0,562	0,850	0,5	0,180	0,635	0,6	0,504	0,204	81,0	2,4	0
Самотевичи	0,880	0,117	0,5	0,577	0,629	0,6	0,518	0,325	87,5	12	0
Полипень	0,562	0,797	0,5	0,240	0,623	0,6	0,521	0,099	42,9	0	0
Холоблин	0,880	0,627	0,5	0,204	0,629	0,6	0,526	0,101	55,6	0	0
Баков	0,740	0,643	0,5	0,240	0,623	0,6	0,527	0,142	71,4	0	0
Дубно	0,532	0,750	0,5	0,357	0,629	0,6	0,547	0,196	94,1	0	0
Бовки	0,562	0,747	0,5	0,249	0,629	1	0,566	0,103	43,8	0	0
Александровка-1	0,880	0,763	0,5	0,249	0,767	0,6	0,581	0,168	94,7	0	0
Пауж-2	0,669	0,433	0,5	0,348	0,775	1	0,582	0,205	52,9	6	3,5
Норкино	0,669	0,653	0,5	0,234	0,767	1	0,583	0,072	25,0	0	0
Завод-Вировая	0,880	0,653	0,5	0,189	0,775	1	0,590	0,130	53,6	0	0
Силичи	0,795	0,500	0,5	0,577	0,623	0,6	0,592	0,033	0,0	0	0
Гайшин	0,946	0,663	0,5	0,214	0,798	1	0,614	0,139	37,7	3	3
Какойск	0,946	0,553	0,5	0,348	0,629	1	0,620	0,700	100,0	33,3	20,0
Ходорово	0,795	0,666	0,5	0,272	0,791	1	0,620	0,269	100,0	5,5	0
Населенные пункты средней степени риска											
Устье	0,880	0,723	0,8	0,245	0,775	0,6	0,622	0,110	45,5	0	0
Косичи	0,308	0,830	0,5	0,659	0,798	1	0,638	0,033	17,4	1,5	0
Перегон	0,880	0,633	0,5	0,652	0,623	0,6	0,639	0,093	56,3	0	0

Продолжение таблицы Д.2

Название населенного пункта	Оценка молока	Оценка плотности загрязненной территории	Оценка численности населения	Оценка леса	Оценка инфраструктуры	Оценка промышленной и производственной зоны	Общая оценка риска	Усредненная доза, мЗв	% с дозой >0,1 мЗв	% с дозой >0,5 мЗв	% с дозой >1,0 мЗв
Шеломы	0,880	0,713	0,8	0,189	0,767	1	0,646	0,197	72,2	7,8	0
Кабина Гора	0,946	0,690	0,8	0,208	0,782	1	0,663	0,114	54,8	0	0
Майский	0,880	0,910	1	0,116	0,968	1	0,669	0,082	17,5	1,3	1,3
Верхняя Тошица	0,880	0,860	0,5	0,593	0,782	0,6	0,687	0,079	23,3	0	0
Новая Слобода	0,740	0,780	1	0,208	0,940	1	0,695	0,094	37,8	0	0
Виляховка	0,946	0,843	0,8	0,442	0,783	0,6	0,714	0,158	70,2	0	0
Ректа	0,795	0,717	1	0,248	1,000	1	0,722	0,237	88,2	2	0
Зори	0,880	0,660	0,8	0,652	0,798	0,6	0,725	0,047	20,7	0	0
Глинь	0,880	0,623	0,8	0,652	0,856	0,6	0,731	0,017	0,0	0	0
Медведовка	0,946	0,887	0,5	0,486	0,775	1	0,735	0,053	3,7	0	0
Гронов	0,669	0,763	1	0,385	0,817	1	0,737	0,060	17,7	1,4	0
Козелье	0,946	0,710	0,5	0,652	0,767	1	0,743	0,038	5,0	0	0
Вязьма	0,740	0,940	0,8	0,644	0,783	0,6	0,743	0,000	0,0	0	0
Прудок	0,651	0,666	0,8	0,619	0,817	1	0,748	0,037	19,3	0	0
Негино	0,740	0,893	0,8	0,442	0,767	1	0,751	0,057	7,4	0	0
Палуж-1	0,795	0,817	0,8	0,354	0,980	1	0,752	0,168	19,7	2,8	2,4
Кожемякино	0,669	0,903	0,8	0,486	0,775	1	0,753	0,069	26,2	2,2	0
Роги	0,795	0,566	0,8	0,652	0,775	1	0,753	0,069	19,1	0	0
Васьковичи	0,880	0,820	0,8	0,425	0,791	1	0,761	0,026	2,3	0	0
Ухлясть	0,946	0,937	0,8	0,581	0,798	0,6	0,763	0,009	4,2	0	0
Рабовичи	0,946	0,853	0,8	0,449	0,775	1	0,780	0,069	12,5	0	0
Видуицы	0,880	0,583	0,8	0,779	0,807	1	0,782	0,065	26,3	0	0

