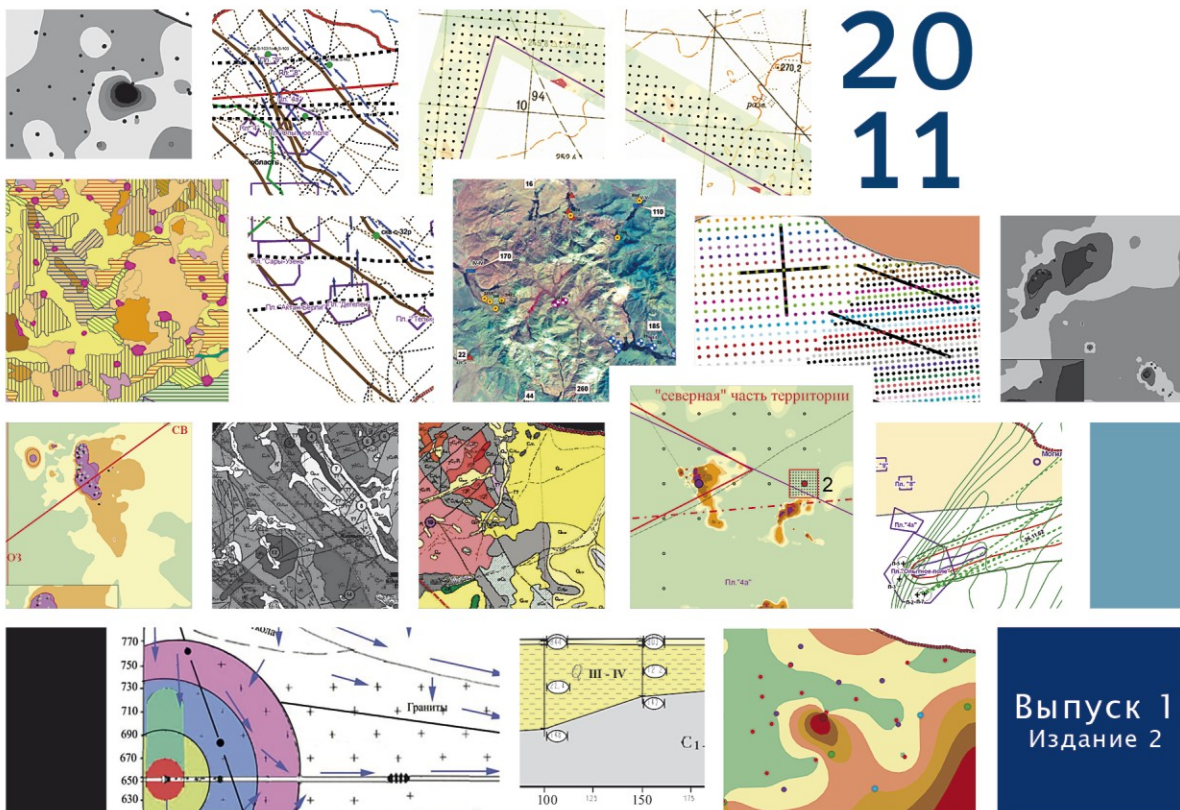


АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ
"СЕВЕРНОЙ" ЧАСТИ ТЕРРИТОРИИ
СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

20
11



Выпуск 1
Издание 2

Выпуск 1
Издание 2

АКТУАЛЬНЫЕ
ВОПРОСЫ
РАДИОЭКОЛОГИИ
КАЗАХСТАНА

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ "СЕВЕРНОЙ" ЧАСТИ ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА



КУРЧАТОВ, 2011 г.

Министерство индустрии и новых технологий

*Республиканское государственное предприятие
"Национальный ядерный центр Республики Казахстан"*

*Дочернее государственное предприятие
"Институт радиационной безопасности и экологии"*

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА ВЫПУСК 1

Издание 2

*Радиоэкологическое состояние
"северной" части территории
Семипалатинского испытательного полигона*

*Павлодар
ТОО "Дом печати"
2011*

УДК 577.4:577.391:504.064:539.16

ББК 31.4:20.18

Р-15

Монография "Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона". Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК под руководством заместителя генерального директора по радиоэкологии РГП НЯЦ РК Лукашенко С. Н.

ISBN 978-601-7112-38-7

Рецензенты:

1. **М.С. Панин** – проректор по научной работе и международным связям, заведующий кафедрой экологии и географии Семипалатинского государственного педагогического института, д. б. н., профессор, академик (Казахстан, г. Семей).

2. **В. П. Солодухин** – главный научный сотрудник, научный руководитель по радиоэкологии Центра комплексных экологических исследований Института ядерной физики НЯЦ РК, д.ф.-м.н. (Казахстан, г. Алматы).

Выражаем благодарность профессору, доктору физико-математических наук, главному научному сотруднику РГП НЯЦ РК Жотабаеву Ж.Р. за внимательное прочтение рукописи и ценные советы.

Авторы выражают огромную благодарность ТОО "Дом печати" г. Павлодара и лично директору Писаревской Евгении Александровне за плодотворное сотрудничество, а также сотрудникам: Галине Вячеславовне Трубицкой за помощь в создании книги и приятную совместную работу, Дмитрию Швецу, Евгению Горкину, Анне Вус за неформальное отношение к работе и творческий вклад.

В работе над отдельными главами монографии принимали участие:

НЯЦ РК – ИРБЭ НЯЦ РК	
Лукашенко С.Н.	(введение, заключение, разделы 4.4.1-4.4.2, общее руководство)
ИРБЭ НЯЦ РК	
Стрильчук Ю.Г.	(разделы 2.1.1, 2.1.3, 2.1.4, 3, 6, заключение)
Осинцев А.Ю.	(раздел 1.1.1, 1.1.3.2, 4.1)
Артемьев О.И.	(разделы 4.5.2-4.5.4)
Айдарханов А.О.	(разделы 4.5.2-4.5.4)
Субботин С.Б.	(разделы 1.2.1, 1.2.3, 4.4.3)
Каширский В.В.	(разделы 2.1.2, 2.2)
Паницкий А.В.	(разделы 1.1.3.1, 1.2.5, 4.7, 5.1)

Ларионова Н.В.	(разделы 1.2.4, 4.6)
Магашева Р.Ю.	(разделы 1.2.2, 4.3)
Кундузбаева А.Е.	(раздел 4.3)
Яковенко Ю.Ю.	(раздел 4.2, приложения В, Г)
Коровина О.Ю.	(приложение А)
Бакиров Р.М.	(разделы 1.1.2, 1.1.3.2)
Тоневицкая О.В.	(разделы 1.1.1, 1.1.2)
Топорова А.В.	(разделы 4.5.1, 6)
Чередов О.И.	(раздел 5.2)
ИГИ НЯЦ РК	
Пестов Е.Ю.	(разделы 1.2.1, 1.2.3)
Дроздов А.В.	(раздел 1.2.1)
Бахтин Л.В.	(раздел 4.4.3)
ИЯФ НЯЦ РК	
Глушенко В.Н	(раздел 4.4.2)
Силачев И.Ю.	(раздел 4.4.2)
Коваль А.П.	(раздел 4.4.2)
Харкин П.В.	(раздел 4.4.2)
Институт ботаники и фитоинтродукции МОН РК	
Султанова Б.М.	(раздел 1.2.4)

Технические редакторы: Тоневицкая О. В., Серая О. В.

Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. Выпуск 1. Издание 2. Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона/ под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2011.- 296 с.: ил. 24 с. – Библиогр.: с 281-290.

В предлагаемой книге представлены современные данные о радиоэкологической обстановке на территории северной части полигона, характеризующие существующую и прогнозируемую экологическую ситуацию в данном регионе. Книга подготовлена Институтом для специалистов в области радиационной безопасности, защиты окружающей среды, радиоэкологии, а также для лиц, интересующихся вопросами экологического состояния бывшего Семипалатинского испытательного полигона.

ББК 31.4:20.18

ISBN 978-601-7112-38-7

© Под редакцией Лукашенко С. Н.,
общее редактирование, 2011
© Павлодар, ТОО "Дом печати", 2011

Предисловие к первому изданию

Республика Казахстан – страна, широко представленная всеми видами событий, связанных с ядерной энергией. Это и военные ядерные испытания, и мирные ядерные взрывы, а также – добыча и переработка урана. Вполне естественно, что вся эта деятельность, на фоне трагических событий прошлого века (Хиросима-Нагасаки, Чернобыль и др. аварии), привела к значительной настороженности общественности и, в первую очередь, по отношению к Семипалатинскому испытательному полигону (СИП). Эта настороженность часто преувеличена и подчас носит предвзятый характер. Общество заболело радиофобией. Психологическое оздоровление общества – процедура весьма сложная и длительная и достижима только при условии объективного исследования сложившейся ситуации и доступности этих результатов широкой общественности по всем средствам массовой информации.

Предлагаемая монография является первой из серии книг "Актуальные проблемы радиоэкологии Казахстана", в которой в дальнейшем предполагается представлять как результаты радиоэкологических исследований бывших ядерных полигонов Казахстана, мест проведения мирных ядерных взрывов и других радиационно-опасных объектов, так и результаты фундаментальных и прикладных радиоэкологических исследований.

Одним из главных направлений деятельности Национального ядерного центра Республики Казахстан (НЯЦ РК) и его дочерних предприятий является обеспечение радиационной и ядерной безопасности бывшего СИП и организация ведения хозяйственной деятельности с учетом особенностей его территории.

С момента закрытия полигона до настоящего времени казахстанскими учеными совместно с международным научным сообществом получен большой объем информации относительно текущей радиационной обстановки на СИП и прилегающих территориях. Выявлены все значимые участки радиоактивного загрязнения, выявлены основные пути и механизмы текущего и потенциального распространения радиоактивных веществ. Полученные данные позволяют сделать вывод, что в настоящее время СИП не оказывает негативного влияния на население, проживающее на прилегающих к нему территориях, за исключением населения, проживающего в зоне влияния реки Шаган. Можно однозначно утверждать, что соблюдение норм закона и специально разработанных правил, распространяющихся на деятельность на территории СИП, обеспечивает радиационную безопасность при осуществлении хозяйственной деятельности на СИП.

Вместе с тем, радиоэкологическая ситуация не является стабильной, выявлены процессы миграции радиоактивных веществ, что вызывает необходимость проведения регулярного мониторинга радиационной ситуации на СИП и продолжения исследований. Можно сказать, что, учитывая масштабность СИП и многообразие проведенных испытаний, имеющаяся информация не являются исчерпывающей, но позволяет предложить научно обоснованный план исследовательских работ и практических ликвидационных (ремедиационных) мероприятий.

Одной из главных целей и конечной целью работ по СИП должна стать постепенная передача земель СИП в народнохозяйственный оборот. Передача земель возможна только после проведения комплексных экологических исследований и реабилитационных мероприятий на наиболее опасных участках радиоактивного загрязнения.

По уже полученным, накопленным НЯЦ РК данным можно обоснованно предположить, что в народное хозяйство можно вернуть до 90 % территории СИП. В качестве первого этапа этой длительной работы была выбрана "северная" часть территории СИП, так как именно по этой территории в период с 1995 по 2007 годы было накоплено максимальное количество информации о содержании искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды; эта территория максимально приближена к основному населенному пункту данного района (г. Курчатов) и здесь по факту осуществляется сельскохозяйственная деятельность, которая в настоящее время рассматривается как несанкционированная. В дальнейшем комплексное экологическое обследование будет выполнено для всей территории полигона.

Вместе с тем, нельзя потерять бесценный научный материал СИП. Некоторые его участки должны быть сохранены как музейные экспонаты, отражающие важнейший этап развития человечества – этап освоения атома и создания самого грозного в истории человечества оружия. СИП может рассматриваться как мировая лаборатория для исследования поведения искусственных радионуклидов в естественной среде.

Некоторые территории СИП ни в настоящее время, ни в обозримом будущем не будут являться пригодными для традиционной хозяйственной деятельности. Вместе с тем, эти территории с успехом могут быть использованы для размещения производств атомного комплекса. В частности, актуальной является проблема утилизации радиоактивных отходов, накопленных в Казахстане. Таким местом для долговременного размещения радиоактивных отходов в специальных хранилищах может стать территория полигона.

Таким образом, в настоящее время бывший Семипалатинский испытательный полигон обладает таким количеством особых свойств и качеств, развитие и должное использование которых неизбежно приведет как к научным достижениям мирового уровня, так и к значимым достижениям промышленного характера для экономики Казахстана.

**Генеральный директор
Национального ядерного центра
Республики Казахстан,
академик НАН РК,
лауреат Государственной премии РК
в области науки и техники 2009 года,
профессор**



Кадыржанов К.К.

Предисловие ко второму изданию

С моментом окончания исследовательских работ по "северным" территориям СИП, результаты которых легли в основу первого издания этой книги, начался другой этап "жизни" отчета, подготовленного по их результатам, – этап официальной научной оценки, а также общественной.

Общественная реакция на сделанные выводы о возможности неограниченного использования 99,9 % исследованной территории была подчас бурной и неоднозначной - от резкого отрицания с аргументацией, что этого "не может быть, потому что этого не может быть никогда", до спокойного заинтересованного внимания, выраженного, в том числе, средствами зарубежной массовой информации.

С апреля 2010-го года результаты работ по исследованию "северных территорий" были предметом очень тщательной оценки группы независимых экспертов Международного Агентства по Атомной Энергии (МАГАТЭ). В начале июня экспертная группа посетила Национальный ядерный центр, где ознакомилась в реальности со всем, что определяло качество проведенных работ, включая: квалификацию персонала, выполнявшего работу; используемое аппаратурно-методическое обеспечение; систему контроля качества аналитических работ.

Эта оценка была очень профессиональной, качественной и непредвзятой, ее результаты представлены в виде "Окончательного заключения МАГАТЭ по результатам изучения на международном уровне отчета: "Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона", которое представлено в настоящем издании.

Экспертная группа высоко оценила как объем, так и качество проведенных исследований, при этом были выявлены некоторые неточности, а в ряде случаев подходы, использованные нашими специалистами при расчете доз, были оценены экспертами МАГАТЭ как *слишком* консервативные. Эти замечания были приняты во внимание, внесены корректировки, в результате чего были получены новые данные, прежде всего, по результатам ожидаемых доз населения. Следует отметить, что в результате расчетные значения ожидаемых доз *снизились*, что с точки зрения экспертной группы МАГАТЭ является более реалистичным.

В течение 2010-го года в соответствии с рекомендациями, разработанными на основе результатов исследований "северных" территорий, был выполнен ряд практических работ по улучшению радиационной ситуации на полигоне: созданы физические барьеры, ограничивающие доступ на площадку "4а", проведены ремедиационные работы на объекте "могильник".

Учитывая вышеприведенные факты, авторы посчитали необходимым подготовить 2-ое издание книги "Радиоэкологическое состояние "северных" территорий СИП", в которое внесены соответствующие изменения.

В заключение от имени коллектива авторов считаю необходимым выразить огромную благодарность сотрудникам Комитета по атомной энергетике РК Ти-

муру Жантикину, Шолпан Абдыхалыковой и Маржан Идрисовой и Международного Агентства по Атомной Энергии Питеру Салеме и Мыколе Курильчику благодаря пониманию, энергии которых стала вообще возможной совместная продуктивная работа Казахстана и МАГАТЭ. Отдельную благодарность авторы выражают членам международной экспертной группы Свену Нильсену (Дания), Валерию Кашпарову (Украина) и Киршти-Лизе Соеблом (Финляндия) и техническим офицерам МАГАТЭ Герхарду Прёлю и Сергею Фесенко за огромную выполненную работу в целом, ценные замечания и рекомендации.

**Заместитель Генерального директора
Национального ядерного центра РК
- Директор Института радиационной
безопасности и экологии**



Лукашенко С.Н.

Введение

Весь комплекс экспериментальных данных, полученных НЯЦ РК к настоящему времени, позволяет обоснованно предположить, что на части территории СИП уровень концентраций искусственных радионуклидов сравним с уровнем глобальных выпадений и, соответственно, эти земли могут использоваться в народном хозяйстве без каких-либо ограничений. Решение о необходимости планомерных работ по постепенной передаче земель СИП в народнохозяйственный оборот поддержано руководством страны, что нашло отражение в решениях Совета Безопасности от 06 апреля 2009 года и Протокольном решении Межведомственной Комиссии при Совете Безопасности от 7 мая 2009 года.

В соответствии с законодательными актами РК, в настоящее время вся территория СИП отнесена к категории земель запаса (Постановление РК от 7 февраля 1996 года №172). Согласно ст. 143 "Земельного Кодекса РК" "...Земельные участки, на которых проводились испытания ядерного оружия, могут быть предоставлены Правительством РК в собственность или землепользование только после завершения всех мероприятий по ликвидации последствий испытания ядерного оружия и комплексного экологического обследования *при наличии положительного заключения государственной экологической экспертизы...*". Таким образом, необходимым этапом при передаче земель является проведение комплексного экологического обследования передаваемых земель.

В качестве первого этапа этой длительной работы была выбрана "северная" территория СИП. На карте (см. рисунок 1.1 цв. блок) территория обозначена красной границей.

Оснований для такого выбора было несколько:

- именно по этой территории в период с 1995 по 2007 годы было накоплено максимальное количество информации о содержании искусственных радионуклидов в объектах окружающей среды;
- территория максимально приближена к основному населенному пункту данного района – г. Курчатову;
- на данной территории по факту осуществляется сельскохозяйственная деятельность, которая в настоящее время рассматривается как несанкционированная.

Вместе с тем, имеющейся информации было недостаточно для принятия решения о возможности передачи данных земель из-за:

- недостаточной плотности опробования почвенного покрова по трансурановым изотопам в совокупности с недостаточной надежностью этих данных;
- отсутствия надежной экспериментальной информации или обоснованных расчетов содержания радионуклидов в ряде сред (водных источниках, воздухе);
- отсутствия расчетов дозовых нагрузок на население;
- полного отсутствия данных по содержанию некоторых радионуклидов, которые могут внести значимый вклад в дозовые нагрузки (третий, плутоний-241) и др.

На основании вышеизложенного было принято решение о проведении комплексного экологического исследования "северной" территории СИП по следующей схеме:

- проведение теоретической оценки возможного радионуклидного загрязнения "северных" территорий СИП, включая расчет возможных концентраций полного спектра радионуклидов, образующихся при ядерном испытании, включая самарий – 151, технеций – 99, плутоний – 238, 241, тритий;
- оценка основных техногенных факторов, способных повлиять в настоящее время на существующую радиоэкологическую обстановку;
- экспериментальное определение характера и уровней загрязнения почвенного покрова, при этом исследования проводить по разной сетке – с шагом 1,5 км для западной части, 1 км для восточной части, для центральной части предварительно провести исследовательские работы по возможному уточнению шага сети опробования;
- оценка как общих характеристик почвенного покрова, так и характера распределения основных радионуклидов в почвах, а также форм нахождения основных искусственных радионуклидов;
- исследование гидрогеологических условий исследуемого района и характера загрязнения водных сред и прогноз динамики его изменения;
- исследование характера загрязнения воздушного бассейна исследуемого района;
- проведение геоботанического описания и теоретической и экспериментальной оценки уровней и характера загрязнения растительного покрова исследуемой территории, а также возможных концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной растениеводческой продукции при ее производстве на исследуемой территории;
- оценка фауны исследуемого района и содержания радионуклидов в организме основных диких и домашних животных;
- оценка дозовых нагрузок населения и персонала при осуществлении деятельности на исследуемой территории, в том числе при сценарии "фермер, ведущий натуральное хозяйство" на основе полученных экспериментальных данных;

- подготовка рекомендаций по использованию "северных" территорий в народном хозяйстве на основе международных и республиканских требований в области нормирования загрязнения объектов окружающей среды.

Комплексные радиоэкологические исследования территории выполнены дочерними подразделениями РГП "Национальный ядерный центр Республики Казахстан" (Институт радиационной безопасности и экологии, Институт ядерной физики, Институт геофизических исследований). Оценка содержания радионуклидов в объектах природной среды проводилась поверенными и внесенными в Госреестр средств измерений Казахстана приборами в соответствии с утвержденными методиками. Используемое аппаратно-методическое обеспечение предприятий НЯЦ РК позволило проводить измерения содержания техногенных радионуклидов на уровне, во много раз ниже допустимых содержаний радионуклидов в почве, воде, воздухе и растительности, установленных нормативными документами. Существующая система контроля качества в лабораториях в процессе проведения исследований обеспечивала постоянный контроль результатов проводимых исследований и достоверность получаемых данных.

Описание аппаратно-методической базы, используемой для определения радионуклидов в объектах окружающей среды северной части бывшего Семипалатинского полигона, представлено в Приложении А.

Глава 1

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИССЛЕДУЕМОГО РАЙОНА

1.1 Социально-экономическая характеристика

1.1.1 Краткая ландшафтно-географическая и климатическая характеристика района

Исследуемая "северная" территория полигона находится в южной части Майского района Павлодарской области. С юго-запада территория граничит с Карагандинской областью, на востоке - отделена рекой Иртыш от Бескарагайского района Восточно-Казахстанской области.

Территория занимает крайнюю северо-восточную часть Казахского мелко-сопочника с переходом в плоскую равнину, полого наклоненную в сторону долины реки Иртыш. Относительные превышения рельефа составляют 10-15 м, абсолютная высота рельефа варьирует в пределах 150-300 м. Ландшафты представлены низкогорными массивами, отдельными горными грядами, сопками и межсопочными равнинами, понижениями под сухими и опустыненными степями. Выделены следующие виды ландшафтов:

1. Гранитное низкогорье: горы Аршалы и Достар с отметками 343 и 336 м над уровнем моря, сложенные матрацевидными гранитами.
2. Высокий грядовый и увалистый мелкосопочник с гранитными обнажениями и кварцитами по вершинам сопок.
3. Низкий мелкосопочник. Характерны невысокие сопки с выходами коренных пород (гранитов и кварцитов).
4. Делювиально-пролювиальные равнины, для которых характерна разнотравная степная растительность.
5. Глубокие понижения, занятые пересыхающими частично или полностью (в летний период) озерами, которые представляют собой соры. Почвы засолены.
6. Антропогеннонарушенные территории, которые формируются вокруг зимовок, где за счет перевыпаса и техногенного нарушения происходит деградация почвенного и растительного покрова.

В северной части территории полигона выделяются каштановые и светло-каштановые нормальные почвы, которые являются зональными почвами ре-

гиона. В целом, почвы обследуемой территории используются как пастбищные земли, поскольку из-за крайней засушливости климата и неустойчивости урожаев неполивное земледелие на них практически нецелесообразно. В растительном покрове преобладают ковыльно-типчаковые, полынно-ковыльно-типчаковые и полынно-ковыльные, зачастую кустарниковые степи.

Гидрографическую сеть северной части СИП образуют река Иртыш, несколько безымянных ручьев и довольно большое количество озер. По типу питания Иртыш относится к рекам со смешанным питанием (снеговое, грунтовое и питание за счёт атмосферных осадков). Долина реки изрезана многочисленными меандрирующими протоками с постоянным и временным водотоком. Во время половодья подъем воды составляет 5-6 м; наименьший уровень отмечается в августе-сентябре. Вода реки Иртыш пресная. В руслах ручьев вода существует лишь в периоды весеннего снеготаяния.

Котловины и впадины озер заполняются талыми водами, которые в летнее время пересыхают, происходит постепенное наполнение котловин илистыми отложениями и их засоление. Наиболее крупные соленые озера исследуемой территории – Торесор, Кутансор, Кумансор, Баянсор, Сулусор, Дегебасор, Майсор, Караколь, Марзабай.

Для исследуемого района характерен резко-континентальный засушливый тип климата. Общими показателями континентальности являются амплитуда суточных и годовых температур воздуха, значительная испаряемость, превышающая количество выпадающих осадков, чередование засушливых лет с достаточно влажными, неустойчивость погодных условий в течение вегетационного сезона, резкая смена зимних и летних режимов погоды. Зима (ноябрь-март) холодная, малоснежная. В первой половине сезона погода преимущественно пасмурная, во второй – ясная, морозная. Снежный покров устанавливается в середине ноября, толщина его к концу сезона обычно не превышает 25-30 см. На протяжении всей зимы часты метели, вызывающие заносы на дорогах, при сильных морозах бывают туманы. Весна (апрель-май) прохладная и пасмурная в первой половине сезона, теплая и ясная во второй; в конце сезона нередко грозы. По ночам в мае бывают заморозки. Снежный покров сходит в начале апреля. Лето (июнь-август) жаркое и сухое, дожди преимущественно ливневого характера с грозой. Осень (сентябрь-октябрь) в первой половине теплая и ясная, во второй – прохладная и пасмурная с морозящими дождями. В конце октября начинаются снегопады. Ветры в зимнее время года преимущественно юго-восточные, в летнее – северо-западные. Летом часты суховеи.

Типы синоптических процессов

Климат территории Казахстана обусловлен глобальными аэросиноптическими процессами, основными из которых являются [1]:

- западное вторжение (ЗВ);
- северо-западное вторжение (СЗВ);
- северное вторжение (СВ).

ЗВ характеризуется перемещением полярного или реже арктического воздуха на территорию Казахстана с запада. Характерной чертой ЗВ является предфронтальный теплый вынос. ЗВ сопровождается сплошной облачностью, осадками, сильным ветром и похолоданием летом, хотя и менее интенсивным, чем при северном и северо-западном вторжениях. Опасные явления погоды наблюдаются на большой площади Казахстана, в том числе и в Восточно-Казахстанской области.

При СЗВ арктические воздушные массы (ВМ) или ВМ умеренных широт, ограничиваемые холодными фронтами, проникают на территорию Казахстана с северо-запада, принося с собой ухудшение погоды.

СВ характеризуется проникновением очень холодного бедного влагой воздуха на территорию Казахстана с севера и северо-востока. При прохождении этого фронта осадков не бывает или они выпадают в незначительном количестве. Понижение температуры воздуха за холодным фронтом весьма значительное. Так, осенью после вторжения холодных воздушных масс в восточной части Казахстана наблюдаются заморозки, усиливающиеся за счет выхолаживания.

В холодный период года во время установления сибирского антициклона, его западный отрог, распространяясь на территорию Казахстана, приносит устойчивую морозную погоду. Эта нередко сплошная полоса повышенного давления, пересекающая Казахстан с запада на восток, обуславливает четкий ветрораздел в течение большей части года.

В летний период открытость района с запада и юго-запада способствует свободному проникновению сухого тропического воздуха пустынь Средней Азии, что вызывает большую сухость воздуха, жаркую погоду и длительные периоды без дождя.

С южными циклонами связаны резкие изменения погоды, как в зимний, так и в летний периоды. Зимой южные циклоны вызывают интенсивные снегопады и метели. Нередко эти явления начинаются с резких повышений температуры воздуха и формирований гололедно-изморозевых явлений, а заканчиваются тыловым вторжением холодных масс, сопровождающимся резким понижением температуры. В летнее время южные циклоны также вызывают резкие изменения погоды с большими колебаниями температуры, скорости ветра и сопутствующих им явлений погоды (пыльные и песчаные бури, суховеи).

Температурный режим

Особенности географического положения северной части полигона обуславливают резкую континентальность и засушливость климата.

Термический режим в основном определяется радиационными (солнечная радиация) факторами, а также влиянием циркуляции атмосферы, проявляющемся в сложном чередовании выноса холодных и теплых масс воздуха и взаимодействия их в различных сезонных барических условиях. Типичным является материковый режим температуры воздуха, который характеризуется большой контрастностью, значительной суточной и годовой амплитудой.

Для характеристики данного района использовались данные, полученные метеостанцией Института геофизических исследований НЯЦ РК (г. Курчатов) в период 1997–2004 гг. и подготовленные в рамках выполнения работ по проекту МНТЦ К-414 ("Разработка, внедрение и демонстрация информационного комплекса систематизированных данных по Семипалатинскому испытательному полигону").

Средние месячные температуры воздуха, абсолютные максимум и минимум температуры представлены на рисунке 1.2.

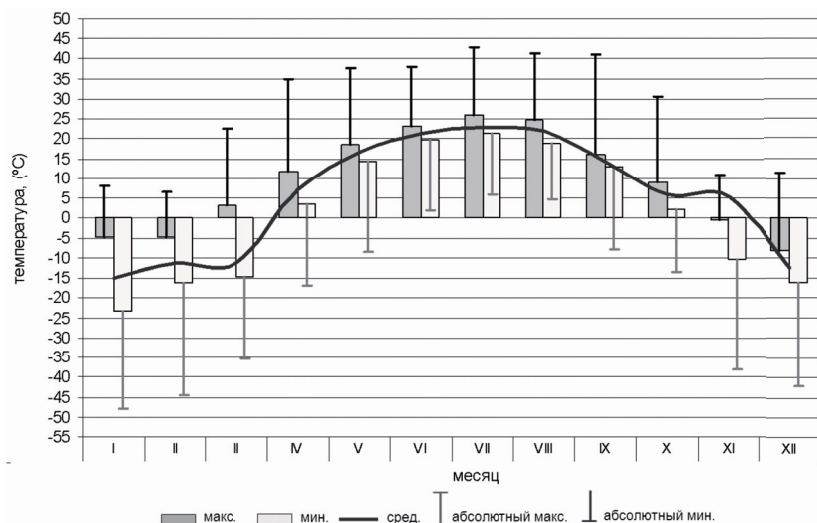


Рисунок 1.2. Среднемесячные значения, абсолютный максимум и минимум температуры воздуха

Ветровой режим

Режим ветра носит преимущественно материковый характер и определяется, в основном, местными барико-циркуляционными условиями. В холодное время года режим ветра складывается под влиянием сибирского антициклона, обуславливающего устойчивую морозную погоду. Зимой, по многолетним данным, преобладают юго-восточные (33,1 %) и южные ветры (19,7 %). Противоположные им по направлению ветры наблюдаются значительно реже (7,9 % – северо-западные, 1,4 % – северные, 0,8 % – северо-восточные).

Зимние условия характеризуются большой повторяемостью антициклонов, поэтому довольно часто отмечаются штили.

В летнее время режим ветра резко меняется, преобладают ветры северо-западной (25,3 %), западной (15,8 %) и северной (15,3 %) части горизонта и отмечается повышенная повторяемость штилей. Ветровые условия весны и осени являются промежуточными между зимними и летними, что связано со сменой барических полей холодного и теплого полугодий. Май характеризует-

ся тенденцией поворота преобладающих направлений ветра с юго-востока на северо-запад. В июне-июле эта перестройка завершается уже полностью.

В октябре летняя система ветров перестраивается на зимнюю, что обуславливается началом сезонного развития сибирского антициклона и резким ослаблением термической депрессии.

Средние скорости ветра изменяются по сезонам года (Рисунок 1.3). Характер этих изменений можно проследить в годовом ходе среднемесячных скоростей ветра.

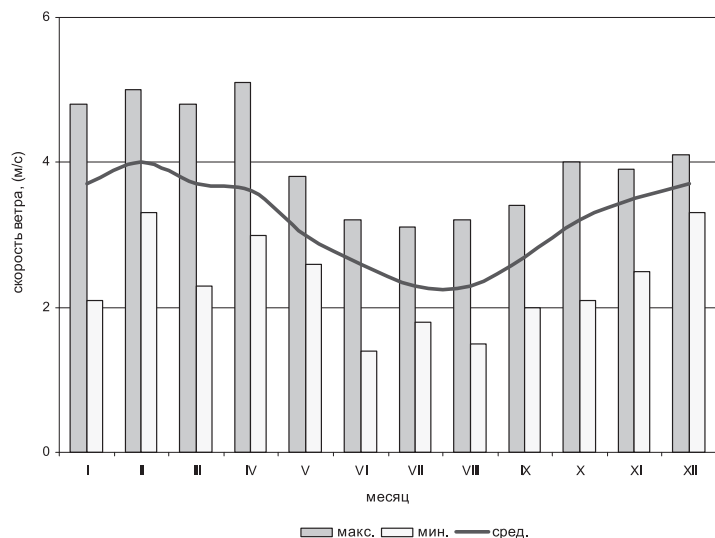


Рисунок 1.3. Среднемесячная скорость ветра за период с 1997 по 2004 гг.

Годовой ход средних значений скорости ветра имеет максимум и минимум. Наибольшие в году средние месячные скорости ветра наблюдаются с января по апрель (3,7–4,0 м/с), наименьшие – в июле – августе (2,3 м/с).

Сильные ветры наблюдаются в основном весной (апрель, май), а также в феврале и октябре. В результате просмотра рабочих дневников наблюдений было выявлено, что максимальная скорость ветра достигала 35–40 м/с. Штили наблюдались в 10,2 % случаев от общего количества наблюдений, наибольшее количество штилей наблюдается летом – начале осени (1,0–1,3 % от общего количества наблюдений).

При очень сильных и продолжительных ветрах возникают пыльные бури [2], их скорость достигает 20–30 м/с и более. Подъем почвенных частиц происходит быстрее на сухой неровной поверхности с бедной растительностью в условиях, характерных для засушливых и полусушливых районов, а неровности поверхности почвы и разрушение почвенного покрова в результате выпаса животных, автомобильного движения и хозяйственной деятельности человека усиливают ветровой подъем пыли.

Чаще всего пыльные бури наблюдаются с мая по июль. В среднем за год пыльные бури наблюдались 4 раза в год, максимум – 9 раз, минимум – ни одного.

Средняя скорость ветра при прохождении пыльных бурь варьирует от 15 до 20 м/с (Рисунок 1.4), зафиксировано несколько случаев начала пыльных бурь при довольно малых значениях скорости ветра (6-8 м/с).

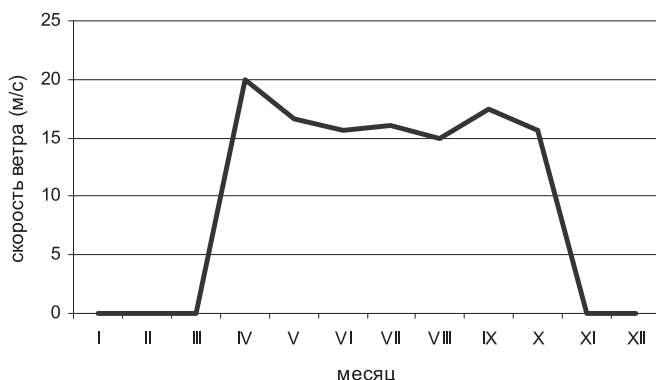


Рисунок 1.4. Средняя скорость ветра (м/с) при пыльной буре за период с 1997 по 2004 гг.

Штормовой ветер наблюдается в среднем 78–79 раз в году. По градациям чаще всего наблюдается ветер 12–15 м/с, в среднем 53 случая в год, 16–20 м/с – 23 случая в год, 21–25 м/с – 2 случая в год, 26–30 м/с – 1 случай в год. Ветер более 30 м/с фиксируется очень редко (Рисунок 1.5).

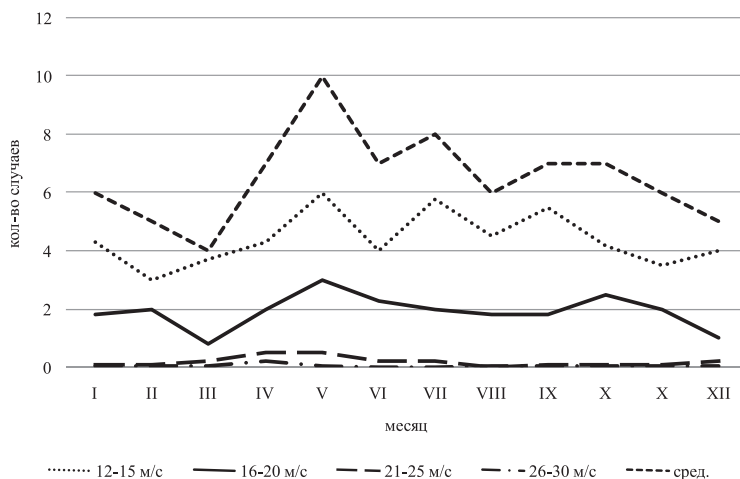


Рисунок 1.5. Повторяемость (кол-во случаев), штормового ветра 12 и более м/с по градациям, среднее количество штормового ветра 12 и более м/с за период с 1997 по 2004 гг.

Осадки

Изучаемая территория относится к числу районов, недостаточно обеспеченных осадками. Объясняется это тем, что барико-циркуляционные особенности Евразии обуславливают поступление преимущественно арктического воздуха и воздуха умеренных широт континентального происхождения, бедных влагой. Засушливость местного климата усиливается также за счет пустынь Средней Азии и юга Казахстана. Кроме того, восточная часть степной зоны Казахстана чаще подвержена антициклоническим воздействиям и поэтому увлажнена меньше, чем западная часть.

Континентальные местные условия определяют неустойчивый характер выпадения осадков, колебания их из года в год значительно. Для Казахстана характерна та особенность, что в любом месяце года возможно полное отсутствие осадков или ничтожно малое их количество, а в отдельные годы месячные осадки бывают значительными.

Годовое количество осадков изменяется от 117,4 мм до 275,0 мм. Максимальное количество осадков было в 2000 году – 275,0 мм/год, минимальное – в 1997 году (117,4 мм/год). Распределение осадков по месяцам (максимальное, минимальное и среднее количество) за период с 1997 по 2004 гг. представлено на рисунке 1.6.

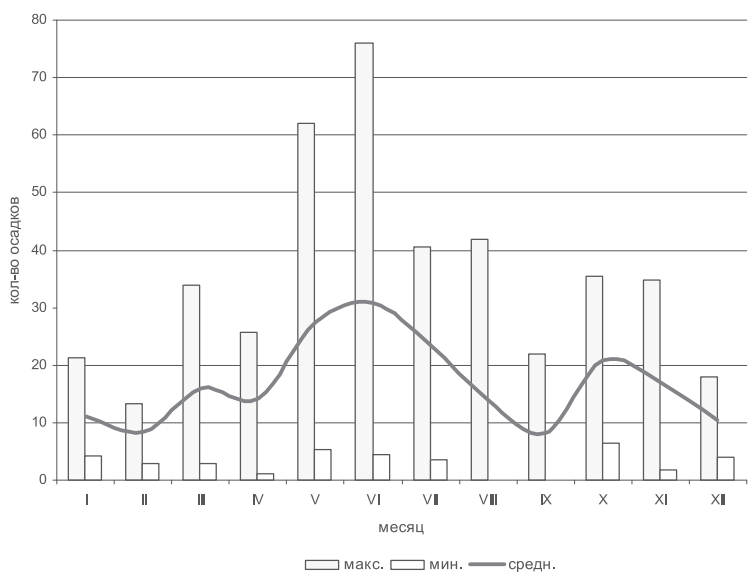


Рисунок 1.6. Распределение осадков по месяцам за период с 1997 по 2004 гг.

В режиме осадков хорошо просматривается летний их максимум. Барико-циркуляционные условия теплого полугодия благоприятствуют значительному выпадению осадков с мая по август, когда выпадает от 50 до 60 % годовой суммы в виде ливневых дождей. Но осадки теплого полугодия сочетаются с

высокими температурами, что снижает значение их как фактора увлажнения. В теплый период года при значительном возрастании испаряемости естественное увлажнение почвы недостаточно.

В осенний период года, по сравнению с летними месяцами, количество осадков невелико. Но так как в эти месяцы происходит понижение температуры воздуха, значительно сокращающее испарение, то выпадающие осадки удовлетворительно увлажняют почву.

1.1.2 Административная характеристика исследуемого района

"Северная" территория СИП принадлежит Майскому району, расположенному в юго-восточной части Павлодарской области. Район образован Указом Президиума Верховного Совета Казахской ССР от 16.10.1939 г. с центром в селе Майское. На основании Указа Президиума Верховного Совета Казахской ССР от 02.01.1963 г. Майский район ликвидирован, а его территория вошла в состав Ермаковского и Баянаульского районов. Указом Президиума Верховного Совета Казахской ССР от 31 декабря 1964 года район был образован вновь с центром в селе Белогорье (с 1992 года – Коктобе).

Информация по населенным пунктам исследуемого района получена путем многолетних наблюдений за хозяйствующими субъектами на территории СИП, а также актуализирована в 2010 году посредством объезда всех зимовок и опроса их жителей.

По состоянию на 2010 год, на "северной" территории бывшего СИП расположено 28 зимовок (рисунок 1.7 цв. блок). Из них жилыми в настоящее время являются только 9: Аршалы, Булак, Жана-Жаркын, Бапай, Шанырау, "Поселок 30 километр", Кокш, Саба и Саба-2 (таблица 1.1).

Таблица 1.1

Жилые зимовки

№п/п	Название зимовки	Кол-во жителей, (чел.)	Наличие построек, (шт.)		Наличие скота (голов)			Объекты водопользования
			Жилые	Хоз-ые	КРС	МРС	Лошади	
1	Аршалы	7	1	1	50	170	5	колодцы 3 шт
2	Булак	4	1	1	50	300	15	колодец
3	Жана-Жаркын	4	1	2	60	500	7	колодец для водопоя скота, питьевая вода привозная
4	Бапай	2	1	1	50	150	1	колодец
5	Шанырау	2	1	1	76	282	3	привозная

№п/п	Название зимовки	Кол-во жителей, (чел.)	Наличие построек, (шт.)		Наличие скота (голов)			Объекты водопользования
			Жилые	Хоз-ые	КРС	МРС	Лошади	
6	"Поселок 30 километр"	29	5	5	400	1800	600	колодец для водопоя скота, питьевая вода привозная
7	Кокш	5	1	2	50	200	10	колодец для водопоя скота, питьевая вода привозная
8	Саба	3	1	1	40	150	5	колодец
9	Саба-2	4	1	1	30	180	10	колодец
Всего:		60	13	15	806	3732	656	

Остальные 19 зимовок: Алгабас, Баянсор, Болта, Достык, Жаманкудук, Торткудук, Тулпар, Кемалы, Актас, Балашыкан, Карабудыр, Ныгметкора, Уккудук, а также 6 зимовок без названия (зимовка №1, зимовка №2, зимовка №3, зимовка №4, зимовка б/н, зимовка брошенная) являются нежилыми.

Зимовки Шанырау, Саба и Саба-2 находятся за пределами исследуемой территории, однако хозяйственная деятельность по выпасу скота и заготовке сена проводится в границах полигона.

Используемые зимовки малочисленны, количество жителей составляет от 2 до 7 человек на каждой, за исключением населенного пункта "Поселок 30 километр", где проживает 29 человек. Средняя плотность населения для "северной" территории (с учетом населенных пунктов Шанырау и "Поселок 30 километр") составляет 2 человека на 100 км². Население в жилых населенных пунктах проживает круглый год. Национальность жителей – казахи.

На территориях зимовок преобладают постройки саманного типа. Объектами водопользования (для питьевых и хозяйственных нужд) являются колодцы, расположенные в непосредственной близости от зимовок. На зимовках "Поселок 30 километр", Жана-Жаркын и Кокш для питьевых целей используется привозная вода. Из всех населенных пунктов электрифицирован только "Поселок 30 километр", на остальных зимовках применяются маломощные дизельные электростанции.

Основным видом деятельности на данных зимовках является скотоводство и заготовка сена. Выпас скота осуществляется на прилегающих к зимовкам территориях (радиус выпаса для КРС – ≤ 2 км, МРС – ≤ 5 км, лошадей – ≤ 10 км). Так как выпас скота проводится вольно (без постоянного контроля), территории выпаса могут увеличиваться. Сбыт продукции скотоводства производится в близлежащих населенных пунктах (подробнее в п. "Сельскохозяйственная деятельность").

Рацион проживающих в населенных пунктах жителей в основном состоит из продуктов собственного животноводства (мясо, молоко). Часть продуктов (мука, крупы, консервы) периодически закупается в торговых точках близлежащих населенных пунктов.

Нежилые зимовки в основном состоят из 2-3 строений, одно из которых предназначалось под жилье. В настоящее время строения находятся в полуразрушенном состоянии.

1.1.3 Хозяйственная деятельность в исследуемом районе

1.1.3.1 Сельскохозяйственная деятельность

1.1.3.1.1 Современное состояние производства сельскохозяйственной продукции

Для оценки возможных концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной продукции при ее производстве на исследуемой территории, в первую очередь, была проведена работа по выявлению и учету всех объектов (животноводческих хозяйств, зимовок, летников), производящих сельскохозяйственную продукцию, расположенных в северной части СИП. Проведенными исследованиями установлено, что на данной территории имеется 9 зимовок, которые функционируют и ведут сельскохозяйственную деятельность (рисунок 1.7 блок).

Современное состояние животноводства

По данным опроса населения жилых зимовок определено, что на территории содержится около 4000 голов овец, 650 - лошадей и 800 голов крупного рогатого скота, то есть МРС составляет 72% от общего количества сельскохозяйственных животных, КРС – 15%, лошади – 13% (Рисунок 1.8).

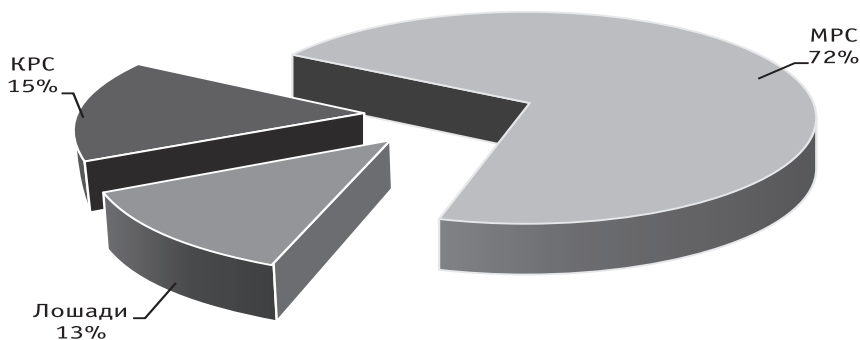


Рисунок 1.8. Сельскохозяйственные животные на исследуемой территории СИП

На данной территории содержат, в основном, беспородных помесных овец грубошерстного направления. В крупнорогатом скотоводстве – в основном помеси как мясных, так и молочных пород, малопродуктивные. В коневодстве основное поголовье лошадей – беспородное. Разведение племенных пород не

производится. Основными владельцами животноводческих хозяйств являются фермеры Майского района.

Способ содержания скота – стойлово-пастбищный. Система пастьбы скота вольная или бессистемная. Пастбища данной территории используются круглогодично. Некоторые участки данной территории используются только в летний период, где выпас скота на естественных пастбищах начинают в первой декаде мая и заканчивают в начале октября.

Основным видом производимой продукции является баранина, говядина, конина. Производство молочных продуктов нерентабельно и производится только для употребления рабочим персоналом и их семьями.

Некоторые количественные показатели, характеризующие современное состояние зимовок, представлены в таблице 1.1.

Современное состояние растениеводства

Сложный расчлененный рельеф, мало-и неполноразвитые каменисто-щебнистые почвы степной зоны Казахского мелкосопочника ограничивают распашку, а аридный климат – набор возделываемых кормовых лугопастбищных трав на исследуемой территории. Поэтому растениеводство (земледелие) в пределах исследуемой территории отсутствует. В незначительных объемах в южной части исследуемой территории проводятся работы по заготовке грубых кормов. Заготовка сочных кормов (силос, сенаж, корнеплоды и т.д.) не производится. Основным видом производимых грубых кормов является сено, которое используется как дополнительный корм в зимний период и является важнейшим компонентом рациона для обеспечения полноценного кормления скота.

Из существующих способов заготовки сена используется приготовление рассыпного сена полевой сушки. Подсушенную до 30 %-ной влажности массу в валках с помощью подборщика-копнителя собирают в копны и оставляют на несколько дней в поле. В копнах сено досушивают до влажности 20%, а затем волокушами, копновозами перевозят к месту скирдования. Уборку трав на сено начинают в зависимости от фазы вегетаций, для злаковых растений (типчак (*Festuca valesiaca*), ковыли волосатики (*Stipa sareptana*, *S. capillata*), житняк (*Agropyron cristatum*), чий (*Achnaterum splendens*), волоснец (*Leymus angustus*), тонконог (*Koeleria cristata*)) – это начало колошения (июнь-июль).

1.1.3.1.2 Перспективы развития производства сельскохозяйственной продукции

Перспективы развития животноводства

Практически вся исследуемая территория (300000 га) по своим природным особенностям (почвенно-растительная характеристика, рельеф) представляет собой пастбищные угодья. Поэтому основной отраслью сельского хозяйства в перспективе остается животноводство. Однако, вследствие ведения бессистемной пастьбы происходит деградация растительного покрова и, как следствие,

кормовой базы, поскольку на данной территории пастбища дают не менее 80-90 % годового баланса кормов [3]. Поэтому при условии научно-обоснованной организации пастбищных территорий перспективным является развитие небольших животноводческих ферм, занимающихся разведением традиционных для данного региона сельскохозяйственных животных – овец, коров, лошадей. Перечень животноводческой продукции, которую возможно получать на исследуемой территории приведен в таблице 1.2.

Таблица 1.2

**Вид первичной животноводческой продукции,
перспективной для производства на данной территории**

Лошади	Крупный рогатый скот	Мелкий рогатый скот		Домашняя птица
		Овцы	Козы	
молоко (кумыс)	молоко	молоко	молоко	мясо
мясо (конина)	мясо (говядина)	мясо (баранина)	мясо	яйца

Перспективы развития растениеводства

При применении комплексных приемов мелиорации (внесение минеральных и органических удобрений, микроэлементов, орошения и др.) на исследуемой территории возможно получение зерновых злаков (рожь, пшеница, ячмень, овес). Также могут получить распространение степные сенокосы – периодически выкашиваемые сельскохозяйственные угодья, то есть пастбища с зональной растительностью степного типа.

Для обеспечения потребностей населения фермерских хозяйств возможно получение огородной растительной продукции с приусадебных участков, организованных на этих фермах. Можно выделить ряд основной растениеводческой продукции, возможной для получения на исследуемой территории (таблица 1.3).

Таблица 1.3

**Перечень растениеводческой продукции,
перспективной для получения на исследуемой территории**

Зерновые злаки	Кормовая продукция	Огородные культуры			
		Листовые овощи	Бобовые	Плодовые овощи	Корнеклубне-плоды
Рожь Пшеница Ячмень Овес	Сено Кукуруза	Капуста Шпинат Листовой сельдерей Салаты	Фасоль Горох	Помидоры Огурцы Перец Баклажаны	Картофель Свекла Морковь Редис

Таким образом, возможной отраслью сельского хозяйства на исследуемой территории является животноводство, основанное на принципе "Фермер, ведущий подсобное хозяйство". Из отрасли растениеводства могут получить распространение приусадебные участки, организованные на этих фермах для обеспечения потребностей населения фермерских хозяйств огородной продукцией.

1.1.3.2 Промышленная деятельность

На территории северной части СИП промышленная деятельность осуществляется следующими организациями: Восточно-Казахстанская Региональная Энергетическая компания и Товарищество с ограниченной ответственностью (ТОО) "Дегелен Семей Тау".

Восточно-Казахстанская Региональная Энергетическая компания проводит обслуживание электрической подстанции №51 и четырех линий электропередач, расположенных на "северной" территории полигона (рисунок 1.7 цв. блок), общей протяженностью 92 км. ТОО "Дегелен Семей Тау" ведет добычу строительного камня и песчано-гравийной смеси на месторождениях "Придорожное" и "Ковыльное" (рисунок 1.7 цв. блок).

По территории северной части СИП проходят асфальтированные дороги: г. Курчатов – Реакторный комплекс "ИГР" и г. Курчатов – площадка "Дегелен". По данным дорогам осуществляется движение автотранспорта, в основном, следующих предприятий: ТОО "ФМЛ Казахстан", Дочернее государственное предприятие (ДГП) "Институт атомной энергии", ТОО "Дегелен", ДГП "Институт геофизических исследований", ДГП "Байкал", ДГП "Институт радиационной безопасности и экологии" и РГП "Национальный ядерный центр Республики Казахстан". Все вышеперечисленные организации имеют лицензии на проведение работ на территориях бывших испытательных ядерных полигонов и других территориях, загрязненных в результате проведенных ядерных взрывов. Также по данным дорогам осуществляют движение транспортные средства других предприятий, так как проезд по ним не запрещен.

Предприятие "Балапан Колиги" осуществляет перевозку железнодорожным транспортом каменного угля из месторождения "Каражыра" по маршруту: станция "Угольная" – станция "Дегелен". Данное предприятие также имеет соответствующую лицензию, позволяющую проводить работы на СИП.

Случаев несанкционированного сбора металлолома и демонтажа сооружений, находящихся на территории северной части бывшего СИП, в период наблюдения зафиксировано не было.

1.2 Общая характеристика природных сред и условий

1.2.1 Геологические условия района. Полезные ископаемые

Стратиграфия

Геологическое строение территории определяется двумя крупными разновозрастными гетерогенными структурами. Каледониды Чингиз-Тарбагатайского геотектоногена сочленяются по глубинному Калба-Чингизскому разлому с герцинидами Жарма-Саурского геотектоногена. Соответственно, в геологическом строении Чингиз-Тарбагатайского геотектоногена принимают участие вулканогенно-осадочные породы от докембрия до нижнего визе каменноугольной системы, а также более молодые вулканоплутонические образования тектоно-магматической активизации. Жарма-Саурский геотектоноген сложен породами от турнейского яруса нижнего карбона до средней юры. Более молодые образования являются общими для обеих геотектонических структур (рисунок 1.9 цв. блок).

Полезные ископаемые

Положение северных земель полигона на стыке двух крупных разновозрастных структур – каледонской Чингиз-Тарбагатайской и герцинской Иртыш-Зайсанской складчатых систем – обусловило линейную зональность металлогении и несходство комплексов полезных ископаемых юго-западной и северо-восточной частей территории (рисунок 1.9 цв. блок).

Твёрдые горючие полезные ископаемые

Каменный уголь

Проявление Котансор (17). В старой обрушенной выработке сечением 4х2 м на глубине 2,5 м вскрыт пласт черного блестящего каменного угля мощностью 0,4 м, залегающего среди углистых алевролитов. На расстоянии 500 м по простиранию отмечены мелкие заплывшие выработки с углистой сажей в отвалах.

Металлические ископаемые

Чёрные металлы

Железо

Рудопроявление Кызылдар (3). Генезис осадочный. Среди сланцев и кремнистых пород девона, залегают слои бурых железняков и обогащенных железом бокситов. Мощность слоёв 1-5 м, протяжённость до 1000 м. Содержание железа 29,41%, глинозёма 12,64%. Из-за малых масштабов оруденения, рудопроявление бесперспективно, с точки зрения железа и бокситов.

Рудопроявление Майсор (9) расположено в 6,5 км к северо-западу от одноимённого озера. Элювиальные высыпки гематитовых железных руд, среди известковистых и кремнистых алевролитов нижнего карбона. Генезис осадочный. Из-за малых размеров значения не имеет.

Цветные металлы

Медь

Рудопроявление Шангирау Западное (5). Эндоконтактовая зона гранитоидного массива с останцами вулканогенно-осадочных пород. Гранодиориты местами изменены до грейзенов. Содержание меди 0,04%, молибдена 0,01-0,03%, серебра 1-3 г/т, золота 0,005 г/т. В зоне окисления, развитой до 23 м, содержания в штуфных пробах на порядок выше. По масштабам оруденения самостоятельного значения не имеет.

Рудопроявление Торесор (15). Расположено в 4 км к юго-западу от одноименного озера. Зона дробления, окварцевания и лимонитизации в порфиритах мощностью 40м, северо-западного простирания. Содержание меди до 1%, цинка до 0,3%, серебра до 6 г/т, золота до 0,15 г/т, молибдена и свинца до 0,01%, висмута до 0,0006%, бария 1%. Требуется изучения на глубину.

Редкие металлы и рассеянные элементы

Молибден

Рудопроявление Шангирау Восточное (6). Среди мелкозернистых биотитовых гранитов поле развития кварцевых жил. В кварце вкрапленность молибденита и пирита. Содержание молибдена 0,01-0,8 %. В единичных пробах содержится вольфрам 0,02% и золото 0,01-1,5 г/т. Практического интереса не представляет.

Рудопроявление Узынбулак (10). Гидрогеологическая скважина в интервале 51-53 м, вскрыла осветлённые лейкократовые граниты с прожилками кварца. Содержание молибдена в пробах 0,01-0,03%, слабоповышенные содержания свинца, цинка, серебра, меди, олова. Практического интереса не представляет.

Рудопроявление Койтас (11) расположено в 8,9 км к восток-северо-востоку от горы Достар. Среди аляскитовых гранитов серия кварцевых жил северо-восточного простирания. Мощность жил 0,2-6 м, протяженность 4-200 м. Всего 13 кварцевых жил. В трёх содержание молибдена 0,01-0,02%. В одной вольфрам 0,02%. В двух золото 0,2 г/т. Рудопроявление неперспективно.

Рудопроявление Северный Кузган III (14) расположено в 15 км к северо-западу от рудопроявления Кузган. Оруденение в кварцевых жилах среди позднекаменноугольных гранитов. Содержание молибдена 0,04%, висмута до 0,1%, вольфрама до 0,1%. По масштабам оруденения практического интереса не представляет.

Ниобий

Рудопроявление Арчалы (12) расположено в 6,6 км к восток-юго-востоку от озера Майсор. Россыпного типа. Источник тантала и ниобия – колумбитоносные аляскиты. Содержание колумбита в пролювиальных и остаточных россыпях и до 250 г/т. В западной части массива в коре выветривания мощностью 8 м, содержание колумбита до 69 г/т, в пролювиальных отложениях 48-61 г/т.

Соотношение ниобия и тантала, 40:1. Из-за низкого содержания тантала, практического интереса не представляет.

Редкие земли

Рудопроявление Достар (13) расположено в 6 км к востоку от горы Достар. Окварцованная зона дробления среди крупнозернистых аляскитовых гранитов. Содержание церия 0,04-0,06%, лантана 0,005-0,01%, иттрия 0,02%, иттербия 0,003%. Из-за малого масштаба оруденения и низких концентраций значения не имеет.

Рудопроявление Агирек (4). Комплексный вторичный ореол рассеяния. Содержание церия 0,08%, лантана 0,06%, иттрия 0,05%, бериллия 0,001%, циркония 0,04%. Размер ореола 150х300 м. Требуется постановки поисковых работ.

Благородные металлы

Золото

Рудопроявление Жамантуз (7). Кварцевожильная зона протяжённостью 1300 м, при ширине 50-200 м. Содержание золота по спектральному анализу 0,1-1 г/т. По пробирному до 415,9 г/т. Соотношение золота к серебру 1:2. Золоту сопутствуют мышьяк, медь, цинк, вольфрам, молибден, реже висмут, свинец и сурьма. Из-за большой глубины эрозионного среза, перспективы ограничены.

Рудопроявление Жамантуз II (8). Кварцевожильная зона восток-северо-восточного простирания протяжённость 300 м. Насчитывается 22 кварцевые жилы. Содержание золота 0,1 г/т, в двух пробах 3,2 г/т и 5,2 г/т. Присутствует мышьяк, висмут, молибден, вольфрам, сурьма. Практического интереса не представляет.

Рудопроявление Сулусор (1). Кварцевожильная зона в гранодиоритах. Простирание север-северовосточное, протяжённость 300 м, ширина 20 м. Содержание золота 0,3 г/т, серебра >100 г/т, меди >1%, молибдена 0,3%, висмута >0,1%. Требуется дальнейшего доизучения.

Рудопроявление Сарыадыр (2) находится в 5,5 км к запад-юго-западу от лавки Саба. В эндоконтакте массива биотит-роговообманковых гранитов кварцевожильное поле размером 1500х500 м. Содержание золота 1-7 г/т, серебра >100 г/т. Присутствует мышьяк, сурьма, висмут, свинец, медь. Гидрогеологической скважиной вскрыта кварцевая жила в интервале 53,5-54 м с высоким содержанием серебра >100 г/т, свинца 1%, цинка 1%, меди 0,3%, золота 0,04 г/т. Присутствует мышьяк, сурьма, висмут, молибден, кадмий. Рудопроявление отличается неглубоким эрозионным срезом и заслуживает постановки поисковых работ.

Строительные и огнеупорные материалы

Глины огнеупорные

Месторождение Жаркын. Канавы глубиной до 2,5 м вскрыты 5 интервалов глинистой коры выветривания шириной 7-35 м. Предположительная мощность коры выветривания более 5 м. Протяжённость в северо-западном направлении несколько километров. По данным анализа двух проб, глины каолиновые (бен-

тонитовое число 10). Пластичность очень высокая, до 30 единиц, не характерная для каолинита [4–9].

В пределах площади северной части территории СИП в настоящее время разрабатываются два месторождения: месторождение строительного камня "Ковыльное" и месторождение гравийно-песчаной смеси "Придорожное" (рисунок 1.9 цв. блок).

Месторождение "Ковыльное"

Месторождение строительного камня "Ковыльное" расположено в 12 км к юго-востоку от г. Курчатова, в 1 км к северу от площадки №5, в 4 км к востоку от железной дороги ст. Дегелен – ст. Угольная на территории Майского района Павлодарской области.

Гранитный массив, в пределах которого расположено месторождение "Ковыльное", выявлен в процессе кондиционной геологической съемки масштаба 1:200 000 (рисунок 1.9 цв. блок). Месторождение разведано в 2001 г. Основным потребителем гранитного щебня месторождения "Ковыльное" является железная дорога Семипалатинск – ст. Дегелен – ст. Угольная.

Месторождение "Придорожное"

Месторождение гравийно-песчаной смеси "Придорожное" расположено в Майском районе Павлодарской области в 4 км к юго-востоку от г. Курчатова, в непосредственной близости от железной дороги г. Курчатова – пос. Балапан.

В геологическом строении месторождения принимают участие отложения палеогеновой и четвертичной систем. Полезным ископаемым на месторождении являются аллювиально-пролювиальные отложения верхнечетвертичного возраста, представленные гравийно-песчаной смесью.

1.2.2 Почвенный покров

Исследуемая территория Семипалатинского полигона занимает северо-восточную часть Казахского мелкосопочника и часть предсочной равнины, представленной делювиально-пролювиальным шлейфом. Общая характеристика почвенного покрова дана по опубликованным литературным данным [10, 11, 12] (рисунок 1.10 цв. блок).

Ландшафты территории представлены низкорослыми массивами, отдельными горными грядами, сопками и межсочными равнинами, понижениями под сухими и опустыненными степями на зональных каштановых и светло-каштановых нормальных, неполноразвитых и малоразвитых почвах, которые на территории полигона имеют наиболее широкое распространение. Встречаются и лугово-каштановые, луговые почвы в комплексе и сочетании с солонцеватыми и солончаковатыми, солонцами и солончаками. Для почвенного покрова территории характерны незначительная мощность покровных рыхлых отложений, защебенность, небольшое содержание органического вещества.

Каштановые и светло-каштановые зональные малоразвитые и неполноразвитые почвы распространены на склонах сопок, сложенных плотными коренными породами, выходы которых нередко отмечаются на вершинах. Почвообразующими породами для них служат маломощные элювиально-делювиальные щебнистые суглинки, мощность которых постепенно увеличивается от вершины сопка к их подножью, а вместе с тем уменьшается степень скелетности почв. Нормальные, т.е. с полно развитым профилем каштановые почвы встречаются на рассматриваемой территории редко, в основном, на делювиально-пролювиальном шлейфе, оконтуривающем мелкосопочник на севере и северо-востоке.

Основными морфологическими признаками неполноразвитых и малоразвитых почв является малая мощность гумусового горизонта (15-25 см) при мощности всего рыхлого слоя не более 40-60 см. В подзоне каштановых почв отсутствует проявления белоглазки, тогда как в светло-каштановых почвах отмечается непосредственно под гумусовым горизонтом карбонатный иллювиальный горизонт. Все почвы легко-или среднесуглинистые, но, как правило, опесчаненные. Наиболее распространенными среди каштановых почв являются среднегумусные (3-4% гумуса) виды. Содержание гумуса в светло-каштановых почвах в верхнем горизонте достигает 2-3 %. Реакция почвенного раствора на поверхности близка к нейтральной, но далее вниз по профилю меняется на слабощелочную или щелочную, что особенно характерно для светло-каштановых почв.

Лугово-каштановые почвы развиваются в условиях дополнительного увлажнения за счет склонового стока или грунтового подпитывания в межсопочных понижениях или на равнинах часто в комплексах и сочетаниях с солонцеватыми и солончаковатыми, а также с солонцами и солончаками. Наибольшее распространение лугово-каштановые почвы с полноразвитым профилем получили в предсопочной полосе, представляющей собой шлейф делювиально-пролювиальных отложений, окаймляющий мелкосопочник. Эти почвы в верхней части шлейфа не засолены, но при переходе на равнину в условиях слабой дренированности становятся солонцеватыми (количество поглощенного Na более 5% от емкости обмена) или солончаковатыми, если содержание легкорастворимых солей в почвах более 0,6%.

Солонцы занимают пониженное местоположение в рельефе и развиваются на тяжелых по механическому составу почвообразующих породах. Значительное распространение среди всех засоленных почв получили солонцы луговостепные солончаковатые, где более явно выражен солонцовый горизонт с поглощенным Na в количествах от 10 до 20% от емкости обмена и высоко залегающим солевым горизонтом.

Солончаки часто занимают микрорельефные повышения среди понижений, занятых луговыми или солонцеватыми почвами, солонцами. Наиболее распространенными из них на исследуемой территории являются солончаки обыкновенные, сформированные на невысоких террасах озер-соров, сложенных озерными отложениями тяжелого механического состава.

1.2.3 Гидрогеологические условия

Гидрогеологическое строение территории обусловлено геологическими и структурно-тектоническими особенностями региона. Гидрогеологическая система описываемой территории включает в себя водоносные горизонты поровых вод и региональный комплекс трещинных вод. Грунтовые воды представлены поровыми водами аллювиальных отложений террас в долине реки Иртыш, а также поровыми водами аллювиально-пролювиальных отложений равнин, долин временных водотоков (рисунок 1.11 цв. блок).

Поровые воды четвертичных аллювиальных отложений террас безнапорные, залегают на глубине 1,0-1,2 м. Они имеют сульфатный, хлоридный и смешанный типы вод. Общая минерализация составляет 0,4-6,0 г/л, достигая в отдельных случаях 12,0 г/л (в бессточных депрессиях и на участках повышенного испарения), дебит 0,04-1,6 л/с. Поровые воды четвертичных аллювиально-пролювиальных отложений безнапорные, залегают на глубине 1,0-10,0 м. Воды пресные, прозрачные, по типу вод гидрокарбонатные, сульфатно-гидрокарбонатные, иногда сульфатные. Общая минерализация – 0,1 -0,6 г/л, дебит – 0,1-1,6 л/с.

Смешанные порово-трещинные воды представлены водоносным горизонтом, в строении которого принимают участие палеогеновые пески и песчаники, мезозойские коры выветривания, зона экзогенной трещиноватости палеозойских пород. Мощность водоносных песков палеогена незначительна и обычно не превышает 2,0-2,5 м. Мощность водоносных горизонтов мезозойской коры выветривания составляет 3,0-12,0 м, а мощность зоны экзогенной трещиноватости от 5,0 до 40,0 м. Таким образом, общая мощность водоносного горизонта смешанного типа вод изменяется в пределах 10-50 м. Когда водоносный горизонт перекрывается водоупорными глинами неогена, подземные воды приобретают напорный режим. Иногда напор составляет 20-30 м [13, 14].

Трещинные воды пользуются наиболее широким распространением и приурочены к зоне экзогенной трещиноватости пород фундамента различного возраста и генезиса. Химический состав и минерализация вод зависит от состава и свойств вмещающих пород. Питание трещинных вод осуществляется как за счет атмосферных осадков, так и из выше залегающих водоносных горизонтов. В горной местности, особенно на площадях развития гранитоидных интрузивных пород, преобладают гидрокарбонатные воды с низкой минерализацией – 0,1-1,0 г/л. У подножия горных склонов и в бортах межгорных долин воды выходят на поверхность в виде родников, что позволяет использовать их для бытовых и технических нужд. На участках бессточных впадин часто отмечаются хлоридные трещинные воды с высокой минерализацией (20-70 г/л). Для переходных областей характерны сульфатные и смешанные типы вод с минерализацией 1,0-25,2 г/л. Трещинные воды, как правило, напорные, их дебит варьирует от 0,01 до 10,6 л/с. Глубина залегания водоносных структур 4-10 м в предгорьях и межгорных впадинах, на равнинных участках – 10-60 м и глубже. Разновидностью трещинных вод являются “жилые” воды, циркулирующие по мощным зонам глубинных разломов.

1.2.4 Растительный мир (флора) района

Растительный покров исследуемой территории относится к сухим ксерофитноразнотравно-дерновиннозлаковым степям. Доминантными растениями являются дерновинные злаки: ковыль (*Stipa capillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*) и типчак (*Festuca valesiaca*). В качестве сопутствующих видов повсеместно преобладают полыни (*Artemisia marschalliana*, *A. gracileccens*, *A. frigida*, *A. dracunculus*).

Из ксерофитного разнотравья встречаются – анкафия (*Ancathia igniaria*), ирис (*Iris scariosa*), лапчатка (*Potentilla acaulis*), подмаренник (*Galium ruthenicum*, *G. Verum*), солонечник (*Galatella tatarica*, *G. villosa*), из злаков – житняк (*Agropyron cristatum*), змеевка (*Cleistogenes squarrosa*), мятлик (*Poa stepposa*, *P. angustifolia*), овсец (*Helictotrichon desertorum*), тимофеевка (*Phleum phleoides*), тонконог (*Koeleria cristata*). Среди степных кустарников распространены карагана (*Caragana pumila*) и таволга (*Spiraea hypericifolia*).

По данным почвенно-геоботанических изысканий, на исследуемой территории выделены: экосистемы гранитного низкогорья, экосистемы высокого мелкосопочника и низкого мелкосопочника, делювиально-пролювиальные равнины, глубокие понижения и антропогеннонарушенные территории, а также аккумулятивная равнина Иртыша. Карта-схема распределения данных экосистем с характерной продуктивностью травостоя представлена на рисунке 1.12 цв. блок. Легенда к карте представлена в Приложении Б.

1. Экосистемы гранитного низкогорья: горы Аршалы и Достар с отметками 343 и 336 м над уровнем моря, сложенные матрацевидными гранитами.

Растительный покров представлен серией сообществ: можжевельниковых (*Juniperus sabina*), петрофитноразнотравных (*Thymus marschalliana*, *Ephedra distachya*, *Carex pediphormis*, *Patrinia intermedia*, *Potentilla acaulis*), разнотравно-холоднополынно-дерновиннозлаковых (*Stipa kirgisorum*, *Helictotrichon desertorum*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia frigida*, *Centaurea sibirica*, *Hieracium echinoides*) с кустарниками (*Caragana pumila*, *Spiraea hypericifolia*) по вершинам и склонам на гранитной дресве и скоплениях мелкозема между плитами (почвы – каштановые, горно-каштановые, малоразвитые, щебнистые); холоднополынно-типчаково-тырсиковых (*Stipa sareptana*, *Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Koeleria cristata*, *Artemisia frigida*, *Iris scariosa*) по межсопочным логам на малоразвитых и неполноразвитых каштановых почвах, часто лугово-каштановых. Продуктивность растительного покрова территорий гранитного низкогорья варьирует от 0,2 до 3,1 ц/га.

2. Экосистемы высокого грядового и увалистого мелкосопочника с гранитными обнажениями и кварцитами по вершинам сопков.

Распределение растительных сообществ обычно следующее: с доминированием петрофитноразнотравно-спирейно-карагановых (*Caragana pumila*, *Spiraea hypericifolia*, *Patrinia intermedia*, *Sedum hybridum*, *Orostachys spinosa*, *Veronica pinnata*) сообществ по вершинам сопков и ковылково-типчаково-тырсиковых

(*Stipa sareptana*, *Festuca valesiaca*, *Stipa lessingiana*, *Artemisia frigida*, *Carex supina*, *Galim ruthenicum*) по склонам и межсопочным степным понижениям на каштановых малоразвитых или неполноразвитых щебнистых почвах.

В случае обнажений на вершинах сопок кварцитов растительный покров представлен серией сообществ: аяниново-дерновиннозлаково-холоднополюнных (*Artemisia frigida*, *Stipa lessingiana*, *Festuca valesiaca*, *Ajania fruticulosa*, *Ephedra distachya*, *Veronica pinnata*, *Patrinia intermedia*) по вершинам и типчаково-ковыльковых (*Stipa lessingiana*, *Festuca valesiaca*, *Ephedra distachya*, *Galatella tatarica*) с караганой (*Caragana pumila*) по склонам и межсопочным степным понижениям на каштановых малоразвитых щебнистых почвах. Обширные межсопочные понижения в таком мелкосопочнике с гранитными обнажениями, в основном, это степные ксерофитно-дерновиннозлаковые с участием ковылей (*Stipa sareptana*, *Stipa capillata*, *Stipa lessingiana*), типчака (*Festuca valesiaca*), полыней (*Artemisia frigida*, *Artemisia marschalliana*, *Artemisia gracileccens*), осоки (*Carex supina*), разнотравья (*Galatella tatarica*, *Ancathia igniaria*, *Iris scariosa*, *Potentilla acaulis*, *Galim ruthenicum*) сообщества. Видовой состав фитоценозов в целом зависит от экологических условий конкретного местообитания, например: на супесчаных и легкосуглинистых почвах будут доминировать из ковылей – ковыль-волосатик, или тырса (*Stipa capillata*), а из полыней – полынь Маршалла (*Artemisia marschalliana*), при возрастании солонцеватости почв ковыль сменяется ковыльком (*Stipa lessingiana*), а из полыней преобладает полынь тонковатая (*Artemisia gracileccens*).

На солонцеватых почвах межсопочных понижений высокого увалистого мелкосопочника распространены комплексы с участием полынных (*Artemisia gracileccens*, *Artemisia pauciflora*) и кокпечника (*Atriplex cana*). На эродированных участках в комплекс добавляется тасбиургунник (*Nanophyton erinaceum*).

В межсопочных понижениях на луговых или лугово-каштановых почвах с постоянным дополнительным увлажнением распространен микропоясной ряд сообществ: тростниковых (*Phragmites australis*), веерниковых (*Calamagrostis epigeios*), солодково-волоснецовых (*Leymus angustus*, *Glycyrrhiza uralensis*), люцерново-солонечниково-мятликовых (*Poa trivialis*, *Medicago falcata*, *Galatella biflora*).

На солончаках соровых в межсопочных понижениях с временными пересыхающими водоемами формируется следующий микропоясной ряд сообществ: волоснецовых (*Leymus angustus*, *L. paboanus*) – чиевых (*Achnatherum splendens*) – галимионовых (*Halimione verrucifera*) – камфоросмовых (*Camphorosma monspeliaca*) – шренковско-полюнных (*Artemisia schrenkiana*).

Продуктивность растительного покрова территорий высокого грядового и увалистого мелкосопочника в зависимости от состава почвенно-растительных комплексов меняется от 0,3 до 2,0 ц/га.

3. Экосистемы низкого мелкосопочника. Для них характерны невысокие сопки с выходами коренных пород, как гранитов, так и кварцитов.

Петрофитная растительность сопок с обнажениями коренных пород дифференцируется на кустарниково-петрофитно-разнотравную (*Orostachys spinosa*,

Sedum hybridum, *Ephedra distachya*, *Ajania fruticulosa*, *Caragana pumila*, *Atraphaxis frutescens*) на каштановых щебнистых малоразвитых почвах и караганово-полынно-дерновиннозлаковую (*Festuca valesiaca*, *Stipa sareptana*, *Artemisia frigida*, *Spiraea hypericifolia*, *Caragana pumila*) на каштановых щебнистых неполноразвитых почвах.

Распространенную степную растительность здесь можно представить серией сообществ: караганово-полынно-тырсовых (*Stipa capillata*, *Caragana pumila*, *Artemisia frigida*), полынно-типчаково-тырсовых (*Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia marschalliana*) и холоднополынных (*Artemisia frigida*) на каштановых суглинистых щебнистых почвах. Иногда в составе сообществ присутствует таволга (*Spiraea hypericifolia*).

По межсопочным луговым понижениям низкого мелкосопочника на лугово-каштановых почвах обычно распространены кустарниково-разнотравно-злаковые сообщества с доминированием *Festuca valesiaca*, *Poa stepposa*, *Agropyron cristatum*, *Leymus angustus*, *Achillea asiatica*, *Medicago falcata*, *Spiraea hypericifolia*, *Caragana pumila*.

По межсопочным понижениям на лугово-каштановых почвах в комплексах и сочетаниях с солонцеватыми и солончаковыми почвами в низком мелкосопочнике формируется экологический ряд сообществ: чиевых (*Achnatherum splendens*), чингилловых (*Halimodendron halodendron*), полынно-волоснецовых (*Leymus angustus*, *Artemisia nitrosa*).

Продуктивность растительного покрова территорий низкого мелкосопочника для разных растительных сообществ варьирует от 0,4 до 4,3 ц/га.

4. Экосистемы делювиально-пролювиальных равнин. Растительный покров, в основном, представлен зональной ксерофитноразнотравно-дерновиннозлаковой степью (*Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia frigida*, *Galatella tatarica*, *Ephedra distachya*). Часто отмечаются степные кустарники караганы (*Caragana pumila*) и таволги (*Spiraea hypericifolia*).

Для лугово-степных понижений характерно сочетание зональной степной растительности и микропоясного ряда лугово-степных сообществ: люцерново-типчаковых (*Festuca valesiaca*, *Medicago bifurca*) – разнотравно-житняковых (*Agropyron cristatum*, *Potentilla impollita*, *Galium ruthenicum*) – солодково-волоснецовых (*Leymus angustus*, *Glycyrrhiza uralensis*) на лугово-каштановых почвах, часто защебненных.

По понижениям на солонцеватых почвах распространены комплексы полынно-типчаково-ковыльных (*Stipa lessingiana*, *Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia gracilescens*) сообществ с тонковатополынными (*Artemisia gracilescens*) и кокпековыми (*Atriplex cana*) сообществами.

На делювиально-пролювиальных равнинах с пересыхающими водотоками вокруг водоема на засоленных почвах (лугово-каштановые солонцеватые солончаковые, солонцы, солончаки) формируется экологический микропоясной ряд галофитных сообществ: сведовое (*Suaeda prostrata*) – галмионовое (*Halmione verrucifera*) – камфоросмовое (*Camphorosma monspeliaca*) – бескильницево (*Puccinellia distans*) – тростниковое (*Phragmites australis*) – чиевое (*Ach-*

natherum splendens) – солодково-волоснецовое (*Leymus multicaulis*, *Glycyrrhiza uralensis*).

Продуктивность растительного покрова делювиально-пролювиальных равнин меняется от 0,4 до 4,9 ц/га в зависимости от состава растительных сообществ.

5. Экосистемы аккумулятивной равнины распространены на всей северо-восточной половине и части северо-западной половины исследуемой территории, приурочены к пойме Иртыша и комплексу трёх верхнечетвертичных эрозионно-аккумулятивных надпойменных террас, последняя из которых смыкается с Центрально-Казахстанским мелкосопочником.

Пространственное распределение и структура экосистем аккумулятивной равнины тесно связаны со сложением поверхности этой территории. Экосистемы первой надпойменной террасы, для которой характерен равнинный рельеф с многочисленными западинами и глубокими понижениями, вытянутыми в северо-западном направлении (направлении древнего стока реки Иртыш) характеризуются большой пестротой почвенно-растительного покрова. Вторая надпойменная терраса отличается более выровненным рельефом и более однородным почвенно-растительным покровом. Третья надпойменная терраса – пологоволнистая равнина с обширными, но неглубокими понижениями. Здесь широко распространены плакорные варианты степей.

На супесчаных и легкосуглинистых каштановых нормальных почвах приподнятых участков распространены маршалловополынно-типчаково-тырсовые (*Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia marschalliana*) степи.

С каштановыми нормальными почвами, хорошо дренируемых участков обширных понижений связаны разнотравно-дерновиннозлаковые (*Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Galatella tatarica*, *Medicago bifurca*) степи на нормальных каштановых почвах, иногда в комплексе с разнотравно-злаково-кустарниковыми (*Spiraea hypericifolia*, *Rosa acicularis*, *Festuca valesiaca*, *Bromus inermis*, *Galium ruthenicum*, *Medicago romanica*) сообществами на лугово-каштановых незасоленных почвах глубоких понижений.

На каштановых нормальных почвах ровных участков характерны полынно-типчаково-тырсовые (*Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia compacta*) степи, в комплексе с ними на каштановых солонцеватых почвах западин часто встречаются полынно-кокпековые (*Atriplex cana*, *Artemisia nitrosa*) ценозы.

На каштановых суглинистых солонцеватых почвах плакорных участков исследуемой территории преобладают сублессингианово-типчаково-ковыльковые (*Stipa lessingiana*, *Festuca valesiaca*, *Artemisia sublessingiana*) степи.

На каштановых солонцеватых почвах обширных плоских понижений встречаются ломкоколосниково-типчаково-полынные (*Artemisia gracilescens*, *Festuca valesiaca*, *Psathyrostachys juncea*) сообщества.

На солончаковатых и солончаковых почвах формируются галофитные разнотравно-злаковые сообщества, сложенные *Puccinellia dolicholepis*, *Leymus paboanus*, *L. angustus*, *Aeluropus litoralis*, *Saussurea amara*, *Limonium gmelinii*.

На обнажениях палеогеновых отложений типичны сообщества полыни малоцветковой (*Artemisia pauciflora*) и многолетних солянок: *Nanophyton erinaceum*, *Anabasis eriopoda*, *Anabasis salsa*, *Atriplex cana*, *Limonium suffruticosum*.

Интразональная древесная растительность поймы Иртыша сосредоточена в прирусловой части. На молодых формирующихся отмелях со слоистым аллювием характерны разнотравно-вейниково-ивовые (*Salix pentandra*, *S. triandra*, *S. alba*, *Calamagrostis epigeios*, *Bidens tripartita*) ценозы. На пойменных лесолуговых почвах разноразличных прирусловых валов произрастает ивово-тополевый (*Populus nigra*, *P. alba*; *Salix alba*; *Rhamnus cathartica*; *Rosa pisiformis*) лес. На аллювиально-луговых почвах ровных участков прирусловой поймы распространены мезофитно-кустарниковые ценозы из шиповников (*Rosa pisiformis*, *R. acicularis*, *R. spinosissima*), жимолости (*Lonicera tatarica*), боярышника (*Crataegus sanguinea*), иногда с участием ежевики (*Rubus caesius*). На аллювиально-луговых обсыхающих почвах более высоких уровней поймы из деревьев чаще встречается единичный лох (*Elaeagnus oxycarpa*) и из кустарников чингильники (*Halimodendron halodendron*).

Интразональная луговая растительность поймы Иртыша очень динамична, ее пространственное распределение связано с быстро меняющимися экологическими условиями в пойме.

Луга представлены вариантами болотистых (*Phalaroides arundinacea*, *Carex acuta*, *Cirsium incana*, *Lathyrus pratensis*, *Veronica longifolia*) на почвах болотного ряда, настоящих (*Elytrigia repens*, *Bromopsis inermis*, *Alopecurus pratensis*, *Glycyrrhiza uralensis*, *Ptarmica cartilaginea*, *Poa pratensis*) на аллювиально-луговых незасоленных почвах, галофитных (*Puccinellia distans*, *Leymus paboanus*, *Artemisia nitrosa*, *Limonium gmelinii*, *Plantago salsa*) на луговых солончаковых почвах и остепненных лугов (*Carex praecox*, *Stipa capillata*, *Festuca valesiaca*, *Agrostis tenuis*, *Centaurea adpressa*, *Artemisia pontica*, *Leymus ramosus*) на луговых остепняющихся почвах.

Интразональная кустарниковая растительность небольших водотоков представлена, в основном, чингильником (*Halimodendron halodendron*), а луговая растительность, преимущественно, галофитными вариантами лугов (*Pragmites australis*, *Puccinellia distans*, *Achnatherum splendens*, *Leymus angustus*, *Plantago salsa*, *Limonium gmelinii*, *Artemisia schrenkiana*) на луговых солончаках.

Для аккумулятивной равнины северо-восточной и части северо-западной половины исследуемой территории в среднем отмечается высокая продуктивность растительного покрова – не ниже 1,5 ц/га и до 4,7 ц/га.

6. Экосистемы глубоких понижений. Понижения заняты пересыхающими, частично или совсем до дна в летний период, озерами, которые представляют собой соры. Почвы засолены. В основном это соровые солончаки, которые заняты сарсазановыми (*Halocnemum strobilaceum*) сообществами или луговые солонцеватые и солончаковатые по береговой полосе под галимионовыми (*Halimione verrucifera*)-камфоросмовыми (*Camphorosma monspeliaca*) – шренковско-полынными (*Artemisia schrenkiana*) сообществами. Продуктивность растительного покрова глубоких понижений в среднем не превышает 0,2 ц/га.

7. Экосистемы антропогеннонарушенных территорий. Антропогенные процессы непосредственно связаны с хозяйственной деятельностью человека на данной территории. Антропогеннопроизводные экосистемы на обследуемой территории можно разделить на три основные группы: экосистемы залежей, экосистемы урбанизированных территорий и пастбальные экосистемы.

Состояние растительности залежей на северной части территории СИП характеризуется различными стадиями восстановления естественной зональной степной растительности, зависящими, прежде всего, от возраста залежи, конкретного расположения залежи, эдафических условий и т.д. Обобщенная демулационная серия сообществ в подзоне ксерофитноразнотравно-дерновиннозлаковых степей выглядят следующим образом: группировки сорнотравных малолетников (*Avena fatua*, *Lactuca altaica*, *Artemisia sieversiana*, *Barbarea stricta*, *Ceratocarpus arenarius*) → группировки сорнотравных корнеотпрысковых и корневищных многолетников (*Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Artemisia procera*, *Artemisia austriaca*) группировки → сообщества дерновиннозлаково-полынные (*Artemisia marschalliana*, *A. dracunculus*, *Agropyron cristatum*, *Festuca valesiaca*) → сообщества разнотравно-полынно-дерновиннозлаковые (*Agropyron cristata*, *Festuca valesiaca*, *Stipa lessingiana*, *Artemisia sublessingiana*, *A. marschalliana*, *Medicago romanica*) на антропогенно-нарушенных сельскохозяйственных землях.

Большое распространение на урбанизированной территории получили сорные рудеральные и адвентивные виды *Vexibia alopecuroides*, *Amaranthus retroflexus*, *Carduus nutans*, *Cyclachaena xantifolia*, *Xanthium strumarium*, *Capsella bursa-pastoris*, *Lepidium ruderales*, *Echinochloa crusgalli*, *Polygonum aviculare*, *Datura stramonium*.

Выпас скота – древнейшая форма использования растительности человеком. Пастбальная (пастбищная) дигрессия почвенно-растительного покрова в северной части СИП приурочена к зимовкам. Распространение и степень антропогенных пастбальных нарушений сильно разнятся. Видами-индикаторами пастбищной дигрессии являются эбелек (*Ceratocarpus arenarius*), полынь австрийская (*Artemisia austriaca*), рогозавник яичкоплодный (*Ceratocephala testiculata*), коельпиния линейная (*Koelpinia linearis*), полынь веничная (*Artemisia scoparia*), брунец (*Vexibia alopecuroides*), кохия веничная (*Kochia scoparia*), марь белая (*Chenopodium album*), климакоптера ресничатая (*Climacoptera brachiata*).

Продуктивность растительного покрова антропогеннонарушенных территорий в среднем не превышает 0,2 ц/га.

1.2.5 Животный мир (фауна) района

Видовой состав фауны исследуемой территории

Фауна позвоночных и беспозвоночных животных исследуемой территории достаточно богата и разнообразна. Это обусловлено низким антропогенным фактором, заповедным режимом, наличием обильной стабильной кормовой базы и значительных по площади угодий, благоприятных для обитания и размножения различных видов животных.

Детальные сезонные исследования по сравнительной оценке видового разнообразия фаунистических комплексов на территории СИП [15–27], а также анализ литературных материалов позволили установить, что фауна позвоночных животных северной части СИП состоит из 221 видов, в том числе птиц – 147, млекопитающих – 45, рыб – 18, пресмыкающихся – 7, земноводных – 2, круглоротых – 2 вида. В красные книги Международного союза охраны природы и Казахстана внесены 15 видов.

Необходимо отметить, что наличие целого ряда видов животных на исследуемой территории СИП нужно рассматривать как вероятное, исходящее из имеющихся в литературе данных по ареалам распространения и точек их обнаружения в более ранние сроки.

Ихтиофауна

Ихтиофауна на исследуемой территории, обитающая, в основном, в реке Иртыш, а также в многочисленных соленых озерах, представлена 2 видами круглоротых и 18 видами костных рыб (из 104 обитающих в Казахстане). Наиболее многочисленны представители отряда карпообразных – 11 видов. К ценным промысловым рыбам относятся осетрообразные (сибирский осетр, стерлядь), лососеобразные (щука) и трескообразные (налим). Один представитель отряда лососеобразных нельма – занесена в Красную книгу Республики Казахстан.

Класс Земноводные или Амфибии

Земноводные исследуемого региона представлены 2 видами (из 12 известных для Казахстана) относящимися к отряду бесхвостые озерная лягушка (*Rana ridibunda*) и остромордая лягушка (*Rana arvalis*). Остромордая лягушка обитает в стоячих пресных водоемах. Доминирующим видом земноводных является озерная лягушка, которая населяет реку Иртыш и связанные с ней водоемы.

Класс Пресмыкающиеся

Пресмыкающиеся на территории СИП представлены 7 видами (в Казахстане 49 видов). Наиболее многочисленны представители подотряда ящериц – такырная круглоголовка, разноцветная ящурка и прыткая ящерица, плотность заселения которых может достигать значительных величин. Подотряд змей

представлен 4 видами, самый распространенный и массовый из них узорчатый полоз, остальные 3 довольно редки и малочисленны [26].

Класс Птицы

Орнитофауна исследуемой территории СИП чрезвычайно многообразна, здесь встречаются 147 видов птиц из 15 отрядов (всего в Казахстане 488 видов птиц). Наиболее разнообразно представлены околотовные птицы. По берегам реки Иртыш, пресных и соленых озер обитают и гнездятся гусеобразные – 13 видов; ржанкообразные – 23 вида. Много также и мелких воробьиных птиц – 51. Представителей отряда дневных хищников (соколообразных) – 19 видов. Велико число редких и охраняемых птиц, в Красную книгу Казахстана занесено 14 видов [15, 19, 28, 29, 30].

Класс Млекопитающие

Из 178 видов млекопитающих, обитающих на территории Казахстана, в исследуемом регионе СИП встречается 45 видов из 6 отрядов. Большинство видов принадлежит отряду грызунов. В Красную книгу Казахстана занесено лишь два вида – перевязка из отряда хищных и архар из отряда парнокопытных [19, 23, 29].

Глава 2

ОСНОВНЫЕ ТЕХНОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ В ИССЛЕДУЕМОМ РАЙОНЕ

2.1 Факторы, обусловленные деятельностью бывшего СИП

2.1.1 Историческая информация об испытаниях на бывшем СИП, сформировавших радиационную обстановку

Для оценки источников, сформировавших радиоактивное загрязнение северной части территории СИП, были рассмотрены все места проведения ядерных и неядерных испытаний на полигоне. Технические площадки "5", "8" и "9" расположены непосредственно на исследуемой территории. На этих площадках испытания, которые могли бы привести к радиоактивному загрязнению природной среды, не проводились, поэтому они исключены из дальнейшего рассмотрения. Площадка испытаний боевых радиоактивных веществ "4а" частично расположена на исследуемой территории. Наиболее близко к границе исследуемой территории (менее 15 км) расположены площадки "Опытное поле" и "4". Другие площадки удалены на расстояние более 60 км.

Анализ имеющихся данных показал, что формирование радиационной обстановки на исследуемой территории, в основном, может быть обусловлено следующими испытаниями:

1. Атмосферные ядерные испытания и модельные эксперименты (гидроядерные и гидродинамические) на площадке "Опытное поле".
2. Испытания боевых радиоактивных веществ на площадке "4а".
3. Подземное ядерное испытание на площадке "Сары-Узень" в скважине №1003.

Испытания на площадке "Опытное поле"

В период с 1949 по 1962 год на площадках П-1, П-2, П-3, П-5, П-7 было проведено 30 наземных и 86 воздушных ядерных испытаний. С 1958 по 1989 год на полигоне было осуществлено 85 гидроядерных экспериментов различных видов, из них 40 – на площадке "Опытное поле" (в основном, площадки П-2 и П-7 (П-2Г)). Все эти испытания в той или иной мере привели к радиоактивному загрязнению как территории полигона, так и прилегающих регионов.

Наземные и приземные ядерные испытания

На площадке "Опытное поле" было проведено 30 наземных испытаний (таблица 2.1), из них в 5 случаях ядерное устройство не сработало. На формирование радиационной обстановки в прилегающих к полигону районах повлияли, в основном, 11 наземных испытаний, поскольку остальные 14 испытаний были проведены в режиме максимального осаждения продуктов ядерного взрыва непосредственно в пределах полигона [31].

Количественных данных о радиоактивных выпадениях на поверхность земли в пределах полигона на момент проведения испытаний не имеется. Такая информация, получаемая службами Казгидромета начиная с 1954 года, имеется для территорий за пределами полигона.

В открытых публикациях [32–37] имеется информация о времени, мощности и других условиях проведения ядерных испытаний, направлениях среднего ветра на момент испытаний и выпадениях за пределами полигона, о траекториях движения радиоактивных облаков от границы полигона и следах радиоактивных выпадений. Эта информация в различных литературных источниках отличается.

Проанализировав имеющуюся информацию, было определено, что 11 наземных испытаний могли привести к радиоактивному загрязнению исследуемой территории. Из этих испытаний всего 4 ядерных взрыва характеризовались мощностью более 1 кт ТЭ. Остальные испытания характеризовались малой мощностью от 0,004 до 0,4 кт ТЭ.

На основании имеющейся информации были восстановлены предполагаемые траектории следов радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний (рисунок 2.1 цв. блок).

Основное направление движения радиоактивных облаков от мест проведения ядерных испытаний находится в секторе север – северо-восток. Поэтому загрязнение северной части территории СИП от наземных ядерных испытаний следует ожидать именно в этом секторе.

На основании информации о мощности ядерных взрывов, направлении среднего ветра и результатов ранее проведенных радиологических исследований на СИП было определено, что из всех рассмотренных наземных ядерных взрывов к значимому воздействию на исследуемую территорию могли привести 2 испытания. Это первое ядерное испытание 29.08.49 г. (мощность ~22 кт) и испытание 07.08.62 г. (мощность ~9,9 кт).

29 августа 1949 года при неблагоприятных метеорологических условиях был осуществлен первый ядерный взрыв. Сильный ветер обусловил быстрое перемещение радиоактивного облака в северо-восточном направлении. Это обстоятельство привело к формированию радиоактивного следа на земной поверхности на расстоянии до 300 км от эпицентра взрыва.

При испытании ядерного устройства 7 августа 1962 г. вместо ожидаемого воздушного ядерного взрыва произошел наземный, что вызвало относительно сильное радиоактивное загрязнение местности, направленное в сторону Алтайского края. Ось следа радиоактивных выпадений расположена севернее

Таблица 2.1

Основные характеристики наземных ядерных испытаний

№	Дата проведения испытания [32]	Место проведения испытания (площадка) [32]	Цель проведения испытания [32]	Энерговыделение, кт тротилового эквивалента [32]	Высота взрыва, м [32]	Направление среднего ветра, град [33]	Вид взрыва	Мощность дозы на максимальном расстоянии на 3 ч после взрыва, мР/ч [33]	Максимальное расстояние, для которого имеются экспериментальные данные, км [33]
1*	29.08.49	П-1	СЯО	22	башня 30	74		15	635
2	24.09.51	П-1	СЯО	38	башня 30				
3	12.08.53	П-1	СЯО	400	башня 30	130 [35]		РЗМ незначительное	
4	05.10.54 19.10.54	П-3	СЯО	4	0				
5	(не сработало)	П-2	СЯО	0	башня 15				
6	30.10.54	П-3	СЯО	10	сброс с самолёта с подры- вом на высоте 50 (55[37])				
7*	29.07.55	П-2 [34])	СЯО	1,3	2,5	97 [35]		1 [36]	200 [36]
8	02.08.55	П-2	СЯО	12 (11,5 [34])	2,5				
9*	05.08.55	П-2	СЯО	1,5 (1,2 [34], [37])	1,5				
10	16.03.56	П-2 [34])	СЯО	14 (13,2 [34])	0,4				
11	25.03.56	П-2 [34])	СЯО	5,5	1				
12	24.08.56	П-5	СЯО	27 (26,5 [34])	Башня 100	105 [35]	Наземный ([35] [35] низкий воздуш- ный)	20 [36]	660 [36]
13*	09.09.61	П-7	ИАР	0,38 (0,4 [34])	0	60 (70 [35], 75 [36])		РЗМ отсутствует ([36] фон)	400 [36]
14*	14.09.61	П-7	СЯО	0,4	0				
15*	18.09.61	П-7	ИАР	0,004	1				

№	Дата проведения испытания [32]	Место проведения испытания (площадка) [32]	Цель проведения испытания [32]	Энерговыделение, кт тротилового эквивалента [32]	Высота взрыва, м [32]	Направление среднего ветра, град [33]	Вид взрыва	Мощность дозы на максимальном расстоянии на 3 ч после взрыва, мР/ч [33]	Максимальное расстояние, для которого имеются экспериментальные данные, км [33]
16	19.09.61	П-7	ИАР	0,03 (0,003 [34], [37])	0				
17	03.11.61 (не сработало)	П-7	ИАР	0	0				
18	04.11.61	П-7	СЯО	0,2 (0,15 [34], [37])	0	104			
19*	07.08.62	П-5	СЯО	9,9 (10 [34])	0	80 (72 [35])		5	340
20	22.09.62	П-3	ИАР	0,21 (0,2 [34])	0				
21	25.09.62	П-5	СЯО	7	0				
22	30.10.62	-	СЯО	1,2	0				
23	05.11.62	П-1	ИПФ	0,4	Башня 15				
24*	11.11.62	П-3	СЯО (ИАР [34])	0,1	Башня 8	98 [35]		фон [36]	320 [36]
25	13.11.62 (не сработало)	П-7	СЯО (ИАР [34])	0	0				
26	24.11.62 (не сработало)	П-7	ИАР	0	0				
27*	26.11.62	П-7	ИАР	0,03	0	80 (88 [35])		1	180
28	23.12.62 (не сработало)	П-7	ИАР	0	0				
29*	24.12.62	П-7	ИАР	0,007	0	40-100		РЗМ отсутствует	
30*	24.12.62	П-7	ИАР	0,028(0,03 [34])	0	40		РЗМ отсутствует	
Примечание: * наземные ядерные испытания, которые могли привести к радиоактивному загрязнению исследуемой территории									
СЯО – испытания в целях создания или совершенствование ядерного оружия									
ИАР – исследование аварийных режимов и аварийных ситуаций									
ИПФ – исследования поражающих факторов ЯВ и их воздействие на военные и гражданские объекты									
РЗМ – радиоактивное загрязнение местности									

следа от первого ядерного испытания (1949 г.). В день испытания была неустойчивая, практически штилевая погода, даже при временном усилении ветра его скорость не превышала 10 км/ч. Регистрация радиоактивных выпадений в г. Курчатове началась примерно через 12 часов после взрыва. Следовательно, все это время облако ядерного взрыва находилось над территорией между площадкой "Опытное поле" и городом Курчатов.

Загрязнения от этих испытаний могли сформировать расширяющиеся от эпицентра ядерного взрыва полосы радиоактивного загрязнения на территории полигона с шириной на границе около 10 км.

Воздушные и высотные ядерные испытания

Атмосферные воздушные и высотные ядерные испытания (86 испытаний на СИП, а также подобные испытания, проведенные на других ядерных полигонах мира) проводились высоко в атмосфере.

Воздушный взрыв – это ядерное испытание в атмосфере с приведенной высотой подрыва не менее $100 \text{ м/кг}^{1/3}$, при котором образующийся "огненный шар" не касается земной поверхности. Высотный взрыв – это ядерное испытание в атмосфере, когда "огненный шар" сравним с характерным размером неоднородности атмосферы (~7 км).

При воздушных взрывах в формировании радиоактивных продуктов не участвуют материалы подстилающей поверхности, так как "огненный шар" не соприкасается с ней. Носителями радионуклидов осколков деления являются частицы испарившегося конструкционного материала испытуемого устройства. Существенная часть наработанной активности поднимается в верхние слои атмосферы (стратосферу) и пребывает там многие месяцы и даже годы, постепенно оседая на земную поверхность. При определении средних глобальных радиоактивных выпадений предполагается, что 20% активности сосредоточено в местах локальных выпадений, т.е. вблизи районов ядерных испытаний, а 80% входят в состав глобальных выпадений. Таким образом, можно считать, что воздушные ядерные испытания привели, в основном, к формированию глобальных выпадений на всей территории Северного полушария, в том числе и на территории полигона.

Необходимо учитывать, что именно эти и подобные им испытания, а также всевозможные ядерные инциденты (аварии) внесли основной вклад в формирование радиоактивного загрязнения данной территории на уровне фона глобальных выпадений.

Модельные эксперименты (гидроядерные и гидродинамические)

Гидроядерные испытания

Взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых количество выделенной ядерной энергии сравнимо с энергией химических ВВ заряда (менее 1 т), относятся к категории гидроядерных испытаний и не относятся к ядерным испытаниям, за исключением тех случаев, когда такой результат имел место в специально запланированном ядерном испытании. Гидроядерные эксперимен-

ты являлись важным способом физических исследований процессов, происходящих в ядерных зарядах, и достаточно широко проводились в СССР в 1958-1989 гг. Эксперименты проводились в научно-исследовательских целях для решения вопросов, связанных с физикой работы ядерных взрывных устройств, включая вопросы обеспечения надежности и безопасности хранения и эксплуатации ядерного оружия. Все эксперименты проводились на поверхности грунта, в основном, в котловане глубиной 3 метра.

В 1960, 1961 и 1963 гг. на площадке П-2Г Семипалатинского полигона было проведено 38 наземных гидроядерных экспериментов (таблица 2.2), которые отличались друг от друга количеством выброшенной в атмосферу активности и высотой подъема верхней кромки облака взрыва. Еще два модельных опыта были проведены 01.08.65 г. и 12.08.65 г.

В отдельных экспериментах разница в величине выброса активности достигала 400 раз, а высота подъема облаков находилась в пределах 250 м (эксперимент 01.10.1963 г.) до 1280 м (01.07.1961 г.) [38]. Общее количество альфа-активности плутония, диспергированного за все время проведения гидроядерных экспериментов (в основном, №7-12, 21-38 и два эксперимента 1965 года – всего 26 экспериментов), составило примерно 800-900 Кюри, что могло стать причиной радиоактивного загрязнения местности вокруг испытательной площадки. По данным работы [39] в 1960-1963 гг. на Семипалатинском полигоне при проведении 38 гидроядерных экспериментов было израсходовано около 11 кг плутония.

В связи с отсутствием значимого ядерного энерговыделения в ГЯЭ основное радиационное воздействие этих опытов на окружающую среду обусловлено диспергированием делящихся материалов, входящих в состав взрывных устройств. В ряде одних экспериментов диспергировался уран, а в ряде других – плутоний. Поскольку плутоний обладает примерно в 1000 раз более высокой удельной активностью по сравнению с ураном, а также более высокой (примерно в 3 раза на единицу активности для ингаляции) радиотоксичностью, то эксперименты с диспергированием плутония и определили в основном уровень радиационного воздействия на территорию полигона [37].

Для потенциальной возможности загрязнения плутонием исследуемой территории азимутальные направления осей следов от испытаний должны лежать в секторе от 295° до 68° (от северо-западного к северо-восточному направлению), а длины следов должны превышать 25 км – расстояние от площадки П-2 до границы исследуемой территории. По имеющимся оценкам [40], из 24 испытаний, в результате которых была диспергирована основная часть плутония, всего в 4 испытаниях азимутальные направления осей следов были 338° , 52° , 68° , 68° , при этом длина участков при уровне площадного загрязнения плутонием $0,1 \text{ Ки/км}^2$ (удельная активность в почве составит 46 Бк/кг на глубине 0-5 см) могла достигать 12,5; 6,9; 4; 5,4 км, соответственно, а при площадной активности $2,25 \cdot 10^{-2} \text{ Ки/км}^2$ (удельная активность в почве составит $10,4 \text{ Бк/кг}$ на глубине 0-5 см) – 37; 23; 10,5; 19,5 км (таблица 2.2).

Таблица 2.2
Характеристики модельных экспериментов на площадке П-2Г (П-7) в 1960, 1961 и 1963 гг.

№п/п	Дата	Е	С	V	A	H	D	Тип	C α	L ₁	S ₁	L ₂	S ₂
1	20.05.60	1	1	18	142	840 (220)	300	Π	-	-	-	-	-
2	22.05.60	1	1	11	328	810 (170)	250	Π	-	-	-	-	-
3	24.05.60	1	1,1	14	137	400 (100)		Π	-	-	-	-	-
4	26.05.60	1	1,1	14	65	790 (270)	320	Π	-	-	-	-	-
5	31.05.60	1	1,2	29	81	410 (160)	340	Π	-	-	-	-	-
6	01.06.60	1	1,2	18	102	640 (190)	540	Π	-	-	-	-	-
7*	06.06.60	1	76,5	50	68	440 (180)	480	К	10,5	4	1,4	10,5	6
8	08.06.60	1	92,5	47	81	460 (150)	380	К	12,5	4,25	1,65	13	9
9	10.06.60	1	104	72	74	920 (150)	500	К	14	4	1,4	10	5,4
10*	11.06.60	1	112	25	52	890 (220)	420	К	15	6,9	3,5	23	30
11	13.06.60	1	132	7	209	680 (210)	450	К	17,5	22	28	66	230
12	16.06.60	1	143	29	86	890 (250)	570	К	19,5	7,7	4,2	25	35
13	27.06.61	1	1	25	304	730 (135)	320	Π	-	-	-	-	-
14	29.06.61	1	1,1	25	132	490 (225)	350	Π	-	-	-	-	-
15	01.07.61	1	1,3	11	143	1280 (250)	500	Π	-	-	-	-	-
16	04.07.61	1	1,1	43	342	360 (120)	260	Π	-	-	-	-	-
17	06.07.61	1	1,6	32	70	420 (103)	280	Π	-	-	-	-	-
18	08.07.61	1	1,3	47	93	580 (97)	210	Π	-	-	-	-	-
19	13.07.61	1	1,3	29	83	660 (120)	220	Π	-	-	-	-	-
20	15.07.61	1	1,8	7	104	280 (70)	200	Π	-	-	-	-	-
21	20.07.61	0,35	223	7	173	630 (220)	320	К	30	32	58	97	475
22	21.07.61	0,35	249	18	200	520 (125)	260	К	33,5	17,5	17	53	149
23	22.07.61	0,35	278	25	79	350 (130)	150	К	37,5	15	12	44	107

№п/п	Дата	Е	С	V	A	H	D	Тип	C α	L ₁	S ₁	L ₂	S ₂
24	22.07.61	0,35	303	25	162	590 (165)	330	К	41	16	14	47,5	122
25*	24.07.61	0,35	340	40	338	370 (130)	180	К	46	12,5	8,5	37	76
26*	19.09.63	1	150	43	68	320 (70)	160	К	20,5	5,4	2,5	19,5	21
27	20.09.63	1	158	29	113	620 (345)	610	К	21,5	8,2	4,6	26,5	40
28	24.09.63	1	178	13	94	730 (300)	340	К	24	17,5	17	52	145
29	25.09.63	0,35	294	47	93	300 (115)	300	К	40	9,5	5,5	29,5	49
30	26.09.63	0,35	332	32	153	290 (170)	160	К	45	14	11	42	99
31	30.09.63	0,35	370	18	223	330 (130)	220	К	50,5	23,5	32	70	260
32	01.10.63	0,35	370	11	232	250 (180)	350	К	50,5	34,5	67	105	550
33	02.10.63	0,35	406	14	226	290 (155)	180	К	54,5	30,5	52	92	430
34	10.10.63	0,35	225	24	79	250 (87)	220	К	30,5	13	9,5	39	85
35	11.10.63	0,35	250	40	84	-	-	К	33,5	9,5	5,5	29,5	49
36	12.10.63	0,35	285	25	137	290 (70)	130	H=3 м	38	15	12	46	112
37	12.10.63	0,35	300	14	123	380 (175)	200	К	40,5	24	33	72	270
38	15.10.63	0,35	320	14	104	-	-	H=3 м	43	26	36	76	300

Примечание: * эксперименты, которые могли обусловить загрязнение исследуемой территории плутонием.