Окончание таблицы Д.2

Название населенного пункта	Оценка молока	Оценка плотности загрязненной территории	Оценка численности населения	Оценка леса	Оценка инфраструктуры	Оценка промышленной и производственной зоны	Общая оценка риска	Усредненная доза, мЗв	% с дозой >0,1 мЗв	% с дозой >0,5 мЗв	% с дозой >1,0 мЗв
Лесная	0,880	0,930	1	0,290	1,000	1	0,787	0,037	11,1	0,8	0,4
Гиженка	0,880	0,790	1	0,348	1,000	1	0,789	0,037	12,3		
Красница-1	0,740	0,887	0,8	0,577	0,791	1	0,788	0,001	0,0	0	0
Селец	0,562	0,830	1	0,577	0,980	1	0,801	0,065	34,8	0	0
Телеши	0,562	0,827	1	0,652	0,878	1	0,802	0,026	5,1	2,5	0
Красный Восход	0,880	0,717	1	0,484	0,896	1	0,806	0,064	24,5	1,8	0,9
Красный Берег	0,795	0,823	1	0,486	0,891	1	0,810	0,091	30,4	0	0
Свенск	0,651	0,713	1	0,623	1,000	1	0,813	0,033	10,4	0,2	0
Устиновичи	0,946	0,923	0,8	0,564	0,791	1	0,823	0,001	0,0	0	0
Речица	0,880	0,663	1	0,577	0,968	1	0,830	0,076	25,2	0,5	0
Козелье (Мхиничский с/с)	0,880	0,883	1	0,449	0,940	1	0,838	0,151	47,2	1,0	1,0
Палки	0,880	0,893	0,8	0,760	0,775	1	0,847	0,041	2,3	0	0
Забычанье	0,795	0,793	1	0,645	0,968	1	0,856	0,010	0,0	0	0
Воромино	0,795	0,883	1	0,577	1,000	1	0,860	0,017	1,5	0	0
Яновка	0,946	0,863	1	0,499	1,000	1	0,861	0,070	12,2	0,3	0
Барколабово	0,740	0,847	1	0,652	1,000	1	0,861	0,006	0,9	0,3	0
Уречье	0,946	0,787	0,8	0,842	0,868	1	0,870	0,010	0,0	0	0
Белая Дуброва	0,562	0,843	1	0,939	1,000	1	0,874	0,049	14,7	0	0
Езеры	0,795	0,843	1	0,760	1,000	1	0,894	0,021	5,5	0,3	0
Восточное	0,880	0,847	1	0,912	0,798	1	0,903	0,018	3,4	0	0

Оглавление

Сокращения	3
Введение	4
1 Радиоэкологические проблемы в зоне загрязнения преимущественно ^{90}Sr и ^3H	11
1.1 Естественные радиоактивные изотопы.....	11
1.2 Техногенные радиоактивные изотопы и источники их поступления в окружающую среду.....	13
1.3 Радиоактивное загрязнение зоны действия ПО «Маяк»	27
1.4 Экологические проблемы накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в биотических компонентах экосистем	45
1.5 Экологические проблемы загрязнения тритием водных экосистем	126
2 Радиоэкологические проблемы при преимущественном загрязнении территорий ^{137}Cs	153
2.1 Радионуклиды техногенного происхождения на территории Могилевской области	153
2.2 Радиоактивное загрязнение сельскохозяйственных земель Могилевской области.....	161
2.3 Радионуклиды в экосистемах пойменных лугов	174
2.4 Динамика загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственной продукции.....	193
2.5 Цезий-137 в лесных экосистемах	207
2.6 Человек в условиях радиоактивного загрязнения	224
Заключение	265
Список литературы	270
Приложение А	294
Приложение Б	297
Приложение В	299
Приложение Г	301
Приложение Д	303

Научное издание

Казачёнок Нина Николаевна
Агеева Тамара Николаевна

**РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
В ЗОНЕ РАДИОАКТИВНОГО
ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

Редакторы *И. В. Голубцова, А. А. Подошевка*
Художественное оформление обложки *А. А. Емельянова*
Компьютерный дизайн *Н. П. Полевничая*

Подписано в печать 10.08.2020. Формат 60×84/16. Бумага офсетная. Гарнитура Таймс.
Печать трафаретная. Усл. печ. л. 18,14. Уч.-изд. л. 19,31. Тираж 500 экз. Заказ № 392.

Издатель и полиграфическое исполнение:
Межгосударственное образовательное учреждение высшего образования
«Белорусско-Российский университет».
Свидетельство о государственной регистрации издателя,
изготовителя, распространителя печатных изданий
№ 1/156 от 07.03.2019.
Пр-т Мира, 43, 212022, Могилев.