Е – относительное энерговыделение взрыва

С – относительная величина выброса α–активности

V – средняя скорость ветра (км/ч) во время проведения взрыва в диапазоне высот h=0-1 км

A – азимутальное направление оси следа (градусы)

H – высота верхней кромки облака взрыва (м) при времени t (с)

D – горизонтальный диаметр облака взрыва (м)

Тип – тип взрыва: "П" – взрыв на поверхности, "К" – взрыв в котловане; H=3 м – взрыв на постаменте (дерево) высотой 3 м от поверхности

C α – выброс активности Р_ц в опыте (Ки)

L₁, S₁ – оценки длины (км) и площади (км²) зоны загрязнения с уровнем плотности активности q α> 0,1 мКи/м²

L₂, S₂ – оценки длины (км) и площади (км²) зоны загрязнения с уровнем плотности активности q α> 2,25*10⁻² мКи/м²

При таких характеристиках наиболее вероятно, что только одно испытание с выбросом 46 Ки плутония, проведенное 24.07.1961 года (азимут 338°, расстояние 37 км (сплошная часть линии на рисунке)) (рисунок 2.2 цв. блок), могло внести вклад в радиоактивное загрязнение исследуемой территории изотопами плутония.

Гидродинамические испытания

Взрывные эксперименты с ядерными зарядами, в которых не выделяется ядерная энергия, относятся к категории гидродинамических испытаний, и они не относятся к ядерным испытаниям, за исключением тех случаев, когда такой результат имел место в специально запланированном ядерном испытании. По своему характеру загрязнение территории вследствие этих опытов аналогично её загрязнению при модельных взрывных (гидроядерных) экспериментах, сопровождающихся диспергированием плутония.

Гидродинамические испытания проводились на площадках П-2 и П-7. Площадки расположены на расстоянии ~25 км от границы исследуемой территории. С 1954 по 1962 год было проведено 5 испытаний, в результате которых в атмосферу было выброшено 1000 Ки плутония (Таблица 2.3).

Таблица 2.3

Основные характеристики условий проведения гидродинамических испытаний

№опыта	1*	2	3	4*	5*
Дата	19.10.54	03.11.61	13.11.62	24.11.62	23.12.62
С	200-400	200-400	200-400	100-200	200-400
А	18	213	176	320	296
V	8,3	3,5	3,3	6,1	4,5
<i>Примечание:</i> * эксперименты, которые могли обусловить загрязнение исследуемой территории плутонием. №– условный номер эксперимента С – количество α- активности Рц, диспергированной во взрыве (Ки) А – азимутальное направление оси следа (градусы) V – средняя скорость ветра (м/с)					

Для оценки возможности загрязнения территории рассматривался тот же сектор (от 295° до 68°). По материалам [40], из 5 испытаний в 3 испытаниях азимутальные направления осей следов были 296°, 320°, 18°, при этом длина участков при уровне площадного загрязнения плутонием 0,1 Ки/км² (удельная активность в почве составит 46 Бк/кг на глубине 0-5 см) могла достигать 68, 40, 44 км (таблица 2.4) (сплошная линия на рисунке 2.2 цв. блок), соответственно,

а при площадной активности $2,25 \cdot 10^{-2}$ Ки/км² (удельная активность в почве составит 10,4 Бк/кг на глубине 0-5 см) более 100 км (рисунок 2.2 цв. блок).

Таблица 2.4

Характеристики зон загрязнений

Опыт		1*	2	3	4*	5*
q ₁	L (км)	7	16	15,5	6	12,5
	S (км ²)	3,4	14,5	14	2,8	8,9
q ₂	L (км)	44	88	86,5	40	68
	S (км ²)	105	390	375	90	240
q ₃	L (км)	>100	>100	>100	>100	>100
	S (км ²)	(670)	(970)	(960)	(640)	(880)
<i>Примечание:</i> * эксперименты, которые могли обусловить загрязнение исследуемой территории плутонием q₁ – плотность альфа-активности >1 мкКи/м² (удельная активность в почве составит >463 Бк/кг на глубине 0-5см) q₂ – плотность альфа-активности >0,1 мкКи/м² (удельная активность в почве составит >46 Бк/кг на глубине 0-5см), характеризующий зону отселения населения q₃ – плотность альфа-активности >2,25*10⁻² мкКи/м² (удельная активность в почве составит >10,4 Бк/кг на глубине 0-5см) L – длина зоны загрязнения S –площадь зоны загрязнения						

Таким образом, все три испытания (19.10.54, 24.11.62, 23.12.62 гг.) можно рассматривать как источники загрязнения исследуемой территории плутонием.

Подземное ядерное испытание на площадке "Сары-Узень" в скважине №1003.

При проведении подземных ЯИ основная часть радионуклидов оставалась захороненной под землей. Эксакавационные взрывы (испытания с выбросом грунта), а также нештатные ситуации, имевшие место во время проведения подземных испытаний, привели к значимому локальному загрязнению непосредственно в местах испытаний, а также к образованию радиоактивных следов. Из всех рассмотренных испытаний на формирование загрязнения исследуемой территории мог оказать влияние подземный ядерный взрыв с выбросом грунта, проведенный на площадке "Сары-Узень" в скважине №1003.

Место проведения испытания расположено на площадке "Сары-Узень" на расстоянии около 70 км от исследуемой территории. Взрыв мощностью 1,1 кт был произведен на глубине 48 м с целью исследования процесса выброса грунта. После подземного взрыва в скважине с выбросом грунта, произведенного

14 октября 1965 г., произошло значимое загрязнение местности. В ходе проводимых после взрыва в скважине №1003 исследований было установлено, что вместе с аэрозольными частицами в районе взрыва выпало 4% радиоактивных веществ от общего их количества, образовавшегося при взрыве, а на ближнем следе - примерно 3,5% [41]. Доля продуктов деления, выпавших на дальнем следе по отношению к общему количеству радиоактивных веществ, составила 0,66% [42].

Максимальная высота подъема купола грунта составила 190 м через 6 с после подрыва заряда, диаметр – 240 м. Столб выброса полностью распался через 10-12 с после взрыва. Максимальная высота подъема пылевого столба составила не более 300 м из-за наличия в атмосфере инверсионного слоя. Образовавшееся облако взрыва распространилось в северо-восточном направлении со скоростью 40 км/ч [43]. Погодные условия обусловили перемещение продуктов взрыва в течение нескольких дней в северо-восточном направлении (рисунок 2.1 цв. блок) [43]. В таблице 2.5 приведены данные, характеризующие уровни радиации на оси сформировавшегося следа.

Таблица 2.5

Мощности доз гамма-излучения на местности по оси следа подземного ядерного взрыва с выбросом грунта в скважине № 1003 на время "Ч+24" после взрыва

Расстояние от эпицентра взрыва, км	0,75	1,5	3	7	12	20	30	40	60	80	100
Уровень радиации, мР/ч	700	240	80	23	9	2,4	1,0	0,5	0,25	0,1	0,05

По данным изучения динамики формирования следа на различных расстояниях от эпицентра и измерений суммарных доз радиации на местности с помощью фотодозиметров на пути движения радиоактивного облака были рассчитаны значения доз, обусловленных как излучением облака $D_{обл}$, так и излучением радиоактивных выпадений $D_{сл}$. Основные результаты расчетов приведены в таблице (таблица 2.6).

Таблица 2.6

Основные результаты расчетов для взрыва в скважине № 1003

Расстояние от эпицентра, км	8	11	25	44	49
Значение $D_{обл}/D_{сл}$	0,5	1,2	5,7	13,8	23,5

Как следует из таблицы, отношение $D_{обл}/D_{сл}$ увеличивается при удалении от эпицентра и на расстояниях 8-50 км по оси следа изменяется от 0,5 до 24. Данные об измерении $D_{обл}/D_{сл}$ в поперечном сечении следа показывают, что минимальные значения $D_{обл}/D_{сл}$ наблюдаются на оси следа, а по мере удаления

от оси значения $D_{обл}/D_{сл}$ увеличиваются [43]. Это может означать, что основная часть радиоактивных веществ выпадала вблизи эпицентра взрыва и вдоль оси следа радиоактивных выпадений.

В течение первых двух суток после взрыва были определены основные параметры радиоактивного загрязнения территории в районе поселка Молдары, расположенного на расстоянии ~3 км юго-восточнее г. Курчатова, в том числе и радиоизотопный состав выпадений. Мощность дозы гамма-излучения через 24 часа после взрыва составляла 0,03 мР/ч. В таблице 2.7 приведены данные, характеризующие уровни загрязнения биологически опасными радионуклидами пастбища через 24 часа после взрыва в скважине № 1003 [44].

Таблица 2.7

Степень загрязнения пастбища молочной фермы, расположенной вблизи поселка Молдары, биологически опасными радионуклидами через 24 часа после взрыва

Радионуклид	Период полураспада, (T _{1/2})	Поверхностное загрязнение местности, Бк/м²	Удельная активность при заглублении на 5 см, Бк/кг
Стронций-90	29,1 года	93	1,2
Цезий-137	30 лет	150	1,9

Согласно информации о распределении доз на следе радиоактивных выпадений (рисунок 2.1 цв. блок), можно сделать предположение, что радионуклидное загрязнение в северной части территории СИП, обусловленное проведением испытания в скважине №1003, соизмеримо с уровнем радиоактивного загрязнения местности в районе населенного пункта Молдары, который также находится в пределах исследуемой территории. Следовательно, дополнительное радиоактивное загрязнение местности радионуклидами ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в настоящее время может составлять несколько единиц Бк/кг.

Испытания боевых радиоактивных веществ на площадке "4а"

Ядерные взрывы – не единственный вид испытаний, проводившихся на территории СИП. В период с 1954 по 1957 годы были проведены испытания радиологического оружия, снаряженного боевыми радиоактивными веществами (БРВ) [45].

Основой такого вида оружия массового поражения, как боеприпасы с БРВ, являются радиоактивные вещества (РВ) в виде жидких и порошкообразных рецептур. Такие РВ получали, в основном, из отходов радиохимического производства. В испытаниях на СИП радиоактивной рецептурой был продукт ("рецептура 904"), удельная активность которого колебалась от десятых долей до единиц Кюри на литр. Общая активность распыленной рецептуры, содержащей долгоживущие радионуклиды, могла составить 10-12 тыс. Кюри.

Испытания БРВ проводились на СИП путем подрыва отдельных боеприпасов, бомбометанием с самолета ИЛ-28, артиллерийско-минометными средствами или с помощью выливных авиационных приборов (ВАП). Рецепт БРВ по своим химическим свойствам была чрезвычайно агрессивной, к её воздействию устойчивой была лишь нержавеющая сталь. В связи со сложностью дезактивации все оборудование, задействованное при испытаниях БРВ (емкости, трубопроводы, насосы и др.), было захоронено под пятиметровым слоем грунта. Места захоронения не известны.

Испытания БРВ проводились на двух площадках – "4" и "4а", расположенных в северо-западной части СИП (рисунок 2.1 цв. блок). На исследуемой территории частично расположена одна из испытательных площадок БРВ – площадка "4а". В результате проведения испытаний БРВ сформировались локальные зоны радиоактивного загрязнения, в основном, в пределах испытательной площадки. Эти испытания также могли повлиять на радиоактивное загрязнение исследуемой территории.

2.1.2 Теоретическая оценка возможного радионуклидного загрязнения территории. Основные радионуклиды и изотопные отношения

Ввиду того, что непосредственно на северных территориях бывшего СИП не проводилось каких-либо ядерных испытаний, их загрязнение может быть обусловлено только местными и глобальными выпадениями. Местные выпадения представляют собой крупнодисперсные частицы, которые образуются при наземных и воздушных взрывах и распространяются на расстояния до ста километров от места взрыва. Глобальные выпадения обусловлены мелкодисперсными аэрозольными частицами, долгое время находящимися в тропосфере и стратосфере.

Методология оценки загрязнения в результате проведенных испытаний на СИП

Поверхностное загрязнение исследуемых территорий в результате действий на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) может быть обусловлено в основном проведением ядерных испытаний (ЯИ) на площадке "Опытное поле", где осуществлялись наземные и воздушные ядерные взрывы.

Радиоактивное загрязнение прилегающей к месту проведения испытаний территории может включать следующие группы искусственных радионуклидов:

1. Радионуклиды, образовавшиеся в результате деления ядер делящегося вещества (осколки деления).
2. Остатки делящегося вещества.
3. Радиоактивные изотопы – продукты активации ядер окружающей среды мгновенными нейтронами.

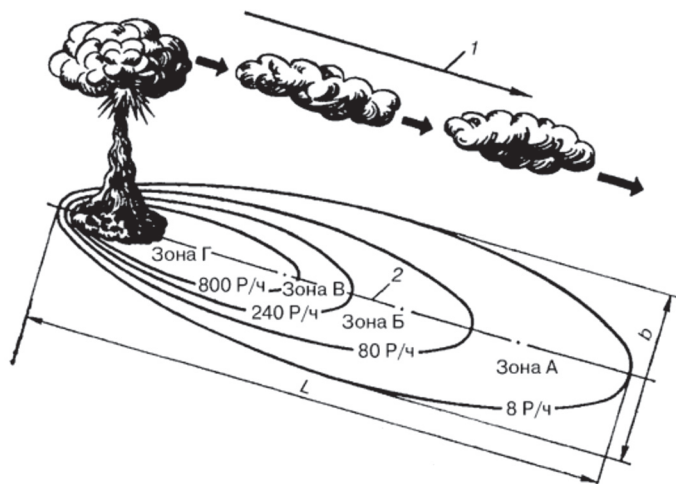
Для проведения оценки уровней возможного радионуклидного загрязнения территории была выбрана следующая схема:

- Определение по литературным источникам количества и характеристик взрывов.
- Отбраковка взрывов, характеристики которых однозначно свидетельствуют о невозможности их влияния на поверхностное загрязнение исследуемых территорий.
- Расчет максимально возможного количества образовавшихся радионуклидов и изотопов на основе принципиальных законов ядерной физики и данных по мощности взрывов.
- Расчет максимальных количеств радионуклидов и изотопов, возможно выпавших на исследуемых территориях, на основе классической модели формирования радиоактивного следа в результате ядерного взрыва.
- Расчет максимально возможных "средних" концентраций радионуклидов и изотопов на исследуемых территориях, исходя из предположений о равномерном их распределении и учетом периода полураспада.

Общее описание модели поверхностного распределения загрязнения в результате проведения воздушных ядерных взрывов.

Для проведения оценки возможного вклада в поверхностное загрязнение исследуемых территорий в результате проведения ЯИ воспользуемся "классической" моделью образования в результате ядерного взрыва зон радиоактивного следа. Данная модель основана на экспериментальных данных, полученных при проведении ЯИ, и приводится во всех учебниках по гражданской обороне. Согласно этой модели, часть радиоактивных веществ выпадает на поверхность земли в районе взрыва, а большая часть выпадает по мере продвижения облака, образуя на поверхности так называемый радиоактивный след (зону радиоактивного заражения), характеризующийся длиной L и шириной b . Следовательно, на местности, подвергшейся радиоактивному заражению при ядерном взрыве, образуются два участка: район взрыва и след облака (рисунок 2.3). След от облака, в свою очередь, в зависимости от уровня радиоактивности делится на четыре зоны радиоактивного заражения. Также в литературе приведены данные по размерам зон заражения в зависимости от мощности взрыва и силы ветра.

Исходя из предположения, что все радиоактивные вещества в облаке взрыва и по территории зоны выпадения распределены равномерно, а также, принимая отношения уровней радиации различных зон, по рисунку (рисунок 2.3), можно дать оценку количества радиоактивных веществ, выпадающих в той или иной зоне. Таким образом, на зону А приходится 0,71% всех радиоактивных выпадений, на зону Б – 7,1%, В – 21,3%, Г – 71,6%. Данная модель распределения загрязнения достаточно общая и недостаточна для более точных расчетов, т.к. не учитывает радионуклидное фракционирование в зависимости от расстояния до эпицентра и неравномерность распределения радионуклидов по длине и ширине зоны.



С уровнем радиации на 1 ч после взрыва: 1 - направление среднего ветра; 2 - ось следа; 3 - наветренная сторона; 4 - подветренная сторона; А - зона умеренного заражения; Б - зона сильного заражения; В - зона опасного заражения; Г - зона чрезвычайно опасного заражения; L - длина следа; b - ширина следа.

Рисунок 2.3. След радиоактивного облака наземного ядерного взрыва.

По проведенным на "Опытном поле" ЯИ в открытых источниках приведены данные об энерговыделении, для части взрывов приведены высоты подрыва и направление ветра при проведении ЯИ, а также наблюдаемое радиоактивное заражение местности. При проведении расчетов во внимание принимались только те испытания, на момент проведения которых направление ветра было в секторе от 280^0 до 80^0 . Если данных о направлении ветра не было, предполагался наихудший вариант – северное направление ветра со средней скоростью 5 км/ч (средняя скорость ветра для г. Курчатова 4-6 км/ч). Также в расчетах не учитывались испытания, для которых наблюдаемое радиоактивное заражение местности отсутствовало или было незначительным.

Для дальнейших расчетов было принято, что все ядерные заряды были созданы на основе ^{239}Pu .

Теперь определим энерговыделение ЯИ, которые могли внести вклад в поверхностное загрязнение исследуемых территорий. Всего на территории полигона было проведено 86 воздушных и 30 наземных испытаний. Разделим все испытания на пять групп – 1 с энерговыделением до 1 кт (26 ЯИ), 2 – до 10 кт (12 ЯИ), 3 - 20 кт (4 ЯИ), 4 – 40 кт (2 ЯИ) и 5 – 100 кт (1 ЯИ). Для увеличения "коэффициента прочности" данной оценки примем, что все взрывы в каждой группе были с максимальным для группы энерговыделением. Исходя из литературных данных, по размерам зон заражения в зависимости от мощности взрыва и силы ветра определим, какая часть каждой из четырех зон заражения могла приходиться на исследуемые территории. В данном случае нас интересу-

ет зона, находящаяся на расстоянии более 17 км (расстояние до южной границы исследуемой территории) и менее 36 км (расстояние до северной границы исследуемой территории) от центра площадки "Опытное поле". Итак, получим, что от первой группы взрывов ни одна из четырех зон не приходится на исследуемые территории. От второй группы ЯИ на исследуемые территории приходится 25% зоны А. От третьей группы взрывов – 62% зоны А. От четвертой группы – 75% зоны А и 22% зоны Б. И от пятой группы – 65% зоны А, 36% зоны Б и 9% зоны В (рисунок 2.4). Таким образом, предполагая равномерное распределение радионуклидов в пятисантиметровом слое почвы на территории в 3000 км², можно рассчитать максимально возможную среднюю удельную активность радионуклидов. Плотность почвы в расчетах принималась равной 1600 кг/м³.

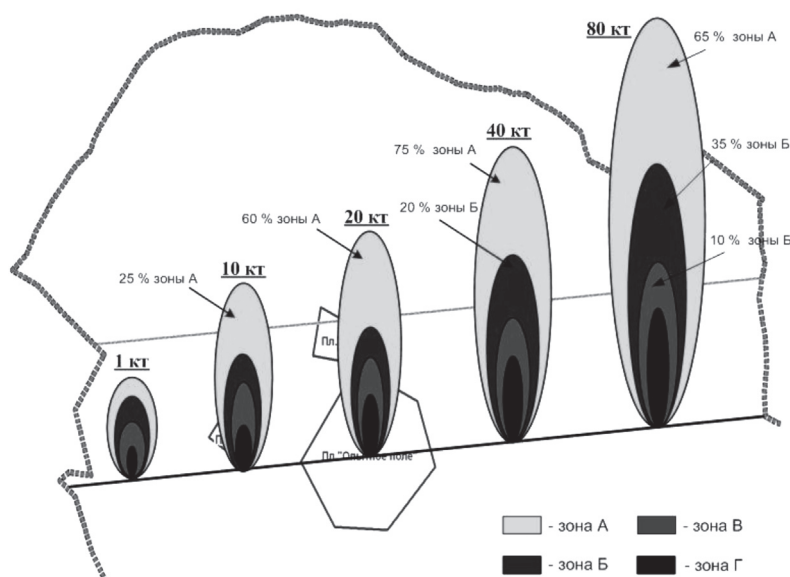


Рисунок 2.4. Схематическое расположение различных зон заражения по группам взрывов в зависимости от их мощности

Расчет максимально возможных средних концентраций образовавшихся радионуклидов - осколков деления.

Основным фактором радиационного воздействия ядерного взрыва на окружающую среду является распад осколков деления. Влияние этого воздействия зависит как от суммарной активности осколков, так и от активностей отдельных нуклидов, а также, их изменения со временем. Для расчета количества (активности) изотопа с заданными значениями массового числа A и заряда Z в момент времени t после прекращения цепной реакции деления необходимо знать:

а) количество этого изотопа и всех его предшественников в момент времени $t = 0$;

б) схемы распада и периоды полураспада для всех цепочек, дающих вклад в образование данного изотопа.

Количество изотопа, нарабатанного в процессе деления, характеризуется величиной абсолютного независимого выхода (вероятности его образования с учетом эмиссии нейтронов) - $Y(A,Z)$ при выборе нормировки 200% для выходов всех изотопов, включая стабильные. Прямые измерения $Y(A,Z)$ связаны с большими экспериментальными трудностями и их погрешности велики. Более точно величину $Y(A,Z)$ можно найти, используя хорошо известное выражение:

$$Y(A,Z) = Y_f(A,Z) * Y_t(A), \text{ где}$$

$Y_t(A)$ – полные (кумулятивные) выходы всех изотопов с заданным массовым числом A ,

$Y_f(A,Z)$ – относительные независимые выходы (вероятности образования данного изотопа после вылета мгновенных нейтронов) с нормировкой: $\sum Y_f(A,Z) \Big|_{A=\text{const}} = 1$.

В настоящее время накоплена обширная экспериментальная информация об $Y_t(A)$ при делении ядер ^{239}Pu мгновенными и тепловыми нейтронами, и для них имеются таблицы рекомендованных значений [46, 47]. Относительные независимые выходы $Y_f(A,Z)$ обычно определяют из измеренных данных или полученного по ним эмпирического выражения:

$$Y_f(A,Z) = (c\pi)^{-1/2} \exp(-(Z-Z_p)^2/C), \text{ где}$$

Z_p – наиболее вероятный заряд для данной изобарной цепочки,
 $C = 2 * (\sigma^2 + 1/12)$.

Здесь σ^2 - дисперсия распределения Гаусса, $1/12$ - поправка Шеппарда на дискретность изменения по Z . Данные по Z_p и σ^2 ^{239}Pu также протабулированы и приведены в [46]. Рассчитанные вышеописанным способом значения абсолютных независимых выходов для 290 радиоактивных нуклидов, образовавшихся в момент времени $t = 0$ при делении ^{239}Pu мгновенными нейтронами, приведены в работе [48]. Сравнение этих данных с результатами более поздних работ для отдельных изобарных цепочек свидетельствует о хорошей точности данных об $Y(A,Z)$ работы [46], поэтому в наших расчетах эти данные ревизии не подвергались.

Зная $Y(A,Z)$, активность любого изотопа для взрыва в 1кТ при $t = 0$ можно определить следующим образом:

$$Q(A,Z) = N_f * \ln(2) * Y(A,Z) / (T_{1/2} * 3.7 * 10^8) \text{ Кюри, где}$$

$T_{1/2}$ берется в секундах, а $Y(A,Z)$ в %. Подставляя численные значения, имеем:

$$Q(A,Z) = 2.59 * 10^{10} * Y(A,Z) / T_{1/2} \text{ для } ^{239}\text{Pu}$$

Для ядерного взрыва изменение активности всех изотопов в линейной изобарной цепочке длиной - k со временем описывается цепочкой дифференциальных уравнений:

$$dQ_1(t)/dt = -\lambda_1 * Q_1(t)$$

$$dQ_2(t)/dt = -\lambda_2 * Q_2(t) + \lambda_1 * Q_1(t)$$

.....

$$dQ_k(t)/dt = -\lambda_k * Q_k(t) + \lambda_{k-1} * Q_{k-1}(t)$$

Для $k^{\text{го}}$ члена цепочки решение системы имеет вид:

$$Q_k(t) = \sum C_{ki} * \exp(-\lambda_i * t), \text{ где } i = 1, 2, \dots, k.$$

Коэффициенты перед экспонентой находятся из рекуррентных соотношений:

$$C_{ki} = C_{k-1,i} * \lambda_k / (\lambda_k - \lambda_i) \text{ при } k \neq i$$

$$C_{kk} = Q_k(t=0) - \sum C_{ki} \text{ при } k = i$$

Эта схема расчетов более подробно описана в работе [46], где также представлены основные исходные экспериментальные данные по делению для ^{239}Pu . В работе [49] представлены результаты подобных расчетов, которые мы использовали в дальнейшей работе после проверки результатов расчетов по трем изобарным цепочкам.

Таким образом, были рассчитаны активности всех образовавшихся радионуклидов с учетом их периода полураспада на начальный момент времени, на сегодняшний день и дан прогноз изменения их концентраций через 25 и 50 лет. Во внимание принимались только те радионуклиды, вклад которых в общую активность был более 1% на сегодняшний день.

В таблице 2.8 приведены максимально возможные средние активности радионуклидов на исследуемой территории, а также их отношение к ^{137}Cs .

Таблица 2.8

**Максимально возможная средняя активность радионуклидов
на исследуемых территориях**

Нуклид	Начальный момент времени		1.09.2009		25 лет		50 лет	
	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение
¹³⁷ Cs	194	1,00	61,5	1,00	34,5	1	19,4	1,00
⁹⁰ Sr	72	0,37	22,1	0,36	12,2	0,35	6,7	0,35
¹⁵¹ Sm	7,3	0,04	4,9	0,08	4,0	0,12	3,3	0,17
⁹⁹ Tc	1,0	0,005	1,0	0,016	1	0,028	1	0,05

Расчет максимально возможных средних концентраций остатков делящегося вещества

Количество оставшегося к моменту разрушения конструкции ядерного заряда делящегося вещества определяется эффективностью ядерного взрыва η , которая, в зависимости от типа и конструкции ядерного устройства, может меняться от 1 до 30 процентов. Для дальнейших расчетов, ввиду отсутствия официальных данных по каждому взрыву, примем ее равной 20%.

Для взрыва в 1 кТ с эффективностью η количество неразделившегося вещества можно рассчитать следующим образом:

$$N_{\text{RES}} = N_f * (1/\eta - 1 - \sigma_{n,\gamma}/\sigma_f), \text{ где}$$

$\sigma_{n,\gamma}, \sigma_f$ – сечения радиационного захвата и деления для нейтронов в веществе заряда.

Для ²³⁹Pu величина $\sigma_{n,\gamma}/\sigma_f \approx 0.11$. Зная значения N_{RES} и периода полураспада для α -частиц ($T_{1/2} = 2,411 \cdot 10^4$ лет для ²³⁹Pu), легко посчитать активности неразделившихся ядер:

$$A(\text{Кюри}) = \{N_{\text{RES}} * \ln(2)/T_{1/2}(\text{с})\}/3.7 \cdot 10^{10}$$

Исходя из этого, на 1 кТ взрыва в момент времени после взрыва $t=0$ имеем:

$$A = 13.2 \text{ Кюри/кТ} = 4,8 \cdot 10^{11} \text{ Бк/кТ для } ^{239}\text{Pu}$$

Далее, зная типичный изотопный состав оружейного Pu, несложно вычислить активности других его изотопов, входящих в вещество заряда. Таким образом, были рассчитаны активности всех изотопов Pu с учетом их периода полураспада на начальный момент времени, на сегодняшний день и дан прогноз изменения их концентраций через 25 и 50 лет. В таблице 2.9 приведены максимально возможные "средние" активности изотопов Pu и ²⁴¹Am на исследуемой территории, а также их отношение к сумме ²³⁹Pu и ²⁴⁰Pu.

Таблица 2.9

**Максимально возможные средние активности
изотопов Pu и ²⁴¹Am на исследуемой территории,
а также их отношение к сумме ²³⁹Pu и ²⁴⁰Pu**

Нуклид	Начальный момент времени		1.09.2009		25 лет		50 лет	
	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение	Бк/кг	Отношение
²³⁹ Pu + ²⁴⁰ Pu	15,4	1	15,4	1	15,4	1	15,4	1
²³⁸ Pu	0,51	0,03	0,35	0,02	0,28	0,018	0,23	0,014
²⁴¹ Pu	129	8,5	11,6	0,75	3,5	0,23	1,0	0,065
²⁴² Pu	2,2*10 ⁻⁰⁵	1,5*10 ⁻⁰⁶	2,2*10 ⁻⁰⁵	1,4*10 ⁻⁰⁶	2,2*10 ⁻⁰⁵	1,4*10 ⁻⁰⁶	2,2*10 ⁻⁰⁵	1,4*10 ⁻⁰⁶
²⁴¹ Am	-	-	3,7	0,24	3,8	0,25	3,7	0,24

Реально активность ²⁴¹Pu может быть несколько выше за счет активации ²⁴⁰Pu мгновенными нейтронами, но сечение данной реакции очень мало, для того чтобы внести значительный вклад.

Расчет максимально возможных средних концентраций радионуклидов, образовавшихся в результате активации ядер окружающей среды мгновенными нейтронами.

Для оценки активности техногенных радионуклидов, наработанных на границе исследуемой территории, по базе данных ИРБЭ проведена выборка результатов гамма-спектрометрического определения удельных активностей ¹⁵²Eu и ⁶⁰Co в пробах грунта, отобранных на площадке "Опытное поле".

Предполагаем следующие исходные условия:

- все наземные и воздушные ядерные испытания проведены на северной границе испытательной площадки "Опытное поле", минимальное расстояние до границ исследуемой территории составляет 6 км;
- общее энерговыделение взрывов (наземных и воздушных) по имеющейся информации ~ 6900 кт;
- суммарное количество нейтронов составляет ~ 1,5*10²⁷;
- флюенс на расстоянии 1м составляет ~ 10²⁵ см⁻²;
- флюенс на границе исследуемой территории (6 км от эпицентра) составляет порядка ~ 4*10⁵ см⁻².

Учитывая прямую зависимость наработки продуктов активации от флюенса нейтронов, можно оценить удельную активность техногенных радионуклидов на границе территории. То есть:

$$A_1 / \psi_1 = A_2 / \psi_2 \Rightarrow A_2 = A_1 * \psi_2 / \psi_1$$

Результаты оценки приведены в таблице 2.10.

Таблица 2.10

**Оценка максимально возможной удельной активности
техногенных радионуклидов, образованных путем активации
нейтронами, на исследуемой территории**

№ п/п	Изотоп	Максимальная удельная активность в эпицентре, Бк/кг	Отношение флюенсов нейтронов 1м/6км	Максимально возможная активность изотопов на расстоянии 6 км, Бк/кг
1	¹⁵² Eu	150000	$2,5 \cdot 10^{11}$	$6 \cdot 10^{-7}$
2	⁶⁰ Co	1000	$2,5 \cdot 10^{11}$	$4 \cdot 10^{-9}$

Выводы:

По результатам проведенного анализа и расчетов можно с уверенностью сделать вывод о том, что загрязнение исследуемых территорий может быть обусловлено местными выпадениями, представляющими собой полосы в десятки километров длиной и несколько километров шириной. Таким образом, вероятность нахождения на исследуемых территориях локальных пятен загрязнения с концентрациями искусственных радионуклидов, во много раз превышающих глобальные выпадения, очень низка.

При оценке радиационной обстановки на исследуемых территориях необходимо учитывать не только такие хорошо известные радионуклиды, как ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, но и ¹⁵¹Sm и ⁹⁹Tc, т. к. их концентрация на сегодняшний день составляет 8% и 1,6% от концентрации ¹³⁷Cs соответственно. Следует отметить, что вклад ¹⁵¹Sm и ⁹⁹Tc с течением времени будет увеличиваться и через 50 лет достигнет 17% и 5%, соответственно.

Концентрация ²⁴¹Am с течением времени будет нарастать и достигнет своего максимума через 26 лет, однако даже в случае максимума его активность не должна превышать 25% от активности ²³⁹⁺²⁴⁰Pu.

Радионуклиды, образовавшиеся в результате активации ядер окружающей среды в момент взрыва, не могли внести значительный вклад в радионуклидное загрязнение исследуемых территорий.

2.1.3 Современная радиационная обстановка на территориях, которые могут оказать влияние на формирование радиационной обстановки в северной части СИП

Площадка "Опытное поле"

Радиационная обстановка на испытательной площадке "Опытное поле" оценивалась по результатам пешеходной гамма-съемки и лабораторным анализам на содержание радионуклидов в отобранных пробах почв. В результате пешеходной гамма-съемки были ооконтурены участки с высокими уровнями радиоактивного загрязнения местности, которые расположены, в основном, в пределах площадок, где проводились наземные ядерные испытания и модель-

ные эксперименты (П-1, П-2, П-3, П-5, П-7). Максимальные значения мощности эквивалентной дозы (МЭД) находятся непосредственно в районе воронок, образовавшихся в результате ядерных взрывов. При удалении от эпицентров испытаний МЭД снижается и на расстоянии до 1-2 км её значения достигают величин фонового уровня для данной территории, равного 0,10-0,15 мкЗв/ч. На рисунках показан профиль (красная пунктирная линия), пересекающий площадь П-1 с юго-запада на северо-восток (рисунок 2.5 цв. блок), и распределение МЭД вдоль этого профиля (рисунок 2.6).

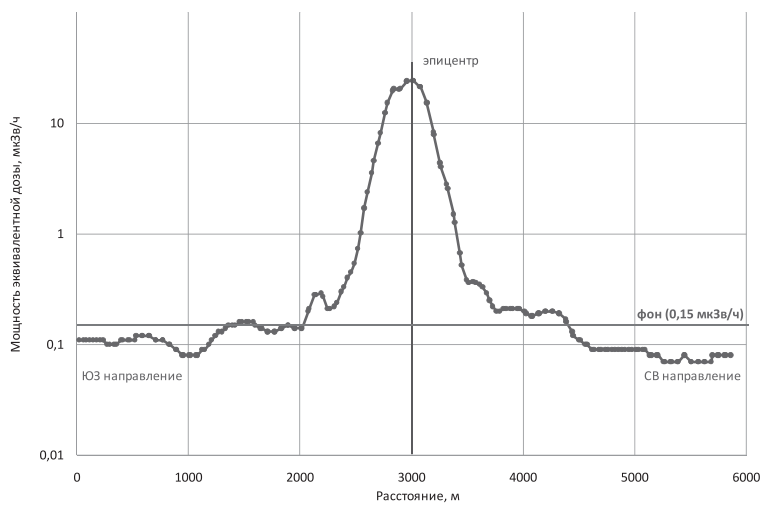


Рисунок 2.6. Распределение МЭД в пределах площадки П-1

По результатам лабораторного анализа были определены удельные активности в почве техногенных радионуклидов, порядок значений которых представлен в таблице 2.11. Радиоактивное загрязнение почвы на этих площадках сравнимо с твердыми радиоактивными отходами (на некоторых участках – со среднеактивными РАО).

Таблица 2.11

Удельная активность радионуклидов в почвенном покрове в районе технических площадок испытательной площадки "Опытное поле"

Площадка	Удельная активность, Бк/кг							
	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	¹⁵⁵ Eu	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
П-1	n*10 ²	n*10 ⁴	n*10 ³	n*10 ⁴	n*10 ¹	n*10 ¹	n*10 ²	n*10 ³
П-2	n*10 ¹	n*10 ³	n*10 ⁴	n*10 ³	-	-	n*10 ⁵	n*10 ⁴
П-3	n*10 ²	n*10 ³	n*10 ³	n*10 ⁴	n*10 ²	-	n*10 ⁵	n*10 ⁵
П-5	n*10 ²	n*10 ⁶	n*10 ⁵	n*10 ⁴	n*10 ²	n*10 ²	n*10 ⁵	n*10 ⁷
П-7	n*10 ²	n*10 ⁴	n*10 ⁴	n*10 ³	n*10 ¹	n*10 ¹	n*10 ³	не изм.

Распределение радионуклида ^{137}Cs в почве вдоль профиля (синяя сплошная линия) от эпицентральной зоны площадки П-1 в северо-восточном направлении к границе северной части СИП показано на рисунках 2.5 (цв. блок), 2.7. По мере удаления от эпицентра площадки П-1 на расстояние 1 км происходит резкое снижение (на порядок) удельной активности ^{137}Cs в верхнем 5-см слое почвы. На выходе за пределы площадки П-1 (2 км от эпицентра) удельная активность ^{137}Cs составляет менее 100 Бк/кг, а на расстоянии более 10 км снижается до уровня фона глобальных выпадений (30 Бк/кг).

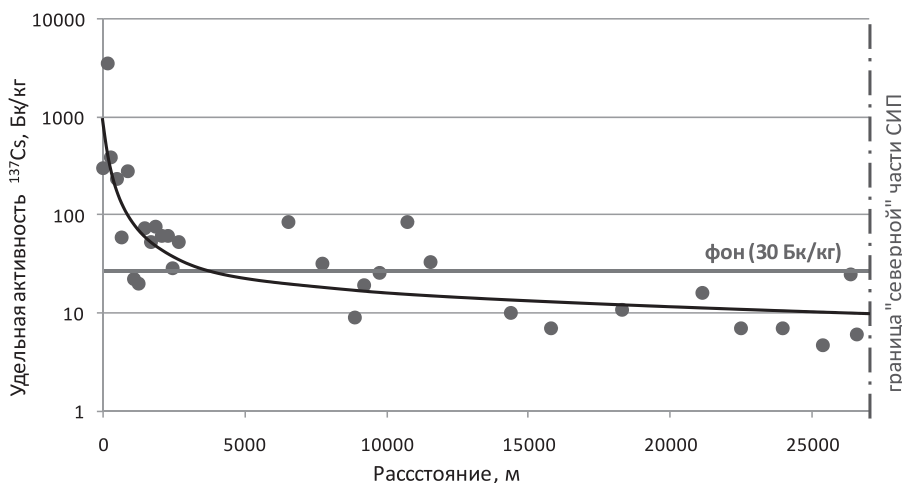


Рисунок 2.7. Распределение удельной активности ^{137}Cs в северо-восточном направлении от эпицентральной зоны площадки П-1

Таким образом, радиоактивное загрязнение от ядерных испытаний в пределах площадки "Опытное поле" сосредоточено непосредственно вблизи эпицентров, формируя следы ближних радиоактивных выпадений, и по мере удаления от них снижается до фоновых уровней.

В настоящее время территория площадки "Опытное поле" может являться потенциальным источником радиоактивного загрязнения исследуемых территорий. Для ограничения доступа людей и животных на локальные участки радиоактивного загрязнения площадки "Опытное поле" целесообразно создать физические барьеры.

Скважина №1003

В результате проведенных исследований радиационной обстановки на территории площадки "Сары-Узень" не удалось зарегистрировать расположение следа радиоактивного загрязнения, образованного во время проведения ПЯВ в скважине №1003. Удельная активность в почве ^{137}Cs на удалении более 1 км

соответствует фоновым значениям (рисунок 2.8). На рисунке 2.8 показано распределение МЭД в районе навала грунта в месте проведения испытания.

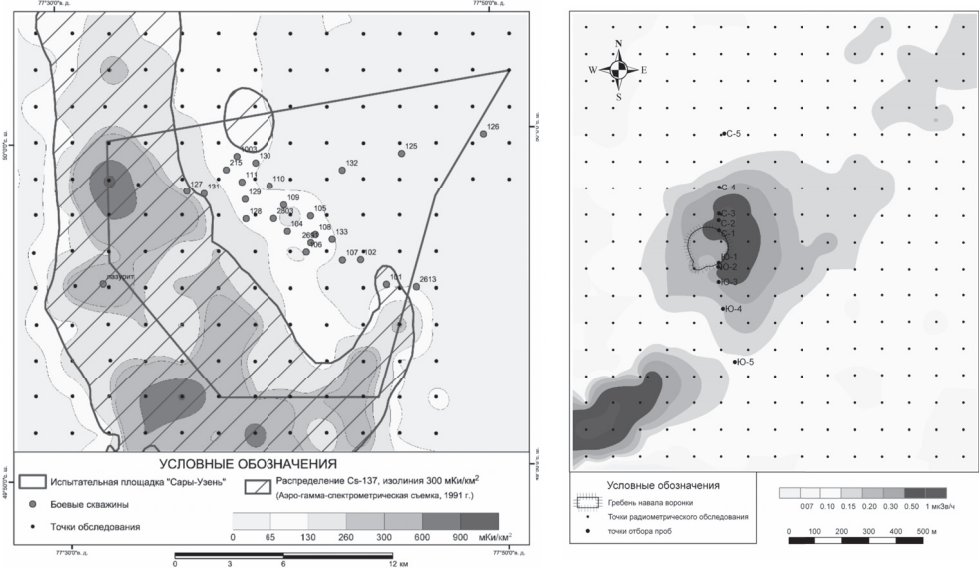


Рисунок 2.8. Распределение ¹³⁷Cs (слева) и МЭД (справа) в районе скважины №1003 на территории испытательной площадки "Сары-Узень"

В результате пешеходной гамма-съемки удалось зафиксировать незначительное превышение гамма-фона (до 0,2 мкЗв/ч) на расстоянии до 1 км от места испытания в северо-восточном направлении. По всей видимости, этот участок радиоактивного загрязнения обусловлен выпадениями от ядерного взрыва, проведенного в скважине №1003.

По результатам лабораторного анализа были определены удельные активности в почве техногенных радионуклидов, порядок значений которых представлен в таблице 2.12.

Таблица 2.12

Удельная активность радионуклидов в почвенном покрове в районе скважины №1003

Вид пробы	Удельная активность, Бк/кг							
	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	¹⁵⁵ Eu	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
почва	н*10 ¹	н*10 ³	н*10 ³	н*10 ¹	н*10 ¹	н*10 ¹	н*10 ³	н*10 ³

При таком низком уровне радиоактивного загрязнения вблизи места проведения испытания, а также на основании информации о характере радиоактивных выпадений, представленных в разделе 2.1.1, можно предположить, что

этот участок не будет оказывать никакого влияния на современную радиационную обстановку на "северной" территории.

Площадка "4а" и прилегающая территория

Общий характер радиоактивного загрязнения площадки "4а"

Для оценки радиационной обстановки на территории площадки "4а" и прилегающей к ней территории были проведены радиологические исследования, включающие пешеходную гамма-, бета-съемку различных масштабов (1:2 000 - 1:20 000), отбор проб почвы, растительности и их последующий анализ на определение содержания техногенных радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и др.). Для выявления и оконтуривания участков радиоактивного загрязнения радиометрические исследования проводились по сети 200х200 м с последующим сгущением сети обследования от 100х100 м до 20х20 м, в зависимости от размеров обнаруженного участка. На каждом участке в местах с различными уровнями МЭД и плотности потока бета-частиц отобраны пробы почвы. На отдельных участках дополнительно отобраны пробы растительности и послойные пробы почвы.

Проведенные исследования позволили определить контуры и уровень радиоактивного загрязнения обследованной территории. На площадке "4а" было обнаружено более 30 локальных пятен радиоактивного загрязнения, которые по взаимному расположению были объединены в 25 участков (рисунок 2.9 цв. блок). Протяженность участков радиоактивного загрязнения колеблется от нескольких десятков до тысяч метров. За пределами площадки на расстоянии около 1 км от её границы были обнаружены три локальных участка ("а", "б", "в"; рисунок 2.9 цв. блок) с повышенными значениями МЭД и плотности потока бета-частиц.

Радиоактивное загрязнение почвы и растительности на обследованных участках испытания БРВ в пределах испытательной площадки "4а" сравнимо с твердыми радиоактивными отходами (на некоторых участках – со среднеактивными РАО). Гамма-, бета-спектрометрическими и радиохимическими методами определены удельные активности в почве ряда техногенных радионуклидов, максимальные значения которых представлены в таблице 2.13.

Таблица 2.13

Удельная активность радионуклидов в почвенном покрове в районе локальных участков радиоактивного загрязнения площадки "4а"

Вид пробы	Удельная активность, Бк/кг							
	^{241}Am	^{137}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu	^{155}Eu	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$
почва	$n \cdot 10^3$	$n \cdot 10^5$	$n \cdot 10^2$	$n \cdot 10^2$	$n \cdot 10^3$	$n \cdot 10^3$	$n \cdot 10^8$	$n \cdot 10^4$

При максимальном содержании ^{90}Sr в почве, равном $5 \cdot 10^8$ Бк/кг, максимальное содержание ^{90}Sr в пробах растительности составляет $4 \cdot 10^7$ Бк/кг.

Распределение радионуклида ^{90}Sr в почвенном горизонте в пределах площадки "4а" изучалось на глубину до 20 см. В результате исследований установлено, что ^{90}Sr распределен практически равномерно на всю глубину до 20 см. По ре-

зультатам исследований, проведенных на другой площадке испытаний БРВ ("4"), расположенной в Карагандинской области, установлено, что содержание ^{90}Sr в верхних слоях почвы (до 20 см) также находится практически на одном уровне. С увеличением глубины происходит снижение содержания ^{90}Sr , и на глубине 1 метра удельная активность ^{90}Sr в почве может составлять десятки и сотни Бк/кг, в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения верхних слоев почвы.

Характер радиоактивного загрязнения локальных пятен площадки "4а", расположенных на территории "северной" части СИП.

Непосредственно на исследуемой территории в пределах северной части площадки "4а" расположены два участка радиоактивного загрязнения №1 и №2 (рисунок 2.10 цв. блок).

Исследования содержания и распределения в почвенном покрове радионуклидов позволяют сделать вывод, что наибольшую опасность, как источник вторичного радиоактивного загрязнения для исследуемой территории, представляют радионуклиды ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$, содержащиеся в почвенно-растительном покрове. Распределение площадной активности бета-излучающих радионуклидов (в основном, радионуклида ^{90}Sr) на локальных участках №1 и №2, расположенных непосредственно на исследуемой территории северной части территории СИП, представлено на рисунке 2.10 (цв. блок).

При детальном рассмотрении распределения плотности потока бета-частиц вдоль профиля (красная линия, рисунок 2.10 цв. блок, левый), расположенного в направлении с юго-запада на северо-восток, видно (рисунок 2.11), что радиоактивное загрязнение распространяется в северо-восточном направлении на 800 м от точки максимального загрязнения участка испытания БРВ. Выходя за пределы испытательной площадки на расстояние 200 м, плотность потока бета-частиц снижается до фоновых значений.

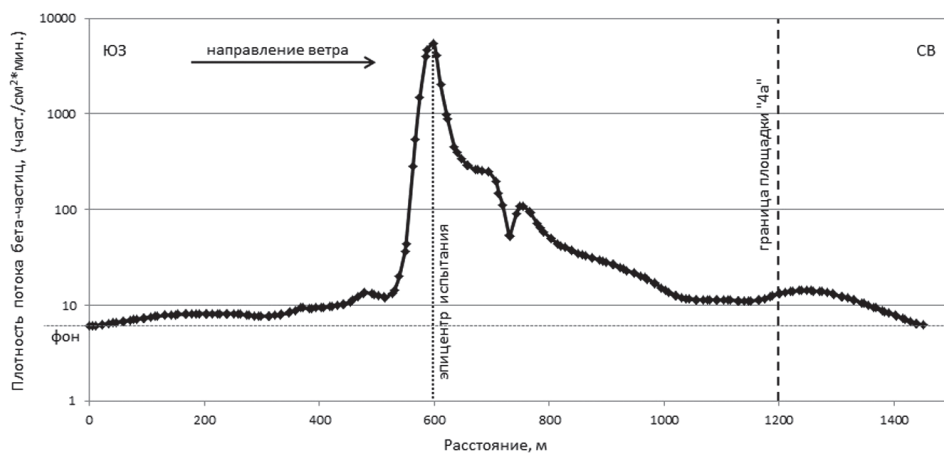


Рисунок 2.11. Распределение плотности потока бета-частиц (част./см²*мин)) вдоль профиля ЮЗ-СВ

Такое распределение площадной активности бета-излучающих радионуклидов подтверждает вероятность существования участков радиоактивного загрязнения за пределами испытательной площадки "4а" на расстоянии нескольких сот метров.

Исследование уровней радиоактивного загрязнения части "северной" территории, прилегающей к площадке "4а"

Другие испытания БРВ, следы от которых направлены в северо-восточном направлении (например, участок №5), также могли привести к загрязнению исследуемой территории. О наличии участков радиоактивного загрязнения за пределами площадок испытания БРВ свидетельствует еще и тот факт, что в районе другой площадки испытания БРВ – "4" – были обнаружены участки локального радиоактивного загрязнения, расположенные в нескольких километрах за пределами территории площадки.

Для оценки уровня радиоактивного загрязнения было проведено радиологическое обследование территории, непосредственно прилегающей к границе испытательной площадки "4а" на удалении до 1 км. Обследование проводилось по регулярной сети 200×200 м, а после обнаружения трех участков ("а", "б", "в"; рисунок 2.9 цв. блок) с повышенными радиационными параметрами они были обследованы по сети 40×40 м.

Два из вышеназванных участка ("а" и "б") могли образоваться в результате переноса радиоактивных веществ при испытании БРВ на участках №5 и №2, соответственно. На участке "а" МЭД находится на уровне фоновых значений (0,13-0,15 мкЗв/ч), а плотность потока бета-частиц достигает 15 част/(мин*см²), что незначительно (менее чем в 2 раза) превышает фоновые величины <10 част/(мин*см²). На участке "б", расположенном вблизи участка испытания БРВ № 2, МЭД превышает фоновые величины в 1,5 раза, а плотность потока бета-частиц достигает 90 част/(мин*см²), что более чем в 9 раз выше фоновых значений, и имеет ярко выраженную локализацию. Распределение плотности потока бета-частиц на участках "а" и "б" представлены на рисунке 2.12.

Более детальные исследования, заключающиеся в пешеходной бета-съемке в режиме поиск и отборе проб почвы, позволили оценить уровни радиоактивного загрязнения на участке "б". Площадь обнаруженного участка загрязнения не превышает 10 м². Удельная активность ⁹⁰Sr в верхнем слое почвы (5 см) составляет 2000 Бк/кг и снижается до 600 Бк/кг на глубине 15-20 см. Удельная активность ¹³⁷Cs и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в верхнем слое почвы составляет 12 Бк/кг для каждого радионуклида. По характеру локального загрязнения можно предположить, что участок образован в результате выпадений из радиоактивного облака от испытания одного из боеприпасов с БРВ.

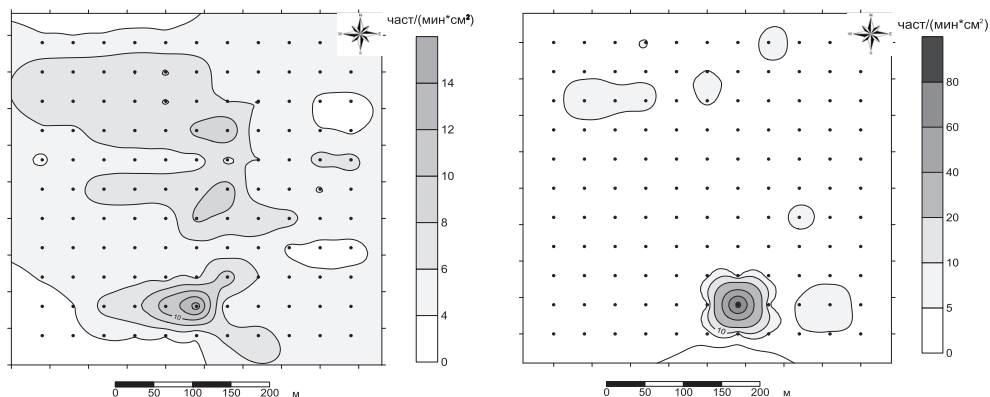


Рисунок 2.12. Распределение радиационных параметров на участках локального радиоактивного загрязнения "а" (слева) и "б" (справа)

Таким образом, на "северной" территории СИП в пределах площадки испытания БРВ "4а" обнаружены два участка радиоактивного загрязнения, на которых загрязнение почвы по уровню содержания радионуклидов сравнимо с низкоактивными радиоактивными отходами. Ввиду радиоактивного загрязнения почво-растительного покрова территория площадки не может быть передана для хозяйственного использования. Проведенные на территории площадки "4а" исследования позволяют утверждать, что участки радиоактивного загрязнения с высокими уровнями радиоактивного загрязнения занимают площади, которые при обследовании за пределами площадки были бы обнаружены с высокой степенью вероятности. Исследования, проведенные на территории северной части СИП за пределами площадки "4а", позволили обнаружить несколько локальных участков с повышенными уровнями содержания радионуклидов в почве. Ввиду небольшой площади участков и низких уровней радиационных параметров, поиск таких участков затруднен, поэтому не исключено, что на территории, прилегающей к площадке "4а", существуют и другие подобные участки. Для исключения воздействия на население не обнаруженных участков с повышенным содержанием радионуклидов предлагается вокруг границы площадки "4а" на расстоянии от 2 до 5 км установить зону периодического контроля, доступ населения в которую должен быть минимизирован.

Для ограничения доступа людей и животных на локальные участки радиоактивного загрязнения, расположенные на территории площадки "4а", согласно рекомендациям, предложенным в первом издании этой книги, были начаты работы по созданию физических барьеров. В северной части площадки "4а" на расстоянии около 500 м от границы площадки был создан физический барьер в виде траншеи с отвалом земли во внутреннюю часть контура (глубина 0,7 м, ширина 1 м) протяженностью свыше 10 км (рис. 2.9., цв. блок, синяя сплошная линия). В 2011 году работы по созданию барьера будут завершены. В южной части площадки будет создана траншея длиной около 10 км (рис. 2.9., цв. блок, синяя пунктирная линия).

Участок захоронения радиоактивных материалов ("могильник")

Одним из потенциальных источников радиоактивного загрязнения северной части территории СИП является участок приповерхностного захоронения отходов промышленной деятельности, расположенный на расстоянии около 15 км от г. Курчатова по направлению к площадке "Опытное поле". Местоположение участка захоронения отходов ("могильник") представлено на карте (рисунок 2.1 цв. блок). Впервые участок захоронения радиоактивных отходов (РАО) был обнаружен в 2002 году во время радиологического обследования части территории Павлодарской области в пределах СИП. В 2009-2010 гг. были проведены работы по детальному обследованию участка "могильника", начаты работы по рекультивации территории, восстановлено ограждение.

Физическое состояние объекта

На момент начала работ участок захоронения радиоактивных материалов был частично огорожен по периметру колючей проволокой, расположенный с наружной стороны участка на расстоянии 3,5 м ров был практически полностью разрушен. При первичном обследовании на территории площадки были выявлены искусственные насыпи и раскопы, возле которых обнаружены крышки от неизвестных емкостей, сменные фильтры от противогозов, металлические сетки, металлические контейнеры, кости крупного рогатого скота и мелких животных (рисунок 2.13, рисунок 2.14).



Рисунок 2.13. Насыпь с останками костей животных



Рисунок 2.14. Схема расположения техногенных объектов и участков радиоактивного загрязнения на территории "могильника"

В стороне от всех раскопов был найден металлический контейнер для хранения источников ионизирующих излучений со следами частичного разрушения, не имеющий запорной крышки. На расстоянии 35–40 см от горловины контейнера обнаружено радиоактивное загрязнение почвенного покрова: значения МЭД составили 160 мкЗв/ч, плотность потока β -частиц – около 10 000 част/(мин*см²). Предположительно, ранее в контейнере находились радиоактивные вещества. Обстоятельства, при которых произошло локальное поверхностное радиоактивное загрязнение местности, неизвестны. Радионуклидный состав содержащихся в контейнерах источников также неизвестен. Не исключено, что в них могли находиться источники ионизирующего излучения, которые остались захороненными в почве. При обследовании территории также был обнаружен техногенный объект (предмет) черного цвета шаровидной формы, диаметром около 15 см. Значение МЭД на поверхности данного объекта (предмета) составило 1,06 мЗв/ч.

На территории "могильника" визуально было определено 5 траншей (ориентировочно от 50 до 200 м длиной и 1 м шириной) и 5 навалов (приблизительный диаметр 4–10 м и высота 0,5–2 м), в которых предположительно ранее проводилось захоронение радиоактивно загрязненных материалов.

Современное состояние радиационной обстановки на территории "могильника"

Для предварительной оценки радиационной обстановки на территории "могильника" была произведена пешеходная гамма-съемка по сетке 10x10 м. Обследование показало, что на территории "могильника" существуют участки радиоактивного загрязнения меньших размеров, чем сеть обследования. Поэтому для уточнения распределения радиационных параметров и после-

дующей оценки объемов РАО была проведена крупномасштабная пешеходная γ -, β -съемка по сетке 2х2 м (всего 9009 фиксированных точек обследования). Значения МЭД до начала рекультивационных работ составляли от <0,1 до 32,0 мкЗв/ч. В местах повышенного радиационного фона, расположения насыпей и рвов для идентификации радиоактивного загрязнения почвенного покрова были отобраны 55 проб из различных слоев почвы на глубину до 1 метра. Участки радиоактивного загрязнения, обнаруженные в результате пешеходной γ -, β -съемки, и места отбора проб почвы показаны на рисунке 2.15, слева. По завершению первого этапа рекультивационных работ была проведена повторная гамма-съемка по схеме, аналогичной предварительному обследованию (рисунок 2.15, справа).

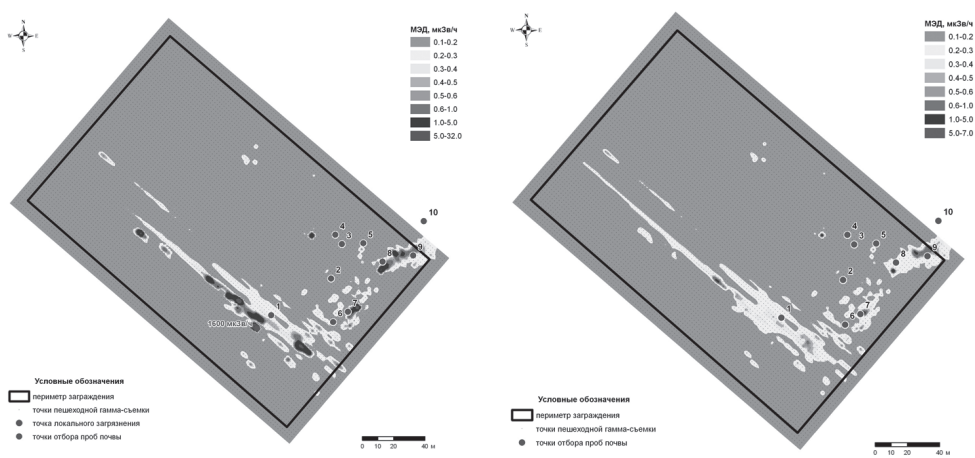


Рисунок 2.15. Схема расположения участков радиоактивного загрязнения на территории "могильника" до начала работ (слева) и после первого этапа рекультивации (справа)

В отобранных пробах почвы проведены лабораторные анализы по определению искусственных радионуклидов (таблица 2.14).

Таблица 2.14

Удельная активность радионуклидов в почве, отобранной на территории "могильника"

Вид пробы	Удельная активность, Бк/кг							
	⁶⁰ Co	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	¹⁵² Eu	¹⁵⁴ Eu	¹⁵⁵ Eu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
почва	<n*10 ¹	n*10 ³	n*10 ⁵	<n*10 ²	<n*10 ¹	n*10 ⁴	n*10 ²	n*10 ⁰

Радиоактивное загрязнение территории "могильника", в основном, обусловлено ¹³⁷Cs при низком содержании других искусственных радионуклидов. В некоторых случаях радиоактивное загрязнение обусловлено ⁹⁰Sr при низком

содержании радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am . Такое распределение радионуклидов свидетельствует о наличии различных источников радиоактивного загрязнения территории "могильника". По всей видимости, радиоактивное загрязнение произошло в результате вскрытия неизвестными лицами верхнего слоя почвы и извлечения радиоактивных веществ на дневную поверхность. Из техногенных радионуклидов содержание ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr на исследуемой территории не превышает минимально значимую удельную активность (МЗУА), согласно НРБ-99, соответственно $1 \cdot 10^3$, $1 \cdot 10^3$ и $1 \cdot 10^5$ Бк/кг. Максимальная удельная активность ^{137}Cs превышает МЗУА, равную $1 \cdot 10^4$ Бк/кг, а также минимально значимую активность (МЗА), равную $1 \cdot 10^4$ Бк, на основании чего загрязненную почву можно отнести к низкоактивным радиоактивным отходам (согласно НРБ-99).

По результатам исследования послойных образцов, отобранных на глубину до 100 см, определено, что с увеличением глубины до 50 см удельная активность ^{137}Cs уменьшается, а от 50 см до 100 возрастает (рисунок 2.16). Это может свидетельствовать о неравномерном распределении РАО по глубине при их захоронении. Распределение радионуклида ^{241}Am по глубине неравномерно, удельная активность изменяется в различных слоях почвенного разреза в пределах одного порядка. Рассматривая распределение ^{241}Am в грунте на глубину 100 см, можно предположить, что, несмотря на невысокие значения активности ^{241}Am в грунте, его содержание по всему 100-сантиметровому слою грунта остается относительно стабильным и находится в диапазоне значений от 3 до 90 Бк/кг. Аналогичное поведение можно ожидать и для распределения $^{239+240}\text{Pu}$. При исследовании верхнего 15-см слоя почвы установлено, что радионуклид ^{137}Cs повсеместно уменьшается с увеличением глубины, и максимальное его содержание находится в верхнем 5-сантиметровом слое грунта (рисунок 2.17).

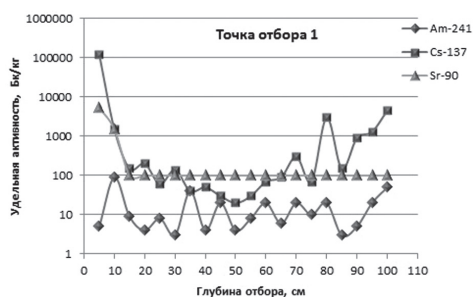


Рисунок 2.16. Распределение удельной активности техногенных радионуклидов в почвенном слое на глубину до 1 м

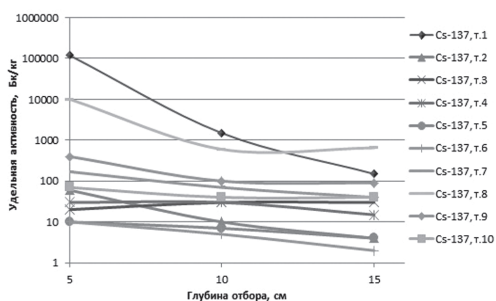


Рисунок 2.17. Распределение удельной активности ^{137}Cs в почвенном слое на глубину до 15 см

На основании полученных данных о геометрических параметрах захоронений и ожидаемом соотношении содержащихся в них радиоактивных отходов и материалов ограниченного использования (МОИ) были произведены оценочные расчеты их объемов. Ожидаемый суммарный объем радиоактивно-загрязненных материалов составляет 1000 м³, из них объем РАО – 100–400 м³, МОИ – 600–900 м³. Более точную оценку объемов РАО можно будет получить только после вскрытия "могильника" при их извлечении.

Рекультивационные работы и работы по ограничению физического доступа

Согласно рекомендациям, предложенным в первом издании этой книги, были проведены работы по восстановлению ограждения территории "могильника" и начаты работы по его поэтапной рекультивации. На основании предварительного исследования объекта были определены места с максимальными уровнями радиационных параметров. В данных местах было произведено вскрытие траншей, сбор, сортировка по активности и упаковка в первичную тару РАО объемом 5 м³, суммарной активностью ~ 0,9 ГБк (рисунок 2.18). Основной радионуклид, содержащийся в упакованных РАО – ¹³⁷Cs. Упакованные РАО были погружены в первичную тару, вывезены и размещены на длительное хранение в специальном хранилище на реакторном комплексе "Байкал-1". После завершения работ произведена засыпка шурфов и ям ранее выбранным грунтом до естественного рельефа.

По результатам сравнительного анализа радиологического обследования до и после проведения рекультивационных работ можно сделать вывод, что радиационная опасность в районе объекта захоронения радиоактивных отходов значительно снижена (значения МЭД уменьшились с 32 до 7 мкЗв/ч).



Рисунок 2.18. Сбор и упаковка РАО

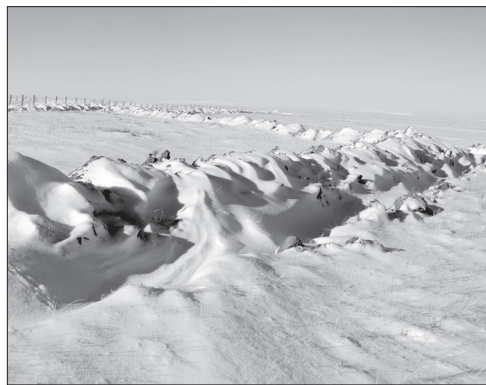


Рисунок 2.19. Физический барьер на объекте

В настоящее время территория "могильника" не охраняется, сотрудниками ИРБЭ периодически проводится визуальный осмотр территории. За время, прошедшее с 2002 года, дополнительных видимых нарушений на территории "могильника" не произошло.

Для ограничения доступа на территорию "могильника" был произведен ремонт ограждения из колючей проволоки и создан физический барьер в виде траншеи (рисунок 2.19.).

Таким образом, при принятии решения о передаче земель не рекомендуется вводить в хозяйственный оборот территорию приповерхностного размещения радиоактивных материалов ("могильник"), поскольку, по результатам более детального обследования, ожидается, что на данной территории были захоронены радиоактивные отходы в объеме 100–400 м³. Также необходимо предусмотреть создание санитарно-защитной (контролируемой) зоны вокруг "могильника" на расстоянии до 500 м до завершения работ по рекультивации его территории. Для контроля доступа людей и животных на территорию "могильника" необходимо проводить систематический контроль целостности созданных физических барьеров (ограждение из колючей проволоки и траншеи).

2.1.4 Антропогенные факторы формирования радиационной обстановки

Вторичное радиоактивное загрязнение исследуемой территории может происходить в результате естественных (природных) и техногенных (антропогенная деятельность) миграционных процессов. Далее в других разделах будет более подробно рассмотрено влияние на формирование современной радиационной обстановки таких естественных миграционных процессов, как миграция радионуклидов с подземными водами и ветровой перенос радиоактивно загрязненных частиц почвы.

Техногенными факторами, которые могут формировать вторичное радиоактивное загрязнение исследуемых территорий, являются земляные работы, связанные со сбором металлолома в местах проведения ядерных испытаний (рисунок 2.20), и вывоз его за пределы полигона, а также сельскохозяйственная деятельность (выпас скота и заготовка сена) на радиоактивно загрязненных территориях. За время после вывода российских войск в результате бесконтрольной антропогенной деятельности на территории полигона были проведены широкомасштабные работы по несанкционированному извлечению кабеля и сбору черного металлолома на площадке "Опытное поле". При этом происходило нарушение почвенного покрова на радиоактивно загрязненных участках испытательных площадок, что могло привести к усилению миграционных процессов, связанных с ветровым переносом. Радиоактивно загрязненная автотракторная техника периодически пересекала исследуемую территорию.

Большие площади, долгое время не используемые в отгонном скотоводстве, стали привлекательными территориями для выпаса домашнего скота. Вблизи испытательных площадок появились более десятка крестьянских хозяйств, скот которых выпасается на загрязненных территориях, а сами фермеры заготавливают сено (рисунок 2.21). В результате происходит загрязнение продуктов питания (мясо, молоко), производимых крестьянскими хозяйствами, ведущими свою деятельность на исследуемой территории, а также мест содер-

жания животных. Имеются отдельные неподтвержденные факты повышенного содержания ^{90}Sr в пробах мяса мелкого рогатого скота, отобранных на зимовках Тулпар, Баянсор, Достык, Торткудук, наиболее близко расположенных к испытательной площадке "4а". Наличие ^{90}Sr в мясе, скорее всего, обусловлено выпасом животных на территории площадки испытания БРВ.



Рисунок 2.20. Несанкционированная деятельность по добыче металлолома вблизи эпицентра наземных ядерных взрывов на площадке "Опытное поле"

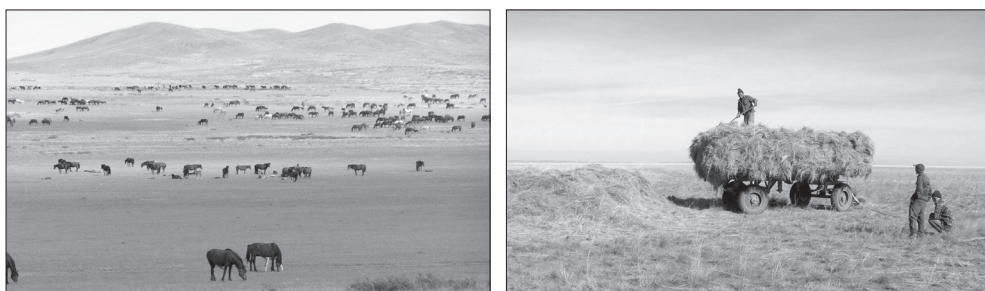


Рисунок 2.21. Несанкционированная деятельность по выпасу скота и заготовке сена на "северной" территории СИП

Оценить объемы переноса радиоактивных веществ не представляется возможным. Для снижения уровня радиоактивного загрязнения территорий, расположенных вблизи испытательных площадок, целесообразно ограничить несанкционированный доступ населения, домашних животных на радиационно-опасные участки территории СИП.

2.2 Факторы, обусловленные глобальными выпадениями

При проведении воздушных ядерных испытаний значительная часть радиоактивных продуктов выбрасывается в стратосферу, где перемешивание вертикальных слоев воздуха слабое, а осаждение медленное. Радиоактивные аэрозо-

ли микроскопических размеров ($\sim 4 \cdot 10^{-5}$ см) в составе радиоактивного облака остаются в стратосфере от нескольких месяцев до нескольких лет, а ветры переносят это облако над всей Землей (стратосферный перенос).

Особенно сильное загрязнение атмосферы Земли продуктами ядерного деления происходило до подписания в 1963 г. договора о запрещении ядерных испытаний в атмосфере, в космосе и под водой. В результате выполнения требований этого документа радиоактивность атмосферы прогрессивно снижалась и к настоящему времени понизилась в сотни раз. Кратковременное увеличение радиоактивного загрязнения атмосферы Земли за последнее десятилетие было отмечено в 1986 г. в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Искусственные радионуклиды (ИРН) из атмосферы с осадками и сухими выпадениями поступают на поверхностный слой почвы. Такие выпадения называют глобальными. Плотность глобальных выпадений зависит от географической широты местности, от времени, прошедшего после выброса ИРН в атмосферу, от сезона и сильно зависит от метеорологических факторов. Плотность выпадений от локальных источников (пространственное распределение и временная зависимость) еще в большей мере зависит от характеристики источника выброса и метеопараметров.

Суммарные (кумулятивные) отложения ИРН со временем перераспределяются в естественных ландшафтах. Это происходит за счет:

- горизонтальной миграции - смыв атмосферными осадками с возвышенностей в низины, ветровой перенос
- вертикальной миграции - со временем ИРН уходят вглубь почвы, а часть, содержащаяся в растительном покрове, переходит в верхний слой почвы (после отмирания растения).

Естественная миграция приводит к еще большему разбросу в концентрациях искусственных радионуклидов в верхнем (как правило, изучаемом) слое почвы. Поэтому можно смело расширять естественный диапазон концентраций радионуклидов как минимум раза в 2-3 от среднего.

Очевидно, дать какую-либо общую картину загрязнения почв глобальными выпадениями нет возможности не только из-за крайней пространственной неоднородности плотности выпадений ИРН на земную поверхность, но из-за сложности процессов детального их вертикального и горизонтального переноса (миграции).

Определенная сложность при определении диапазона концентраций основных радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями, возникает из-за единиц измерения представленных результатов различными авторами. Так, например, автор в работе [50] приводит следующие значения плотности глобальных выпадений в северном полушарии, без указания глубины отбора проб: ^{137}Cs – 140 мКи/км², ^{90}Sr – 89 мКи/км², для перевода этих данных в удельную активность по массе необходимо знать глубину отбора проб почвы, по разным методикам отбора она составляет от 5 до 30 см, т.е. при пересчете возникает неопределенность, при которой результаты могут изменяться в 6 раз. Допол-

нительным источником ошибок является отсутствие во многих источниках информации о дате определения активности и учете радиоактивного распада.

В процессе сбора информации принимались во внимание все источники – как печатные издания, так и ресурсы Интернет. Если информация отсутствовала, то при пересчете глубина пробоотбора принималась 5 см, дата определения активности – год издания литературного источника. Диапазон концентраций основных радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями в северном полушарии, представлен в таблице 2.15.

Таблица 2.15

Диапазон концентраций основных радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями в северном полушарии [50-57]

Радионуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$
Концентрация, Бк/кг	4-29	1-19	0,02 – 5,0

Изотопные отношения радионуклидов плутония, содержащихся в почве различных регионов, существенно различаются из-за различия источников их поступления (глобальные выпадения, выбросы предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ), авария на ЧАЭС). Так, отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ от ядерных взрывов – $(0,05 \div 0,06)$; от глобальных выпадений - около 0,176; от выбросов ЯТЦ вместе с глобальными выпадениями – $(0,049 \div 0,150)$, а от чернобыльских выпадений – $(0,30 \div 0,35)$.

Изотопные отношения для различных регионов варьируют в пределах, представленных в таблице (таблица 2.16).

Таблица 2.16

Изотопные отношения Pu для различных регионов

Радионуклиды	Отношения
$^{238}\text{Pu}/(^{239}\text{Pu}+^{240}\text{Pu})$	$0,027 \div 0,44$
$^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	$1,1 \cdot 10^{-4} \div 3,7 \cdot 10^{-3}$
$^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	$0,049 \div 0,35$
$^{241}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	$0,003 \div 0,090$
$^{242}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	$4,4 \cdot 10^{-3} \div 4,0 \cdot 10^{-2}$

Для теоретической оценки плотности глобальных выпадений воспользуемся следующими исходными данными:

- К 1990 г. на земную поверхность выпало $5,99 \cdot 10^{17}$ Бк ^{90}Sr (из выброшенных в атмосферу $6,04 \cdot 10^{17}$ Бк), $9,6 \cdot 10^{17}$ Бк ^{137}Cs (из выброшенных – $9,64 \cdot 10^{17}$ Бк) [50].

- Площадь земной поверхности – 510 Тм².
- Большая часть выпадений (~75 %) приходится на северное полушарие.
- Принимаем равномерное распределение радионуклидов по поверхности земного шара.
- Глубина распределения радионуклидов в литосфере – 0,05 м.
- Плотность почвы примем за 1600 кг/м³.

Таким образом, средняя удельная активность глобальных выпадений составит:

$$A(\text{Бк/кг}) = A(\text{Бк}) \cdot 75\% / 510 \text{ Тм}^2 / 0,05 (\text{м}) / 1600 (\text{кг/м}^3) / 100\%$$

и составит для ¹³⁷Cs – 23,5 Бк/кг, а для ⁹⁰Sr – 14,7 Бк/кг.

Учитывая период полураспада, получаем на 2009 г.: ¹³⁷Cs – 15,2 Бк/кг, ⁹⁰Sr – 9,4 Бк/кг, что соответствует примерно середине диапазона значений, встречающихся в литературе.

Следует также отметить, что в литературных данных нет никакой информации о таких радионуклидах, как ¹⁵¹Sm и ⁹⁹Tc, т.к. их концентрация на сегодняшний день составляет 8% и 1,6% от концентрации ¹³⁷Cs соответственно. То есть, основываясь на теоретических расчетах, можно с большой долей вероятности предположить, что активность ¹⁵¹Sm и ⁹⁹Tc в глобальных выпадениях составит 1,2 Бк/кг и 0,2 Бк/кг, соответственно.

Глава 3

ТРЕБОВАНИЯ РК В ОБЛАСТИ НОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

В настоящее время основой оценки степени радиационного риска является общепринятая и регламентированная нормативными документами РК (НРБ-99, п. 2.8 [58]) модель беспорогового действия ионизирующего излучения, в которой мерой радиационного риска является величина эффективной дозы. Согласно нормам радиационной безопасности НРБ-99: "Главной целью радиационной безопасности является охрана здоровья населения, включая персонал, от вредного воздействия ионизирующего излучения путем соблюдения основных принципов и норм радиационной безопасности без необоснованных ограничений полезной деятельности при использовании излучения в различных областях хозяйства, в науке и медицине".

Современный статус территории СИП и условия проведения какой-либо деятельности в местах проведения ядерных взрывов

Современный статус СИП определяется Постановлением Правительства Республики Казахстан от 7 февраля 1996 года №172 "О переводе земель бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона в состав земель запаса".

Правительство Республики Казахстан постановляет:

1. Принять предложение Государственного комитета Республики Казахстан по земельным отношениям и землеустройству, согласованное с акимами Карагандинской, Павлодарской и Семипалатинской областей, Министерством экологии и биоресурсов, Министерством сельского хозяйства и Министерством экономики Республики Казахстан, о переводе земель бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона в состав земель запаса Карагандинской, Павлодарской и Семипалатинской областей согласно приложению.

Определение земель запаса представлено в Земельном кодексе Республики Казахстан "Кодекс Республики Казахстан" от 20 июня 2003 года №442.

Статья 137. Состав земель запаса.

Землями запаса являются все земли, не предоставленные в собственность или землепользование, находящиеся в ведении районных исполнительных органов.

Земельные участки, на которых проводились испытания ядерного оружия, переводятся по решению Правительства Республики Казахстан в состав земель запаса. Правовой режим указанных земель определяется в соответствии со статьей 143 настоящего Кодекса.

В настоящее время на территории полигона проводится санкционированная хозяйственная и научная деятельность: добыча и разведка полезных ископае-

мых, научные исследования в области изучения природной среды, сейсмические исследования, функционируют два исследовательских ядерных реактора. Согласно Статьи 5. "Основные виды деятельности в области использования атомной энергии" Закона Республики Казахстан от 14 апреля 1997 года №93-І "Об использовании атомной энергии (с изменениями, внесенными Законом РК от 20.12.04 г. №13-ІІІ)" к деятельности, связанной с использованием атомной энергии, относятся все виды деятельности в местах проведения ядерных взрывов. Все виды деятельности, связанные с использованием атомной энергии, осуществляются под постоянным контролем со стороны государства.

Деятельность, связанная с использованием атомной энергии, подлежит обязательному лицензированию в порядке, установленном законодательством Республики Казахстан. (Статья 11. Лицензирование деятельности, связанной с использованием атомной энергии).

Закон Республики Казахстан "О лицензировании" (с изменениями от 27.07.2007 г.) в Статье 13 "Лицензирование деятельности в сфере использования атомной энергии" также указывает, что наличие лицензии требуется для занятия следующими видами деятельности: пункт 8) "деятельность на территориях бывших испытательных ядерных полигонов и других территориях, загрязненных в результате проведенных ядерных взрывов".

Выполнить требования для получения лицензии каким-либо крестьянским хозяйством практически невозможно. Поэтому, для законного ведения сельскохозяйственной деятельности на территории бывшего СИП, необходимо часть территории, соответствующей требованиям Земельного кодекса, передать в хозяйственный оборот.

Порядок передачи земель

Земли запаса предоставляются в собственность или землепользование для нужд сельского хозяйства, промышленности и иных целей в порядке и на условиях, установленных Земельным кодексом Республики Казахстан "Кодекс Республики Казахстан" от 20 июня 2003 года №442.

Порядок предоставления в собственность или землепользование земельных участков из земель, переведенных в состав земель запаса, на которых производились ядерные взрывы, устанавливается в Статье 143. "Земли, подвергшиеся радиоактивному загрязнению и на которых проводились испытания ядерного оружия":

1. Земельные участки, подвергшиеся сверхнормативному радиоактивному загрязнению или иным образом представляющие угрозу жизни и здоровью населения, не могут передаваться в собственность, постоянное или временное землепользование.
2. Земельные участки, подвергшиеся радиоактивному загрязнению, на которых не обеспечивается получение продукции, соответствующей установленным законодательством Республики Казахстан санитарным требованиям и нормативам, исключаются из сельскохозяйственного оборота и подлежат консервации. Производство сельскохозяйственной продукции на этих землях и ее реализация запрещаются.

3. Земельные участки, на которых проводились испытания ядерного оружия, могут быть предоставлены Правительством Республики Казахстан в собственность или землепользование только после завершения всех мероприятий по ликвидации последствий испытания ядерного оружия и комплексного экологического обследования при наличии положительного заключения государственной экологической экспертизы.
4. Мероприятия по ликвидации последствий испытаний ядерного оружия на указанных территориях предусматриваются в республиканской и областных программах по охране окружающей среды, по охране и рациональному использованию земельных ресурсов и других специальных программах.

Положение о государственной экологической экспертизе, порядок проведения экспертизы, сроки, выдача заключения рассматриваются в главе 7 "Экологическая экспертиза" Экологического кодекса Республики Казахстан.

Согласно пункту 3 статьи 143 Земельного кодекса РК, для передачи земель в собственность или землепользование были проведены комплексные экологические исследования передаваемых земель.

Допустимые уровни дозовых нагрузок на население

Рассмотрим два класса нормативов для населения:

- основные пределы доз (ПД), приведенные в таблице 3.1 НРБ-99;
- допустимые уровни монофакторного воздействия, являющиеся производными от основных пределов доз: пределы годового поступления (ПГП) и допустимые среднегодовые объемные активности (ДОВА).

Основные пределы доз не включают в себя дозы от природного и медицинского облучения, а также дозы вследствие радиационных аварий. На эти виды облучения устанавливаются специальные ограничения. Для населения предел эффективной дозы от техногенных радионуклидов составляет 1 мЗв в год в среднем за любые последовательные 5 лет, но не более 5 мЗв в год.

Постановлением Кабинета Министров РК №653 от 31 июля 2007 г. "Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий" установлены показатели для оценки территории с точки зрения радиационной безопасности человека. Согласно Постановлению (раздел 6, Показатели для оценки радиационной безопасности), основным критерием, характеризующим степень радиозэкологической безопасности человека, проживающего на загрязненной территории, является среднегодовое значение эффективной дозы от всех источников ионизирующих излучений, в том числе и природных. "Территории, в пределах которых среднегодовые значения дополнительной (сверх естественного фона) эффективной дозы облучения человека не превышают 1 мЗв, ...относятся к территориям с относительно благополучной экологической обстановкой. Территории, в пределах которых среднегодовые значения эффективной дозы облучения (дополнительного, сверх естественного фона) могут превысить 5 мЗв и находиться в диапазоне доз до 10 мЗв, необходимо относить к территориям чрезвычайной экологической ситуации, а более 10 мЗв – к зонам экологического бедствия".

Согласно документам МАГАТЭ (BSS - основные нормы безопасности) "Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучений" (Серия 115) для облучения населения установлены пределы дозы, указанные в пункте II-8: "Оценочные средние дозы, получаемые соответствующими критическими группами населения под воздействием практической деятельности, не должны превышать предела эффективной дозы 1 мЗв в год".

Таким образом, предел эффективной дозы 1 мЗв в год является допустимым уровнем как в РК, так и в международных документах.

Требования нормативных документов РК к уровням радиоактивного загрязнения окружающей среды

Все установленные уровни загрязнения природной среды, продуктов питания являются производными величинами от основного предела эффективной дозы для населения. Для оценки уровня загрязнения воздушного бассейна, источников питьевого водоснабжения, продуктов питания, производимых на загрязненной территории, при известном радионуклидном составе НРБ-99 (Приложение 2) определены допустимые уровни монофакторного воздействия:

- пределы годового поступления (ПГП) с воздухом и пищей;
- допустимые среднегодовые объемные активности (ДОА) во вдыхаемом воздухе и в воде.

Значения ПГП и ДОА для основных техногенных радионуклидов представлены в таблице 3.1. Нами рассматриваются радионуклиды, которые являются потенциальными загрязнителями природной среды, в условиях проведенных испытаний на бывшем СИП, и могут внести ощутимый вклад в годовую ожидаемую эффективную дозу облучения населения.

Таблица 3.1

Значения величин предельного годового поступления с воздухом и пищей, допустимой объемной активности во вдыхаемом воздухе и удельной активности в воде отдельных радионуклидов для населения

Радионуклид	Поступление с воздухом		Поступление с водой и пищей
	Предел годового поступления, Бк в год	Допустимая среднегодовая объемная активность, Бк/м ³	Предел годового поступления, Бк в год
³ H	3,7*10 ⁶	1,9*10 ³	2,1*10 ⁷
⁹⁰ Sr	2,0*10 ⁴	2,7	1,3*10 ⁴
⁹⁹ Tc	2,0*10 ⁵	2,7*10 ¹	2,1*10 ⁵
¹³⁷ Cs	2,2*10 ⁵	2,7*10 ¹	7,7*10 ⁴
¹⁵¹ Sm	2,5*10 ⁵	3,1*10 ¹	1,6*10 ⁶
²³⁸ Pu	2,2*10 ¹	2,7*10 ⁻³	2,5*10 ³
²³⁹ Pu	2,0*10 ¹	2,5*10 ⁻³	2,4*10 ³
²⁴⁰ Pu	2,0*10 ¹	2,5*10 ⁻³	2,4*10 ³
²⁴¹ Pu	1,1*10 ³	1,4*10 ⁻¹	2,1*10 ⁵
²⁴¹ Am	2,4*10 ¹	2,9*10 ⁻³	2,7*10 ³

Для продуктов питания Санитарными правилами и нормами "Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов" установлены допустимые уровни радионуклидов в более чем в 20 видах пищевых продуктов [59]. В таблице 3.2 указаны гигиенические требования безопасности пищевых продуктов, которые наиболее вероятно могут производиться на исследуемой территории.

Таблица 3.2

Гигиенические требования безопасности пищевых продуктов

Виды продуктов	Допустимые уровни, Бк/кг, не более	
	Цезий	Стронций
Мясо домашних и промысловых животных без костей	160	50
Молоко, сливки, жидкие кисломолочные продукты и т.д.	100	25
Овощи, бахчевые	600	200

Требования по допустимым уровням содержания изотопов плутония в продуктах питания в данном документе отсутствуют. Поэтому оценку содержания плутония можно провести исходя из величин предела годового поступления плутония с пищей, согласно НРБ-99.

Нормирование загрязнения почвенного покрова

До 2007 года для оценки радиоактивного загрязнения почв использовали данные фона глобальных выпадений, либо уровень радиоактивных отходов. По данным Госкомгидромета на 1990 год в среднем по стране (за исключением загрязненной зоны) плотность загрязнения почвы ^{137}Cs составила примерно около 2,4 кБк/м² (65 мКи/км²), а ^{90}Sr около 1,4 кБк/м² (39 мКи/км²) [60]. Эти величины являются средними для территории бывшего СССР и могут варьировать в зависимости от регионов. До настоящего времени они могли измениться с учетом естественного радиоактивного распада. Диапазоны значений фона глобальных выпадений были представлены в предыдущих докладах.

В Постановлении Кабинета Министров РК №653 от 31 июля 2007 г. "Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий" [61] были установлены показатели для оценки состояния почв, которые позволяют проводить экологическую оценку их состояния. В 7 разделе Постановления "Критерии изменения природной среды", параграф 7 "показатели для оценки состояния почв" указано, что "выбор критериев экологической оценки состояния почв определяется спецификой их местоположения, генезисом, буферностью, а также разнообразием их использования". В таблице приведены

критерии классификации почв по параметру поверхностной загрязненности долгоживущими продуктами ядерных испытаний (таблица 3.3).

Таблица 3.3

Показатели радиоактивного загрязнения почв

Показатель	Параметр		
	экологическое бедствие	чрезвычайная экологическая ситуация	Относительно удовлетворительная ситуация
Радиоактивное загрязнение, Бк/кг*			
цезий-137	свыше 18500	6938 - 18500	до 6938
стронций-90	свыше 1388	462 - 1388	до 462
плутоний (сумма изотопов)	свыше 46,3	23,1 – 46,3	до 23,1
Примечание: * удельная активность рассчитана для слоя почвы глубиной 5 см, и плотности почвы 1,6 кг/дм³			

Необходимо критически подойти к нормированию радиоактивного загрязнения почв плутонием. Установленные нормативы относятся к "сумме изотопов", что с точки зрения их радиационной опасности неверно, поскольку минимально значимые удельные активности изотопов плутония-239 (238, 240) на два порядка меньше, чем плутония-241.

Нормирование загрязнения растительного покрова

Содержание в растениях искусственных радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr нормируется "Временными допустимыми уровнями содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан", не вошедших в перечень Минздрава Республики от 22 февраля 1994 года [62]. Согласно им, допустимое содержание радионуклидов в траве, злаковых растениях, сене, сенаже, соломе и др. составляет 74 Бк/кг для ¹³⁷Cs и 111 Бк/кг для ⁹⁰Sr. Удельная активность других радионуклидов в данном документе не нормируется.

Глава 4

СОВРЕМЕННОЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ИССЛЕДУЕМОГО РАЙОНА

4.1 Общая характеристика радиационной обстановки исследуемой территории

Для предварительной оценки радиационного состояния северной части территории СИП были выполнены измерения радиационных параметров (МЭД и плотность потока бета-частиц). Всего при проведении обследования были проведены измерения радиационных параметров в 2459 точках. В зависимости от района исследования и поставленных задач плотность обследования варьировала от 1 измерения на 1 км² до 1 измерения на 2,6 км². Средняя плотность обследования составила 1 измерение на 1,8 км².

Результаты распределения МЭД и плотности потока β -частиц по обследованной территории представлены на картах (рисунок 4.1, рисунок 4.2 цв. блок).

Статистическая обработка результатов радиационной съемки

Для статистической обработки данных была подготовлена выборка, включающая все измерения радиационных параметров, проведенных на северной части территории СИП в 2008–2009 гг. Общее количество измерений, попавшее в границы территории обследования, составило 2459. Так как измерения проводились разными приборами с различными пределами обнаружения измеряемых величин, для корректной интерпретации данных из обработки были удалены значения ниже пределов обнаружения используемых средств измерений.

Анализ распределения значений МЭД показал, что результаты измерений варьируют в диапазоне от 0,05 до 0,23 мкЗв/ч, среднее арифметическое значение составило 0,12 мкЗв/ч.

Для оценки распределения значений МЭД была построена вариационная кривая (рисунок 4.3).

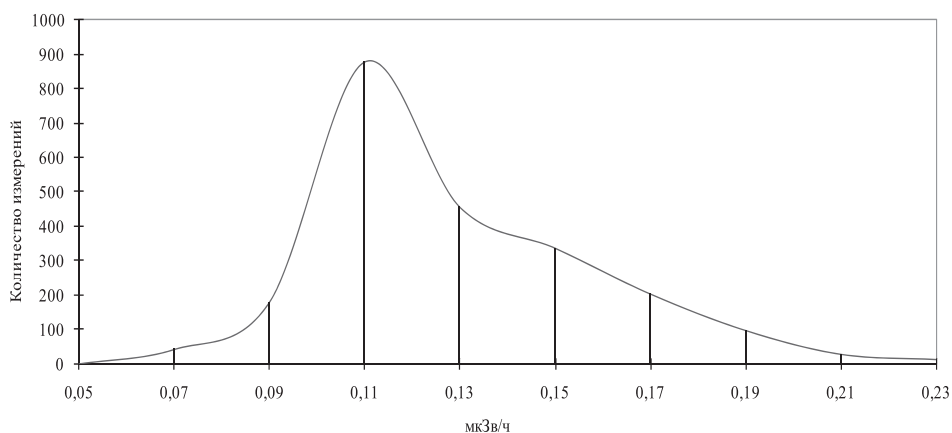


Рисунок 4.3. Распределение МЭД на обследованной территории

Вариационная кривая показывает на то, что распределение радиационных параметров носит характер, близкий к нормальному (естественному) распределению с небольшой правой асимметрией. Правая асимметрия формирует область значений, превышающих нормальное распределение, и может быть следствием использования разных типов средств измерений (с разными характеристиками) при проведении обследования. Также свой вклад в формирование области значений, превышающих нормальное распределение, могли внести повышенная активность естественных радионуклидов в почве и флуктуация измеряемых радиационных параметров.

Аналогичный анализ был проведен для значений плотности потока β -частиц. Значения плотности потока β -частиц варьируют в диапазоне от 3 до 19 част/(мин*см²), среднее арифметическое значение составило 9 част/(мин*см²).

Для оценки распределения значений потока β -частиц была построена вариационная кривая (рисунок 4.4). Вариационная кривая показывает, что распределение радиационных значений потока β -частиц носит характер, близкий к нормальному (естественному) распределению. Наблюдается значительно менее выраженная правая асимметрия, которая формирует область значений, превышающих нормальное распределение. В данном случае это может быть следствием как причин, участвующих в формировании области значений, превышающих нормальное распределение МЭД, так и следствием повышенной активности дочерних продуктов распада изотопов радона на поверхности почвы.

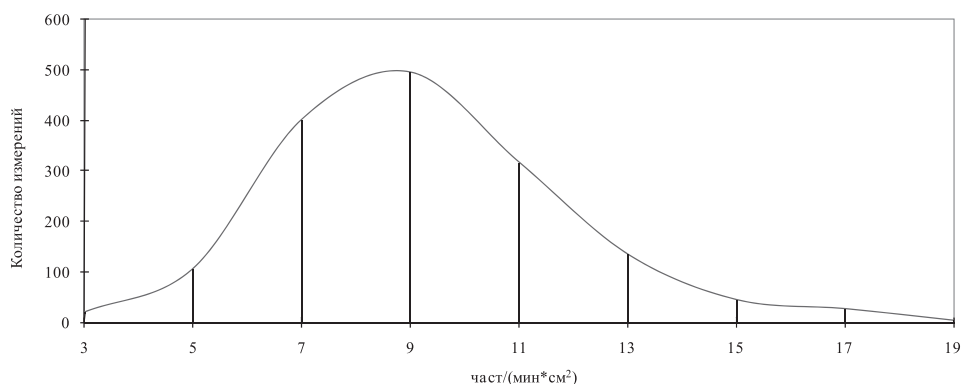


Рисунок 4.4. Распределение плотности потока β -частиц на обследованной территории

Обсуждение полученных результатов

Статистический анализ полученных результатов показал, что распределение радиационных параметров на исследуемой территории носит характер, близкий к нормальному (естественному) распределению. Также была определена область значений, формирующих правую асимметрию (выходящих за рамки нормального распределения).

Была проведена оценка вероятных факторов, формирующих область повышенных значений полученных результатов. Ниже описываются данные факторы, ранжированные по степени, определяющей их вклад в формировании области повышенных значений.

1. Неопределенность измерения.

В связи с тем, что исследования проводились в разное время и разными группами, для измерения использовались разные дозиметры и радиометры, отличающиеся как принципами регистрации ионизирующего излучения, так и другими техническими характеристиками, влияющими на результат измерений (тип и площадь детектора, анизотропия детектора, энергетическая нелинейность эффективности детектора и т.д.). Все эти параметры при измерениях на величинах, близких к нижнему порогу предела детектирования, могут привести к высокой неопределенности результата до $\pm 30\%$.

2. Флуктуация измеряемых радиационных параметров.

Радиационный фон, создаваемый космическими лучами, формирует до 40% (0,04-0,05 мкЗв/ч) внешнего облучения, получаемого населением от природных источников радиации. Интенсивность космического излучения зависит от географического положения объекта и возрастает с высотой над уровнем моря. Интенсивность космического излучения изменяется со временем, причем вариации можно разделить на периодические и непериодические, земного и внеземного происхождения. Вариации земного происхождения связаны, прежде всего, с метеорологическими факторами. Они имеют непериодический и кратковременный характер (барометрический и температурный эффекты) или периодические се-

зонные вариации с амплитудой до 2÷3% для умеренных широт. Вариации внеземного происхождения связываются, главным образом, с вариациями солнечной и магнитной активности, возмущениями магнитного поля Земли.

Вследствие этого количество частиц и гамма-квантов, попадающих в выделенный объём пространства (детектор) в единицу времени при фиксированной мощности эквивалента дозы, само по себе является случайной величиной.

3. *Повышенная активность естественных радионуклидов в литосфере.*

Естественная радиоактивность литосферы обусловлена присутствием в слагающих ее геологических образованиях радиоактивных изотопов U, Th, K, Rb и др. Основной вклад в радиоактивность горных пород, почв и грунтов вносят калий-40 и радионуклиды семейства урана-радия и тория.

Радиоактивность почв зависит, прежде всего, от активности материнских горных пород, а также интенсивности процессов обмена радионуклидов между почвами и грунтовыми водами, содержания в почвах воды, органических веществ и других факторов. Горные породы вулканического происхождения (особенно граниты) по сравнению с осадочными (за исключением сланцев) обладают большей активностью. При этом наибольшей радиоактивностью обладают сероземы, наименьшей - торфяники (таблица 4.1) [63].

Таблица 4.1

**Концентрация некоторых радионуклидов в почвах
и соответствующая ей ожидаемая мощность эффективной дозы**

Тип почвы	Концентрация радионуклидов, Бк/кг			Мощность дозы, мкЗв/ч
	⁴⁰ K	²³⁸ U	²³² Th	
Сероземы	660	31	48	0,074
Серо-коричневые	770	27	41	0,069
Каштановые	450	26	37	0,06
Черноземы	410	21	36	0,051
Серые лесные	370	17	27	0,041
Дерново-подзолистые	290	15	22	0,034
Подзолистые	15	9	12	0,028
Торфянистые	88	6	6	0,011
Средняя для всего мира	370	26	26	0,046
Типичный диапазон	100-740	11-54	7-48	0,014-0,09

Гамма-излучение над горными породами и почвами за счет естественных изотопов радия, тория (и их продуктов распада) и калия колеблется обычно от 0,07 до 0,20 мкЗв/ч, составляя в среднем 0,08-0,10 мкЗв/ч. Эффективная доза внешнего излучения, обусловленная всеми природными радионуклидами, колеблется от 3,2 до 8,1 мЗв/год.

4. *Увеличение активности дочерних продуктов распада изотопов радона.*

Увеличение активности дочерних продуктов распада изотопов радона на поверхности почвы в момент проведения измерений может быть обусловлено повышенной эксхалацией изотопов радона из почвы. Поскольку выделение радона из почвы сильно зависит от типа почвы в данной местности и от атмос-

ферных условий, поток радона из почвы и соответствующие его концентрации в приземном слое атмосферы сильно изменяются в зависимости от местности и времени суток [64].

Оценка радиационных параметров в северной части территории СИП показывает, что они соответствуют естественным фоновым значениям радиационных параметров, как для всего мира, так и для территории Казахстана.

Средняя ожидаемая годовая доза от внешнего фотонного излучения в северной части территории СИП составит около 1 мЗв. По результатам многочисленных исследований и наблюдений во всем мире установлено, что природный радиационный фон меняется от местности к местности. Уровни естественного излучения варьируют в довольно широких пределах, в среднем формируя годовую дозу 2-2,5 мЗв, приблизительно 1/3 которой составляет доза от внешнего излучения [65].

В некоторых районах нашей планеты фон естественной радиации значительно превосходит средний уровень по земному шару (за счет аномально высокого содержания в почве естественных радионуклидов). Так, в монацитовых районах Индии мощность дозы достигает 3,2 мкЗв/ч (0,028 Зв/год), Бразилии – 1,15 мкЗв/ч, районах вулканической экстрезии 13,70 мкЗв/ч (0,12 Зв/год), гранитных районах Франции – 0,4 мкЗв/ч [63].

В некоторых местностях стран СНГ (Боржоме, Хмельнике, Мироновке) в местах выхода на поверхность радиоактивных (радоно-радиевых) вод естественный радиационный фон довольно высок. Мощность эффективной дозы достигает 10-30 мЗв/год, местами – до 40-80 мЗв/год, т.е. превышает средний в десятки и более раз [63].

Для оценки уровня радиационных параметров в северной части территории СИП, относительно прилегающих территорий, его можно сравнить с результатами наблюдения за радиоактивным загрязнением приземного слоя атмосферы, которые ведутся на метеостанциях Казгидромета. Так, на рисунке 4.5 представлены значения МЭД в населенных пунктах ВКО в 2008 году [66]. По областям Казахстана средние значения мощности дозы γ -излучения находятся в пределах 0,10-0,16 мкЗв/ч [67].

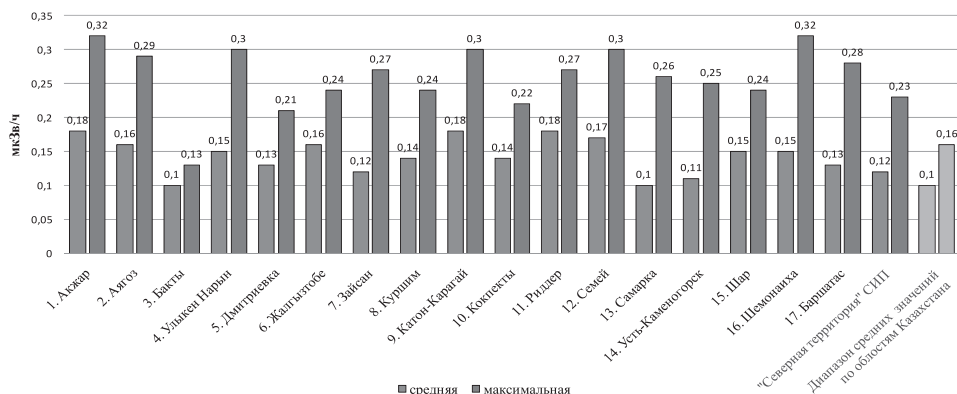


Рисунок 4.5. Значения мощности экспозиционной дозы по ВКО за 2008 год

Как видно из гистограммы, уровень МЭД в северной части территории СИП находится на уровне фоновых радиационных параметров Казахстана и населенных пунктов ВКО.

Исходя из вышеизложенного, можно сделать заключение, что радиационные параметры северной части территории СИП не превышают фоновых величин, как для Казахстана, так и для всего мира.

4.2 Характер площадного радионуклидного загрязнения почвенного покрова

При разработке плана площадного обследования были учтены следующие основные факторы:

- наличие информации по содержанию радионуклидов в почвах исследуемой территории;
- рекомендации экспертной группы МАГАТЭ (предложена сеть обследования с ячейкой 1 км);
- общие закономерности образования радиоактивного загрязнения при проведении ядерных испытаний (возможные характерные размеры пятен загрязнения, глубина отбора).

Общий план исследования

Был принят следующий план исследования (рисунок 4.6). Вся исследуемая территория была разделена на три части – Западную, Центральную и Восточную. Для Западной части был выбран шаг 1,5 км, для Восточной – 1,0 км. Для Центральной части было предложено вначале сделать исследования по профилям с шагом 0,2 км перпендикулярно предполагаемым следам радиоактивного загрязнения с целью их выявления и определения их основных характеристик. В дальнейшем после получения результатов по профилям было дополнительно проведено площадное исследование Центрального участка по сетке с шагом 1 км.

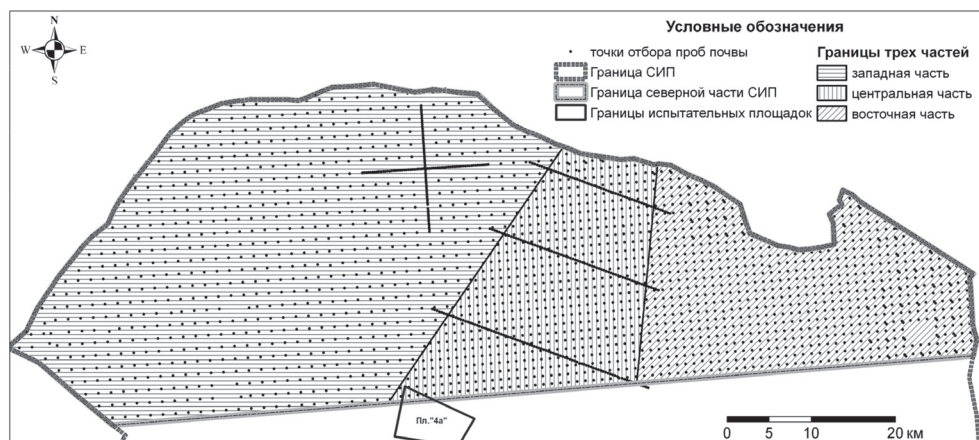


Рисунок 4.6. Обследование северной части территории СИП

Исследование включало радиометрическую съемку в выбранных точках, измерение их координат, отбор точечной поверхностной пробы на глубину 5 см с площади 10*10 см. В дальнейшем пробы поступали на лабораторный анализ. Все пробы после необходимой предварительной подготовки (высушивание, рассев, квартование) анализировались на содержание основных радионуклидов как естественных (^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra), так и искусственных (^{137}Cs , ^{241}Am , ^{60}Co , ^{152}Eu). Часть проб затем направлялась на радиохимический анализ для выделения и определения ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$. Пробы, в которых определялся ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, как правило, ещё раз анализировались на содержание ^{241}Am , определение которого проводилось после дополнительно гомогенизирования пробы для определения соотношения этих радионуклидов.

4.2.1 Площадное распределение естественных радионуклидов

Основная составляющая радиационного фона на исследуемой территории обусловлена естественными радионуклидами, которые входят в ряды распада урана и тория, а также калием (^{40}K). Из естественных радионуклидов определялись ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra . Определение естественных радионуклидов ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra было выполнено на 2450 почвенных образцах, отобранных из поверхностного горизонта 0-5 см. По результатам исследований построены карты площадного распределения ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra (рисунок 4.7 – рисунок 4.9 цв. блок). Распределение значений естественных радионуклидов ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra показано на гистограммах (рисунок 4.10- рисунок 4.12).

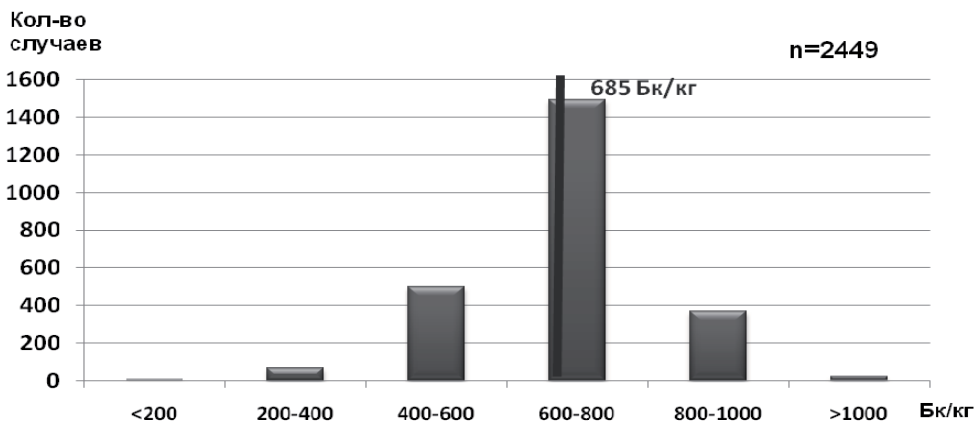


Рисунок 4.10. Гистограмма распределения значений концентраций ^{40}K в почвах

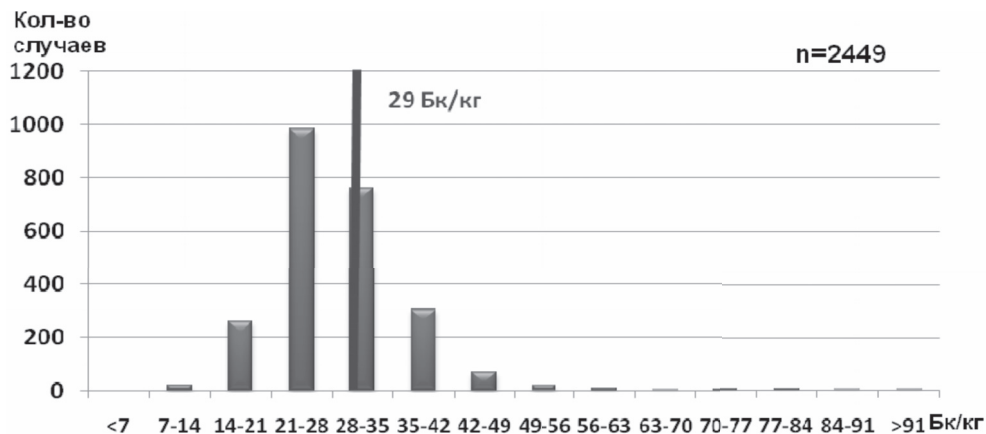


Рисунок 4.11. Гистограмма распределения значений концентраций ^{232}Th в почвах

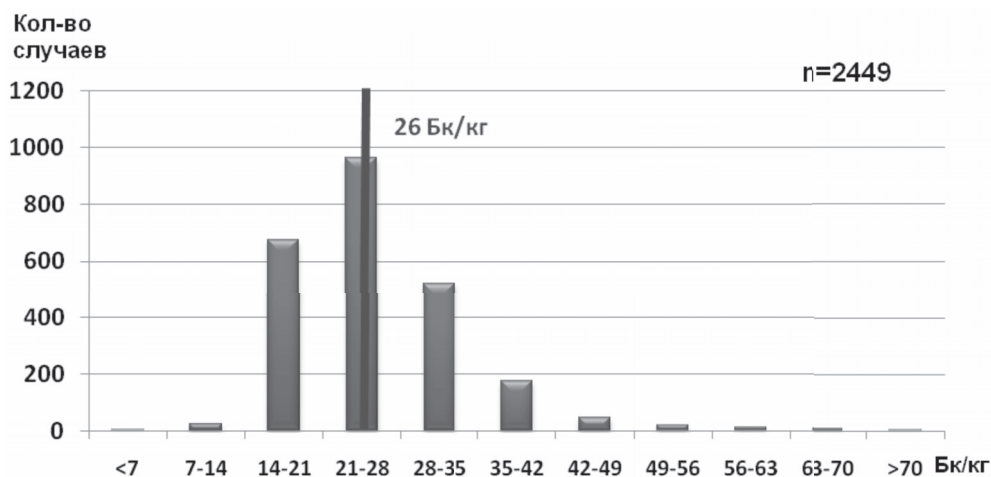


Рисунок 4.12. Гистограмма распределения значений концентраций ^{226}Ra в почвах

На исследуемой территории среднее содержание естественных радионуклидов составило: для ^{40}K - 685, ^{226}Ra - 26, ^{232}Th - 29 Бк/кг. Такие содержания являются типичными для почв Казахстана, каких-либо геохимических аномалий не выявлено.

Для сравнения полученных результатов в таблице 4.2 приведены максимальные и минимальные значения удельных активностей естественных радионуклидов в почвах РК, а также их средние значения [68].

Таблица 4.2

Активность естественных радионуклидов в почвах Казахстана

Пределы изменения	Удельная активность, Бк/кг		
	^{40}K	^{226}Ra (^{238}U)	^{232}Th
Минимальные значения	100	12	10
Максимальные значения	1200	120	220
Среднее	300	37	60
<i>Примечание:</i> Принимается, что в рудах урана и тория радиоактивное равновесие близко к единице, удельные активности урана и радия равны			

Изучение представленного графического материала показывает, что именно в пробах западной части исследуемой территории, приуроченной к кислым гранитоидным породам, характерным для мелкосопочника, зафиксированы максимальные значения удельных активностей ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th Бк/кг, которые не превышают средние значения для почв Казахстана (для калия-40 – максимальное значение).

4.2.2 Площадное распределение искусственных радионуклидов

Предварительно отметим, что ни в одной из исследованных гамма спектрометрическим анализом проб не обнаружено каких-либо иных искусственных радионуклидов, кроме ^{137}Cs и ^{241}Am , при этом пределы обнаружения для таких радионуклидов, как ^{60}Co , ^{152}Eu составили около 0,5 и 1,0 Бк/кг соответственно.

Характер загрязнения исследуемой территории ^{137}Cs

Число исследованных образцов – около 2500. По результатам исследований построена карта площадного распределения ^{137}Cs (рисунок 4.13 цв. блок).

Диапазон концентраций составляет от 1 до 75 Бк/кг, при среднем значении 17 Бк/кг, при этом общее количество точек с максимальными значениями (более 60 Бк/кг) составляет менее 0,8% от общего количества результатов. Это может быть обусловлено естественным перераспределением данного радионуклида. На гистограмме (рисунок 4.14) распределение частоты встречаемости точек с определенными концентрациями имеет характер распределения, близкий к логнормальному распределению.

Диапазон концентраций основных радионуклидов, обусловленных глобальными выпадениями в северном полушарии, представлен в таблице (см. раздел 2.2, таблица 2.15). В нашем случае, среднее значение концентрации ^{137}Cs на данной территории не превышает максимальных значений фона глобальных выпадений для данного радионуклида, согласно этой таблице.

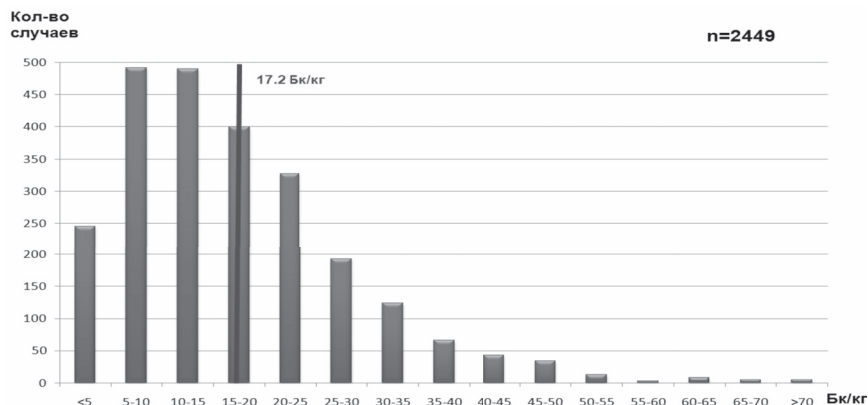


Рисунок 4.14. Гистограмма распределения значений концентраций ^{137}Cs в почвах

Характер загрязнения исследуемой территории ^{241}Am

По результатам исследований построена карта площадного распределения ^{241}Am (рисунок 4.15 цв. блок).

Оценка средней для исследуемой территории концентрации ^{241}Am несколько проблематична, что обусловлено тем, что в большом количестве образцов концентрация ^{241}Am находилась на уровне менее предела обнаружения (минимально детектируемой активности) используемых методик и аппаратуры (около 40 % от всех результатов). Полное исключение этих результатов привело бы к существенно завышенной оценке. Поэтому при оценке средней концентрации значения концентрации ^{241}Am в таких случаях принимались равными пределу обнаружения. Также из рассмотрения был исключен ряд неколичественных данных с высоким пределом обнаружения (более 1,8 Бк/кг). Таким образом, определенная "средняя" концентрация ^{241}Am фактически является оценкой сверху и составила 0,8 Бк/кг при числе "учтенных" данных – около 2300 (рисунок 4.16).

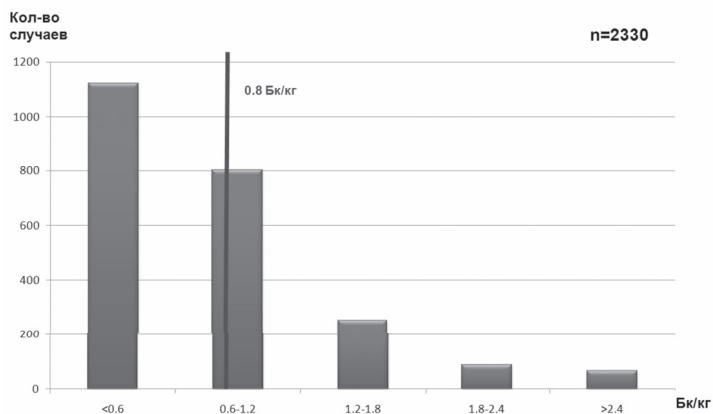


Рисунок 4.16. Гистограмма распределения значений концентраций ^{241}Am в почвах

Характер загрязнения исследуемой территории $^{239+240}\text{Pu}$

Учитывая значительную трудоемкость традиционного метода определения $^{239+240}\text{Pu}$ (альфа-спектрометрия с предварительным радиохимическим выделением), в данном исследовании характера загрязнения территории изотопами плутония методологически был сделан упор на выявление корреляционной связи между ^{241}Am и плутонием. Такой подход достаточно распространен и вполне оправдан, особенно в случае наличия одного источника загрязнения. Ситуация на "северных" территориях несколько сложнее, так как загрязнение является смешанным (от нескольких источников).

По результатам исследований построен график зависимости концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ от концентрации ^{241}Am (рисунок 4.17). Для определения отношения $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$ пробы почвы подготавливались особым образом (процедура подготовки включала несколько стадий истирания), качество истирания контролировалось по содержанию ^{241}Am в аликвотных образцах. Значение концентрации ^{241}Am определялось как среднее из трех измерений этих образцов.

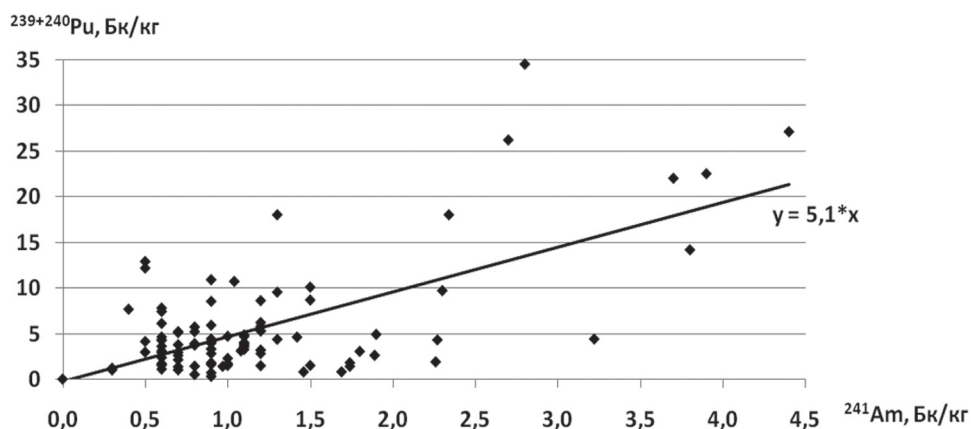


Рисунок 4.17. График зависимости концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах от концентрации ^{241}Am

Среднее значение отношения $^{239+240}\text{Pu} / ^{241}\text{Am}$ на промежуточном этапе оказалось равным 5,6, что довольно близко к ожидаемой расчетной величине, коэффициент корреляции значимым и составляет 0,76 (общее количество образцов – 79). При увеличении количества результатов лабораторного анализа среднее значение стало равным 5,1, которое использовалось в дальнейшем при проведении расчетов дозовых нагрузок.

Таким образом, характер загрязнения изотопами плутония соответствует характеру загрязнения америцием, средняя концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ составила 4,1 Бк/кг. По результатам исследований построена карта точечного распределения $^{239+240}\text{Pu}$ (рисунок 4.18).

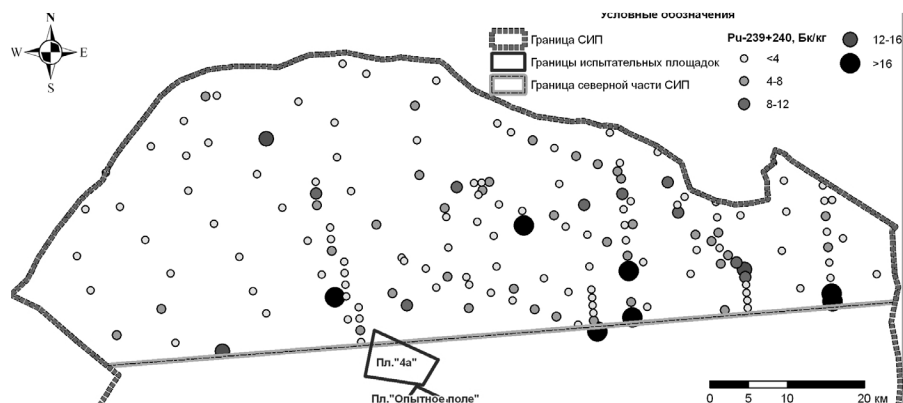


Рисунок 4.18. Результаты определения $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах по результатам работ 2008-2009 гг.

Кроме того, проводилось определение ^{238}Pu методом альфа-спектрометрии с предварительным радиохимическим выделением. Анализ результатов показал, что при определении ^{238}Pu , особенно на низких концентрациях, имеет место аддитивная систематическая ошибка, которая приводит к завышению результатов на 0,14 Бк/кг и, скорее всего, обусловлена недостаточной очисткой от альфа-активных изотопов естественного происхождения. График отношения $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ представлен на рисунке 4.19.

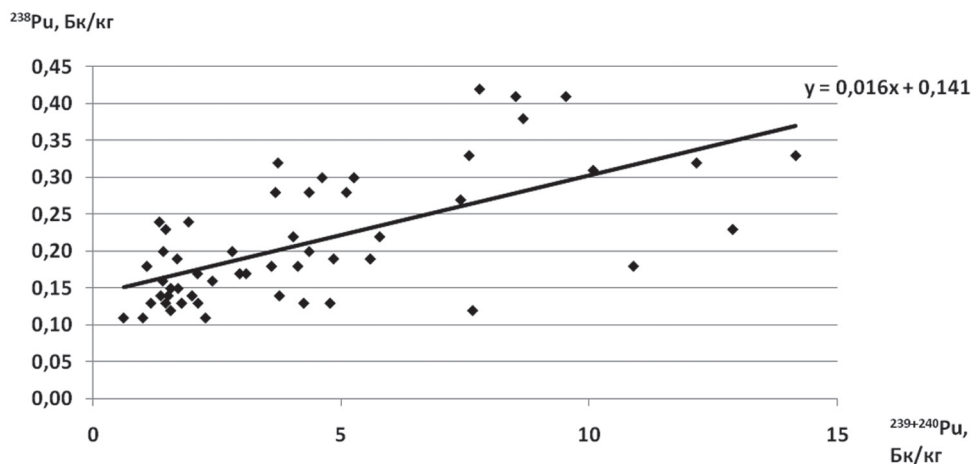


Рисунок 4.19. График зависимости концентрации ^{238}Pu в почвах от концентрации $^{239+240}\text{Pu}$

Таким образом, среднее отношение $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ составило 0,016, средняя концентрация ^{238}Pu – 0,07 Бк/кг, для расчетов дозовых нагрузок, для удобства принято значение 0,1 Бк/кг. Для ^{241}Pu принято расчетное отношение $^{241}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$, равное 0,75.

Характер загрязнения исследуемой территории ^{90}Sr

Для оценки характера загрязнения исследуемой территории ^{90}Sr использовался весь массив данных, накопленных к настоящему времени. По результатам исследований построена карта площадного распределения ^{90}Sr (рисунок 4.20 цв. блок). Гистограмма распределения частоты встречаемости точек с определенными концентрациями ^{90}Sr представлена на рисунке 4.21.

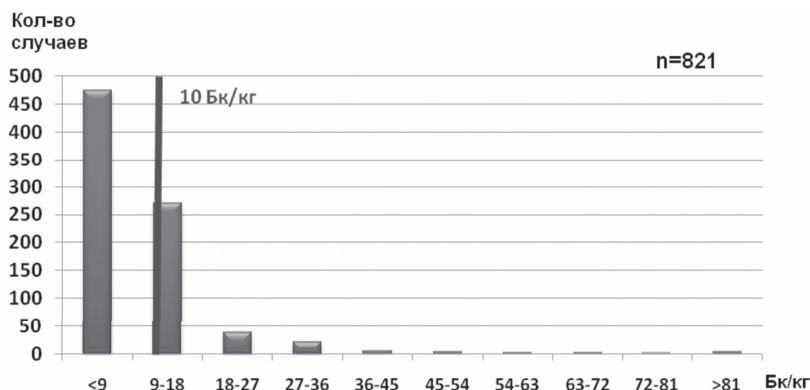


Рисунок 4.21. Гистограмма распределения значений концентраций ^{90}Sr в почвах

Основной сложностью было то, что в разные периоды применялись разные методики отбора проб и различались они, прежде всего, глубиной отбора (0-5, 0-10, 0-15 см). Все результаты были приведены к единому формату (0-5 см), на основе данных по распределению ^{90}Sr по почвенному профилю. На основании всего массива данных по распределению стронция-90 по глубине почвенного профиля можно предположить, что глубина его проникновения в почвенный покров не будет превышать 15 см. Это объясняется недостатком атмосферных осадков и усиленным испарением с поверхности почвы. В целом, распределение ^{90}Sr по площади достаточно равномерное, однако следует отметить, что вблизи площадки БРВ "4а" отмечаются повышенные значения концентраций ^{90}Sr .

Средняя концентрация ^{90}Sr , которая была принята равной 10 Бк/кг, согласно таблице (см. раздел 2.2, таблица 2.15), не превышает фона глобальных выпадений.

Характер загрязнения исследуемой территории другими радионуклидами

Концентрации других радионуклидов, таких как ^{151}Sm , ^{99}Tc , которые не определялись экспериментально, но присутствие которых ожидается, определялись теоретическими расчетами на основании средних значений концентраций ^{137}Cs и теоретическому отношению этих изотопов. Для расчетов были приняты следующие средние значения: для ^{151}Sm – 1.4, ^{99}Tc – 0.3 Бк/кг.

В результате, средние концентрации искусственных радионуклидов на данной территории можно свести в таблицу для дальнейших расчетов (таблица 4.3).

Таблица 4.3

**Средняя концентрация искусственных радионуклидов
в северной части территории СИП**

^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Pu	^{238}Pu	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$	^{99}Tc	^{151}Sm
17,2	10	3,1	0,1	0,8	4,1	0,3	1,4

4.2.3 Зонирование территории по площадному распределению радионуклидов

Для выявления возможных зон с повышенными концентрациями искусственных радионуклидов, по сравнению со средними концентрациями, определенными для данной территории, был выбран следующий метод: построение графиков концентраций ^{137}Cs и ^{241}Am вдоль профилей.

По результатам исследований выбраны данные вдоль профилей, проведенных перпендикулярно предполагаемым следам радиоактивным выпадений (рисунок 4.22 цв. блок), построены графики распределения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am по каждому профилю (Приложение В).

Для примера на рисунках 4.23, 4.24 приведены два характерных профиля по данным ^{137}Cs и ^{241}Am .

В характере распределения ^{137}Cs на графиках особых закономерностей не выявлено. Появление значений концентраций ^{137}Cs , превосходящих средние

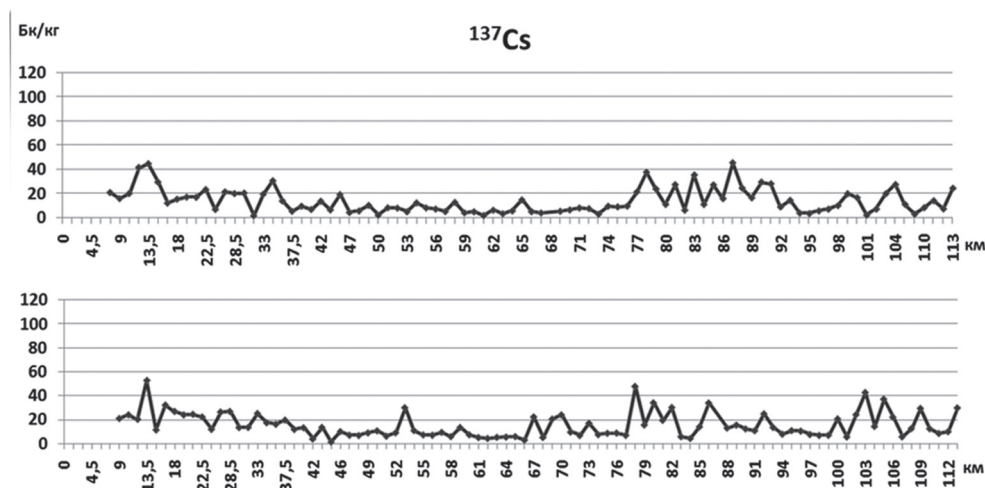


Рисунок 4.23. Графики значений концентраций ^{137}Cs в почве по двум профилям

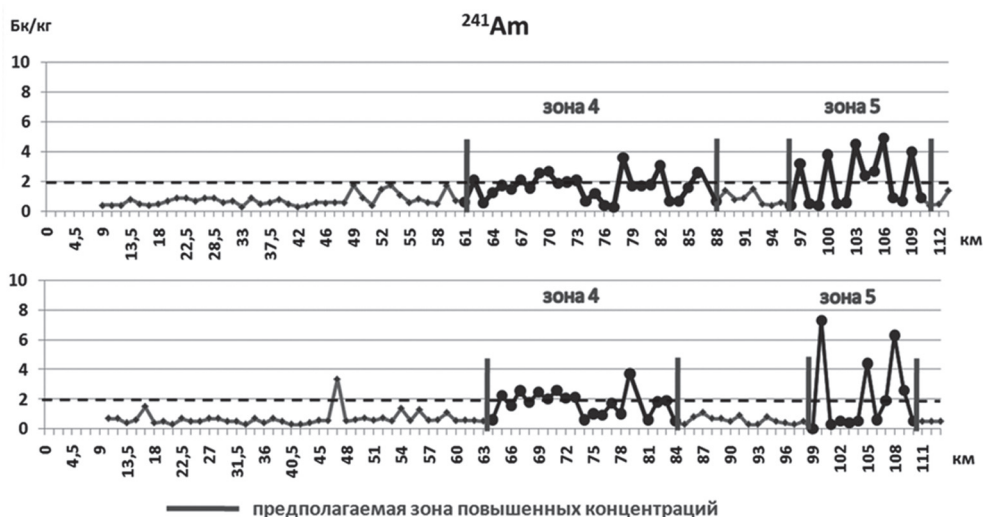


Рисунок 4.24. Графики значений концентраций ^{241}Am в почве по двум профилям

В распределении ^{241}Am можно выделить несколько зон с повышенными концентрациями (рисунок 4.25 цв. блок). При выделении зон принималось во внимание соответствие зоны повышенных значений зонам возможного прохождения радиактивных облаков, в соответствии с ранее приведенными данными (см. раздел 2.1.1).

Таким образом, выделено 6 зон. Средние концентрации ^{241}Am по каждой зоне следующие: зона 1 – 1,2 Бк/кг, зона 2 – 1,5 Бк/кг, зона 3 – 1,2 Бк/кг, зона 4 – 1,5 Бк/кг, зона 5 – 2 Бк/кг, зона 6 – 1,6 Бк/кг.

Наиболее выраженной является зона 5 - зона, расположенная на юге Восточного участка исследуемой территории, менее выраженной зона 3 - зона в центральной части Центрального участка. При этом средние значения концентрации ^{241}Am в выделенных контурах не превышают 2 Бк/кг.

Таким образом, для дальнейших расчетов дозовых нагрузок использовались следующие значения концентраций трансурановых элементов, определенные как увеличенное в полтора раза значение средней концентрации в максимально загрязненной зоне (таблица 4.4).

Таблица 4.4

**Принятые концентрации искусственных радионуклидов
в зоне с повышенными концентрациями трансурановых
элементов в почвах**

^{241}Pu	^{238}Pu	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$
11,6	0,35	3,0	15,4

4.3 Состояние почвогрунтов

4.3.1 Характер загрязненности искусственными радионуклидами почвогрунтов

На исследуемой территории СИП загрязнение поверхностного горизонта почв радионуклидами ^{137}Cs и ^{90}Sr отмечается, в основном, в пределах 10-20 Бк/кг (раздел 4.2.2). Отдельные точки наблюдения с содержанием ^{137}Cs более 15-20 Бк/кг встречены на землях некоторых зимовок. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в пределах 50-60 Бк/кг и более имеет единичное распространение. Так, высокие концентрации отмечены на южной границе участка, и эти территории отнесены к зоне воздействия площадки "4а" (БРВ). Наиболее высокие значения ^{241}Am встречены на южной границе в восточной части исследуемой территории. В отдельных точках они достигают 5,0- 8,5 Бк/кг при средних значениях около 1,0 Бк/кг.

Распределение техногенных радионуклидов в почвенном покрове северной части СИП мало зависит от элемента рельефа, типа и подтипа почв. Для детального изучения поведения радионуклидов в почвенном профиле были выбраны точки с наиболее высокими значениями активности, а также с учетом необходимости получения характеристик для разных типов почв.

Распределение техногенных радионуклидов в почвенном профиле. Для оценки распределения радиоактивных веществ, выпавших на поверхность почвы при проведении ядерных испытаний на испытательных площадках, в почвах по глубине профиля на исследуемой территории было заложено 14 прикопок (рисунок 4.26 цв. блок). Они характеризуют различные типы и подтипы почв, встречающихся в исследуемом районе. Это зональные каштановые и светло-каштановые почвы, а также азональные: солонцы и солончаки.

Из 14 прикопок 8 расположены на зональных почвах, которые развиты на склонах сопок, водораздельных равнинах. Почвы, в основном, малоразвитые или неполноразвитые, когда мощность рыхлых отложений не превышает 40-60 см, а подстилающими являются плотные породы или их кора выветривания. Формируются зональные почвы в условиях увлажнения только атмосферными осадками. Азональные почвы, в отличие от зональных, развиваются в понижениях и имеют дополнительное увлажнение за счет склонового стока. Они отличаются увеличением количества тонких частиц в почвенном профиле, которое приводит к формированию уплотненного иллювиального горизонта, что свойственно солонцам. В условиях дополнительного увлажнения при наличии неглубокого залегания зеркала грунтовых вод накапливаются легкорастворимые соли в почвенном профиле и, особенно, в поверхностном горизонте, что формирует солончаки. Из морфологических признаков наиболее заметным можно считать рыхлое сложение поверхностных горизонтов. Для характеристики азональных почв было заложено 4 прикопки на солонцах и 2 прикопки на солончаках.

Составлена выборка данных по типам почв: зональные (каштановые и светло-каштановые), солонцы и солончаки. Распределение радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ в верхних горизонтах 0-2, 2-5, 5-10, 10-15 см этих почв представлено в таблице 4.5.

Таблица 4.5

Содержание техногенных радионуклидов в верхних почвенных горизонтах прикопок на северной части СИП

№прикопки	Глубина отбора, см	^{241}Am , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг
1 Ск	0-2	$1,0 \pm 0,3$	$40,2 \pm 1,3$	$3,7 \pm 0,3$
	2-5	$< 0,4$	$11,8 \pm 0,5$	$1,8 \pm 0,3$
	5-10	$1,8 \pm 0,2$	$3,2 \pm 0,3$	$< 0,2$
	10-15	$1,4 \pm 0,2$	$1,5 \pm 0,3$	$< 0,4$
2 $\text{K}_2^{\wedge}$	0-2	$2,8 \pm 0,3$	$55,5 \pm 1,5$	$18,2 \pm 0,5$
	2-5	$< 0,5$	$3,7 \pm 0,6$	$1,5 \pm 0,2$
	5-10	$< 0,4$	$< 0,3$	$< 0,2$
	10-15	$1,8 \pm 0,2$	$1,4 \pm 0,2$	$1,7 \pm 0,1$
3 $\text{K}_2^{\wedge}$	0-2	$1,3 \pm 0,3$	$43,9 \pm 1,4$	$7,4 \pm 0,3$
	2-5	$0,8 \pm 0,2$	$19,2 \pm 0,9$	$6,3 \pm 0,4$
	5-10	$< 0,2$	$3,2 \pm 0,3$	$0,4 \pm 0,1$
	10-15	$< 0,3$	$1,0 \pm 0,2$	$< 0,3$
4 Сн	0-2	$< 0,4$	$0,9 \pm 0,4$	$< 0,2$
	2-5	$0,7 \pm 0,3$	$< 0,6$	$< 0,3$
	5-10	$< 0,3$	$5,5 \pm 0,4$	$0,9 \pm 0,1$
	10-15	$1,6 \pm 0,3$	$38,4 \pm 0,8$	$5,6 \pm 0,4$
5 K_1	0-2	$< 0,4$	$8,9 \pm 0,7$	$1,6 \pm 0,2$
	2-5	$3,4 \pm 0,2$	$19,7 \pm 0,6$	$19,8 \pm 1,0$
	5-10	$1,6 \pm 0,2$	$2,0 \pm 0,3$	$< 0,2$
	10-15	$1,8 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,2$	$< 0,3$
6 Сн	0-2	$8,6 \pm 0,5$	$55,0 \pm 1,6$	$33,3 \pm 1,1$
	2-5	$1,2 \pm 0,1$	$22,0 \pm 0,4$	$8,0 \pm 0,5$
	5-10	$< 0,4$	$1,0 \pm 0,2$	$< 0,2$
	10-15	$< 0,4$	$< 0,2$	$< 0,2$
7 Сн	0-2	$3,0 \pm 0,3$	$30,3 \pm 1,2$	$19,6 \pm 0,5$
	2-5	$< 0,3$	$2,2 \pm 0,2$	$1,2 \pm 0,3$
	5-10	$< 0,3$	$< 0,3$	$< 0,2$
	10-15	$< 0,4$	$< 0,6$	$< 0,1$
8 $\text{K}_2^{\wedge}$	0-2	$3,6 \pm 0,3$	$33,8 \pm 0,8$	$23,6 \pm 0,7$
	2-5	$3,3 \pm 0,3$	$7,8 \pm 0,7$	$34,3 \pm 1,2$
	5-10	$0,5 \pm 0,3$	$2,2 \pm 0,5$	$1,1 \pm 0,2$
	10-15	$< 0,4$	$1,0 \pm 0,4$	$0,8 \pm 0,1$

№прикопки	Глубина отбора, см	^{241}Am , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг
9 $\text{K}_2^{\wedge}$	0-2	$2,1 \pm 0,2$	$51,8 \pm 1,0$	$23,5 \pm 0,7$
	2-5	$0,5 \pm 0,3$	$15,8 \pm 0,9$	$5,4 \pm 0,6$
	5-10	$1,3 \pm 0,2$	$1,8 \pm 0,3$	$< 0,2$
	10-15	$1,8 \pm 0,2$	$0,4 \pm 0,2$	$< 0,2$
10 Сн	0-2	$< 0,4$	$16,2 \pm 0,6$	$1,8 \pm 0,2$
	2-5	$< 0,4$	$2,0 \pm 0,5$	$< 0,4$
	5-10	$< 0,4$	$2,2 \pm 0,5$	$< 0,1$
	10-15	$< 0,4$	$< 0,6$	$< 0,1$
11 $\text{K}_2^{\wedge}$	0-2	$2,2 \pm 0,3$	$63,2 \pm 1,6$	$10,4 \pm 0,6$
	2-5	$< 0,3$	$3,5 \pm 0,3$	$0,7 \pm 0,2$
	5-10	$< 0,4$	$< 0,4$	$< 0,1$
	10-15	$< 0,5$	$< 0,4$	$< 0,1$
12 $\text{K}_2^{\wedge}$	0-2	$1,7 \pm 0,2$	$34,0 \pm 0,8$	$8,2 \pm 0,5$
	2-5	$0,5 \pm 0,3$	$9,7 \pm 0,8$	$2,2 \pm 0,3$
	5-10	$< 0,4$	$2,5 \pm 0,3$	$< 0,2$
	10-15	$0,4 \pm 0,2$	$1,2 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,1$
13 Ск	0-2	$< 0,3$	$12,2 \pm 0,5$	$0,9 \pm 0,2$
	2-5	$< 0,4$	$4,6 \pm 0,3$	$< 0,3$
	5-10	$2,0 \pm 0,2$	$1,8 \pm 0,3$	$< 0,1$
	10-15	$< 0,4$	$1,9 \pm 0,3$	$< 0,2$
14 $\text{K}_2^{\wedge}$	0-2	$1,6 \pm 0,3$	$54,1 \pm 1,0$	$5,3 \pm 0,3$
	2-5	$< 0,4$	$3,3 \pm 0,3$	$< 0,5$
	5-10	$< 0,5$	$0,9 \pm 0,2$	$< 0,1$
	10-15	$< 0,5$	$0,4 \pm 0,2$	$< 0,1$
Примечание: $\text{K}_2^{\wedge}$ - каштановые, щепнистые; K_1 - светло-каштановые; Сн – солонцы; Ск – солончаки				

Из таблицы видно, что распределение ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в зональных почвах, в основном, подчиняется общеизвестной закономерности, то есть максимум содержания приурочен к поверхностному горизонту, а с глубиной значения резко уменьшаются. В солонцах поведение ^{137}Cs , также как и $^{239+240}\text{Pu}$, иногда создает другую картину. Так, в прикопке 4 максимальное значение отмечается в слое 10-15 см. Этот факт можно объяснить наличием трещин на суглинистой поверхности почвы, когда под действием водного потока, а вода долго стоит в понижении, радионуклиды могут переместиться в нижележащие слои. В солончаках поведение ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ соответствует общеизвестной закономерности.

Вследствие низкого уровня радиоактивной загрязненности исследуемых почв, данные, по которым можно было бы сделать вывод о профилном распределении радионуклида ^{90}Sr , получены не были. Однако возможно сделать

оценку о распределении в профиле данного радионуклида по ранее полученным данным на площадке "4а", непосредственно прилегающей к исследуемой территории. Согласно этим данным, распределение ^{90}Sr починяется общеизвестной закономерности, когда основное содержание сосредоточено в поверхностных слоях, а с глубиной содержание плавно уменьшается.

Процентное содержание ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в слое от общей суммы в профиле представлено на гистограммах (рисунок 4.27 – рисунок 4.29). В случае значений менее какого-либо предела обнаружения в расчет взяты максимальные содержания, то есть на уровне этого предела.

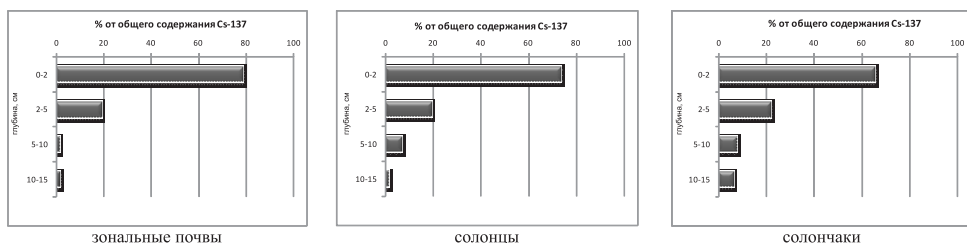


Рисунок 4.27. Распределение радионуклида ^{137}Cs по горизонтам почв

На рисунке 4.27 видно, что основное содержание (60–80%) ^{137}Cs отмечается в верхнем слое, представленном поверхностной корочкой. Вниз по профилю значения резко падают. До глубины 15 см в значительных количествах (8–10%) проникает ^{137}Cs лишь в солончаках, что связано с рыхлым сложением поверхностных горизонтов.

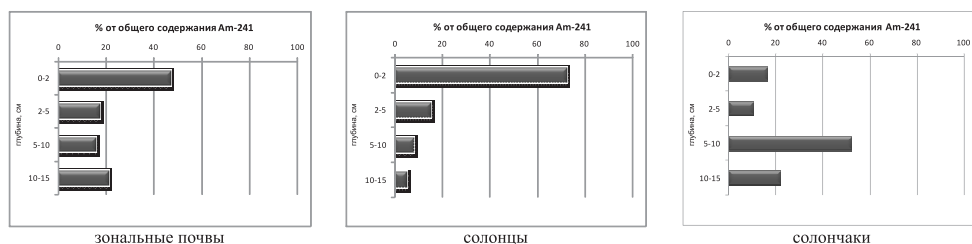


Рисунок 4.28. Распределение радионуклида ^{241}Am по горизонтам почв

Рисунок 4.28 показывает, что максимальные значения радионуклида ^{241}Am не всегда приурочены к поверхностному слою 0-2 см, и отсутствует картина постоянного снижения концентраций с глубиной, что характерно для ^{137}Cs . Максимум содержания ^{241}Am в солончаке в слое 5-10 см достигает 65% от общей суммы в профиле.

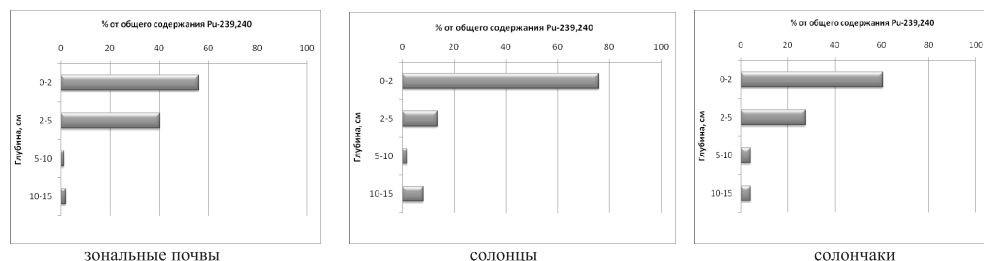


Рисунок 4.29. Распределение радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ по горизонтам почв

Из рисунка 4.29 видно, что распределение $^{239+240}\text{Pu}$ по почвенному профилю очень схоже с профильным распределением ^{137}Cs . Во всех типах почв в большинстве случаев для $^{239+240}\text{Pu}$ характерно максимальное содержание в поверхностных горизонтах.

Формы нахождения искусственных радионуклидов в почве. Определение соотношения форм нахождения радионуклидов в почвах имеет важное практическое значение для экологической оценки территории и прогноза их поступления в растительную продукцию. Соотношение отдельных форм соединений искусственных радионуклидов необходимо изучать в единой системе, с помощью которой можно получить интегральную оценку о подвижности радионуклида в почве. Традиционный подход к определению характеристик мобильности и биодоступности радиоактивных загрязнителей в почве – это применение методов последовательной экстракции. В используемых методах используется последовательность постепенно более агрессивных химикатов и предполагается, что каждый из них выборочно будет выщелачивать часть загрязнителя, связанного в конкретных компонентах почвы. Избирательная способность и воспроизводимость процедур химической экстракции меняются в зависимости от типа экстрагента, характеристик исследуемого объекта, и это часто следует учитывать, с тем, чтобы давать только качественную оценку биодоступности.

В общепринятых методах для оценки степени и механизмов доступности радионуклидов из большого многообразия форм радионуклидов в почве выделяют: водорастворимую, обменную, подвижную, необменную (неподвижную) и прочносвязанную. Водорастворимую, (извлекаемую водой) и обменную (извлекаемую 1М раствором уксуснокислого аммония) формы относят к легкодоступным для растений формам. Подвижные формы радионуклидов, экстрагируемые 1М HCl , только частично могут поглощаться растениями, но представляют их потенциальный доступный резерв. Фиксированные формы радионуклидов освобождаются лишь при обработке 6М раствором HCl , также как и прочносвязанные формы, они являются недоступными растениям.

Предварительную оценку соотношений форм нахождения радионуклидов в почве исследуемой территории можно дать на основании ранее полученных

обобщенных данных по ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ и предварительных данных по ^{241}Am для различных участков СИП (участков проведения наземных, подземных и экскавационных взрывов). Учитывая физико-химические свойства радионуклидов, типы и свойства почв, природно-ландшафтные условия региона предполагалось, что соотношение их форм нахождения в почве исследуемой территории будет соответствовать представленным обобщенным результатам с учетом допустимой вариации. Средние значения содержаний форм нахождения радионуклидов в почве и их диапазоны представлены на следующих диаграммах (рисунок 4.30):

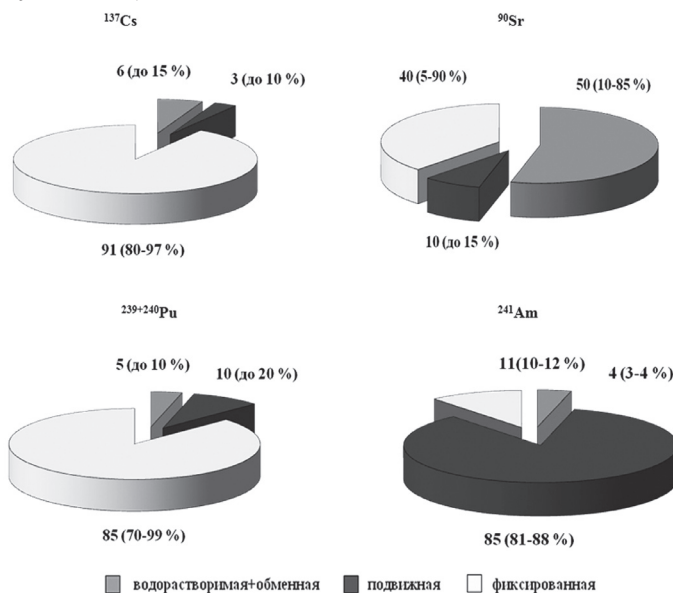


Рисунок 4.30. Соотношение содержаний форм нахождения радионуклидов в почвах

Приведенные обобщенные данные соотношения форм нахождения ^{137}Cs , ^{90}Sr , основанные на результатах исследований почв экосистем в районе штолен №176 и №177 горного массива Дегелен, показывают, что основное содержание ^{137}Cs находится в фиксированной форме, преобладающей формой для ^{90}Sr является обменная форма. Данные соотношения форм нахождения $^{239+240}\text{Pu}$ получены в результате исследований характера радиоактивного загрязнения территории испытательной площадки "Опытное поле" и озера Чаган, из них видно, что в почвах преобладает фиксированная форма радионуклида. По предварительным данным соотношения форм нахождения ^{241}Am , полученных при изучении почв экосистемы в районе штольни №177 испытательной площадки Дегелен, можно предположить, что основная часть радионуклида находится в подвижной и прочносвязанной формах.

Для оценки характера загрязненности искусственными радионуклидами исследуемой "северной" территории СИП были проведены работы по изучению соотношения форм нахождения радионуклидов в почвах данной территории. В местах с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения было заложено 10 исследовательских площадок. Схема расположения точек отбора изображена на рисунке 4.26 (цв. блок). В выбранных точках был произведен отбор пробы на глубину 0-3 см с площади 600 см². Почвенные образцы массой, в среднем, 2500 г высушивали до воздушно-сухого состояния, разминали в фарфоровой ступке и просеивали через сито диаметром 1мм, предварительно удалив из них камни, корешки, включения. Из первоначальных образцов методом квартования были отобраны навески массой 100 г для определения форм нахождения радионуклидов. Поскольку уровни содержания водорастворимых форм и фиксированных форм (извлекаемых из почвы 6М раствором HCl) в исследованных почвах принципиально не отличаются от глобальных уровней, было решено проводить выщелачивание по сокращенной схеме, выделяя только обменные, подвижные и прочносвязанные формы, в общем характеризующие по своему составу легкодоступные, потенциально-доступные и недоступные формы для растений. В качестве экстрагента обменной формы применяли широко используемые в практике последовательного фракционирования 1М ацетатно-аммонийный буфер. Подвижную форму выделяли обработкой почвы раствором 1 М HCl. Соотношение почвы и выщелачивающего раствора во всех этапах эксперимента поддерживалось равным 1:5. Прочносвязанную форму определяли непосредственно в остатках почвы после выщелачивания. Содержание ¹³⁷Cs и ²⁴¹Am в образцах почвы и вытяжках определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом.

Результаты определения форм нахождения радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ⁹⁰Sr представлены в таблицах 4.6 - 4.9. Данные выражены в значениях удельной активности форм радионуклидов в расчете на 1 кг почвы.

Таблица 4.6

**Значения удельной активности в различных вытяжках
радионуклида ²⁴¹Am**

№пробы	Обменная форма, Бк/кг	Подвижная форма, Бк/кг	Прочносвязанная форма, Бк/кг
1	<1,9	4,8±1,4	<0,5
2	<1,8	<2,2	<0,6
3	<1,9	4,6±1,5	<0,6
4	<2,0	<1,9	<0,5
5	<1,7	<4,3	1,9±0,4
6	<2,7	<2,2	<0,7
7	<1,7	<2,5	<0,5

№пробы	Обменная форма, Бк/кг	Подвижная форма, Бк/кг	Прочносвязанная форма, Бк/кг
8	<2,3	<3,1	2,5±0,4
9	<1,8	<1,7	<0,4
10	<2,7	6,5±1,4	<0,5

Таблица 4.7

**Значения удельной активности в различных вытяжках
радионуклида ^{137}Cs**

№пробы	Обменная форма, Бк/кг	Подвижная форма, Бк/кг	Прочносвязанная форма, Бк/кг
1	<6,0	<5,5	50,2±1,8
2	<5,5	<5,5	23,3±1,2
3	<5,5	<5,0	23,0±1,3
4	<6,0	<4,5	19,6±1,3
5	21,5±4,0	<5,5	45,1±1,7
6	<5,0	<5,0	13,5±1,0
7	<5,0	<6,0	18,4±1,2
8	<5,5	<5,0	26,0±1,3
9	<5,5	<4,5	17,2±1,1
10	<6,0	<5,5	20,0±1,3

Таблица 4.8

**Значения удельной активности в различных вытяжках
радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$**

№ пробы	Обменная форма, Бк/кг	Подвижная форма, Бк/кг	Прочносвязанная форма, Бк/кг
1	<0,1	<0,1	2,5 ± 0,3
2	<0,1	0,5±0,1	6,9 ± 0,4
3	<0,1	0,3±0,1	2,3 ± 0,3
4	<0,1	0,3±0,1	1,1 ± 0,2
5	<0,2	<0,2	19,6 ± 0,8
6	<0,1	<0,2	2,0 ± 0,2
7	<0,2	0,4±0,1	7,0 ± 0,3
8	<0,1	0,4±0,1	20,2 ± 0,7
9	<0,1	<0,2	3,2 ± 0,3
10	<0,2	0,7±0,1	8,9 ± 0,4

Таблица 4.9

Значения удельной активности форм нахождения радионуклида ^{90}Sr

№ пробы	Обменная форма, Бк/кг	Подвижная форма, Бк/кг	Прочносвязанная форма, Бк/кг
1	31,5±3,0	<15,0	2,5 ± 0,7
2	34,0±3,0	<8,0	< 1,9
3	290,0±6,5	76,5±5,0	3,2 ± 0,9
4	31,0±3,5	<10,0	< 2,1
5	40,0±4,5	16,5±4,5	< 2,5
6	25,5±3,0	<9,0	< 1,7
7	22,0±3,5	11,5±4,5	< 2,4
8	30,0±3,5	<9,5	< 1,7
9	24,5±3,0	<5,5	< 1,4
10	26,5±3,5	<8,0	< 1,4

Вследствие низкого уровня радиоактивной загрязненности исследуемых почв, во многих случаях количественные данные удельной активности радионуклидов в вытяжках не получены.

Данные соотношения форм нахождения ^{137}Cs показывают, что во всех случаях значительная доля ^{137}Cs находится в прочносвязанной форме. При этом, в одном случае наблюдается значительное содержание обменной формы в дополнении к основной доле прочносвязанной формы.

Из результатов удельной активности форм радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ видно, что основное содержание радионуклида находится в прочносвязанной форме во всех 10 случаях. Менее значимой по содержанию формой радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ является подвижная форма.

Анализ соотношения форм нахождения радионуклида ^{90}Sr показывает преобладание обменных форм. Значительно меньше содержание подвижной формы радионуклида, наименьшей по содержанию является прочносвязанная форма.

Результаты качественной оценки характера загрязненности исследуемой территории радионуклидами ^{241}Am , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr не противоречат обобщенным данным для других участков СИП и могут быть использованы при прогнозировании изменения радиоактивного загрязнения исследуемой территории.

Распределение радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы.

Изучение распределения техногенных радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы позволяет оценить вклад почвенного покрова в загрязнение воздушного бассейна при ветровом подъеме пыли и прогнозировать локальное вторичное перераспределение радионуклидов за счет горизонтальной миграции вследствие ветровой эрозии.

При небольшой скорости ветра $v = 2-3$ м/с, соответствующей наиболее часто встречающейся в средних широтах обычной погоде, наиболее мелкие радиоактивные частицы пыли поднимаются с поверхности земли в результате стохастического прорыва турбулентных вихрей к поверхности земли. При указанной скорости ветра эта пыль не оседает под действием силы тяжести, размеры таких пылевых частиц в основном составляют сотые и десятые доли микрометра, достигая 1-2 мкм. При скорости ветра 10-12 м/с, что бывает кратковременно в данном регионе, размеры пылевых частиц, поднимающихся в воздух, могут достигать 100 мкм, крупные частицы диаметром около 500 мкм и более при этом могут лишь перекачиваться, а фракции размером более 1 мм остаются неподвижными. Таким образом, при оценке поступления радионуклидов в атмосферу с поверхности почвы главную роль играют тонкие пылевые частицы диаметром до 100 мкм.

Для изучения распределения радионуклидов было отобрано 10 точечных проб на глубину 0-3 см. Схема расположения точек отбора изображена на рисунке 4.26 (цв. блок). Отбор проб производился в местах с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения исследуемыми радионуклидами, а также в окрестностях г. Курчатова.

В работе изучалось распределение радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвенных фракциях размерами 1000-500 мкм, 500-250 мкм, 250-100 мкм и <100 мкм, выделенных способом "мокрого рассева" в потоке воды. В разделенных фракциях почвы, после высушивания до воздушно-сухого состояния и взвешивания, определяли содержание указанных радионуклидов. Содержание ^{137}Cs и ^{241}Am в пробах определялось гамма-спектрометрическим методом, $^{239+240}\text{Pu}$ – α -спектрометрическим методом с предварительным радиохимическим выделением, ^{90}Sr – радиохимическим методом.

Средние значения по распределению радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в гранулометрических фракциях почвы представлены в таблицах 4.10, 4.11.

Таблица 4.10

**Распределение радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am
в гранулометрических фракциях поверхностного слоя (0-3 см) почвы**

Размер фракции, мкм	Процентное содержание радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы, %						Среднее содержание фракции в почве, %
	²⁴¹ Am			¹³⁷ Cs			
	диапазон		среднее	диапазон		среднее	
	min	max		min	max		
1000-500	6,4	19,5	12,6	10,1	19,9	13,7	50
500-250	7,0	65,8	33,4	17,5	25,2	22,7	11
250-100	11,9	65,0	35,7	22,7	26,9	24,1	16
<100	12,1	29,3	18,3	31,7	44,2	39,5	23

Таблица 4.11

**Распределение радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr
в гранулометрических фракциях поверхностного слоя (0-3 см) почвы**

Размер фракции, мкм	Процентное содержание радионуклидов в гранулометрических фракциях почвы, %						Среднее содержание фракции в почве, %
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu			⁹⁰ Sr			
	диапазон		среднее	диапазон		среднее	
	min	max		min	max		
1000-500	4,9	63,8	18,3	8,0	17,3	12,6	50
500-250	6,3	48,3	23,5	28,1	34,0	31,0	11
250-100	4,7	47,3	23,8	22,5	23,3	22,9	16
<100	11,7	80,4	33,8	26,2	40,6	33,4	23

Выявлено, что на "северных" территориях СИП в поверхностном 0-3 см слое почвы, занимая в среднем 50% от общего веса, преобладает крупная фракция размером 1000-500 мкм. Около 23% приходится на долю мелкой фракции – <100 мкм. Вклад фракций 500-250 мкм и 250-100 мкм в общий вес почвы составляет в среднем 11 и 16% соответственно. Таким образом, при средней скорости ветра 4-6 м/с, характерной для исследуемой территории, ожидается, что незначительная доля мелкой фракции, способной подниматься с поверхности почвы, будет принимать участие в ветровом переносе, что не внесет значительного вклада в поступление радионуклидов в атмосферу.

Из приведенных данных видно, что на долю мелкой фракции (<100 мкм), способной подниматься с поверхности почвы при ветрах со скоростью до 10-12 м/с, приходится около 18% от общего содержания ^{241}Am и 40% от общего содержания ^{137}Cs в почве. В среднем 47-69% от общего содержания ^{137}Cs и ^{241}Am приходится на долю частиц диаметром 100-500 мкм, которые наиболее легко вовлекаются в процесс дефляции. На долю фракции размером 500-1000 мкм, не вносящей значительного вклада в ветровой перенос, приходится 13-14% от общего содержания радионуклидов.

Предварительные результаты изучения распределения $^{239+240}\text{Pu}$ и данные распределения ^{90}Sr показывают, что их содержание в мелкой фракции (<100 мкм) составляет в среднем 31% и 33% от общего содержания радионуклидов. Наименьшая часть радионуклидов содержится в самой крупной фракции, в среднем 14% для ^{90}Sr и 23% для $^{239+240}\text{Pu}$. Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr во фракции размером 100-500 мкм, незначительно участвующей в ветровом переносе, составляет 47% и 53% для $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , соответственно.

Из данных по распределению радионуклидов в гранулометрических фракциях почв наблюдается различное отношение $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ в пределах всех фракций. Так, в пробе из точки 4 наблюдается равное отношение $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ по всем фракциям пробы - среднее значение отношения удельных активностей

$^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ в пределах каждой фракции одной пробы оказалось равным 0,3. В пробах почвы, отобранных в точках 1, 2, 3, 5, 6, 7, связи между распределением ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ во фракциях не наблюдается, а наоборот, распределения имеют принципиально различные значения.

Различный характер связи между распределением ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ во фракциях проб почв, отобранных на исследуемых "северных" территориях, может быть объясним различием природы и специфики загрязнения в пределах этой территории. По-видимому, загрязнения зон, в которых располагаются точки отбора 1-3, 5-7, имеют суперпозиционный характер. Наблюдаемая связь между распределением ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в пределах всех фракций пробы, отобранной в точке 4, вполне может быть объяснена вкладом от одного источника в загрязнение зоны, в пределах которой находится данная точка.

4.3.2 Оценка качества почв

Природные условия исследуемой территории определяют агрохимические характеристики почв и, как следствие, пригодность использования земель. Исследуемый район является исключительно животноводческим. Пересеченность рельефа, часто небольшой слой мелкозема и защепенность не позволяют отнести эти земли к пахотнопригодным. Склоны грядовых увалов, высокого и низкого мелкосопочника под каштановыми и светло-каштановыми почвами являются самыми пригодными землями для пастбищ, так как растительные комплексы разнотравно-холоднополынно-дерновиннозлаковые с кустарниками, холоднополынно-типчаково-тырсиковые, ковылково-типчаково-тырсиковые, формирующиеся на склонах, являются не только самым ценным в этом регионе кормом для скота [69], но и наиболее устойчивым к деградации.

На делювиально-пролювиальных равнинах часто встречаются лугово-каштановые, луговые солонцеватые и солончаковатые почвы, солонцы и солончаки под галофитной растительностью с участием полынных. Такие корма считаются менее ценными для скота.

Натурные наблюдения показали устойчивую деградацию пастбищ на северо-западе исследуемой территории, где размещалось в последнее десятилетие около 25 зимовок. Видны развалины и следы зимовок прошлого периода. За последние годы население многих зимовок было переселено в другие регионы области, что является положительным фактором. В этом процессе, кроме перевыпаса, немаловажное значение имеют климатические и природные условия региона. Изрезанность рельефа и иссушенность почв в условиях аридного климата обуславливают проективное покрытие поверхности растительностью только в пределах 30- 50%, что в свою очередь делает почвы "ранимыми", подверженными ветровой эрозии и дефляции.

Дефляция почв является одной из причин быстрой деградации почвенного покрова. Неумеренный и нерегулируемый выпас скота приводит к трудно восстанавливаемой поверхности почв, ее распылению, ослаблению ветроустойчивости и потери плодородия. "По принципу обратной связи в генетически

сопряженной системе природного комплекса почва–растение дефлированная почва не обеспечивает благоприятных условий продуктивного воспроизводства кормов, видового разнообразия растений и не способна восстановить растительные ассоциации, близкие к исходному, целинному состоянию, а изреженная растительность, в свою очередь, не может повысить плодородия почв" [70].

Наиболее заметной становится деградация пастбищных угодий в полосе шириной в 2-3 км, примыкающей к зимовкам. Эта зона иногда вытоптана до полного отсутствия растительности, когда выпас можно назвать сбитым. Под сбитостью выпаса понимается деградация растительного покрова и изменение поверхностного слоя почв. Почвы при этом испытывают уплотнение верхних горизонтов, что приводит к ухудшению их водно-физических свойств: увеличению объемного веса, уменьшению влажности, уменьшению мощности гумусового горизонта, нарушению структуры и дефляции тонких почвенных частиц. Вынос самых тонких фракций почвы приводит к потере гумуса и плодородия. Площадь выведенных из сельскохозяйственного оборота земель вследствие их деградации составляет от общей площади сельскохозяйственных угодий северной части СИП менее 30%, что позволяет эту ситуацию считать относительно удовлетворительной [71].

Одним из признаков дефлированности почв является наличие щебня на её поверхности, так как более тонкие частицы были вынесены ветром. С другой стороны, формирование чехла из обломочного материала на поверхности служит защитой от дальнейшего процесса дефляции почв. Плотность почвы на исследуемой территории, в основном, не переходит установленный предел [71] – 1,3 г/см³, что позволяет считать ситуацию относительно удовлетворительной.

Таким образом, на исследуемой территории распространены, в основном, несбитые или слабосбитые кормовые угодья, когда почвы относятся к недефлированным. Но места водопоев, стоянок зимовок, а также скотосбойные тропы можно отнести к среднесбитым, а в некоторых случаях к сильносбитым пастбищам, степень дефлированности почв при этом относится к средней. Тогда проективное покрытие растительностью уменьшается до 35%, мощность гумусового горизонта (А+В) уменьшается до 25 см, а количество щебня на поверхности почвы достигает 400-500 г на 1м² [70].

4.3.3 Прогноз изменения радионуклидного загрязнения почвогрунтов

Радионуклидное загрязнение поверхности почв "северной" территории Семипалатинского полигона произошло, в основном, за счет выпадения из радиоактивных облаков от проведенных ядерных испытаний на площадках "Опытное поле". Содержание радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в поверхностных почвенных горизонтах незначительное. Так, концентрация ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr редко превышает 15-20 Бк/кг, а величина ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 10 Бк/кг. С глубиной содержание радионуклидов в почвенном профиле резко уменьшается, как показывают при-

веденные данные в разделе 4.3.1, при этом максимум значений, как правило, остается в поверхностном слое.

Таким образом, несмотря на длительность прошедшего периода (50-60 лет) со времени проведения атмосферных испытаний, максимум содержания выпавших на поверхность почвы радионуклидов остается, в основном, в поверхностном горизонте, и глубина проникновения в почвы не превышает 15-20 см. Такое поведение радионуклидов обусловлено резким дефицитом влаги (количество осадков – 200-250 мм), что не позволяет им переместиться в растворе или под действием водного потока в более низкие горизонты. С другой стороны, количество испаряемой влаги в 4-5 раз превышает количество осадков, что обуславливает накопление растворимых солей, в том числе и растворимой части радионуклидов, в поверхностных горизонтах почв. Эти данные позволяют сделать прогноз, что и в будущем картина распределения радионуклидов останется такой же, но уменьшится их содержание в верхнем горизонте и несколько увеличится глубина проникновения, так как, несмотря на дефицит влаги, процесс перераспределения веществ и элементов в почвогрунтах все-таки происходит в масштабе геологического времени. Можно предположить, что если за 50 лет техногенные радионуклиды проникли в почвенный профиль на глубину 15 см, то и в дальнейшем скорость их перемещения вглубь останется на прежнем уровне, то есть около 0,3 см в год. Скорость проникновения радионуклидов может уменьшиться в случае достижения ими плотных пород, что возможно на малоразвитых и неполноразвитых почвах, имеющих наибольшее распространение на исследуемой территории.

Золотые процессы, как главный рельефообразующий фактор в условиях континентального развития данного региона, будут по-прежнему играть роль в пространственном перераспределении радионуклидов. Так, с пылевыми частицами размером < 100 мкм около 30% содержания техногенных радионуклидов может находиться во взвешенном состоянии в приземном слое и может быть унесено во время вихревых бурь или сильных ветров со скоростью более 10 м/с на большие расстояния. Пылевые частицы размером от 100 до 500 мкм являются наиболее активными участниками пыльных бурь, частота возникновения которых весной и осенью может быть максимальной. К этим частицам приурочено около 50% содержания радионуклидов. Следовательно, это количество радионуклидов очень редко, но может участвовать в перемещении в пространстве. Почвенные частицы размером более 500 мкм могут за счет вихревых явлений или ветров со скоростью более 10-12 м/с волочением по поверхности или скачками перемещаться на небольшие расстояния. Таким образом, дефляционные процессы могут уменьшить содержание радионуклидов в поверхностном горизонте и затушевывать границы прежних следов выпадения радиоактивных облаков.

4.4 Состояние водных объектов

Общее описание водных объектов исследуемой территории

В ходе проведения работ по данной программе проведено обследование водных объектов, расположенных на исследуемой территории. Водные объекты исследуемой территории представлены как поверхностными, так и грунтовыми водами. Поверхностные воды в основном представляют собой соленые озера, грунтовые воды – колодцы, скважины, потенциально являющиеся объектами питьевого - хозяйственного назначения.

4.4.1 Оценка качества водных объектов по общехимическим показателям

В 2008-2009 гг. проведено обследование водных объектов, потенциально являющихся объектами питьевого и хозяйственного назначения. Поскольку в пределах северной территории основным видом хозяйственной деятельности является животноводство, то использование подземных и поверхностных вод для водопоя животных имеет большое значение. Поверхностные воды на исследуемой территории представляют собой соленые и сильносоленые озера и, как правило, для водопоя животных не используются. В местах разведения животных для питьевого и хозяйственного назначения оборудованы скважины или колодцы. Далее по тексту они будут упоминаться, как объекты водопользования. Для оценки их пригодности в питьевых и хозяйственных целях были проведены соответствующие исследования, включая выявление и учет водных объектов, а также лабораторные исследования химического и радионуклидного состава вод.

Стоит отметить, что в настоящее время на территории СИП нет официально зарегистрированных объектов водопользования. Поэтому работы по выявлению и учету водных объектов проводились следующим образом: предварительно с современных карт были выделены и нанесены на схему обследования все имеющиеся водные объекты, включая временные поверхностные водотоки, озера, а также места разведения домашних животных. Далее было проведено наземное обследование выделенных объектов.

Для выявления поверхностных водотоков было проведено маршрутное обследование, в результате которого было выявлено и обследовано более 10 небольших озер. На момент проведения обследования в июле 2009 года поверхностных водотоков не обнаружено. Также на "северной" территории было выявлено более 100 объектов водопользования – это водозаборные скважины и колодцы.

Для предварительной оценки качества воды в объектах водопользования "северных" территорий СИП проведены лабораторные анализы проб воды на определение следующих компонентов: хлориды, сульфаты, общая жесткость, общая минерализация. Кроме этого, проведено определение концентрации

основных элементов: натрий, калий, кальций, стронций, барий, цезий, молибден, цинк, бериллий.

По степени минерализации (по классификации В.И. Вернадского) к пресным относятся воды со степенью минерализации до 1000 мг/дм³, к солоноватым – со степенью минерализации от 1000-10000 мг/дм³, к соленым – от 10000-50000 мг/дм³ и к рассолам относятся воды со степенью минерализации свыше 50000 мг/дм³.

На рисунке 4.31 (цв. блок) показана карта распространения подземных вод с разной минерализацией. Исследования проб воды показали, что большая их часть (57,9 %) относится к солоноватым (1020 – 9700 мг/дм³), либо к пресным (до 1000 мг/дм³) – 38,6 %. Незначительная часть исследованных проб относится к соленым (до 13200 мг/дм³), вода озера, расположенного в северной части СИП, – к рассолам (53600 мг/дм³). Согласно СанПиН, общая минерализация питьевой воды не должна превышать 1000 мг/дм³.

По анионному составу вода преимущественно относится к гидрокарбонатно-хлоридно-сульфатной, гидрокарбонатно-сульфатно-хлоридной, сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатной. Содержание хлоридов варьирует в пределах от 53 до 29000 мг/дм³. На рисунке 4.32 (цв. блок) показан характер площадного распространения в подземных водах иона хлора.

По представленным данным можно отметить, что воды с более высоким содержанием хлоридов, а также с наибольшей минерализацией в основном распространены в юго-восточной части участка работ. Это связано с тем, что в западной части расположена область питания подземных вод, где, как правило, распространены более пресные воды.

Диапазон содержания сульфатов в подземных водах изменяется от 17 до 6200 мг/дм³ (рисунок 4.33 цв. блок). По содержанию сульфатов и хлоридов 63,2 % воды соответствует нормам СанПиН (до 500 мг/дм³ и до 350 мг/дм³ соответственно). Содержание гидрокарбонатов изменяется от 100 до 4400 мг/дм³. По катионному составу преимущественно можно выделить воды натриево-кальциево-магниевого состава. Суммарное содержание ионов натрия и калия – 23–13600 мг/дм³. Содержание кальция изменяется в диапазоне от 4 до 1500 мг/дм³. Содержание магния варьирует от 7,3 до 3400 мг/дм³.

На рисунке 4.34 (цв. блок) отображен характер площадного распространения вод с различной жесткостью. По представленным данным можно отметить, что 31,6% исследованных проб воды относится к мягкой (менее 4 мг-экв/л), 33,4% – к средней жесткости (4-8 мг-экв/л), 7% – к жесткой (8-12 мг-экв/л), 28% – к очень жесткой (более 12 мг-экв/л). Большая часть объектов соответствует нормам СанПиН (не более 7 мг-экв/л).

рН воды варьирует от 4 до 10 (среднее значение – 6,5). Нормативам СанПиН соответствует около 60% обследованных объектов (в пределах 6-9 единиц рН). Дополнительно в ряде объектов были определены некоторые макро- и микро-элементы.

Магний. Значения концентрации магния в воде колодцев изменяются в пределах от 11 мг/л до 74 мг/л, что не превышает предельно допустимые уровни

по содержанию этого элемента в питьевой воде, которые составляют от 10 мг/л до 85 мг/л (СанПиН). Исключение представляет колодец Баянсор, в воде которого уровень содержания магния превышает допустимые нормы более чем в три раза и составляет порядка 300 мг/л.

Натрий. Концентрация натрия не превышает допустимые уровни во всех отобранных образцах воды. Его значения варьируют в диапазоне от 2 мг/л до 15 мг/л (ПДК по натрию для питьевой воды составляет до 200 мг/л).

Калий. Значения концентрации калия в исследуемых пробах воды изменяется в пределах от 2 мг/л до 8 мг/л, что является нормой (до 12 мг/л).

Кальций. Концентрация кальция во всех исследованных пробах воды не превышает 130 мг/л, что не превышает норму (до 140 мг/л).

Стронций. Значения содержания стронция в воде колодцев находятся в пределах от 0,5 мг/л до 4 мг/л, что не превышает установленный допустимый предел для питьевой воды данного микроэлемента - 7 мг/л.

Барий. Концентрация бария во всех исследованных образцах воды находится значительно ниже предельно допустимой концентрации, которая составляет 0,1 мг/л, и изменяется в пределах от 0,002 мг/л до 0,05 мг/л.

Цезий. Концентрация цезия в исследованных пробах находится в норме по требованиям СанПиН для питьевой воды и не превышает 0,0005 мг/л.

Цинк. Значения концентрации цинка изменяются в пределах от 0,006 мг/л до 0,5 мг/л, что находится значительно ниже установленных норм для питьевой воды (5 мг/л).

Бериллий. Превышение допустимого уровня по бериллию ранее было обнаружено в двух водных объектах – это колодцы – Булак (0,014 мг/л) и Жаманкудук (0,02 мг/л). Полученные значения содержания бериллия в пробах воды превышают установленные нормы по содержанию данного микроэлемента в питьевой воде на порядок и более. Значения ПДК в питьевой воде для бериллия составляет 0,0002 мг/л. В остальных исследуемых пробах воды концентрация бериллия составляет < 0,0005 мг/л. Учитывая, что в данном случае чувствительность используемого метода по определению Be в водных образцах явно недостаточна, необходимо провести повторные обследования водных объектов на содержание Be.

Таким образом, исследование проб воды водных объектов на микроэлементный состав показал, что значения некоторых общехимических параметров, концентрации некоторых элементов в различной степени превышают предельно допустимые уровни, установленные для питьевой воды. Особое внимание следует обратить на содержание бериллия. Его концентрация в некоторых исследованных пробах воды более чем на порядок превышает установленные СанПиН нормы для питьевой воды. Вместе с тем, необходимо отметить, что вышеописанные показатели являются дополнительной информацией и не должны использоваться при принятии решения о передаче земель в народнохозяйственный оборот, так как они являются природным свойством исследуемой территории.

4.4.2 Содержание естественных и искусственных радионуклидов в поверхностных и подземных водах исследуемого района

Для исследования уровней загрязненности искусственными радионуклидами объектов водопользования "северной" части территории СИП было исследовано 58 объектов водопользования. Карта расположения исследованных объектов приведена на рисунке 4.35 (цв. блок). Исследованные объекты включали скважины, колодцы и некоторые поверхностные водоемы. Пробы воды со всех объектов были проанализированы на содержание трития, ^{137}Cs и ^{90}Sr . В некоторых пробах были дополнительно определены концентрации $^{239+240}\text{Pu}$. Пределы обнаружения использованного аппаратурно-методического обеспечения составили в среднем 0,02 Бк/л для ^{90}Sr и ^{137}Cs , 15 Бк/л для трития и 0,001 Бк/л для $^{239+240}\text{Pu}$, что ниже предельно допустимых концентраций для этих изотопов в 10-1000 раз. Ни в одном из исследованных объектов не было обнаружено присутствия ни одного из определяемых радионуклидов, что позволяет утверждать, что потребление воды данных объектов является абсолютно безопасным для населения.

Проведение исследования содержания естественных радионуклидов (ЕРН) в водных объектах исследуемого района проводилось двумя способами – прямыми измерениями отобранных проб воды и измерениями после физического концентрирования (пробы воды, упаренной с большого объема).

Прямые измерения проводились сразу после поступления пробы в лабораторию. Без предварительной подготовки проба воды помещалась в измерительную кювету для проведения гамма-спектрометрических измерений по определению содержания ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra . Второй способ исследования проводился по следующей схеме: из водного объекта отбиралась проба воды большого объема – 50-100 л. Отобранная проба методом упаривания доводилась до объема измерительной кюветы (50-100 мл) и анализировалась гамма-спектрометрическим методом исследования на содержание основных ЕРН – ^{226}Ra , ^{223}Ra , ^{227}Th , ^{234}Th , ^{232}Th , ^{40}K , ^{235}U . Полученные результаты представлены в таблице 4.12.

Таблица 4.12

Содержание естественных радионуклидов в пробах воды

№п/п	Название колодца/ скважины	Удельная активность ЕРН, Бк/кг		
		^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	Аршалы	< 1	< 1	< 15
2	Болта	< 1	< 6	< 15
3	Жана-Жаркын	< 1	< 2	< 15
4	Шаныраз	< 2	< 1	< 10

№п/п	Название колодца/ скважины	Удельная активность ЕРН, Бк/кг		
		²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
5	Зимовка №1	< 2	< 1	< 10
6	Карабудыр	< 2	< 1	< 15
7	Ныгмектора	< 3	< 1	< 10
8	Балашыкан	< 1	< 5	< 15
9	Алгабас	< 1	< 1	< 10
10	Баян Сор	< 1	< 1	< 20
11	Достык	< 1	< 1	< 2
12	Тулпар	< 1	< 1	< 10

Результаты анализа показали, что во всех случаях содержание ЕРН в исследуемых пробах воды находится ниже предела определения используемых методик и аппаратуры. К сожалению, предел обнаружения использованного аппаратно-методического определения для исследуемых радионуклидов превышает уровень вмешательства, установленный нормами НРБ для населения в 5-10 раз. Исходя из наихудших условий, предполагая, что концентрация ЕРН находится на верхней границе предела обнаружения используемой аппаратуры, данные концентрации будут являться допустимыми при поступлении с водой в организм человека. Содержание ⁴⁰K регламентируется только в случае дополнительного поступления к природной смеси изотопов калия.

Лабораторные анализы проб воды из водных объектов показали, что содержание искусственных радионуклидов не превышает уровня вмешательства при поступлении в организм человека и в основном находится гораздо ниже установленных норм. Удельная активность ¹³⁷Cs и ³H во всех проанализированных пробах воды находится ниже пределов обнаружения используемой аппаратуры, равных < 0,07 Бк/кг (УВ=11 Бк/кг) и 8 Бк/л (УВ=7700 Бк/кг) соответственно. Значения удельной активности ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в исследуемых образцах составляют < 0,0004 до 0,0045 Бк/кг - (УВ=0,6 Бк/кг). Значения удельной активности ⁹⁰Sr изменяются в пределах от < 0,068 до 0,1 Бк/кг (УВ=5 Бк/кг).

Таким образом, во всех исследуемых пробах воды значения содержания исследуемых радионуклидов не превышают предельно-допустимых норм (НРБ-99).

4.4.3 Прогноз изменения радионуклидного загрязнения поверхностных и подземных вод

Для оценки возможного поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ядерных испытаний в подземные воды "северных" территорий рассмотрим особенности радиоактивного загрязнения водной среды на основных площадках СИП, основные возможные пути поступления техногенных радионуклидов с подземными водами, а также проведем оценку миграционных параметров этих путей.

Атмосферные ядерные взрывы (АЯВ)

Площадка "Опытное поле". Возможность поступления загрязненных подземных вод из мест проведения АЯВ и испытаний боевых радиоактивных веществ (БРВ) в подземные воды "северных" территорий рассматривается в связи с возможным проникновением техногенных радионуклидов с поверхности земли в подземные воды. Результаты исследований на "Опытном поле" показали, что радиоактивные выпадения, образовавшиеся при проведении атмосферных ядерных испытаний, мигрируют в нижележащие слои грунтов, но не настолько, чтобы достичь уровня грунтовых вод. На графике (рисунок 4.36, а) отображен характер вертикального распространения техногенных радионуклидов на "Опытном поле".

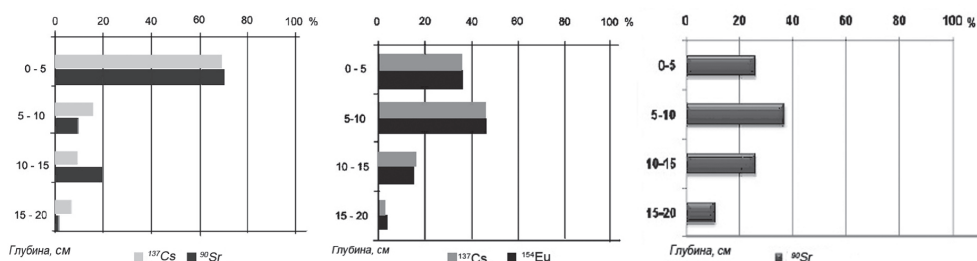


Рисунок 4.36. Распределение радионуклидов на глубину: а) Опытное поле; б), в) Участок БРВ

При анализе данных графика можно отметить, что на "Опытном поле" радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr на 90% распространены в верхнем 10-см слое. При этом можно отметить, что на данную глубину проникновение радионуклидов происходило в течение 60 лет со скоростью $< 0,1$ см/год. Оценочный расчет показывает, что до уровня грунтовых вод, залегающих на Опытном поле на глубине 5 м, фронт радионуклидного загрязнения достигнет не ранее чем через $5 \cdot 10^3$ лет.

Отсутствие техногенных радионуклидов в подземных водах, распространенных в пределах площадки "Опытное поле", подтвердилось результатами бурения гидрогеологической скважины. Скважина была пробурена в 2009 г. в северной части "Опытного поля", в пограничном районе предполагаемого выхода поверхностного водного стока за пределы площадки (рисунок 4.37 цв. блок). Для уточнения геологических и гидрогеологических условий с целью выбора места заложения наблюдательной скважины были проведены геофизические исследования.

По результатам интерпретации полученных данных построен геоэлектрический разрез, приведенный на рисунке 4.38 (цв. блок). Как видно из рисунка, геологический разрез в изучаемой северной части "Опытного поля" представлен коренными породами (каменноугольный возраст), характеризующимися электрическим сопротивлением 140 – 185 Ом, перекрытыми чехлом переме-

жающихся глин и супеси (четвертичный возраст), характеризующихся электрическим сопротивлением 11 – 23 Ом. Место для бурения скважин выбрано в промежутке между ПК 50 и ПК 100 в расчете на лучшую представительность получения гидрогеологических данных (рисунок 4.38 цв. блок). Скважиной вскрыты подземные воды в делювиально-пролювиальных отложениях на глубине 7 м. Результаты лабораторного анализа показали, что значения концентрации техногенных радионуклидов в пробах воды из пробуренной скважины находятся ниже минимально детектируемой активности используемого оборудования.

Таким образом, имеющиеся данные позволяют утверждать, что поступление радиоактивных выпадений АЯВ в подземные воды с последующей их миграцией к границам северных территорий в обозримом будущем не ожидается.

Участки испытаний боевых радиоактивных веществ (БРВ). Несколько иная картина данного процесса происходит на участках проведения испытаний БРВ (рисунок 4.36, б, в). На графиках видно, что основные гамма-излучающие радионуклиды, такие как ^{154}Eu и ^{137}Cs , на 90% распространены в верхнем 20-см слое. В то же время, значения концентрации ^{90}Sr даже на глубине 20 см остаются достаточно высокими. По имеющимся данным, вертикальная миграция ^{90}Sr в грунты на участках испытаний БРВ достигает 1 м. Такое положение не исключает возможности проникновения ^{90}Sr до уровня грунтовых вод. При этом, если взять за основу оценочного расчета скорость миграции ^{90}Sr на глубину, которая в данном случае равна 2,0 см/год, то время возможного поступления ^{90}Sr до уровня грунтовых вод (5 м) составит примерно 250 лет.

На основе вышесказанного, для контроля возможного поступления ^{90}Sr в подземные воды на территории площадки "4а", с учетом возможного поднятия уровня подземных вод, предлагается оборудовать наблюдательную гидрогеологическую скважину в непосредственной близости от очагов радиоактивного загрязнения.

Подземные ядерные взрывы (ПЯВ)

Площадка "Дегелен". Горы Дегелен, в основном, – это гранитный массив изометрической формы площадью около 200 км². Абсолютные отметки горных вершин достигают 1100 м и возвышаются над окружающей местностью до 500 м. Проведение подземных ядерных взрывов привело к существенной деформации массива горных пород с образованием многочисленных зон дробления, провальных воронок и зияющих трещин. В результате чего значительно увеличилась проницаемость горных пород, что способствовало усилению нисходящей фильтрации и частичному переводу поверхностного водотока в подземный. Таким образом, после проведения ядерных взрывов в горном массиве Дегелен образовался совершенно новый тип подземных вод, объединяющий потоки трещинно-жильных и трещинных вод зоны фильтрации атмосферных осадков, в дальнейшем этот тип вод будет упоминаться как штольневые воды.

В результате поступления атмосферных осадков и трещинно-жильных вод в зоны необратимых деформаций и непосредственно в котловую полость, происходит формирование радионуклидного состава штольневых вод. Перемещаясь по системам трещин и полости штольни, загрязнённые радионуклидами воды пополняют бассейн подземных вод или выходят на дневную поверхность в районе порталов штолен. Общая схема зон необратимых деформаций, а также движения фильтрационного потока показаны на рисунке 4.39 (цв. блок).

В настоящее время на штольнях с постоянным водотоком проводится радионуклидный мониторинг (рисунок 4.40).

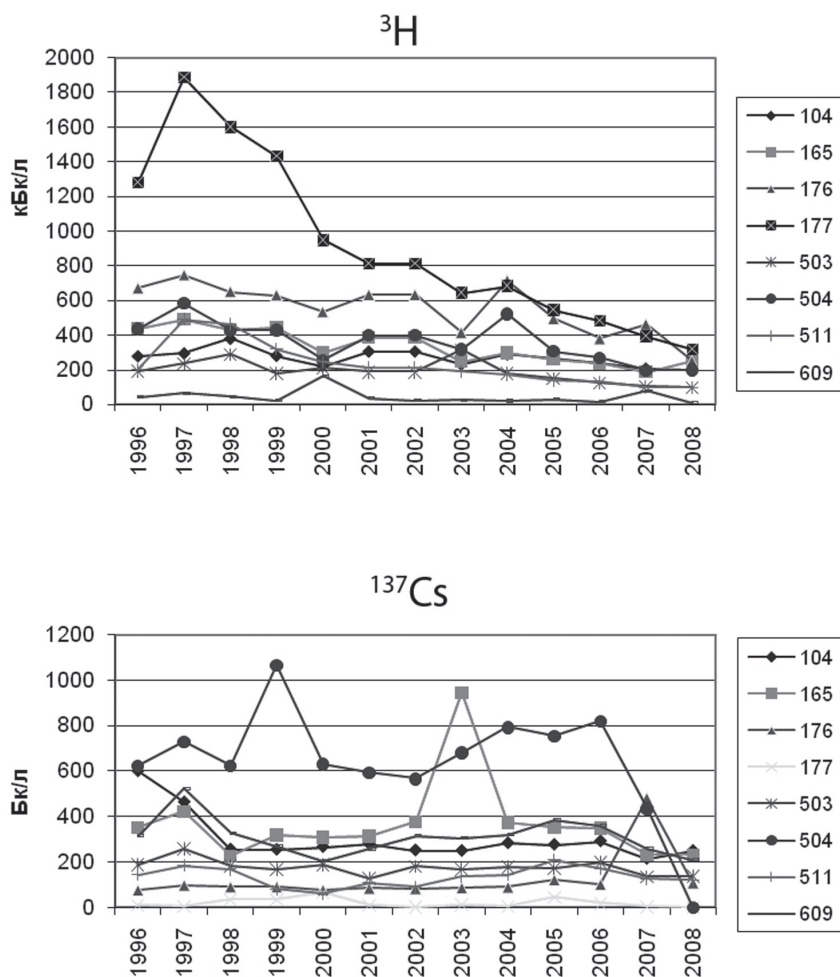


Рисунок 4.40. Результаты мониторинга содержания ^3H и ^{137}Cs в штольневых водах на площадке "Дегелен"

По графикам результатов радионуклидного мониторинга штольневых вод видно, что наибольшая удельная активность трития сохраняется в течение всего периода наблюдений в штольне №177, а максимальная концентрация отмечена в 1997 году – 1900 кБк/л. Аналогичная картина наблюдается и для ^{137}Cs , наибольшая удельная активность которого наблюдалась в штольне №504 в 1999 году – 1100 Бк/л.

Представленные данные по мониторингу штольневых вод показывают, что процесс радиоактивного загрязнения подземных вод горного массива Дегелен продолжается до настоящего момента и имеет относительно стабильный характер.

Для изучения радиоактивного загрязнения подземных вод в пределах горного массива Дегелен в разные годы проводились гидрогеологические исследования. На рисунке 4.41 (цв. блок) показана схема расположения гидрогеологических скважин внутри горного массива Дегелен и на его окраинах.

Результаты изучения характера выноса техногенных радионуклидов с подземными водами за пределы горного массива Дегелен показали, что значения концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs на разных направлениях находятся примерно на одинаковых предельно низких уровнях и не превышают нормативных значений для питьевой воды. В то же время значения концентраций трития на разных направлениях различны (рисунок 4.41 цв. блок):

- минимальные значения до 16 кБк/л наблюдаются в подземных водах северного направления
- максимальные значения трития до 260 кБк/л установлены в подземных водах юго-восточного направления, распространенных в долине ручья Байтлес.

Таким образом, можно отметить, что потоки штольневых вод не вносят существенного вклада в процесс радиоактивного загрязнения подземных вод регионального бассейна. Практически полная очистка штольневых вод от радионуклидов, кроме трития, горными породами происходит в непосредственной близости от мест их выхода на дневную поверхность.

Одним из основных возможных путей поступления загрязненных подземных вод с площадки "Дегелен" в подземные воды "северных" территорий является направление движения подземных вод регионального бассейна (северо-северо-восточное). При этом наиболее вероятными направлениями движения подземных вод можно считать пути, образованные границами водосборных бассейнов.

Так, с площадки "Дегелен" наиболее вероятными являются следующие направления (рисунок 4.42 цв. блок):

1. К первому, более вероятному пути перемещения загрязненных подземных вод можно отнести направление по бассейну ручья Карабулак с дальнейшим перемещением по серии водосборных бассейнов к границам "северных" территорий, а также по зоне влияния Калба-Чингизского регионального разлома (рисунок 4.43 цв. блок). В скважине с-32р, про-

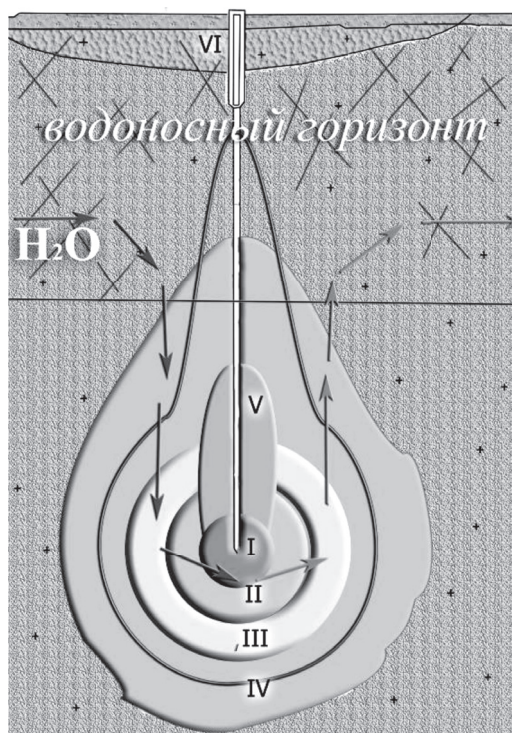
- буренной в зоне влияния Калба-Чингизского регионального разлома, в грунтовой воде обнаружен тритий с концентрацией 0,06 кБк/л.
2. Ко второму направлению можно отнести движение подземных вод в сторону площадки "Сары-Узень" по долине Алтыбай.

Результаты исследований 2009 г. на указанных направлениях показали, что на удалении от границ горного массива до 20 км концентрация трития в подземных водах достигает 30 кБк/л, что более чем в 3 раза превышает допустимые значения для питьевой воды.

Для оценки времени возможного поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод к границам "северных" территорий воспользуемся данными по гидрогеологическим условиям, полученным при детальной разведке месторождения Караджал. Месторождение Караджал расположено в северной части площадки "Дегелен". Расчет проведем для радионуклида трития. Известно, что тритий перемещается с подземными водами в виде тритиевой воды и не сорбируется вмещающими горными породами. В связи с чем, расчетное время поступления трития к границам "северных" территорий определено с учетом расстояния от ближайшей штольни с водотоком горного массива Дегелен до южной границы "северных" территорий. По результатам гидрогеологических исследований, максимальная скорость перемещения подземных вод в районе месторождения составляет 2,5 м/сутки. Таким образом, при данной скорости движения подземных вод и расстояния от площадки "Дегелен" до "северных" территорий, равного 85 км, получим расчетное время перемещения подземных вод на данном участке – примерно 95 лет. Имея в виду то, что со дня проведения первого ядерного взрыва на площадке "Дегелен" прошло 35 лет, то загрязненные тритием подземные воды с площадки "Дегелен" могут появиться у южной границы северных территорий примерно через 60 лет. С учетом радиоактивного распада, а также разубоживания трития за счет поступления атмосферных осадков в подземные воды, время поступления загрязненных вод будет значительно больше.

Площадка "Балапан". В отличие от ядерных взрывов, проведенных в штольнях, котловые полости взрывов, проведенных в скважинах, расположены значительно ниже уровня распространения подземных вод. Общая схема зон необратимых деформаций, а также движения фильтрационного потока в массиве горных пород после проведения ПЯВ в скважине, показана на рисунке 4.44.

Благодаря мощной изоляции полости взрыва вышележащими породами, высокая температура в ней сохраняется долгое время, что приводит к образованию вокруг полости градиентного температурного поля. С появлением градиентного температурного поля сопряжено образование процесса тепловой конвекции подземных вод. Перемещаясь по системам трещин зон необратимых деформаций, подземные воды разогреваются, растворяют радионуклиды и возвращаются вместе с ними в водоносный горизонт.



Зоны необратимого деформирования: I - полость и расплав, II – дробления, III – трещиноватости, IV – блоковой трещиноватости, V – столб обрушения, VI – откола.

Рисунок 4.44. Загрязнение подземных вод при ПЯВ в скважине

Результаты исследований показали, что высокие концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в подземных водах можно наблюдать только в непосредственной близости от эпицентральных зон ядерных взрывов. При удалении от устья "боевых" скважин до 300 м, концентрация радионуклидов снижается до уровня мБк/л.

Таким образом, по имеющимся данным можно отметить, что каких-либо особенностей в характере распространения ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах пока не установлено из-за их низкой концентрации.

В то же время, концентрация трития в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от минимально-детектируемой активности (7 Бк/л) до максимальных значений, достигающих 5 миллионов Бк/л. В целом, на площадке "Балапан" отмечен зональный характер распределения трития. Всего выделяется пять областей повышенных значений трития (рисунок 4.45 цв. блок).

Самые высокие значения содержания техногенных радионуклидов обнаружены в зоне повышенных значений трития, расположенной в северо-восточной части площадки "Балапан". В пределах этой области обнаружена самая высокая концентрация трития: до 5 000 кБк/л, а ^{90}Sr – 220 Бк/л.

Основной отличительной чертой территории распространения центральной области повышенных значений трития является самая высокая плотность ПЯВ. На площадке размером всего 36 км² проведено 23 ядерных взрыва мощностью от 15 до 165 кт. При этом значения концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах в этой зоне не превышают допустимых уровней для питьевой воды. Одной из причин такого состояния может являться то, что на данном участке в основном распространены безнапорные подземные воды. В связи с чем, вымывание и поступление радионуклидов из центральных полостей взрывов в горизонт подземных вод наблюдается гораздо ниже.

В целом, можно отметить, что за прошедшие годы после прекращения ядерных испытаний на полигоне, существенного радиоактивного и масштабного загрязнения подземных вод на площадке "Балапан" не произошло. Этот факт говорит в пользу наличия на площадке застойного режима подземных вод с серией локальных, относительно обособленных, субартезианских гидрогеологических бассейнов.

Основные возможные пути движения загрязненных подземных вод с площадки "Балапан" в сторону "северных" территорий СИП определены по следующим признакам. На рисунке 4.43 (цв. блок) представлена схема тектонических нарушений территории Семипалатинского полигона.

Сплошными и пунктирными линиями показаны трассы разрывных нарушений, стрелками обозначены наиболее вероятные пути движения подземных вод с площадки "Балапан" через "северные" территории в направлении области разгрузки - реки Иртыш. Стоит учитывать, что территория площадки "Балапан" находится на стыке ряда региональных разломов северо-западного простирания и крупных разломов меридионального и северо-восточного простирания. В итоге комплекс факторов, объединяющий особенности геологического строения территории и результатов воздействия подземных ядерных взрывов на геологическую среду способствовал образованию здесь сложного геолого-физического состояния среды миграции радионуклидов с подземными водами. В связи с этим, территория площадки "Балапан" находится в позиции, благоприятной для обводнения и активной динамики подземных вод. Установлено, что основную роль в распределении водных ресурсов здесь играют зоны тектонических нарушений, где скорость движения подземных вод более интенсивна по сравнению с водами окружающих пород. Одними из главных являются Чинрауский и Калба-Чингизский региональные разломы. Мощность их зон влияния достигает сотен метров. Таким образом, наиболее вероятным направлением движения загрязненных подземных вод с площадки "Балапан" следует считать северо-западное направление, с последующим перемещением трещинных вод в направлении северных территорий по зонам северных и северо-восточных разломов.

Существование миграции радионуклидов с подземными водами в северо-западном направлении по зоне Чинрауского разлома подтверждается результатами опробования гидрогеологической скважины №538 (рисунок 4.46).

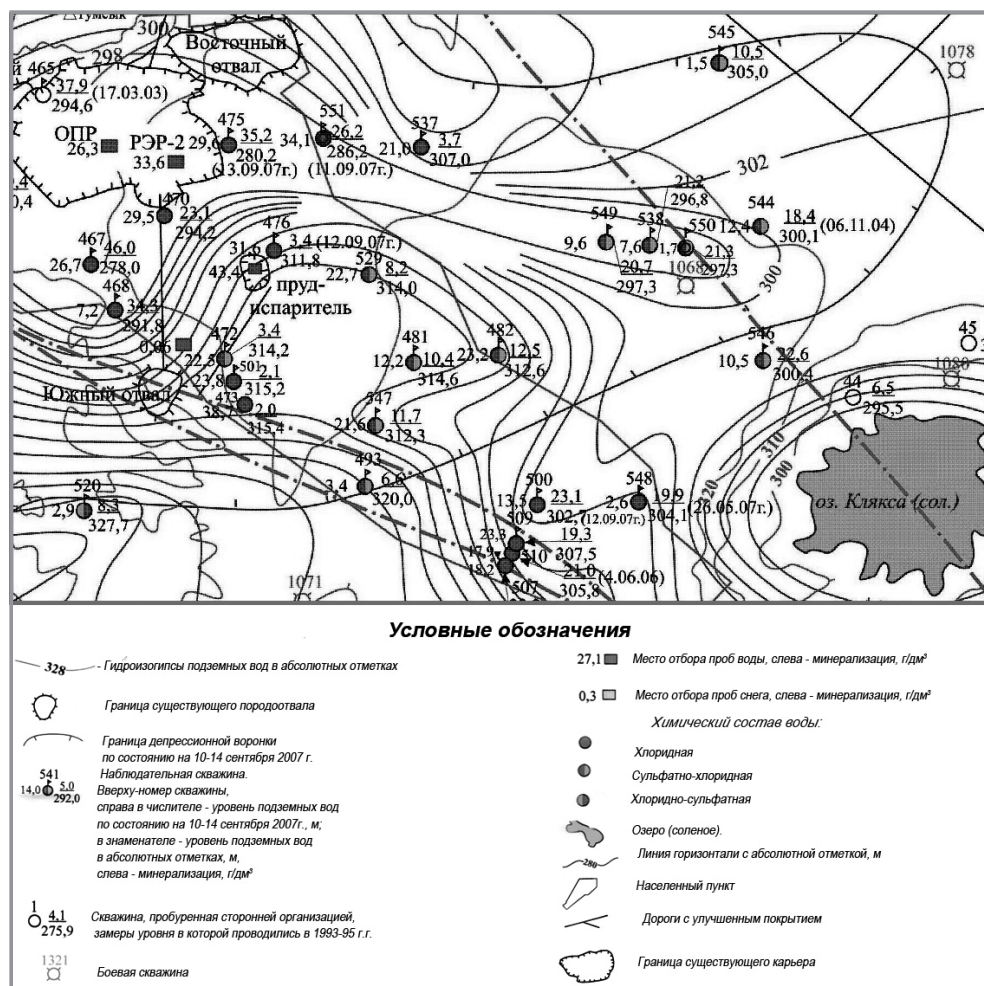


Рисунок 4.46. Схема расположения наблюдательных скважин на площадке "Балапан"

Эта скважина расположена на северо-западной окраине площадки "Балапан", в зоне влияния Чинрауского разлома, в 4 км на северо-запад от ближайшей "боевой" скважины 1080. Концентрация трития в пробах подземных вод из нее достигает 0,7 кБк/л. При этом, во всех остальных скважинах, показанных на схеме, концентрация трития в подземных водах не превышает 0,015 кБк/л. В последние годы в районе скважины 538 проводились исследования по изучению характера миграции трития в зоне влияния Чинрауского разлома. С этой целью в зоне разлома было пробурено несколько гидрогеологических скважин. В пробах воды из этих скважин присутствия трития не обнаружено, что говорит о сложном характере его миграции с трещинно-жильными водами по зоне

разлома. Стоит отметить, что концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах на этом участке не превышает 1 Бк/л.

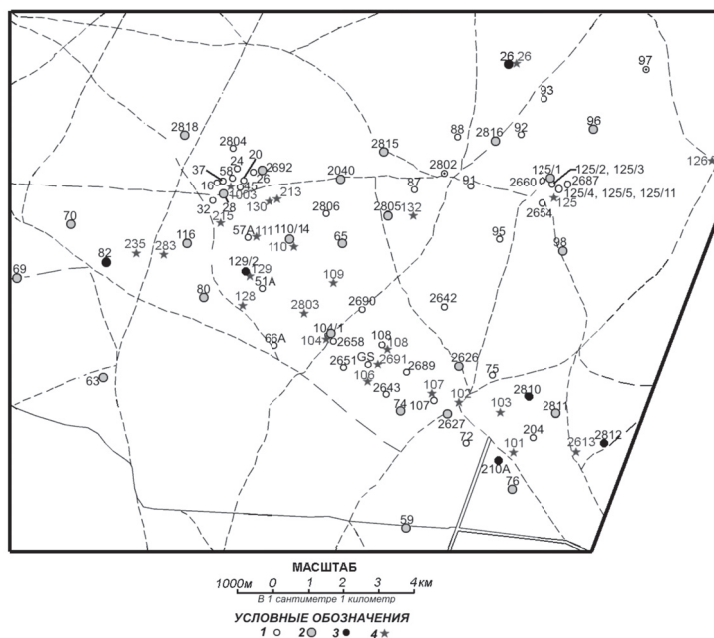
Для изучения возможного поступления загрязненных подземных вод с площадок "Балапан" и "Опытное поле" к границам "северных" территорий СИП, в 2009 г. были пробурены 3 гидрогеологические наблюдательные скважины: S-102, S-102/1 и S-103 (рисунок 4.43 цв. блок). Места для бурения этих скважин выбраны с учетом направлений основных потоков подземных вод. Глубина скважин S-102, S-103 и S-102/1 равна 5, 6 и 25 м соответственно. Скважинами S-102 и S-103 вскрыты подземные воды делювиально-пролювиальных и аллювиальных отложений, а скважиной S-102/1 подземные воды зоны экзогенной трещиноватости. По результатам лабораторного анализа, концентрация трития в пробах воды из всех скважин не превышает значения минимальной детектируемой активности, равного 7 Бк/л.

По представленным данным можно считать, что с учетом радиоактивного распада, а также разубоживания содержания радионуклидов за счет поступления атмосферных осадков, на данном направлении в ближайшие десятилетия поступления к границам "северных" территорий загрязненных подземных вод не ожидается.

Для оценки времени возможного поступления загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод к границам "северных" территорий примем данные по гидрогеологическим условиям, полученным при детальной разведке месторождения Каражыра. По результатам гидрогеологических исследований средняя скорость перемещения подземных вод в районе месторождения составляет 170 м/год. При этом, если взять за основу скорости движения подземных вод в районе месторождения Каражыра и расстояние от площадки "Балапан" до "северных" территорий, то загрязненные тритием подземные воды с площадки "Балапан" могут появиться у южной границы северных территорий не раньше, чем через 480 лет.

Площадка "Сары-Узень". На рисунке 4.47 показана схема расположения на площадке "боевых" и гидрогеологических скважин.

Условия и механизм радиоактивного загрязнения подземных вод на этой площадке схожи с площадкой "Балапан". При этом основным наиболее вероятным путем движения подземных вод является северное направление по водосборной долине Алтыбай. В настоящее время данная версия тщательно изучается и проверяется. Дело в том, что еще в период проведения ядерных испытаний на территории площадки "Сары-Узень" было оборудовано для гидрогеологических наблюдений более 20 скважин. По данным 2005 года концентрация радионуклидов в подземных водах, распространенных в пределах территории площадки, достигает следующих величин ^{137}Cs до 3, а ^{90}Sr до 10 Бк/л; ^3H – более 500 кБк/л. По представленным данным можно отметить, что основным радиоактивным загрязнителем подземных вод на данной площадке является тритий. При этом значения концентрации в воде ^{137}Cs и ^{90}Sr радиационной опасности не представляют и не превышают допустимые значения для питьевой воды.



Скважины: 1 – гидрогеологические; 2 – гидрогеологические, пригодные для режимных наблюдений; 3 – гидрогеологические, непригодные для режимных наблюдений; 4 – боевые скважины

Рисунок 4.47. Схема расположения боевых и гидрологических скважин на площадке "Сары-Узень"

Для изучения возможного поступления загрязненных подземных вод за пределы площадки "Сары-Узень" в сторону "северных" территорий в настоящее время используются данные опробования гидрогеологических скважин с площадки "Новая". Данная площадка расположена на северной границе площадки "Сары-Узень", т.е. на возможном пути перемещения подземных вод в сторону "северных" территорий. В период проведения ядерных испытаний на площадке "Новая" выполнялись подготовительные работы для проведения ПЯВ в скважинах. С этой целью на площадке было оборудовано 19 гидрогеологических скважин. По данным лабораторного анализа, концентрации техногенных радионуклидов в подземных водах этой площадки находятся ниже минимально детектируемой активности, значения которой значительно ниже допустимых значений для питьевой воды. Вышесказанное дает основание считать, что фронт загрязнения подземных вод еще не вышел за пределы площадки "Сары-Узень" и в ближайшие годы поступления загрязненных подземных вод в подземные воды "северных" территорий на данном направлении не ожидается. При этом с учетом некоторой схожести гидрогеологических условий площадок "Балапан" и "Сары-Узень", если взять за основу расчета скорость движения подземных вод 170 м/год и расстояние от площадки "Сары-Узень"

до "северных" территорий 62 км, то загрязненные тритием подземные воды с площадки "Сары-Узень" могут появиться у южной границы "северных" территорий не раньше, чем через 365 лет.

Таким образом, результаты проведенных исследований дают основание считать, что по уровням радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод, "северные" территории СИП могут использоваться в любых видах хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений, с учетом представленных ниже рекомендаций.

Для контроля возможного поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ядерных испытаний в подземные воды "северных" территорий, а также для оперативного обнаружения на начальной стадии каких либо неблагоприятных тенденций в развитии радиоэкологической обстановки, необходимо оборудовать дополнительные наблюдательные гидрогеологические посты с введением их в состав единой государственной системы мониторинга на следующих участках СИП:

1. Площадка "Дегелен" – 2 скважины. Периодичность контроля 1-2 раз в год. Контролируемый радионуклид ^3H . Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов с потоком подземных вод, выходящих за пределы площадки "Дегелен".
2. Площадка "Сары-Узень" - 3 гидрогеологических скважины. Периодичность контроля 1 раз в год. Контролируемый радионуклид тритий, цезий-137 и стронций-90. Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов непосредственно на территории площадки "Сары-Узень".
3. Площадка "Новая" - 2 гидрогеологических скважины. Периодичность контроля 1 раз в год. Контролируемый радионуклид ^3H . Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов с потоком подземных вод, выходящих за пределы площадки "Сары-Узень".
4. Площадка "4а" - 2 скважины. Периодичность контроля 1 раз в год. Контролируемый радионуклид ^{90}Sr . Назначение поста - контроль за поступлением стронция-90 в подземные воды.
5. "Опытное поле" - 2 скважины. Периодичность контроля 1-2 раза в год. Контролируемый радионуклид ^{90}Sr . Назначение поста – контроль за возможным поступлением загрязненных подземных вод со стороны "Опытного поля" к "северным" территориям. Выбор ^{90}Sr , как контролируемого радионуклида, обусловлен его сравнительно высокими миграционными способностями по сравнению с другими радионуклидами, присутствующими в загрязненных почвах "Опытного поля".
6. 3 объекта водопользования, расположенные вдоль южной границы "северных" территорий. Периодичность контроля 1 раз в год. Контролируемые радионуклиды ^3H , ^{90}Sr . Назначение поста – контроль за возможным появлением загрязненных подземных вод в объектах водопользования.

7. Площадка "Дегелен" – 3 скважины. Периодичность контроля 1-2 раза в год. Контролируемый радионуклид ^3H . Назначение поста – контроль за возможным поступлением загрязненных подземных вод за пределы горного массива Дегелен, а так же за возможным поступлением загрязненных подземных вод с площадки "Балапан" по зоне Калба-Чингизского разлома.
8. Площадка "Балапан" – 3 скважины. Контролируемый радионуклид ^3H . Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов непосредственно на территории площадки "Балапан".
9. Площадка "Балапан" – 2 скважины. Контролируемый радионуклид ^3H . Назначение поста – контроль за распространением радионуклидов за пределы площадки "Балапан" по зоне Чинрауского регионального разлома.

4.5 Состояние воздушного бассейна

Климатические условия региона СИП (пыльные бури, сильные ветры, а также степные пожары) способствуют формированию процессов дефляции, т.е. вторичному подъему выпавших на земную поверхность техногенных радионуклидов. Данному процессу способствуют наиболее распространенные на территории СИП легкие почвы, которые наиболее подвержены пылеобразованию.

Состояние воздушного бассейна в рамках поставленной задачи исследовалось в населённых пунктах северной части полигона (от северной границы полигона до секущей линии), а также для сравнения в населённых пунктах прилегающего с севера региона. Полученные данные сравнивались с нормами радиационной безопасности (НРБ-99) [58] и ранее полученными данными для населённых пунктов Семипалатинского региона [72, 73].

4.5.1 Теоретическая оценка содержания естественных и искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района

По результатам проведенных исследований (п.4.2.2) определено, что на территории "северной" части СИП в поверхностном слое почвы средние значения удельной активности искусственных радионуклидов составляют ^{90}Sr – 10 Бк/кг, ^{137}Cs – 17,2 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 4,1 Бк/кг, ^{241}Am – 0,8 Бк/кг. Также определены удельные активности искусственных радионуклидов в зоне с повышенным содержанием трансурановых элементов в поверхностном (5 см) слое почвы $^{239+240}\text{Pu}$ – 15,4 Бк/кг, ^{241}Am – 3 Бк/кг. Значения удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr приняты средние для всей исследуемой территории (п.4.2.3, таблица 4.3).

4.5.1.1 Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района

Климатические условия исследуемой территории (пыльные бури, сильные ветры) способствуют вторичному подъему содержащихся на поверхности почвы техногенных радионуклидов. Данному процессу способствуют распространённые на данной территории легкие почвы, которые наиболее подвержены пылеобразованию. Поэтому при проведении теоретической оценки целесообразно учитывать содержание радионуклидов в мелкой фракции (<100 мкм), которая будет принимать участие в ветровом подъеме и переносе при скорости ветра до 6 м/с.

В результате изучения гранулометрического состава почв было определено, что 23% от общего веса почвы приходится на долю мелкой фракции (<100 мкм) (п. 4.3.1). В таблице 4.13 приведены результаты содержания радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в поверхностном (5 см) слое почвы в мелкой гранулометрической фракции (п. 4.3.1).

Таблица 4.13

Процентное содержание радионуклидов в гранулометрической фракции размером <100 мкм почвы исследуемой территории

Среднее содержание радионуклидов в гранулометрической фракции размером <100 мкм почвы, %			
^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
39,5	33,4	30,5	18,3

Учитывая среднее содержание мелкой фракции и средние значения удельной активности искусственных радионуклидов в почве, а также среднее процентное содержание радионуклидов в этой фракции, можно рассчитать удельную активность радионуклидов в мелкой фракции почвы. Результаты расчета приведены в таблице 4.14.

Таблица 4.14

Удельная активность радионуклидов в мелкой фракции (<100 мкм) почвы

Средние значения концентрации радионуклидов, Бк/кг			
^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
29,5	14,5	5,4	0,6
Средние значения удельной активности радионуклидов для зоны с повышенным содержанием трансурановых элементов, Бк/кг			
^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
29,5*	14,5*	20,4	2,4
Примечание: * - приняты средние значения удельной активности радионуклидов для всей территории			

Удельная активность радионуклидов в мелкой фракции почвы выше, чем средние значения содержания радионуклидов в поверхностном слое почвы данной территории, поэтому при проведении оценки содержания искусствен-

ных радионуклидов в воздухе учитываем удельную активность радионуклидов в гранулометрической фракции почвы размером <100 мкм.

Теоретическая оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе проводилась с учетом коэффициента ресуспензии.

Объемная активность радионуклидов в воздухе "северной" части территории СИП определялась как [72]:

$$C_{airi} = C_{si} \cdot W, \quad \text{где} \quad (1)$$

C_{airi} – объемная активность i -ого радионуклида в воздухе (Бк/м³);

C_{si} – площадная активность i -ого радионуклида (Бк/м²);

W – коэффициент ветрового подъема (ресуспензии) (1/м).

Площадная активность i -ого радионуклида определялась как:

$$C_{si} = C_i \cdot p \cdot h, \quad \text{где} \quad (2)$$

C_i – удельная активность i -го радионуклида в поверхностном слое почвы, Бк/кг;

h – глубина поверхностного слоя почвы (5 см);

ρ – плотность почвенного покрова, 1300 кг/м³.

Коэффициент ресуспензии оценивался как [73]:

$$W = \frac{\rho_{sus} \cdot n_i}{C_{si} \cdot \rho}, \quad \text{где} \quad (3)$$

n_i – объемная активность радионуклидов в поверхностном (0-5 см) слое почвы, Бк/м³. Объемная активность радионуклидов в поверхностном (0-5 см) слое почвы определялась как $n_i = C_{si}/h$.

ρ_{sus} – среднегодовая запыленность воздуха, кг/м³.

Среднегодовая естественная запыленность воздуха, согласно [74], на открытом воздухе и в помещении составляет $1 \cdot 10^{-7}$ кг/м³. При естественном пылении или деятельности человека запыленность воздуха может увеличивается до 10 раз, то есть до $1 \cdot 10^{-6}$ кг/м³. Поэтому при проведении оценки содержания радионуклидов в воздухе рассмотрим оба значения.

ρ – плотность почвенного покрова, 1300 кг/м³;

C_{si} – площадная активность i -ого радионуклида (Бк/м²).

Исходя из формул (1) - (3), объемная активность радионуклидов в воздухе определяется как:

$$C_{air} = C_i \cdot \rho_{sus}, \quad \text{где} \quad (4)$$

Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе северной части территории СИП проводилась по средним значениям удельной активности

и повышенным значениям содержания трансурановых элементов. Исходные данные приведены в таблице 4.14.

Вычисленные значения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района с учетом среднегодовой запыленности воздуха приведены ниже в таблице 4.15.

Таблица 4.15

**Объемная активность искусственных радионуклидов
в воздухе северной территории и участков
с повышенным содержанием трансурановых элементов**

Среднегодовая запыленность воздуха ($\rho_{\text{сус}}$), кг/м ³	Объемная активность радионуклидов в воздухе при средних значениях удельной активности в почве, Бк/м ³			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
10 ⁻⁶	3,0·10 ⁻⁵	1,5·10 ⁻⁵	5,4·10 ⁻⁶	6,4·10 ⁻⁷
10 ⁻⁷	3,0·10 ⁻⁶	1,5·10 ⁻⁶	5,4·10 ⁻⁷	6,4·10 ⁻⁸
	Объемная активность радионуклидов в воздухе в зоне с повышенным содержанием трансурановых элементов, Бк/м ³			
10 ⁻⁶	3,0·10 ⁻⁵	1,5·10 ⁻⁵	2,0·10 ⁻⁵	2,4·10 ⁻⁶
10 ⁻⁷	3,0·10 ⁻⁶	1,5·10 ⁻⁶	2,0·10 ⁻⁶	2,4·10 ⁻⁷
ДОО _{нас} , Бк/м ³	2,7·10 ¹	2,7	2,5·10 ^{-3*}	2,9·10 ⁻³
Примечание: * - допустимая объемная активность ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu принята 2,5·10 ⁻³ Бк/м ³ для одного радионуклида ²³⁹ Pu				

Полученные величины объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе северной части территории СИП при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы и в зоне с повышенным содержанием трансурановых элементов значительно меньше (на 2–6 порядков) допустимых значений, согласно НРБ-99.

4.5.1.2 Оценка возможного изменения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района с учетом ветрового переноса радионуклидов с наиболее загрязненных участков территории СИП

Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района проводилась с учетом возможного дополнительного воздействия за счет процессов ветрового переноса радионуклидов с наиболее загрязненных участков территории СИП. В качестве дополнительных источников повышенного содержания радионуклидов в воздухе принимались радиоактивно загрязненные участки на территории площадки "4а", где проводили испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ) (рисунок 2.5 цв.блок).

Для расчета возможного поступления радионуклидов в приземный слой атмосферы исследуемого района на площадке "4а" был выбран участок №1 с повышенным содержанием искусственных радионуклидов в поверхностном

слое почвы, который расположен на "северной" части территории СИП (рис. 2.9 цв.блок). Загрязнение участка площадью $1,6 \cdot 10^4 \text{ м}^2$, ограниченное изолинией 43 Бк/см² (соответствует уровню РАО, удельная активность $^{90}\text{Sr} > 100\,000 \text{ Бк/кг}$), считаем однородным.

Исходными данными для проведения теоретической оценки объёмной активности искусственных радионуклидов в приземном воздухе "северной" части территории СИП являются данные о поверхностной плотности загрязнения исследуемой территории. Поскольку площадь "северной" части территории СИП равна 3000 км², а площадь выбранного участка на 5 порядков меньше, то участок №1 рассматриваем как точечный источник по отношению к исследуемой территории. Мощность точечного источника определяется как:

$$M = \alpha \cdot A \cdot s, \text{ где} \quad (5)$$

M – мощность источника, Бк/с;

s – площадь участка, м²;

A – площадная активность i -го радионуклида, Бк/м²;

α – интенсивность ветрового подъема, 1/с.

Интенсивность ветрового подъема зависит от микрорельефа поверхности земли. Его влияние на рассеяние примеси учитывается высотой шероховатости подстилающей поверхности z_0 . Интенсивность ветрового подъема в данном случае оценивалась как [75]:

$$\alpha = \frac{2 \cdot 10^{-10}}{z_0^{1,4}}; \quad \text{где} \quad (6)$$

α – интенсивность ветрового подъема, 1/с;

z_0 – высота шероховатости подстилающей поверхности, см;

$2 \cdot 10^{-10}$ – см/с.

При проведении расчета принимаем высоту шероховатости подстилающей поверхности равной 10 см для неоднородной поверхности с чередующимися участками травы, кустарниками [76].

Оценка возможного изменения объёмной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района, обусловленная ветровым подъемом и дальнейшим переносом примеси, проводился с использованием аналитического решения полуэмпирического уравнения турбулентной диффузии от стационарного точечного источника. Согласно [77], приземная объёмная активность ($q(x,y,z)$) от точечного источника, расположенного на высоте z , в случае, когда вертикальное распределение скорости ветра и коэффициента вертикальной турбулентной диффузии заданы степенными функциями, имеет вид:

$$q(x, y, z) = \frac{M \cdot z_1^{\frac{m-n}{2-n-m}} \cdot e^{-\frac{u_1 \cdot z_1^{m-n}}{k_1 \cdot (2+m-n)^2 \cdot x} (z^2 + n-m+H^2 + n-m) - \frac{y^2}{4k_0 x}}}{2 \cdot \sqrt{\pi k_0 x} \cdot (2+n-m)^{\frac{m+n}{2+n-m}} \cdot \Gamma\left(\frac{1+n}{2+n+m}\right) \cdot (k_1 x)^{\frac{1+n}{2+n-m}} \cdot (2u_1)^{-\frac{1-m}{2+n-m}}}, \text{ где} \quad (7)$$

$q(x, y, z)$ – приземная объемная активность радионуклидов (Бк/м³);

M – мощность источника (Бк/с);

u – составляющая средней скорости ветра примеси по направлению x (м/с);

z_1 – единичная высота $z_1=1$ м;

k_1 – коэффициент турбулентного обмена k_z на высоте z_1 (м²/с);

u_1 – горизонтальная составляющая скорости ветра на высоте z_1 ;

Γ – гамма функция;

m и n – безразмерные параметры, соответственно подобранные для интерполяции вертикального профиля скорости ветра и коэффициента турбулентной диффузии;

k_0 – составляет 0,1–1 м в зависимости от степени устойчивости атмосферы, при неустойчивой стратификации она составляет 0,5–1 м. В данном случае расчет проводился для конвективных условий в приземном слое атмосферы, для которых характерны следующие значения параметров: $k_0=0,5$ м и $k_1=0,5$ м²/с.

Вертикальные профили u и k_z заданы степенными функциями:

$$u = u_1 \left(\frac{z}{z_1} \right)^n \quad (8)$$

$$k_z = k_1 \left(\frac{z}{z_1} \right)^m \quad (9)$$

Объемная активность радионуклидов в приземном воздухе "северной" части территории СИП, обусловленная переносом радионуклидов с выбранного участка радиоактивного загрязнения, оценивалась при условии, что направление ветра совпадает с направлением кратчайшего расстояния к исследуемой территории (южное направление ветра). Исходные данные для проведения расчетной оценки по формуле (7) приведены в таблицах 4.16–4.17.

Таблица 4.16

**Исходные данные для определения
расчетной среднегодовой объемной активности**

m	n	k₁, м²/с	u₁, м/с	Г	z₀, см	z, м	z₁, м	a, 1/с	k₀, м
1	0,15	0,2	4	1	10	2	1	7,5·10 ⁻¹²	0,5

Таблица 4.17

Значения удельной активности, площадной активности и мощности источника выбранного участка площадки "4а"

Радионуклиды	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг	Площадная активность, Бк/м ²	Мощность источника, Бк/с
¹³⁷ Cs	$2,9 \cdot 10^2$	$1,9 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^{-3}$
⁹⁰ Sr	$1,1 \cdot 10^7$	$7,2 \cdot 10^8$	$9,5 \cdot 10^1$
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	$2,1 \cdot 10^3$	$1,6 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^{-2}$
²⁴¹ Am	$4,1 \cdot 10^2$	$2,7 \cdot 10^4$	$3,5 \cdot 10^{-3}$

Результаты расчета среднегодовой объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе выбранного участка площадки "4а" на "северной" части территории СИП и на различных расстояниях от выбранного участка приведены в таблице 4.18.

Таблица 4.18

Среднегодовая объемная активность искусственных радионуклидов на расстоянии "х" от наиболее загрязненного участка

Расстояние х, м	Объемная активность радионуклидов, Бк/м ³			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
0	$4,6 \cdot 10^{-5}$	1,7	$3,8 \cdot 10^{-4}$	$6,3 \cdot 10^{-5}$
500	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$8,9 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$3,3 \cdot 10^{-7}$
1000	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$4,1 \cdot 10^{-3}$	$9,0 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$
2000	$4,4 \cdot 10^{-8}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-7}$	$6,1 \cdot 10^{-8}$
5000	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$9,9 \cdot 10^{-8}$	$1,7 \cdot 10^{-8}$
ДОО _{нас} , Бк/м ³	$2,7 \cdot 10^1$	2,7	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$2,9 \cdot 10^{-3}$

Полученные результаты показывают, что основной вклад в объемную активность радионуклидов в воздухе "северной" территории от выбранного радиоактивно загрязненного участка вносит ⁹⁰Sr. Результаты оценки содержания искусственных радионуклидов при ветровом переносе их с загрязненного участка (площадка "4а") в приземную атмосферу "северной" части территории СИП показали, что на расстоянии 500 м объемная активность в воздухе радионуклида ⁹⁰Sr составляет менее 1% от допустимой нормы.

Таким образом, проведенные теоретические оценки содержания радионуклидов в воздухе "северной" части территории СИП показали, что объемная активность радионуклидов при средних значениях удельной активности и средних значений удельной активности в зоне с повышенным содержанием трансурановых элементов не превышают допустимых значений для населения.

Вклад объемной активности радионуклидов от наиболее загрязненного участка с учетом климатических характеристик, направления розы ветров данного района на расстоянии 500 м не будет вносить значительных изменений. Исходя из этого, предлагается, на данном участке установить зону контроля, на расстоянии не менее 500 м, от рассматриваемого радиоактивно загрязненного участка №1 площадки "4а".

4.5.2 Экспериментальные данные по содержанию естественных и искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района

Для изучения оценки качества воздуха Институтом в последние годы проведен ряд целенаправленных исследований. Совместно с финскими исследователями в 2000-2001 гг. в рамках проекта МАГАТЭ в г. Курчатове проводились работы по изучению загрязнения воздушной среды. Отбор проб воздуха осуществлялся с помощью двух фильтрующих установок (K1 и K2P), изготовленных в Финляндии [78]. Установка работала в автоматическом режиме с непрерывной прокачкой воздуха через фильтр с недельной экспозицией (рисунок 4.48). Пробы из аликвотных частей фильтров были проанализированы методами гамма-спектрометрического и радиохимического анализа. По результатам анализов рассчитаны объёмные активности радионуклидов. Данные по объёмным активностям плутония-(239+240), полученные во время мониторинга, представлены на графике (рисунок 4.49) во временном интервале измерений от 14 до 62 недель. Они на много порядков ниже нормируемых НРБ-99 величин.



Рисунок 4.48. Отбор проб воздуха в г. Курчатове

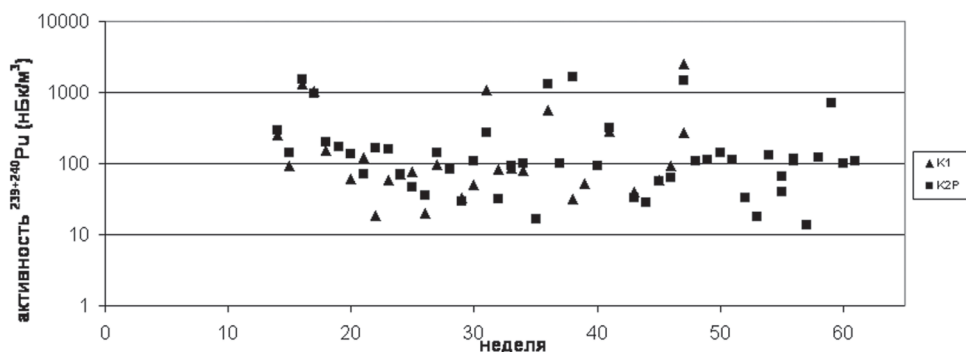


Рисунок 4.49. Объёмная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в воздухе г. Курчатова (2000-2001 гг.)

Длительный мониторинг совместно с иностранными исследователями приземной атмосферы г. Курчатова подтвердил отсутствие значимого радионуклидного загрязнения воздушной среды региона при разных метеоусловиях и сезонных климатических изменениях.

В 2005-2006 гг., в рамках Научно-технической программы 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан" и договорных работ, были проведены исследования по оценке загрязнения воздушной среды населенных пунктов Павлодарской области. Изучалось содержание как естественных, так и искусственных радионуклидов в приземной атмосфере. В таблице 4.19 приведены полученные экспериментальные данные по измерению объемной активности ¹³⁷Cs и естественных радионуклидов в приземной атмосфере северной территории СИП (площадка "8", г. Курчатова) и ряда населенных пунктов, расположенных северо-западнее территории полигона.

Таблица 4.19

Объёмная активность естественных радионуклидов в воздухе

Точка отбора	Географические координаты						Объёмная активность радионуклидов в воздухе, Бк/м³			
	широта			долгота						
	°	'	"	°	'	"	⁴⁰ K	²³² Th	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs
Площадка "8"	50	35	21,0	77	50	50,0	<9	<0,7	<0,9	<1
г. Курчатова	50	44	59,8	78	31	56,6	<9	<0,5	<0,6	<0,1
зим. Копабай	50	37	7,0	76	44	42,8	0,029	<0,00072	0,0015	<0,0004
зим. Акшай	50	30	37,8	76	42	23,2	0,0127	<0,00039	0,00092	<0,0002
зим. Акшиман	50	47	27,3	76	44	36,6	0,0368	<0,0008	0,0033	<0,0004
с. Лебяжье	51	27	56,2	77	47	4,4	0,0249	<0,0007	0,00347	<0,0003
с. Коктобе, Майский р-н	51	31	50,8	77	28	1,2	0,15	0,0005	<0,00063	<0,0002

Сравнение экспериментальных данных, приведённых в таблице, с данными допустимых объёмных активностей (НРБ-99) показывает отсутствие превышения нормативных значений содержания естественных радионуклидов в приземной атмосфере. Все полученные данные по ¹³⁷Cs ниже нормативных величин (НРБ-99).

С августа 2009 года начат регулярный мониторинг (отбор проб воздушных аэрозолей) на примыкающей к "Опытному полю" площадке "100" (реакторный комплекс ИГР на полигоне). Откачка воздуха проводилась с помощью пробоотборника АКЛ-2 с производительностью 300 м³/час. Цикл откачки составлял 7 дней (смена фильтра производилась 1 раз в неделю). В таблице 4.20 приведены результаты гамма-спектрального анализа 11 фильтров с пробами воздушных аэрозолей, а в другой таблице 4.21 – радиохимического анализа двух фильтров (№1 и №2) на содержание радионуклидов ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu.

Таблица 4.20

**Результаты гамма-спектрометрических измерений фильтров
с пробами воздушных аэрозолей (Бк/м³)**

№п/п	Объем прокачанного воздуха, м ³	Дата отбора	⁴⁰ K	²³² Th	²²⁶ Ra	²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	¹⁵² Eu
1	≈35200	31.07.09 г.	(2±0,4)*10 ⁻⁴	(3 ± 1)*10 ⁻⁵	(1±0,6)*10 ⁻⁵	<2*10 ⁻⁶	<4*10 ⁻⁶	<5*10 ⁻⁶	<5*10 ⁻⁶
2	≈35200	07.08.09 г.	(8 ± 2)*10 ⁻⁵	(3±0,2)*10 ⁻⁵	(2±0,1)*10 ⁻⁵	<4*10 ⁻⁷	<2*10 ⁻⁶	<6*10 ⁻⁷	<6*10 ⁻⁷
3	≈35200	14.08.09 г.	(4 ± 2)*10 ⁻⁵	(2±0,4)*10 ⁻⁵	(4±0,6)*10 ⁻⁵	<5*10 ⁻⁷	<2*10 ⁻⁶	<1*10 ⁻⁶	<1*10 ⁻⁶
4	≈35200	21.08.09 г.	(1±0,2)*10 ⁻⁴	(1±0,2)*10 ⁻⁵	(3±0,6)*10 ⁻⁵	<2*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶	<5*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶
5	≈35200	01.09.09 г.	(1±0,2)*10 ⁻⁴	(3 ± 1)*10 ⁻⁵	(3±0,7)*10 ⁻⁵	<1*10 ⁻⁶	<4*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶	<2*10 ⁻⁶
6	≈35200	07.09.09 г.	(1±0,3)*10 ⁻⁴	(3 ± 1)*10 ⁻⁵	(3±0,5)*10 ⁻⁵	<2*10 ⁻⁶	<5*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶	<5*10 ⁻⁶
7	≈35200	21.09.09 г.	(1±0,3)*10 ⁻⁴	(3± 0,7)*10 ⁻⁵	(3±0,4)*10 ⁻⁵	<1*10 ⁻⁶	<5*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶	<2*10 ⁻⁶
8	≈35200	28.09.09 г.	(6 ± 2)*10 ⁻⁵	(2±0,4)*10 ⁻⁵	(3±0,3)*10 ⁻⁵	<1*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶	<2*10 ⁻⁶	<2*10 ⁻⁶
9	≈35200	02.10.09 г.	(5 ± 1)*10 ⁻⁵	(2±0,2)*10 ⁻⁵	(4±0,2)*10 ⁻⁵	<5*10 ⁻⁷	<2*10 ⁻⁶	<1*10 ⁻⁶	<1*10 ⁻⁶
10	≈35200	16.10.09 г.	(1±0,2)*10 ⁻⁴	(3±0,8)*10 ⁻⁵	(3±0,1)*10 ⁻⁵	<2*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶	<2*10 ⁻⁶	<2*10 ⁻⁶
11	≈35200	30.10.09 г.	(1±0,2)*10 ⁻⁴	(2±0,6)*10 ⁻⁵	(4±0,5)*10 ⁻⁵	<2*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶	<4*10 ⁻⁶	<3*10 ⁻⁶

Таблица 4.21

**Результаты радиохимического анализа фильтров
с пробами воздушных аэрозолей (Бк/м³)**

№	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
1	<8,2*10 ⁻⁵	<9,8*10 ⁻⁶
2	<1*10 ⁻⁴	<1*10 ⁻⁵

С целью детализации радиационной обстановки был проведен отбор проб воздушных аэрозолей в населенных пунктах (зимовках, летниках, пунктах водопоя скота и т.п.), расположенных на исследуемой территории (северная часть СИП). Отбор проб проводился в летний период в течение светового дня с помощью переносного пробоотборника воздуха JAP-50. Объем прокачанного воздуха на каждую пробу был выбран исходя из технических характеристик используемой спектрометрической аппаратуры, т.е. порядка 500 м³/час. Проведен гамма-спектрометрический анализ для определения активности техногенных и естественных радионуклидов отобранных проб. Результаты гамма-спектрометрических измерений представлены в таблице 4.22.

Таблица 4.22

**Результаты гамма-спектрометрических измерений
проб воздушных аэрозолей (Бк/м³)**

Точка отбора	⁴⁰ K	²³² Th	²²⁶ Ra	²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	¹⁵² Eu
зим. Бапай	(1,5±0,1)*10 ⁻²	(3±1)*10 ⁻³	(3±0,5)*10 ⁻³	< 2*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻⁴	< 3*10 ⁻⁴
зим. Актас	(1,3±0,2)*10 ⁻²	(4±0,8)*10 ⁻³	(4±0,5)*10 ⁻³	< 2*10 ⁻⁴	< 3*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻⁴	< 3*10 ⁻⁴
зим. Булак	(1,3±0,2)*10 ⁻²	(4±0,9)*10 ⁻³	(4±0,5)*10 ⁻³	< 2*10 ⁻⁴	< 2*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻⁴	< 3*10 ⁻⁴
зим. Достык	(1,3±0,3)*10 ⁻²	(3±0,8)*10 ⁻³	(3±0,4)*10 ⁻³	< 2*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻⁴	< 3*10 ⁻⁴
зим. Торткудук	(1,2±0,2)*10 ⁻²	(3±0,8)*10 ⁻³	(2±0,4)*10 ⁻³	< 2*10 ⁻⁴	< 2*10 ⁻⁴	< 4*10 ⁻⁴	< 3*10 ⁻⁴

Все эти экспериментальные данные (таблицы 4.20 – 4.22) показывают, что в настоящее время уровень радиоактивного загрязнения воздушной среды на исследованной части территории полигона не превышает значений, установленных НРБ-99 для населения.

4.5.3 Содержание радона в воздухе исследуемого района

В 2006 и в 2009 гг. в исследуемом районе были проведены измерения радона (²²²Rn) и торона (²²⁰Rn) в населенных пунктах Ныгметкора, Булак, Достык, Жаманкудук, Актас, Торткудук. В обследованных населенных пунктах с помощью радонового монитора "Рамон-01" проведены измерения эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона и торона на открытой местности и в воздухе жилых помещений. ЭРОА торона во всех точках исследования составила <8 Бк/м³, что ниже предела обнаружения используемых средств измерений. Значения ЭРОА ²²²Rn представлены в таблице 4.23.

Таблица 4.23

Результаты измерений ЭРОА радона и торона (Бк/м³)

Населенный пункт	Место измерений	ЭРОА ²²² Rn	
		2006 г.	2009 г.
зим. Ныгметкора	жилое помещение	22	—
	открытая местность	<4	—
зим. Булак	жилое помещение	21	52
	открытая местность	<4	—
зим. Достык	жилое помещение	29	16*
	открытая местность	<4	—
зим. Жаманкудук	жилое помещение	32	—
	открытая местность	<4	—

Населенный пункт	Место измерений	ЭРОА ^{222}Rn	
		2006 г.	2009 г.
зим. Актас	нежилое помещение	–	20
зим. Торткудук	нежилое помещение	–	26
Примечание: * помещение нежилое – измерения не проводились			

По результатам проведенных исследований установлено, что объемная активность радона и торона в атмосферном воздухе за наблюдаемый период не превышала значений допустимой среднегодовой объемной активности для населения, установленной НРБ-99, и составляющей 200 Бк/м³. Для зимовок Булак и Достык значения ЭРОА радона и торона, измеренные в 2006 и 2009 годах, практически не изменились.

4.5.4 Прогноз изменения радионуклидного загрязнения воздушного бассейна

Исследования концентрации техногенных радионуклидов в районе испытательной площадки "Опытное поле" выявили значительные превышения допустимых величин [79]. Исходя из полученных результатов, можно сделать заключение, что радиоактивное загрязнение атмосферы может представлять опасность для человека, только находящегося непосредственно на территории радиационно-опасных объектов полигона, и только в том случае, если в этот момент в воздухе содержится большое количество пыли (при пыльных бурях, техногенном пылении и т.д.). Это означает, что находиться и вести активную хозяйственную деятельность (в процессе которой происходит пылеподъем) в течение длительного времени вблизи таких объектов опасно.

Также, в результате ранее проведенной работы [79] было установлено, что трансграничный перенос радиоактивности за пределы площадок, а тем более за границы полигона, несущественный и не представляет опасности ни в настоящее время, ни в будущем.

4.6 Состояние растительного покрова

4.6.1 Содержание естественных радионуклидов в растительности исследуемого района

Для оценки параметров перехода естественных радионуклидов из почвы в растения одним из наиболее широко применяемых показателей является коэффициент накопления (Кн) – отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно [80].

Оценка содержания естественных радионуклидов в растительном покрове исследуемой территории производилась на основании средних значений Кн

^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra по материалам МАГАТЭ "Количественные параметры переноса радионуклидов в наземной и пресноводной окружающей среде для радиологической оценки" (2009 г.) [81], а также K_n ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra , рассчитанных на основании данных удельной активности радионуклидов в ~ 140 образцах почв и растений, отобранных на исследуемой территории (2001-2008 гг.) В таблице 4.24 представлены средние значения K_n ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra .

Таблица 4.24

**Средние значения коэффициентов накопления радионуклидов
для некоторых групп растений**

Растения	K_n		
	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra
МАГАТЭ (2009 г.)			
Разнотравье	-	0,07	0,26
Злаковые травы	1,1	0,01	0,09
Пастбищные травы	0,7	0,37	0,19
Исследуемая территория (2001-2008 гг.)			
Степное разнотравье	0,4	0,1	0,2

На основании приведенных величин видно, что экспериментальные значения K_n ^{40}K , ^{232}Th и ^{226}Ra для исследуемой территории в целом не противоречат международным и поэтому далее использованы для расчета удельные активности (УА) данных радионуклидов в растениях (таблица 4.25).

Таблица 4.25

**Расчет удельной активности естественных радионуклидов
в растениях исследуемой территории**

Средние значения	Естественные радионуклиды		
	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra
K_n	0,4	0,1	0,2
УА в почве, Бк/кг	685	29	26
УА в растениях, Бк/кг	274	2,9	5,2

Так, по данным расчета наибольшее содержание в растениях наблюдается для ^{40}K , как одного из наиболее распространенных в природе естественных радионуклидов, который, в свою очередь, является одним из основных источников естественной радиоактивности. Концентрация ^{232}Th и ^{226}Ra в растениях исследуемой территории – на 1-2 порядка ниже.

4.6.2 Характер загрязненности искусственными радионуклидами растительного покрова

Для оценки параметров перехода искусственных радионуклидов из почвы в растения, как и для естественных радионуклидов, использовались литературные и экспериментальные данные средних значений Кн. Так, в материалах МАГАТЭ (2009 г.) [81] приведены обобщенные значения Кн радионуклидов растениями. В таблице 4.26 представлены диапазоны Кн ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{151}Sm (Pm) и ^{99}Tc (Mn) для некоторых групп растений на почвах, сходных по механическому составу с почвами исследуемой территории.

Таблица 4.26

Диапазоны значений коэффициентов накопления радионуклидов растениями (МАГАТЭ, 2009)

Растения	Кн					
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	^{151}Sm (Pm)*	^{99}Tc (Mn)*
<i>Супесчаная почва</i>						
Разнотравье	0,01-1,0	0,3-2,8	0,00005-0,0003	0,004-0,3	-	-
Злаковые травы	0,04-1,9	0,9-9,8	-	-	0,02-1,4	4,8-27
Пастбищные травы	0,01-4,8	0,1-7,3	0,0002-0,001	0,001-0,03	-	0,4-2,7
<i>Суглинистая почва</i>						
Разнотравье	0,01-0,2	0,3-2,0	-	-	-	-
Злаковые травы	0,007-1,5	0,7-3,6	0,0002-0,001	-	0,3-1,2	0,2-6,2
Пастбищные травы	0,01-2,6	0,4-2,6	0,0001-0,003	0,001-0,02	-	0,1-1,8
<i>Примечание:</i> * – значения Кн приведены для Pm и Mn, пояснение см. ниже.						

Для исследуемой территории определенное значение имеют радионуклиды ^{151}Sm и ^{99}Tc , данные по Кн для которых найдены не были. Однако, так как наиболее близким элементом к ^{151}Sm по своим химическим свойствам является Pm, а к ^{99}Tc – Mn, можно предположить, что и значения Кн для них будут приблизительно одинаковыми.

Так, установлено, что значения Кн для рассматриваемых радионуклидов варьируют в достаточно широких пределах и их накопление растениями уменьшается в ряду:

$$^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{241}\text{Am} > ^{239+240}\text{Pu}$$

Значительный объем данных по Кн радионуклидов растениями накоплен и для территории СИП (1999-2008 гг.) – в таблице представлены средние зна-

чения Кн радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am для основных ценозообразующих растений (ковыль, типчак, полынь) сухостепной зоны (таблица 4.27).

Таблица 4.27

**Средние значения коэффициентов накопления радионуклидов
в основных ценозообразующих растениях
(ковыль, типчак, полынь) сухостепной зоны**

Растения	Кн			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Ковыль	0,37 (0,005–2,41)	0,71 (0,02–2,30)	0,05 (0,003–0,26)	0,48 (0,23–0,77)
Типчак	0,27 (0,001–1,66)	0,74 (0,27–1,66)	0,02 (0,007–0,06)	-
Полынь	0,29 (0,004–1,30)	0,74 (0,14–1,37)	0,06 (0,005–0,22)	0,42 (0,09–0,80)
Примечание: в скобках – диапазоны значений.				

По результатам видно, что относительно значимая разница для средних значений Кн наблюдается между различными радионуклидами и практически отсутствует между рассматриваемыми растениями. При этом характер накопления радионуклидов, за исключением несколько завышенных значений Кн ^{241}Am , что в данном случае может быть связано с недостаточной статистикой, в целом согласуется с данными МАГАТЭ (2009 г.) [81] и уменьшается в ряду:

$$^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs}, ^{241}\text{Am} > ^{239+240}\text{Pu}$$

Частота встречаемости значений Кн ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am представлена на гистограммах (рисунок 4.50).

Поскольку принципиальных различий в значениях Кн для данных растений сухостепной зоны, являющихся доминантными для исследуемой территории, не выявлено, дальнейший расчет средних значений производился для степного разнотравья. В таблице 4.28 представлены средние значения Кн ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в степном разнотравье основных испытательных площадок "Балапан" и "Опытное поле", а также непосредственно исследуемой территории.

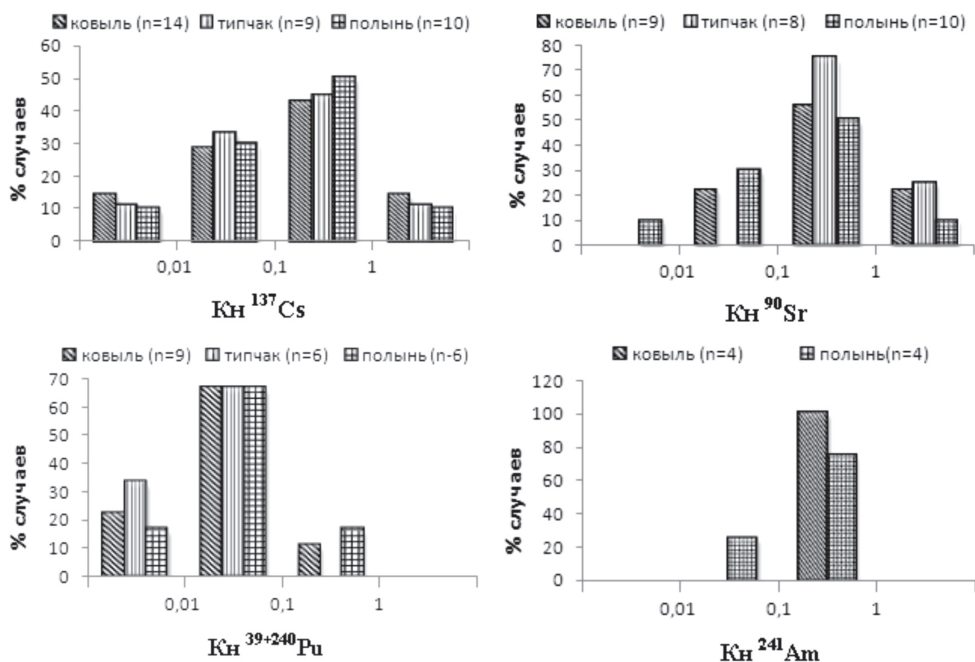


Рисунок 4.50. Распределение значений коэффициентов накопления радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am для основных ценозообразующих растений (ковыль, типчак, полынь) сухостепной зоны

Таблица 4.28

**Средние значения коэффициентов накопления радионуклидов
в степном разнотравье**

Территория	Кн			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
"Балапан"	$\frac{0,34 (n=41)}{0,001 - 4,77}$	$\frac{0,71 (n=31)}{0,02 - 2,30}$	$\frac{0,05 (n=30)}{0,001 - 0,26}$	$\frac{0,29 (n=2)}{0,07 - 0,51}$
"Опытное поле"	$\frac{0,44 (n=17)}{0,02 - 1,32}$	$\frac{0,07 (n=5)}{0,02 - 0,09}$	$\frac{0,03 (n=5)}{0,003 - 0,08}$	$\frac{0,45 (n=8)}{0,09 - 0,80}$
Исследуемая территория	$\frac{0,59 (n=50)}{0,03 - 2,44}$	$\frac{0,76 (n=70)}{0,01 - 4,67}$	$\frac{0,29 (n=24)}{0,01 - 1,21}$	$\frac{0,53 (n=5)}{0,10 - 1,20}$
Примечание: в числителе – среднее арифметическое, в скобках – число случаев, в знаменателе – диапазон значений.				

По результатам анализа можно сказать, что диапазон значений Кн в степном разнотравье для рассматриваемых территорий СИП варьирует в достаточно широких пределах – для радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr достигает 3-х и 2-х по-

рядков соответственно, для $^{239+240}\text{Pu}$ составляет два порядка, ^{241}Am – один. При этом средние значения уменьшаются в ряду: $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{241}\text{Am} > ^{239+240}\text{Pu}$. На гистограмме представлено распределение значений Кн для исследуемой территории (рисунок 4.51).

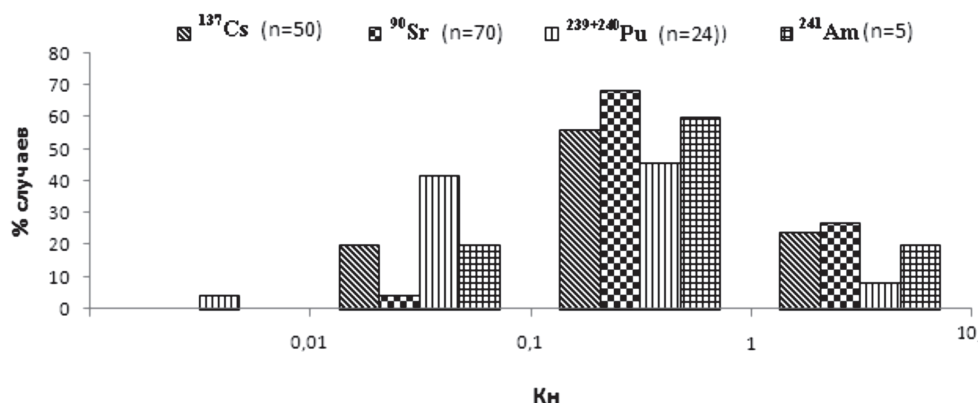


Рисунок 4.51. Распределение значений коэффициентов накопления радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am для степного разнотравья исследуемой территории

Для уточнения имеющихся данных, в 2009 году проведены дополнительные исследования уровней и параметров перехода радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am из почвы в растения. На участках с повышенными значениями удельной активности радионуклидов в почве, распределенных по всей площади исследуемой территории, заложено 14 исследовательских площадок (точек отбора) (рисунок 4.26 цв. блок). На каждой площадке сопряженно произведен отбор проб почвы (площадь отбора – 10×10 см, на глубину 5 см) и надземной части растений (площадь отбора ~ 2-4 кв. м), представленных смешанными образцами степного разнотравья в состав которых, в основном, входили ковылы (*Stipa capillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*), типчак (*Festuca valesiaca*) и полыни (*Artemisia gracileccens*, *A. Frigida*). Измерение удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводилось методами гамма-спектрометрии (^{137}Cs и ^{241}Am) и радиохимии (^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$). Концентрация ^{137}Cs в растениях определялась в сухих, предварительно вымытых, измельченных образцах, ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ – в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Для оценки параметров перехода радионуклидов из почвы в растения рассчитаны Кн, величина которых для ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в случаях отсутствия количественных значений удельной активности (ниже предела обнаружения) в пробах растений установлена оценочно. Результаты анализа и расчета представлены в таблице 4.29.

№иссле- дательской площадки (точки отбора)	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг								Кн			
	137Cs		90Sr		239+240Pu		241Am		137Cs	90Sr	239+240Pu	241Am
	растения	почва	растения	почва	растения	почва	растения	почва				
1	0,88±0,12	76,6±1,7	<1,8	-*	<0,04	9,7±0,3	<0,15	1,3±0,3	0,011	-*	<0,004	<0,12
2	3,72±0,16	66,6±1,5	6,2±1,8	-*	0,20±0,02	8,4±0,4	<0,15	2,9±0,4	0,056	-*	0,024	<0,05
3	1,26±0,11	50,8±1,4	3,8±1,1	18,1±7,1	0,15±0,03	9,5±0,3	<0,15	1,3±0,3	0,025	0,21	0,016	<0,12
4	1,57±0,14	67,5±1,5	6,1±1,1	-*	0,10±0,03	8,5±0,4	0,24±0,07	2,1±0,4	0,023	-*	0,012	0,11
5	0,52±0,11	110,7±2,1	<2,7	-*	<0,03	14,0±0,7	<0,15	6,3±0,5	0,005	-*	<0,002	<0,02
6	0,56±0,11	89,7±1,9	5,0±0,9	-*	0,14±0,02	11,3±0,6	0,15±0,07	7,3±0,4	0,006	-*	0,012	0,02
7	1,09±0,17	23,8±0,9	<5,3	12,9±6,4	0,26±0,03	14,2±0,7	0,19±0,10	3,8±0,4	0,046	<0,41	0,018	0,05
8	1,15±0,12	49,3±1,3	3,8±0,9	-*	0,59±0,04	6,2±0,3	<0,15	4,6±0,5	0,023	-*	0,095	<0,03
9	1,85±0,25	57,4±1,4	<10,1	-*	0,58±0,14	7,3±0,3	<0,15	3,1±0,4	0,032	-*	0,080	<0,05
10	0,81±0,11	27,4±1,0	<7,9	11,1±5,5	0,22±0,07	10,9±0,4	<0,15	0,9±0,2	0,030	<0,71	0,020	<0,17
11	0,55±0,13	87,0±2,5	29,9±5,5	-*	<0,13	11,0±0,5	<0,15	1,8±0,4	0,006	-*	<0,012	<0,08
12	0,21±0,08	67,3±1,6	<9,9	-*	0,18±0,05	8,5±0,4	<0,15	1,3±0,4	0,003	-*	0,021	<0,12
13	0,28±0,04	27,7±1,0	<2,7	9	<0,08	12,9±0,6	<0,15	0,5±0,2	0,010	<0,30	<0,006	<0,30
14	0,27±0,06	75,1±2,5	<3,7	-*	<0,04	9,5±0,4	<0,15	1,1±0,4	0,004	-*	<0,004	<0,14
Средние количественные значения Кн												
									0,02	0,21	0,03	0,06
- * данные отсутствуют												

По данным проведенного анализа выявлено, что максимальные значения удельной активности ^{137}Cs в растениях исследуемой территории не превышают ~ 4 Бк/кг, $^{90}\text{Sr} \sim 30$ Бк/кг, а содержание трансурановых элементов составляет менее единицы ($^{239+240}\text{Pu} \sim 0,6$ Бк/кг, $^{241}\text{Am} \sim 0,24$ Бк/кг). При этом Кн, особенно для радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$, несколько ниже, чем по результатам за 1999-2008 гг., что может быть связано как с процессами закрепления радионуклидов со временем почвенно-поглощающим комплексом [82], так и частично с недостаточным качеством ранее проводимых аналитических работ.

Таким образом, в результате критического анализа международных и экспериментальных материалов средними коэффициентами накопления ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в данной работе было принято считать значения, основанные на количественных и оценочных данных, полученных для степного разнотравья исследуемой территории в 2009 году, как наиболее адекватно отражающие ситуацию для данной территории. Средние коэффициенты накопления ^{151}Sm и ^{99}Tc выбраны на основании данных МАГАТЭ (2009 г.). Учитывая принятые значения Кн и средние значения удельной активности (УА) радионуклидов в почве, как для всей территории, так и для зоны с повышенными концентрациями трансурановых элементов, рассчитано среднее содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{151}Sm и ^{99}Tc в растениях (таблица 4.30).

Таблица 4.30

**Расчет удельной активности искусственных радионуклидов
в растениях на исследуемой территории**

Средние значения	Искусственные радионуклиды					
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	^{151}Sm	^{99}Tc
Кн	0,02	0,4	0,02	0,1	0,5	5
Средняя УА в почве, Бк/кг	17,2	10	4,1	0,8	1,4	0,3
Средняя максимальная УА в почве, Бк/кг	-	-	15,4	3,0	-	-
Расчетная УА в растениях (средняя), Бк/кг	0,344	4	0,08	0,08	0,7	1,5
Расчетная УА в растениях (средняя максимальная), Бк/кг	-	-	0,31	0,30	-	-
Допустимые уровни в растениях, Бк/кг	74	111	$\sim 10^*$	$\sim 10^*$	$\sim 1000^*$	$\sim 1000^*$
Примечание: * – предполагаемые допустимые уровни, см. ниже.						

Результаты расчета в целом не противоречат полученным аналитическим данным – значения средней расчетной удельной активности ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в растениях для всей исследуемой территории ниже содержания данных радионуклидов в растениях, отобранных с участков с повышенным уровнем загрязнения почв.

Предполагаемое содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях не превышает предельно-допустимых уровней радиоактивного загрязнения кормо-

вых растений (^{137}Cs – 74 Бк/кг, ^{90}Sr – 111 Бк/кг), установленных Минсельхозом Республики Казахстан (1994) [62].

Концентрация $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{151}Sm и ^{99}Tc в растениях не нормируется, однако, исходя из степени общей радиотоксичности каждого, можно предположить, что допустимые уровни по $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am будут ориентировочно на порядок меньше, а ^{151}Sm и ^{99}Tc – на порядок больше, чем по ^{90}Sr [58]. При этом предполагаемые допустимые уровни в растениях для всех перечисленных радионуклидов значительно выше как средних, так и средних максимальных для $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , расчетных значений УА в них.

4.6.3 Оценка качества растительного покрова и прогноз изменения радионуклидного загрязнения растительного покрова

Растительный покров исследуемой территории представлен в основном сухими степями. Содержание в растениях искусственного радионуклида ^{137}Cs не превышает 1%, ^{90}Sr – 4 % от предельно-допустимых уровней [62]. Концентрация $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{99}Tc в растениях составляет менее 1%, ^{151}Sm – менее 0,1% от предполагаемых допустимых уровней. Аномально высоких значений удельной активности естественных радионуклидов в растениях на данной территории не выявлено.

Уровень радионуклидного загрязнения растительного покрова, прежде всего, зависит от способности самих растений к накоплению радионуклидов и от степени доступности последних, определяемой почвенными характеристиками. Внесенные "свежие" радионуклиды в первый период пребывания в почве могут быть более доступными для усвоения растениями, чем в более поздние сроки, когда произошло старение радионуклидов. Интенсивность старения зависит от физико-химических свойств радионуклидов. Так, для ^{137}Cs характерно заметное уменьшение поступления в растения с течением времени, тогда как у ^{90}Sr подвижность в системе почва-растение меняется медленно [82].

По результатам оценки параметров накопления радионуклидов растениями для исследуемой территории, отражаемых коэффициентами накопления, в период с 1999 года и по настоящее время значимых изменений в радионуклидном загрязнении растительного покрова не установлено. Некоторое снижение значений коэффициентов накопления в 2009 году, по сравнению с данными за 1999-2008 гг., отмечено для радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$.

Приведенные факты позволяют сделать прогноз скорее о возможном снижении уровня радионуклидного загрязнения растительного покрова в будущем, чем о его возможном повышении.

Таким образом, растительный покров исследуемой территории с точки зрения характера его загрязнения, причем как на данный момент, так и на неограниченный период времени, в целом не представляет опасности для населения и может считаться пригодным для ведения соответствующих видов хозяйственной деятельности (в том числе, выпас сельскохозяйственных животных).

4.7 Оценка состояния животного мира по радиационному признаку. Прогноз изменения радионуклидного загрязнения организма ЖИВОТНЫХ

Исследования фауны северных территорий Семипалатинского испытательного полигона (СИП), включающие оценку содержания радионуклидов в организме диких животных, позволяют получить дополнительную информацию для принятия решения о возможности передачи данных земель в хозяйственное пользование.

Исследования содержания радионуклидов в организме некоторых видов животных, обитающих на участках СИП с различным уровнем радиоактивного загрязнения

Непосредственно в северной части СИП исследования содержания радионуклидов в организме диких животных не проводились. Выполнялись исследования концентрации радионуклида ^{137}Cs в организме некоторых видов животных, обитающих на территории полигона. Так, были обследованы 11 особей тушканчика прыгуна (*Allactaga saltator* Ewersm), обитающих непосредственно на отвалах "Атомного озера" (уровень I), где концентрация ^{137}Cs в почве достигает $3 \cdot 10^4$ Бк/кг. Содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs в данной группе животных варьирует в широких пределах – от 40 до 125 Бк/кг (рисунок 4.52).

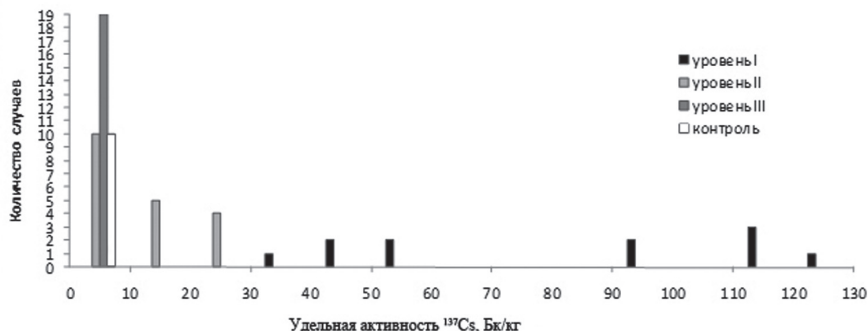


Рисунок 4.52. Гистограмма частоты встречаемости концентрации ^{137}Cs в организме тушканчика-прыгуна на территории пл. "Балапан" с разными уровнями загрязнения и территории, не относящейся к СИП (контроль)

В организме тушканчиков-прыгунов, обитавших на территории, прилегающей к "Атомному озеру" в радиусе 1-3 км (уровень II), где в местах отлова концентрация ^{137}Cs в почве достигает 50 Бк/кг, содержание ^{137}Cs имеет меньшие значения (от <1 -25 Бк/кг) (рисунок 4.52). Удельная активность ^{137}Cs в организмах больших тушканчиков (*Allactaga major* Kerr), обитающих на этой

же территории (уровень II), в среднем выше (разброс значений от <2-50 Бк/кг) (рисунок 4.53).

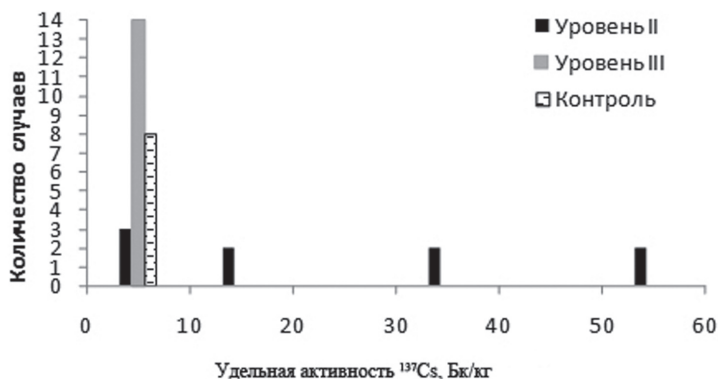


Рисунок 4.53. Гистограмма частоты встречаемости концентрации ^{137}Cs в организме большого тушканчика, обитающего на территории пл. Балапан"

В организме больших тушканчиков, отловленных на фоновом уровне (III уровень площадки "Балапан", 5-10 км от "Атомного озера"), техногенного радионуклида ^{137}Cs не обнаружено.

Исследование мышевидных грызунов показало, что в организме тушканчиков прыгунов, обитающих даже непосредственно на отвалах "Атомного озера", содержание ^{137}Cs не превышало 125 Бк/кг. В биологических тканях тушканчиков прыгунов, обитающих на территории, прилегающей к "Атомному озеру", содержание ^{137}Cs не превышало 30 Бк/кг, а в тушканчиках, отловленных с "чистых" территорий площадки "Балапан", концентрация ^{137}Cs была ниже предела измерения аппаратуры. Концентрация ^{137}Cs во всех случаях не превышала санитарно-гигиенические нормативы [59], которые по ^{137}Cs в мышечной и костной ткани составляют 160 Бк/кг.

Анализ результатов исследований диких животных, обитающих на ближайшем к северной части СИП радиационно-опасном объекте — испытательной площадке "4а" (БРВ), выявил, что концентрация ^{137}Cs в организме мышевидных грызунов в среднем находилась ниже предела измерения аппаратуры, и в единичных случаях достигала 6 и 8 Бк/кг.

Исследование концентрации радионуклида ^{137}Cs проводилось также в организме ящерицы прыткой (*Lacerta agilis* Linn.). Так, в организме ящерицы прыткой, обитающей на территории, прилегающей к радиоактивно-загрязненному водотоку штольни №176 испытательной площадки "Дегелен" (уровень I), содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs изменяется в диапазоне 330-610 Бк/кг (рисунок 4.54). Лишь в одной тушке ящерицы прыткой удельная активность на порядок ниже — 95 Бк/кг. Обследование территории отлова показало, что основное радиоактивное загрязнение приурочено к руслу водотока

штольни №176. Средняя концентрация ^{137}Cs в почве составила $2 \cdot 10^5$ Бк/кг, максимальные значения достигали $1,7 \cdot 10^6$ Бк/кг.

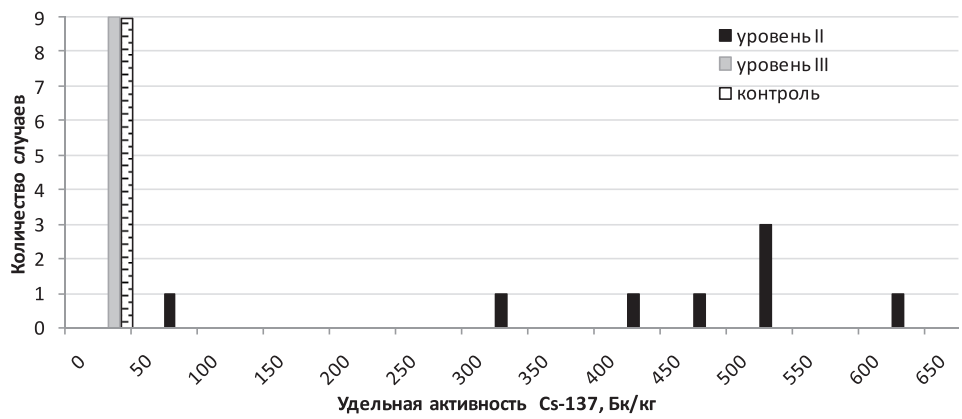


Рисунок 4. 54. Гистограмма частоты встречаемости концентрации ^{137}Cs в организме ящерицы прыткой, обитающей на радиоактивно-загрязненных берегах водотока штольни 176 (уровень II) и на удалении от радиоактивно-загрязненного водотока (уровень III)

В организме ящериц прытких, обитающих на территории площадки на удалении от берега радиоактивно-загрязненного водотока (уровень II), содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs падает до 50-10 Бк/кг.

В настоящее время данных о концентрации ^{90}Sr в организме диких животных, обитающих на территории СИП, нет, однако из исследований, проведенных на испытательных площадках СИП [81] (эксперимент описан в пункте 5.1.2.1), известно, что в организме овец, выпасаемых в условиях радиоактивного загрязнения, концентрация ^{90}Sr во внутренних органах и мышечной ткани не превышает допустимые уровни содержания ^{90}Sr в мясе [59], составляющие 50 Бк/кг, даже при кормлении животных растительностью с удельной активностью ^{90}Sr , достигающей $9,5 \cdot 10^4$ Бк/кг и при общем поступлении, превышающем $3,3 \cdot 10^7$ Бк.

Прогноз поступления радионуклидов в организм некоторых промысловых видов диких животных

В связи с отсутствием данных о содержании радионуклидов в организме диких животных, обитающих на исследуемой территории, проведен оценочный прогноз содержания радионуклидов в мясе промысловых видов животных на основании имеющихся данных о концентрации радионуклидов в компонентах окружающей среды (почве, растениях).

Дикие животные, являющиеся объектами пользования

Из 46 видов млекопитающих, обитающих на исследуемой территории, 11 относятся к объектам любительской охоты, из них 9 видов являются объектами промысловой охоты (таблица 4.31). Из 147 видов птиц 22 вида являются объектами любительской охоты, 18 видов - объектами промысловой охоты и 28 видов используются в иных хозяйственных целях (кроме охоты). 3 вида пресмыкающихся из 7 используются в иных хозяйственных целях (кроме охоты) [84].

Таблица 4.31

Млекопитающие, являющиеся объектами пользования

Отряд	Объекты охоты		
	Вид	Промысловая охота	Любительская (спортивная) охота
Хищные	Корсак (<i>Vulpes corsac</i>)	+	+
	Лисица (<i>V. vulpes</i>)	+	+
	Степной хорек (<i>M. eversmani</i>)	+	+
	Барсук (<i>Meles meles</i>)	+	+
Парнокопытные	Сибирская косуля (<i>Capreolus pygargus</i>)		+
	Сайгак (<i>Saiga tatarica</i>)	+	+
	Лось (<i>Alces alces</i>)		+
Грызуны	Степной сурок (<i>Marmota bobak</i>)	+	+
	Ондатра (<i>Ondatra zibeticus</i>)	+	+
Зайцеобразные	Заяц-русак (<i>Lepus europeus</i>)	+	+
	Заяц-беляк (<i>L. timidus</i>)	+	+

Оценка поступления радионуклидов в организм некоторых промысловых видов диких животных в случае обитания на исследуемой территории

В связи с отсутствием в литературе данных по коэффициенту перехода (Кп) радионуклидов в организм диких животных решено использовать максимальные Кп, встречаемые в литературе и принятые в ходе подготовки материалов исследования для прогноза поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных (таблица 5.10), а также Кп, полученные в ходе экспериментов на СИП.

В итоге используются Кп: по ^{137}Cs – $2,3 \cdot 10^{-1}$, ^{90}Sr – $1,1 \cdot 10^{-4}$ (максимальные Кп, полученные в ходе эксперимента с сельскохозяйственными животными на СИП (таблица 5.10)). По $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am приняты $6,0 \cdot 10^{-5}$ и $5 \cdot 10^{-4}$, соответственно (мясо КРС). Данные максимальные Кп выведены для парнокопытных сельскохозяйственных животных, поэтому проведена оценка возможной концентрации радионуклидов в организме диких парнокопытных животных – сайгака, сибирской косули и лося.

На основании данных о прогнозируемой концентрации радионуклидов в растительном корме, полученных путем расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве (таблица 5.5), и данных о суточной норме потребления пастбищного корма, рассчитаны данные максимально возможного годового и суточного поступления радионуклидов в организм диких животных в случае кормления на исследуемой территории. Результаты расчетов представлены в таблице 4.32.

Таблица 4.32

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов в организм диких животных на исследуемой территории

Вид животных	Средняя масса особи, кг	Потребление пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		²⁴¹ Am	
			годовое	суточное	годовое	суточное	годовое	суточное	годовое	суточное
Лось	350-400	18	2,3*10 ³	6,2	26280	72	539	1,5	526	1,4
Сайгак	50-60	3,5	439	1,2	5110	14	105	0,29	102	0,28
Сибирская косуля	50-60	3	377	1,0	4380	12	90	0,25	88	0,24

На основании данных о среднесуточном поступлении радионуклидов в организм животных (таблица 4.32) и выбранных для расчетов К_п проведена оценка возможных концентраций радионуклидов в организме диких животных. В таблице 4.30 приведены результаты прогнозируемой концентрации радионуклидов в мясе диких животных и допустимые значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [59]. Содержание радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в пищевых продуктах не нормируется, однако, ввиду того, что в НРБ-99 (Приложение П-2) предел годового поступления с пищей для населения на порядок меньше, чем аналогичная величина для ⁹⁰Sr (²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 2,4*10³ Бк/год, ²⁴¹Am – 2,7*10³ Бк/год, ⁹⁰Sr – 1,3*10⁴ Бк/год) и с учетом их большой радиотоксичности, можно предположить, что допустимые уровни по ним будут на порядок меньше, чем по ⁹⁰Sr [58]. Допустимые уровни для ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в таблицах 4.33, 4.37 приведены из этого расчета.

Прогнозные величины, полученные в ходе исследований, намного ниже допустимых концентраций радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [59].

Таблица 4.33

**Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов
в мясе диких животных**

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Мясо (лось)	1,42 (320)	$7,9 \cdot 10^{-3}$ (100)	$8,9 \cdot 10^{-5}$ (32)	$7,2 \cdot 10^{-4}$ (32)
Мясо (сайгак)	0,28 (320)	$1,5 \cdot 10^{-3}$ (100)	$1,7 \cdot 10^{-5}$ (32)	$1,4 \cdot 10^{-4}$ (32)
Мясо (сибирская косуля)	0,24 (320)	$1,32 \cdot 10^{-3}$ (100)	$1,5 \cdot 10^{-5}$ (32)	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (32)

Оценка поступления радионуклидов в организм некоторых промысловых видов диких животных в случае обитания на прилегающих радиационно-опасных объектах

Ближайшие радиационно-опасные объекты, расположенные около исследуемой территории, – испытательные площадки "4а" и "Опытное поле". В данном оценочном расчете рассматривается возможность употребления промысловыми видами животных с большим радиусом активности (10-15 км) радиоактивно-загрязненного корма с загрязненных участков испытательной площадки "4а", расположенной от исследуемой территории в непосредственной близости. На территории площадки "4а" обнаружено около 30 участков локального радиоактивного загрязнения со средними размерами 50x100 м общей площадью 4,5 км². Средние концентрации радионуклидов в почве данных локальных участков составляют для ^{90}Sr – 10^6 , ^{137}Cs – 10^3 , ^{241}Am – 10^3 Бк/кг.

Выделенные на основании радиуса активности животных при кормлении условные зоны выпаса включают в себя полностью территорию площадки "4а" (рисунок 4.55). Исходные данные, используемые при расчете, приведены в таблице 4.34.

В таблице 4.34 приведены доли пастбищного корма от суточной нормы, которую животные могут поедать в процессе кормления на радиационно-загрязненной и на "чистой" территориях. На основании Кп радионуклидов из почвы в степное разнотравье (таблица 5.4) рассчитана возможная концентрация радионуклидов в растительном корме на локальных участках радиоактивного загрязнения площадки "4а". За содержание радионуклидов в растительном корме "чистой" территории взяты расчетные значения для степного разнотравья исследуемой территории, приведенные в п. 5.1 (таблица 5.5). Концентрации радионуклидов в растительном корме условных участков выпаса приведены в таблице 4.35.

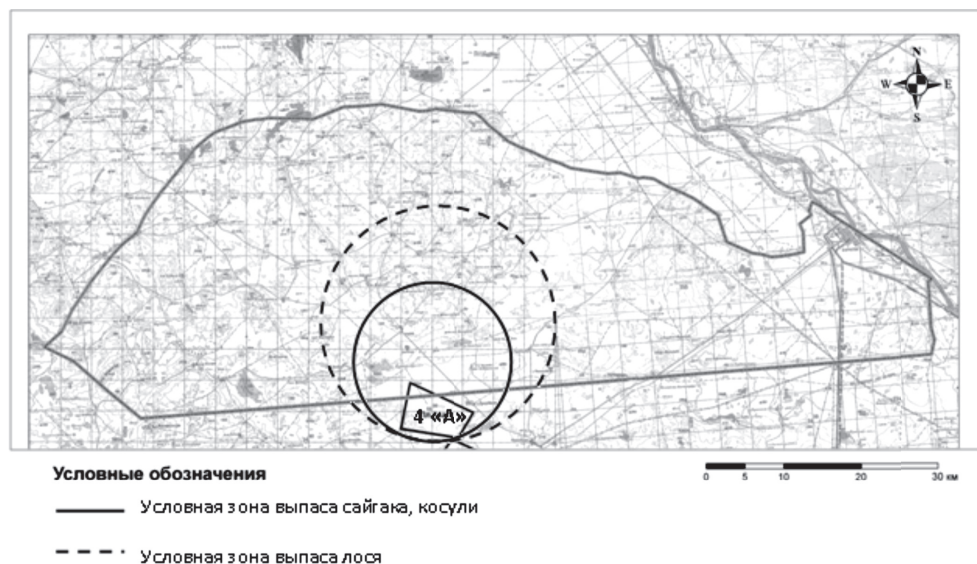


Рисунок 4.55. Условные зоны выпаса, используемые в оценочном прогнозе

Таблица 4.34

Исходные данные, используемые для оценки возможной активности мяса диких животных

Вид животных	Потребление пастбищного корма (на сухой вес), кг	Радиус активности при кормлении, км	Площадь выпаса, кв. км	Площадь локальных загрязненных участков площадки "4а"		Потребление пастбищного корма, кг	
				кв. км	% от зоны выпаса	с условно чистых участков	с условно грязных участков
Лось	18	15	706,9	4,5	0,64	17,88	0,12
Сайгак	3,5	10	314,2	4,5	1,4	3,45	0,049
Сибирская козуля	3	10	314,2	4,5	1,4	2,6	0,042

Таблица 4.35

Концентрация радионуклидов в растительном корме условных участков выпаса

Вид радионуклида	Концентрация радионуклидов в растительном корме, Бк/кг	
	условно грязный участок	условно чистый участок
^{137}Cs	$2,0 \cdot 10^1$	$3,4 \cdot 10^{-1}$
^{90}Sr	$4,0 \cdot 10^5$	4,0
^{241}Am	$1,0 \cdot 10^2$	$8,0 \cdot 10^{-2}$

На основании полученных данных (таблицы 4.34, 4.35) рассчитано среднесуточное поступление радионуклидов в организм диких животных при учете возможности выпаса на площадке "4а" (таблица 4.36).

Таблица 4.36

**Среднесуточное поступление радионуклидов
в организм диких животных**

Вид животных	Среднесуточное поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
Лось	8,5	48072	13,4
Сайгак	2,2	19614	5,2
Сибирская косуля	1,72	16810	4,4

На основании данных о среднесуточной концентрации и принятых Кп рассчитаны прогнозные значения удельной активности радионуклидов в мясе диких животных в случае обитания на прилегающем радиационно-опасном объекте – площадке "4а" (таблица 4.37).

Таблица 4.37

**Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов
в мясе диких животных**

Вид животных	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)		
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
Лось	2,0 (320)	5,29 (100)	$6,7 \cdot 10^{-3}$ (32)
Сайгак	0,5 (320)	2,16 (100)	$2,6 \cdot 10^{-3}$ (32)
Сибирская косуля	0,4 (320)	1,85 (100)	$2,2 \cdot 10^{-3}$ (32)

Полученные прогнозируемые значения удельной активности ^{137}Cs в мясе диких животных в случае их обитания на прилегающем радиационно-опасном объекте – площадке "4а" – выше аналогичных полученных значений на исследуемом участке в 2 раза, ^{90}Sr – на 3 порядка, ^{241}Am на 1 порядок. Однако и в данном случае прогнозные величины намного ниже допустимых концентраций радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [59].

Анализ приведенных данных показывает, что присутствие радионуклидов в организме диких животных обусловлено непосредственно обитанием этих животных на участках с радиоактивным загрязнением (отвалы "Атомного озера",

берега радиоактивно-загрязненного водотока). Причем в организме тушканчиков прыгунов с самых "загрязненных" мест обитания концентрация радионуклидов находится на приемлемом уровне. Это может объясняться пятнистым характером радионуклидного загрязнения территории СИП и большим радиусом активности исследуемых животных. Так, радиус активности тушканчиков прыгунов в ходе кормления может превышать 5 км. Вследствие этих факторов процент содержания радиоактивно-загрязненного корма в рационе этих животных не позволяет достигать больших концентраций радионуклидов в организме. Этим же объясняются низкие концентрации радионуклидов (как прогнозные, так и фактические) в организме диких животных, обитающих на радиационно-опасном объекте – испытательной площадке "4а" (БРВ), радионуклидное загрязнение которой имеет пятнистый характер.

Иная ситуация с содержанием ^{137}Cs в организме ящерицы прыткой. В силу ее низкого радиуса активности (40 м, [85]) концентрация ^{137}Cs в организме этого вида достигает больших значений (610 Бк/кг) в случае ее обитания непосредственно на радиоактивно-загрязненном участке. При удалении от радиоактивного водотока на пару сотен метров концентрация ^{137}Cs резко падает.

Из вышесказанного можно с уверенностью сказать, что концентрация техногенных радионуклидов в организме диких животных, обитающих на "северной" территории СИП, будет находиться на приемлемом уровне, даже с учетом их миграции с ближайших испытательных площадок СИП, так как почти у всех животных (млекопитающих), которые являются объектами охоты, радиус активности во время кормления превышает 5-7 км, а у парнокопытных – 15-20 км и более. Животные, имеющие небольшой радиус активности, обитающие на радиационно-опасных участках испытательных площадок "Опытное поле" и "4а", в силу своих экологических особенностей не смогут достигнуть северной части СИП.

Прогнозные величины концентрации радионуклидов в мясе диких промысловых животных, полученные в ходе исследований, намного ниже допустимых значений содержания радионуклидов, несмотря на то, что при прогнозе учитывалась возможность выпаса на территории радиационно-опасного объекта – площадки "4а".

Таким образом, фауна исследуемой территории не представляет опасности для людей в случае использования ее представителей, являющихся объектами охоты, в пищу.

Глава 5

ОЦЕНКА РАДИАЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ПРОДУКЦИИ, ПРОИЗВОДИМОЙ НА ТЕРРИТОРИИ ИССЛЕДУЕМОГО РАЙОНА

5.1 Сельскохозяйственная продукция

5.1.1. Теоретическая оценка уровней загрязненности растениеводческой продукции на основе экспериментальных данных о загрязнении почвы

Для оценки уровней загрязненности сельскохозяйственной продукции растительного происхождения необходимы данные по концентрации радионуклидов в почвах исследуемой территории и коэффициенты перехода (K_n) радионуклидов в различные виды растениеводческой продукции:

$$K_n = \frac{C_{\text{раст.}}}{C_{\text{почва}}}, \text{ где}$$

K_n — коэффициент перехода;

$C_{\text{раст.}}$ — концентрация радионуклидов в растении (Бк/кг);

$C_{\text{почва}}$ — концентрация радионуклидов в почве.

5.1.1.1 Выбор коэффициентов перехода

Выбор коэффициентов перехода на основе литературных данных

В 2009 г. МАГАТЭ опубликованы материалы "Количественные параметры переноса радионуклидов в наземной и пресноводной окружающей среде для радиологической оценки", в которых приведены K_n радионуклидов в растениеводческую продукцию (таблица 5.1) [81].

Таблица 5.1

**Коэффициенты перехода ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am
в растениеводческую продукцию**

Вид продукции	Кп			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Зерновые злаки	$4,3 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Кукуруза	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$9,6 \cdot 10^{-4}$
Листовые овощи	$1,8 \cdot 10^{-1}$	2,0	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
Плоды (помидоры, огурцы)	$9,4 \cdot 10^{-2}$	1,5	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$
Бобовые (семена)	$4,3 \cdot 10^{-2}$	1,5	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$
Картофель (клубни)	$4,6 \cdot 10^{-2}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$9,9 \cdot 10^{-4}$	$9,1 \cdot 10^{-4}$
Корнеплоды (корни)	$5,3 \cdot 10^{-2}$	1,3	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$8,6 \cdot 10^{-4}$

Для оценки коэффициентов перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственные культуры были обобщены и проанализированы данные для 7 областей России за 1987-1993 гг. Анализ данных показал, что для одного и того же типа почв, в зависимости от гранулометрического состава, накопление радионуклида изменяется от 1,5 до 7 раз [86]. Максимальные значения Кп ^{137}Cs для легко- и среднесуглинистых почв приведены в таблице 5.2.

Таблица 5.2

**Коэффициенты перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственные культуры
на легко- и среднесуглинистых почвах**

Вид продукции	Кп ^{137}Cs	Вид продукции	Кп ^{137}Cs
Рожь озимая, зерно	$1,1 \cdot 10^{-1}$	Кукуруза, вегетативная масса	$2,9 \cdot 10^{-1}$
Пшеница озимая, зерно	$1,1 \cdot 10^{-1}$	Картофель, клубни	$1,3 \cdot 10^{-1}$
Ячмень, зерно	$1,7 \cdot 10^{-1}$	Свекла, (корнеплоды)	$1,3 \cdot 10^{-1}$
Овес, зерно	$2,1 \cdot 10^{-1}$		

Выбор коэффициентов перехода на основе экспериментальных данных, полученных по СИП

Исследованиями, проведенными на территории степной зоны СИП (пл. "Балапан", пл. "Опытное поле", северная часть СИП), установлены Кп из почвы в растения для степного разнотравья (таблица 5.3).

Таблица 5.3

**Коэффициенты перехода ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am
в степное разнотравье**

Радионуклид	N	Кп	Радионуклид	N	Кп
^{137}Cs	108	$2 \cdot 10^{-2}$	$^{239+240}\text{Pu}$	59	$2,0 \cdot 10^{-2}$
^{90}Sr	106	$4,0 \cdot 10^{-1}$	^{241}Am	15	$1,0 \cdot 10^{-1}$

Исследования миграции радионуклидов в сельскохозяйственную растениеводческую продукцию на территории СИП не проводились.

Принятые коэффициенты перехода

Ввиду того, что на территории СИП исследования миграции радионуклидов из почвенного покрова в зерновые злаки и огородные культуры ранее не проводились, для прогноза были приняты максимальные Кп, встречаемые в литературе (таблица 5.4). Для оценки содержания радионуклидов в сене приняты Кп радионуклидов в степное разнотравье, полученные в результате исследований на СИП (таблица 5.4).

Таблица 5.4

**Принятые для прогноза коэффициенты перехода
 ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в растениеводческую продукцию**

Вид продукции	Кп			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Зерновые злаки				
Рожь	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Пшеница	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Ячмень	$1,7 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Овес	$2,1 \cdot 10^{-1}$	$1,6 \cdot 10^{-1}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Кормовая продукция				
Сено (степное разнотравье)	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$
Кукуруза	$2,9 \cdot 10^{-1}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-1}$
Листовые овощи				
Капуста, шпинат, листовой сельдерей, салаты	$1,8 \cdot 10^{-1}$	2,0	$2,8 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
Бобовые				
Фасоль, горох	$4,3 \cdot 10^{-2}$	1,5	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$
Плодовые овощи				
Помидоры, огурцы, перец, баклажаны	$9,4 \cdot 10^{-2}$	1,5	$8,5 \cdot 10^{-5}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$
Корнеклубнеплоды				
Картофель	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	$9,9 \cdot 10^{-4}$	$9,1 \cdot 10^{-4}$
Свекла и морковь (корнеплоды)	$1,3 \cdot 10^{-1}$	1,3	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$8,6 \cdot 10^{-4}$

5.1.1.2 Оценка содержания радионуклидов в растениеводческой продукции

Для оценки уровней загрязненности сельскохозяйственной продукции растительного происхождения использовались данные о средней концентрации радионуклидов в почвах исследуемой территории и коэффициенты перехода (Кп) радионуклидов в различные виды растениеводческой продукции, принятые на основании анализа литературных данных и результатов исследований на СИП (таблица 5.5).

В ходе подготовки материалов комплексного обследования, на основании проработки большого массива радиоаналитических данных, были приняты средние концентрации радионуклидов для исследуемой территории: для ^{137}Cs – 17,2, ^{90}Sr – 10, $^{239+240}\text{Pu}$ – 4,1, ^{241}Am – 0,8 Бк/кг. Эти значения использовались для расчета содержания радионуклидов в степном разнотравии. Исходя из того, что принятые для расчета коэффициенты перехода радионуклидов в огородную продукцию были получены для слоя почвы 0-20 см [81], был произведен расчет удельной активности радионуклидов в слое почвы 0-20 см. Расчет проведен на основании средних значений концентрации радионуклидов в почвах исследуемой территории (слой 0-5 см) и на основании данных о характере распределения радионуклидов в каштановых почвах исследуемой территории, приведенных выше в пункте 4.1 (Таблица 4.1). Распределение радионуклидов в каштановых почвах взято за основу в связи с тем, что более 90 % почв исследуемой территории, согласно схематической почвенной карте северной части СИП (Рисунок 1.10, цв. блок) являются каштановыми. Так как данных о профилном распределении ^{90}Sr на северной части СИП получено не было, вследствие низкого уровня радиоактивного загрязнения этим радионуклидом, для расчета использовались данные о характере распределения ^{90}Sr в каштановых почвах СИП, полученные в 2010 г. За характер распределения для радионуклидов ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am взято среднее процентное распределение радионуклидов по слоям почвы, рассчитанное на основании данных по семи почвенным разрезам, для радионуклида ^{90}Sr – по двум почвенным разрезам. Так как имеются данные о распределении радионуклидов только до глубины 15 см, было принято, что в слое 15–20 см концентрация радионуклидов равна нулю. Как правило, на исследуемой территории в каштановых почвах в слое 10–15 см удельная активность радионуклидов близка к нижним пределам измерения аппаратуры. Для радионуклидов среднее распределение по слоям 0–5, 5–10, 10–15 см составило: для ^{137}Cs – 95,6; 2,9 и 1,5 % соответственно; для $^{239+240}\text{Pu}$ – 96,2; 1,5 и 2,3 % соответственно; для ^{241}Am – 69,8; 12,3 и 17,9 % соответственно; для ^{90}Sr – 62,3; 23 и 14,6 % соответственно.

Таким образом, полученные средние значения удельной активности почвы (слой 0–20 см) составили: для ^{137}Cs – 4,5, ^{90}Sr – 2,8, $^{239+240}\text{Pu}$ – 1,1, ^{241}Am – 0,3 Бк/кг.

Расчитанные в итоге значения содержания радионуклидов в растениеводческой продукции были получены для сухой массы растительной продукции, поэтому для пересчета их на сырую массу использовались

данные о процентном содержании сухой массы в растениях, приведенные в рекомендациях МАГАТЭ [81].

Прогноз концентрации радионуклидов рассчитывался по формуле:

$$C_{\text{прогноз}} = C_{\text{почва}} \times K_n \times \frac{K_{\%}}{100}, \text{ где}$$

$C_{\text{прогно}}$ – прогнозируемое содержание (Бк/кг);

$C_{\text{почва}}$ – средняя концентрация радионуклидов в почве (Бк/кг);

K_n – коэффициент перехода;

$K_{\%}$ – процент содержания сухого вещества в общей массе растения.

В таблице 5.5 приведены результаты прогнозируемой концентрации радионуклидов в растениеводческой продукции, в случае ее производства на исследуемой территории, и допустимые значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [59]. Допустимые уровни для $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в таблицах 5.5, 5.6 рассчитаны как в пункте 4.7.

Таблица 5.5

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (на сырую массу) в случае ее получения на исследуемой территории (расчет на основании средних концентраций радионуклидов в почве исследуемой территории)

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Зерновые злаки				
Рожь	$4,3 \cdot 10^{-1}$ (70)	$5,6 \cdot 10^{-1}$ (40)	$4,4 \cdot 10^{-5}$ (4,0)	$4,2 \cdot 10^{-3}$ (4,0)
Пшеница	$4,4 \cdot 10^{-1}$ (70)	$5,7 \cdot 10^{-1}$ (40)	$4,4 \cdot 10^{-5}$ (4,0)	$4,3 \cdot 10^{-3}$ (4,0)
Ячмень	$6,6 \cdot 10^{-1}$ (70)	$5,6 \cdot 10^{-1}$ (40)	$4,4 \cdot 10^{-5}$ (4,0)	$4,2 \cdot 10^{-3}$ (4,0)
Овес	$8,2 \cdot 10^{-1}$ (70)	$5,6 \cdot 10^{-1}$ (40)	$4,4 \cdot 10^{-5}$ (4,0)	$4,2 \cdot 10^{-3}$ (4,0)
Кормовая продукция				
Сено (степное разнотравье)	$3,4 \cdot 10^{-1}$ (74*)	4 (111*)	$8,2 \cdot 10^{-2}$ (11,1)	$8 \cdot 10^{-2}$ (11,1)
Кукуруза	1,1 (70)	1,4 (40)	$2,7 \cdot 10^{-6}$ (4,0)	$7,1 \cdot 10^{-2}$ (4,0)
Листовые овощи				
Капуста	$9,7 \cdot 10^{-2}$ (600)	$9,6 \cdot 10^{-1}$ (200)	$3,6 \cdot 10^{-5}$ (20)	$8,3 \cdot 10^{-6}$ (20)
Шпинат	$6,5 \cdot 10^{-2}$ (600)	$6,4 \cdot 10^{-1}$ (200)	$2,4 \cdot 10^{-5}$ (20)	$5,5 \cdot 10^{-6}$ (20)
Листовой сельдерей, салаты	$4,9 \cdot 10^{-2}$ (600)	$4,8 \cdot 10^{-1}$ (200)	$1,8 \cdot 10^{-5}$ (20)	$4,1 \cdot 10^{-6}$ (20)
Бобовые				
Фасоль, Горох	$1,6 \cdot 10^{-1}$ (50)	5,1 (60)	$6,1 \cdot 10^{-5}$ (6,0)	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (6,0)
Плодовые овощи				
Помидоры, перец, баклажаны	$2,5 \cdot 10^{-2}$ (600)	$3,6 \cdot 10^{-1}$ (200)	$5,4 \cdot 10^{-6}$ (20)	$1,4 \cdot 10^{-5}$ (20)
Огурцы	$2,1 \cdot 10^{-2}$ (600)	$3,0 \cdot 10^{-1}$ (200)	$4,5 \cdot 10^{-6}$ (20)	$1,3 \cdot 10^{-5}$ (20)
Корнеклубнеплоды				
Картофель	$1,2 \cdot 10^{-1}$ (120)	$4,5 \cdot 10^{-1}$ (40)	$2,2 \cdot 10^{-4}$ (4,0)	$5,5 \cdot 10^{-5}$ (4,0)
Свекла (корнеплоды)	$9,4 \cdot 10^{-2}$ (600)	$8,4 \cdot 10^{-1}$ (200)	$2,9 \cdot 10^{-4}$ (20)	$3,9 \cdot 10^{-5}$ (20)
Морковь (корнеплоды)	$8,2 \cdot 10^{-2}$ (600)	$7,3 \cdot 10^{-1}$ (200)	$2,5 \cdot 10^{-4}$ (20)	$3,5 \cdot 10^{-5}$ (20)
*Примечание: допустимые уровни для кормовой растительности (травы, сено) установлены Минсельхозом Республики Казахстан (^{137}Cs – 74 Бк/кг, ^{90}Sr – 111 Бк/кг) [62]				

На изучаемой территории в ходе исследований выделена зона повышенных концентраций трансурановых элементов. На основании средних значений концентраций радионуклидов в почве этой зоны ($^{239+240}\text{Pu}$ – 15,4, ^{241}Am – 3,7 Бк/кг), приведенных для слоя почвы 0–5 см, произведен расчет удельной активности слоя почвы 0–20 см (способом, описанным ранее). Полученные средние значения удельной активности радионуклидов для слоя почвы 0–20 см зоны повышенных концентраций трансурановых элементов составили: для $^{239+240}\text{Pu}$ – 4,0, ^{241}Am – 1,3 Бк/кг. На основании этих данных рассчитаны прогнозные концентрации данных радионуклидов в продукции растениеводства. Результаты представлены ниже (таблица 5.6).

Таблица 5.6

Прогнозируемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции (сырой массе) в случае ее получения в зоне повышенных концентраций трансурановых элементов

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)	
	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Зерновые злаки		
Рожь	$1,6 \cdot 10^{-4}$ (4,0)	$1,6 \cdot 10^{-2}$ (4,0)
Пшеница	$1,7 \cdot 10^{-4}$ (4,0)	$1,6 \cdot 10^{-2}$ (4,0)
Ячмень	$1,6 \cdot 10^{-4}$ (4,0)	$1,6 \cdot 10^{-2}$ (4,0)
Овес	$1,6 \cdot 10^{-4}$ (4,0)	$1,6 \cdot 10^{-2}$ (4,0)
Кормовая продукция		
Сено (степное разнотравье)	$7,7 \cdot 10^{-1}$ (11,1)	$3,7 \cdot 10^{-1}$ (11,1)
Кукуруза	$1,0 \cdot 10^{-5}$ (4,0)	$2,7 \cdot 10^{-1}$ (4,0)
Листовые овощи		
Капуста	$1,3 \cdot 10^{-4}$ (20)	$3,1 \cdot 10^{-5}$ (20)
Шпинат	$9,0 \cdot 10^{-5}$ (20)	$2,1 \cdot 10^{-5}$ (20)
Листовой сельдерей, салаты	$6,7 \cdot 10^{-5}$ (20)	$1,6 \cdot 10^{-5}$ (20)
Бобовые		
Фасоль, Горох	$2,3 \cdot 10^{-4}$ (6,0)	$1,4 \cdot 10^{-3}$ (6,0)
Плодовые овощи		
Помидоры, перец, баклажаны	$2,0 \cdot 10^{-5}$ (20)	$5,1 \cdot 10^{-5}$ (20)
Огурцы	$1,7 \cdot 10^{-5}$ (20)	$4,3 \cdot 10^{-5}$ (20)
Корнеклубнеплоды		
Картофель	$8,3 \cdot 10^{-4}$ (4,0)	$2,1 \cdot 10^{-4}$ (4,0)
Свекла (корнеплоды)	$1,1 \cdot 10^{-3}$ (20)	$1,5 \cdot 10^{-4}$ (20)
Морковь (корнеплоды)	$9,5 \cdot 10^{-4}$ (20)	$1,3 \cdot 10^{-4}$ (20)

Результаты показали, что даже в случае выращивания сельскохозяйственных растений на участках с максимальными концентрациями радионуклидов, их содержание в растениеводческой продукции не будет превышать допустимые концентраций радионуклидов в пищевых продуктах.

5.1.2 Теоретическая оценка уровней загрязненности животноводческой продукции

Для оценки содержания радионуклидов в животноводческой продукции, как и растениеводческой, используются коэффициенты перехода (отношение концентрации радионуклидов в продукции животноводства к суточному поступлению с рационом).

5.1.2.1 Выбор коэффициентов перехода

Выбор коэффициентов перехода на основе литературных данных

Загрязнение животноводческой продукции можно рассчитать, исходя из уровней загрязнения кормов, с помощью коэффициентов перехода. В таблице 5.7 приведены коэффициенты перехода, взятые из "Справочника МАГАТЭ по значениям параметров, используемых при прогнозе миграции радионуклидов в природных средах средних широт", опубликованного в 1994 г. [87].

Таблица 5.7

Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в животноводческую продукцию [88]

Вид продукции	Кп	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Крупный рогатый скот		
молоко	$7,9 \cdot 10^{-3}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$
мясо (говядина)	$5,1 \cdot 10^{-2}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$
Овцы		
молоко	$5,8 \cdot 10^{-2}$	$5,6 \cdot 10^{-2}$
мясо (баранина)	$4,9 \cdot 10^{-1}$	$3,3 \cdot 10^{-1}$
Козы		
молоко	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$
мясо	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$
Домашняя птица		
мясо	12,0	$8,0 \cdot 10^{-2}$
яйца	$4,5 \cdot 10^{-1}$	$1,8 \cdot 10^{-1}$

В опубликованных МАГАТЭ в 2009 г. материалах [81] приведены коэффициенты перехода радионуклидов в животноводческую продукцию (таблица 5.8).

Таблица 5.8

Коэффициенты перехода ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в животноводческую продукцию [86]

Вид продукции	Кп			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Крупный рогатый скот				
молоко	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$
мясо (говядина)	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$

Вид продукции	Кп			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Овцы				
молоко	$7,7 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	-
мясо (баранина)	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$
Козы				
молоко	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	-	$6,9 \cdot 10^{-6}$
мясо	$4,8 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	-	-
Домашняя птица				
мясо	3,0	$2,3 \cdot 10^{-2}$	-	-
яйца	$4,3 \cdot 10^{-3}$	$8,8 \cdot 10^{-1}$	-	-

В Республике Беларусь, имеющей большой опыт по ведению сельского хозяйства на радиоактивно-загрязненных территориях, издано руководство по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения, где приведены коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr из рациона в продукцию животноводства, полученные в результате исследований Белорусским НИИ радиологии (таблица 5.9) [88]. Данные коэффициенты рекомендуются для прогноза содержания радионуклидов в продуктах животноводства учеными Российской Федерации [89].

Таблица 5.9

Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в животноводческую продукцию (Белорусский НИИ радиологии) [88, 89]

Продукт	Кп	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Крупный рогатый скот		
молоко	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
мясо (говядина)	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$
Овцы		
мясо (баранина)	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Домашняя птица		
мясо кур	4,5	$2,0 \cdot 10^{-3}$
яйца	$3,5 \cdot 10^{-2}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$

В работе английских авторов коэффициент перехода (Кп) ^{137}Cs у овец из загрязненного корма в мышцы составил $5,7 \cdot 10^{-1}$, в почки – $5,0 \cdot 10^{-1}$, в печень – $3,3 \cdot 10^{-1}$ [90]. Чешские авторы определяли Кп ^{137}Cs в звене корм-молоко, и он составил $4,8 \cdot 10^{-3}$, а Кп ^{90}Sr – $2,4 \cdot 10^{-3}$. В звене корм-говядина, соответственно, $2,1 \cdot 10^{-3}$ и $6,9 \cdot 10^{-3}$ [91]. При загрязнении сена естественных угодий (в Англии) 550 Бк/кг сырой массы по ^{137}Cs Кп в мясо коров составил $2,3 \cdot 10^{-2}$ а в молоко – $1,1 \cdot 10^{-2}$ [92]. В Великобритании в 1977-1986 гг. при пастбищном содержании коров Кп из корма в молоко по ^{137}Cs составил $4,0 \cdot 10^{-3}$, по ^{90}Sr – $1,0 \cdot 10^{-3}$ [93]. Кп в молоко из различных видов корма в Великобритании по ^{137}Cs из глобальных выпадений составил для коров: из сена – $2,0 \cdot 10^{-3}$, из зеленой массы – $4,0 \cdot 10^{-3}$. Из зеленой массы после чернобыльских выпадений – $1,4 \cdot 10^{-2}$ [94].

Выбор коэффициентов перехода на основе исследований на СИП

Краткое описание эксперимента. Для получения коэффициентов перехода в сельскохозяйственную продукцию животного происхождения на территории СИП проведены натурные эксперименты с сельскохозяйственными животными. В качестве экспериментальных животных выбраны двухгодовалые бараны казахской курдючной грубошерстной (Едильбаевской) породы. В первом случае животные выпасались в условиях радиоактивного загрязнения [83, 95], во втором кормление радиоактивным рационом проводилось стойловым способом [95].

Местом проведения эксперимента выбраны радиоактивно-загрязненные экосистемы водотоков штолен № 176 и № 177, расположенных на площадке "Дегелен". Животные завозились с хозяйств, расположенных на территории, не имеющей радиоактивного загрязнения (Майский район Павлодарская область).

Для оценки поступления радионуклидов в организм экспериментальных животных проводился учет суточного рациона (растительность, вода) и контроль концентрации радионуклидов в нем. После окончания срока выпаса животные забивались с отбором проб тканей (мышечной, костной и кожной) и органов (сердце, печень, легкие, почки) на радионуклидные анализы.

Рекомендуемые коэффициенты перехода по результатам эксперимента. На основании полученных данных о среднесуточном поступлении радионуклидов в организм экспериментальных животных и концентрации радионуклидов в тканях и органах рассчитаны коэффициенты перехода (K_p) радионуклидов из рациона в ткани и органы сельскохозяйственных животных. Коэффициенты, полученные при выпасе и стойловом кормлении, имеют близкие значения [95]. Максимальные K_p , полученные при пастбищном кормлении, приведены в таблице 5.10.

Таблица 5.10

Максимальные значения коэффициентов перехода ^{137}Cs и ^{90}Sr в ткани и органы овец по результатам эксперимента

Вид органа (ткани)	K_p	
	^{137}Cs	^{90}Sr
мясо	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$
сердце	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$
печень	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$
почки	$1,5 \cdot 10^{-1}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
легкие	$9,8 \cdot 10^{-1}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$
кости	$8,4 \cdot 10^{-1}$	$3,4 \cdot 10^{-1}$

Принятые коэффициенты перехода

Проведенный анализ литературных и экспериментальных данных показал, что K_p ^{137}Cs в молоко и мясо КРС и МРС (бараны и козы) находятся в одном порядке. Имеются различия в K_p ^{137}Cs в мясо кур (2 порядка) и яйца (3 порядка).

Кп ^{90}Sr в молоко КРС и МРС (бараны и козы) и козье мясо находятся в одном порядке. Кп в мясо КРС, мясо кур и яйца имеют различия в 2 порядка, а в баранину – 3 порядка. Кп $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am для некоторых видов животноводческой продукции приводятся в одном источнике МАГАТЭ [81].

На основании проведенного анализа решено применить для прогноза концентрации радионуклидов наиболее высокие значения коэффициентов перехода для различных видов сельскохозяйственной продукции, встречаемые в литературе. Для прогноза содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в баранине приняты максимальные Кп, полученные в ходе постановки экспериментов на СИП. Для мяса и молока лошади в литературных источниках Кп не найдены, поэтому для них взяты Кп, принятые для КРС. В результате приняты коэффициенты перехода (таблица 5.11).

Таблица 5.11

Принятые для прогноза коэффициенты перехода ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в животноводческую продукцию

Вид продукции	Кп			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Лошадь				
молоко (кумыс)	$5,1 \cdot 10^{-2}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$
мясо (конина)	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
Крупный рогатый скот				
молоко	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
мясо (говядина)	$5,1 \cdot 10^{-2}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$	$6,0 \cdot 10^{-5}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$
Овцы				
молоко	$7,7 \cdot 10^{-2}$	$5,6 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	-
мясо (баранина)	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$
Козы				
молоко	$1,3 \cdot 10^{-1}$	$2,8 \cdot 10^{-2}$	-	$6,9 \cdot 10^{-6}$
мясо	$4,8 \cdot 10^{-1}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	-	-
Домашняя птица				
мясо	12,0	$8,0 \cdot 10^{-2}$	-	-
яйца	$4,5 \cdot 10^{-1}$	$8,8 \cdot 10^{-1}$	-	-

5.1.2.2 Оценка содержания радионуклидов в животноводческой продукции

При прогнозе концентрации радионуклидов в продукции животноводства учитывается их концентрация в рационе и коэффициенты перехода (Кп) из рациона в продукцию. Прогноз содержания радионуклидов в продуктах животноводства ($C_{\text{прод}}$) рассчитывают по формуле:

$$C_{\text{прод}} = C_{\text{рац}} \times Kп \text{ , где}$$

$C_{\text{рац}}$ – активность радионуклидов суточного рациона, Бк;
 $K_{\text{п}}$ – коэффициент перехода радионуклида из рациона в 1 л (кг) продукции.

Среднесуточное поступление с рационом складывалось из следующих показателей – поступление радионуклидов с растительным кормом, поступление с частицами почвы на растениях и поступление с заглатываемой почвой с поверхности земли.

Для расчета поступления радионуклидов с частицами почвы на растительном корме (пылью) проведено экспериментальное определение количества почвенных частиц на растениях. Для этого проведены смывы с основных доминантных степных растений (19 смывов). Среднее значение количества почвенных частиц с килограмма сухой массы растений для разных видов растительности различны: для типчака – 10,1 г, полыни – 11,6 г, житняка – 6,2 г, ковыля – 5,1 г. В итоге для расчета поступления с пылью растений было принято среднее значение для степного разнотравья – 8,1 г/кг, рассчитанное по всем имеющимся значениям.

Расчет суточного поступления радионуклидов с почвой, заглатываемой животными при выпасе, проведен исходя из того, что за пастбищный период КРС может потреблять до 600 кг почвы, МРС до 75 кг почвы [96, 97]. Таким образом, суточное поступление почвы для лошадей и КРС составило 1,78 кг, для МРС – 0,22 кг.

На основании этих данных и на основании данных о прогнозируемой концентрации радионуклидов в растительном корме, полученных путем расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве (степное разнотравье (таблица 5.5)) с использованием информации о суточной норме потребления пастбищного корма [3], рассчитаны данные суточного поступления радионуклидов в организм выпасаемых животных. Данные представлены в таблице 5.12.

В таблице 5.13 приведены результаты прогнозируемой концентрации радионуклидов в животноводческой продукции, в случае ее производства на исследуемой территории, и допустимые концентрации содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03 [59]. Допустимые уровни в животноводческой продукции для $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am рассчитаны так же, как в пункте 4.7 (для мяса диких животных).

Таблица 5.12

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных на исследуемой территории (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастбищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			¹³⁷ Cs				⁹⁰ Sr			
			суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление
Лошадь	350-400	18	6,2	2,52	30,7	39,42	72	0,12	17,9	90,02
Корова	400	16	5,5	2,24	30,7	38,44	64	0,1	17,9	82
Овца	50-60	2,5	0,86	0,35	3,8	5,01	10	0,02	2,2	12,22
Коза	50-60	2	0,69	0,28	3,8	4,77	8	0,01	2,2	10,21
Птица	4-6	0,1*	0,19	-	-		0,16	-	-	
Поступление трансурановых радионуклидов										
			²³⁹⁺²⁴⁰ Pu				²⁴¹ Am			
Лошадь	350-400	18	1,48	0,6	7,3	9,38	1,44	0,12	1,4	2,96
Корова	400	16	1,31	0,53	7,3	9,14	1,28	0,1	1,4	2,78
Овца	50-60	2,5	0,2	0,08	0,9	1,18	0,2	0,02	0,18	0,4
Коза	50-60	2	0,16	0,07	0,9	1,13	0,16	0,01	0,18	0,35
Птица	4-6	0,1*	1,9*10 ⁻⁵	-			1,4*10 ⁻³	-	-	
Примечание:* – Суточная норма для домашней птицы дана на сухой вес пшеницы (зерна)										

Таблица 5.13

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства (на основании расчета по средним значениям содержания радионуклидов в почве)

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Лошадь				
молоко (кумыс)	9,07*10 ⁻¹ (100)	2,52*10 ⁻¹ (25)	9,38*10 ⁻⁵ (2,5)	1,24*10 ⁻⁶ (2,5)
мясо (конина)	2,01 (160)	7,20*10 ⁻¹ (50)	5,63*10 ⁻⁴ (5,0)	1,48*10 ⁻³ (5,0)
Крупный рогатый скот				
молоко	8,84*10 ⁻¹ (100)	2,30*10 ⁻¹ (25)	9,14*10 ⁻⁵ (2,5)	1,17*10 ⁻⁶ (2,5)
мясо (говядина)	1,96 (160)	6,56*10 ⁻¹ (50)	5,48*10 ⁻⁴ (5,0)	1,39*10 ⁻³ (5,0)

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Овцы				
молоко	3,86*10 ⁻¹ (100)	6,84*10 ⁻¹ (25)	1,18*10 ⁻⁴ (2,5)	-
мясо (баранина)	1,15 (160)	1,34*10 ⁻³ (50)	6,25*10 ⁻⁵ (5,0)	4,4*10 ⁻⁵ (5,0)
Козы				
молоко	6,20*10 ⁻¹ (100)	2,86*10 ⁻¹ (25)	-*	2,42*10 ⁻⁶ (2,5)
мясо	2,29 (160)	3,06*10 ⁻² (50)	-	-
Домашняя птица				
мясо	2,3 (180)	1,3*10 ⁻² (80)	-	-
яйца	8,5*10 ⁻² (80)	1,4*10 ⁻¹ (50)	-	-
Примечание: * – нет прогнозируемых величин из-за отсутствия Кп				

На основании средних значений содержания радионуклидов в зоне повышенных концентраций трансурановых элементов в почве (²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 15,4, ²⁴¹Am – 3,7 Бк/кг), рассчитаны прогнозные концентрации данных радионуклидов в животноводческой продукции в случае их выпаса исключительно в этой зоне (таблицы 5.14, 5.15).

Таблица 5.14

Результаты расчета возможного поступления радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в организм сельскохозяйственных животных при выпасе в зоне повышенных концентраций трансурановых элементов

С/х животные	Средняя масса особи, кг	Суточная норма потребления пастищного корма (на сухой вес), кг	Поступление радионуклидов в организм 1 животного, Бк							
			²³⁹⁺²⁴⁰ Pu				²⁴¹ Am			
			суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление	суточное поступление с кормом (без учета пыли)	суточное поступление с пылью на растениях	суточное поступление с почвой	общее суточное поступление
Лошадь	350-400	18	5,5	2,26	27,5	35,26	5,4	0,44	5,4	11,24
Корова	400	16	4,9	2,01	27,5	34,41	4,8	0,39	5,4	10,59
Овца	50-60	2,5	0,77	0,31	3,44	4,52	0,75	0,06	0,67	1,48
Коза	50-60	2	0,62	0,25	3,44	4,31	0,6	0,05	0,67	1,32

Таблица 5.15

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства (на основании расчета по максимальным значениям содержания радионуклидов в почве)

Вид продукции	Прогнозируемая концентрация, Бк/кг (допустимая концентрация, Бк/кг)	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Лошадь		
молоко (кумыс)	$3,53 \cdot 10^{-4}$ (2,5)	$4,72 \cdot 10^{-6}$ (2,5)
мясо (конина)	$2,12 \cdot 10^{-3}$ (5,0)	$5,62 \cdot 10^{-3}$ (5,0)
Крупный рогатый скот		
молоко	$3,44 \cdot 10^{-4}$ (2,5)	$4,45 \cdot 10^{-6}$ (2,5)
мясо (говядина)	$2,06 \cdot 10^{-3}$ (5,0)	$5,30 \cdot 10^{-3}$ (5,0)
Овцы		
молоко	$4,52 \cdot 10^{-4}$ (2,5)	-
мясо (баранина)	$2,4 \cdot 10^{-4}$ (5,0)	$1,63 \cdot 10^{-4}$ (5,0)
Козы		
молоко	-*	$9,11 \cdot 10^{-6}$ (2,5)
мясо	-	-
Примечание:* – Нет прогнозируемых величин из-за отсутствия Кп		

Полученные значения возможного содержания радионуклидов в мясе сельскохозяйственных животных, выпасаемых в зоне повышенной концентрации трансурановых элементов, не превышают допустимых значений, несмотря на то, что расчеты производились для животных, выпасающихся исключительно на такой территории. В реальных условиях выпас сельскохозяйственных животных только в зоне повышенных концентраций радионуклидов в течение длительного времени невозможен ввиду невысокой продуктивности степных пастбищ и низкого коэффициента полноты их использования (40-50 %) [3].

Таким образом, проведенные исследования показали, что в сельскохозяйственной продукции как растительного, так и животного происхождения, получаемой на "северной" территории СИП, концентрация радионуклидов не будет превышать установленных норм, несмотря на то, что для расчетов использовались самые консервативные значения используемых параметров. Соответственно, использование данной продукции в пищу не будет представлять угрозы для здоровья населения.

5.2 Промышленная продукция

На территории находятся два действующих карьера по добыче строительного щебня (месторождения "Ковыльное" и "Придорожное"). Был произведен отбор проб заготовленной к отправке продукции, проведен их

гамма-спектрометрический анализ на определение удельной активности содержащихся в них естественных радионуклидов. Результаты анализов представлены в таблице 5.16.

Таблица 5.16

Удельная активность радионуклидов

Месторождение	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг						
	⁴⁰ K	²³² Th	²²⁶ Ra	²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	¹⁵² Eu
Ковыльное	900	50	40	<1	<2	<1	<1
Придорожное	1000	50	40	<1	<2	<1	<1

По результатам гамма-спектрометрических исследований видно, что основной вклад в формирование дозы облучения вносят естественные радионуклиды (K, Th, Ra), в то время как доза от техногенных радионуклидов (Am, Cs, Co, Eu) пренебрежимо мала.

Для оценки качества производимой продукции (щебня для строительных работ) произведем подсчет согласно формуле, приведенной в НРБ-99:

$$A_{\text{эфф}} = A_{\text{Ra}} + 1,3A_{\text{Th}} + 0,09A_{\text{K}}$$

Значения эффективной удельной активности естественных радионуклидов в щебне исследуемых месторождений составляет 186 Бк/кг (месторождение "Ковыльное") и 195 Бк/кг (месторождение "Придорожное"). В НРБ-99 приводится классификация строительных материалов (таблица 5.17):

Таблица 5.17

Классификация строительных материалов

Класс строительных материалов	Назначение строительных материалов	Эффективная удельная активность, Бк/кг
I	Материалы, используемые в строящихся и реконструируемых жилых и общественных зданиях	≤370
II	Материалы, используемые в дорожном строительстве в пределах территории населенных пунктов и зон перспективной застройки, а также при возведении производственных сооружений	≤740
III	Материалы, используемые в дорожном строительстве вне населенных пунктов	≤1500

Проанализированный щебень относится к строительным материалам I класса.

Глава 6

ОЦЕНКА ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК НА НАСЕЛЕНИЕ И ПЕРСОНАЛ ПРИ ПРОЖИВАНИИ И ВЕДЕНИИ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ИССЛЕДУЕМОЙ ТЕРРИТОРИИ

Хозяйственная деятельность, проводимая на радиоактивно загрязненных землях, может привести к повышенному риску облучения людей радиацией. Источниками повышенного облучения могут являться радиоактивно загрязненные объекты природной среды, а также продукты питания, получаемые и производимые на радиоактивно загрязненной территории. Искусственные радионуклиды, поступающие в организм человека с вдыхаемым воздухом, с водой и пищей вносят дополнительный вклад в ожидаемую годовую эффективную дозу облучения населения, которая характеризует степень радиационной опасности исследуемой территории. Для оценки доз были рассмотрены все пути облучения человека и выбраны те, которые вносят значимый вклад в ожидаемую годовую эффективную дозу облучения с учетом условий проживания, особенностей питания населения и ведения хозяйственной деятельности. Описание этих условий сформировали различные сценарии жизнедеятельности. По предварительным оценкам, наибольший риск повышенного облучения населения возникает в случае, когда человек живет и ведет хозяйственную деятельность в пределах исследуемой территории, здесь же производит большинство видов продукции и потребляет ее. Такой сценарий условно назван "фермер, ведущий натуральное хозяйство" [98]. Использование такого подхода позволяет дать консервативную оценку ожидаемой годовой эффективной дозы облучения населения при проживании и ведении деятельности на "северной" части территории СИП. Для персонала, проводящего научные исследования, предложен "научно-исследовательский сценарий".

Мерой радиационного риска является ожидаемая годовая эффективная доза от техногенного облучения, которая не должна превышать 1 мЗв в год для населения, согласно НРБ-99 [58].

В данной работе при оценке ожидаемой годовой эффективной дозы облучения населения не учитывается доза от естественной радиации, включая:

- внешнее облучение от космического излучения;
- внешнее и внутреннее облучение от дочерних продуктов распада радона и торона;

- внешнее и внутреннее облучение от естественных радионуклидов, содержащихся в поверхностном слое почвы.

Для упрощения работы при оценке дозовых нагрузок приняты следующие допущения:

- не учитывалось снижение мощности доз внешнего облучения при укрытии почвы снежным покровом (зимний период) и при использовании средств индивидуальной защиты;
- не учитывались изменения запыленности воздуха в зависимости от времени года;
- не учитывалось увеличение высоты (до 1,5-2 метров) над поверхностью земли и экранирование техникой (для фермера) или телом лошади (для чабана) при проведении ими работ по сельскохозяйственному сценарию;
- не учитывалась доза внутреннего облучения радионуклидами от потребления населением воды из местных источников водоснабжения, т.к. уровни удельной активности искусственных радионуклидов в воде находятся ниже пределов обнаружения используемой аппаратуры: $^{90}\text{Sr} < 0,07 \text{ Бк/кг}$; $^{137}\text{Cs} < 0,5 \text{ Бк/кг}$; $^{239+240}\text{Pu} < 0,015 \text{ Бк/кг}$; $^3\text{H} < 15 \text{ Бк/кг}$, что на 1-2 порядка ниже уровней вмешательства для питьевой воды, согласно НРБ-99;
- не учитывалась доза внутреннего облучения от привозных продуктов питания.

Предполагается, что радиоактивное загрязнение распределено по площади участка равномерно, а распределение в почвенном горизонте экспоненциально.

Согласно НРБ-99, дозовые коэффициенты, используемые для оценки доз при поступлении радионуклидов с воздухом, пищей, не подразделяются на возрастные группы.

Предварительные оценки содержания радионуклидов в поверхностном слое почвы исследуемой территории по средним значениям удельной активности составляют: $^{238}\text{Pu} - 0,1 \text{ Бк/кг}$; $^{241}\text{Pu} - 3,1 \text{ Бк/кг}$; $^{239+240}\text{Pu} - 4,1 \text{ Бк/кг}$ (п. 4.2.2, таблица 4.3). Поскольку дозовые коэффициенты ^{241}Pu на 2-4 порядка ниже $^{239+240}\text{Pu}$ для различных путей поступления и для населения и для персонала, при оценке доз радионуклид ^{241}Pu не учитывался. Дозовые коэффициенты ^{238}Pu соизмеримы с $^{239+240}\text{Pu}$, но из-за небольшой удельной активности ^{238}Pu в поверхностном слое почвы при оценке доз данный радионуклид также не учитывался. Таким образом, при оценке доз учитывались только изотопы $^{239+240}\text{Pu}$.

Так как удельная активность и дозовые коэффициенты радионуклидов ^{99}Tc ($0,3 \text{ Бк/кг}$), ^{151}Sm ($1,4 \text{ Бк/кг}$) на 1-2 порядка меньше, чем удельная активность и дозовые коэффициенты ^{90}Sr (п.4.2.2, таблица 4.3), то при оценке дозовой нагрузки ожидаемый вклад от ^{99}Tc , ^{151}Sm составит менее 1%. Поэтому при оценке ожидаемой годовой эффективной дозы радионуклиды ^{99}Tc , ^{151}Sm в расчет не принимались.

6.1 Методика определения дозовых нагрузок

6.1.1 Общая методика расчета доз

Ионизирующее излучение оказывает воздействие на человека несколькими путями: внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в объектах природной среды, внутренне облучение в результате поступления радионуклидов внутрь организма человека с вдыхаемым воздухом, пищей и водой, а также при поступлении радионуклидов через кожные покровы.

Предлагаемая оценка дозовых нагрузок проводится суммированием эффективной дозы внешнего облучения, полученной за календарный год, и ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения, обусловленной поступлением в организм искусственных радионуклидов за этот же год.

Ожидаемая годовая эффективная доза E_{ef} для человека, живущего на данной территории, выражена в виде суммы парциальных доз по всем j -тым факторам радиационного воздействия:

$$E_{ef} = E_{\gamma} + E_{\beta} + E_{skin} + E_{inh} + E_{mg} + E_{ing}, \text{ где}$$

E_{γ} – доза внешнего облучения гамма-излучением;

E_{β} – доза внешнего облучения бета-излучением;

E_{skin} – доза внешнего облучения от загрязненной почвы, попавшей на кожу;

E_{inh} – доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов;

E_{mg} – доза внутреннего облучения от перорального поступления радионуклидов с пищей;

E_{ing} – доза внутреннего облучения от непреднамеренного поступления радионуклидов в органы пищеварения.

Доза внешнего бета-, гамма-излучения от почвы

Эффективная доза на население от внешнего бета-, гамма-излучения радионуклидов определялась как:

$$E_{\gamma} = \sum E_{\gamma i}, \quad E_{\beta} = \sum E_{\beta i}, \quad (1)$$

$$E_{\gamma i} = 10^{-6} \cdot A_{si} \cdot B_{sgi} \cdot T \cdot K_{tc}, \quad (2)$$

$$E_{\beta i} = (1/2 \cdot A_{mi} \cdot n_{\beta i} (E_i) \cdot e_i \cdot \exp(-\mu_{si} \cdot 1,3 \cdot 10^{-4}) / \mu_{si} \cdot T \cdot W_t \cdot K_{\beta 0}), \text{ где} \quad (3)$$

$E_{\gamma i}$ – эффективная доза внешнего гамма – излучения для i -го радионуклида, Зв/год;

$E_{\beta i}$ – эффективная доза внешнего бета – излучения от i -го радионуклида, Зв/год;

T – время облучения, ч/год;

B_{sgi} – дозовый коэффициент i -го радионуклида, равный мощности эквивалентной дозы от γ – излучения поверхностно-загрязненной почвы на высоте 1 м, Гр·м²/ч·Бк [99];

$K_{tc} = 0,642$ – коэффициент перехода от эквивалентной дозы к эффективной дозе [100];

A_{si} – площадная активность i -го радионуклида, Бк/м².

$$A_{si} = A_{mi} \cdot \rho \cdot h, \text{ (Бк/м}^2\text{)}, \text{ где} \quad (4)$$

A_{mi} – удельная активность i -го радионуклида в поверхностном слое почвы, Бк/кг;

ρ – плотность почвенного покрова, $1,3 \cdot 10^3$ кг/м³;

h – глубина поверхностного слоя почвы (0-5 см).

$1/2$ – поправка на 2π геометрию, част./Бк;

$n_{\beta i}(E_i)$ – выход бета-частиц i -ой энергии на распад ядра, %;

e_i – эквивалентная на единичный флюенс доза бета-частиц для i -го радионуклида, Зв см²/част. (НРБ-99) [58];

$\exp(-\mu_{si} \cdot 1,3 \cdot 10^{-4})$ – поправка на ослабление бета-частиц в слое воздуха 1 м;

μ_{si} – массовый коэффициент ослабления бета-частиц в почве и воздухе, примерно равный $\mu_{\beta i}$ в алюминии, $\mu_{\beta i} = 4700$ см²/кг для $E = 0,9$ МэВ [101];

$W_t = 0,01$ – взвешивающий коэффициент для кожи;

$K_{\beta 0} = 0,5$ – коэффициент ослабления бета-излучения одеждой.

Доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов

Ожидаемая годовая эффективная доза от поступления искусственных радионуклидов ингаляционным путем (через органы дыхания) определялась по формуле:

$$E_{inh} = \sum E_{inhi} \quad (5)$$

$$E_{inhi} = A_{mi} \cdot V \cdot e_{inhi} \cdot \rho_{sus}, \text{ где} \quad (6)$$

A_{mi} – удельная активность радионуклидов в поверхностном 5-см слое почвы, Бк/кг;

V – объем вдыхаемого воздуха, с которым радионуклид поступает в организм на протяжении календарного года, м³/год [58].

Согласно НРБ-99, годовой объем вдыхаемого воздуха для взрослого человека составляет 8100 м³/год, детей 7-12 лет – 5200 м³/год и для детей до 1 года – 1000 м³/год [58].

e_{inhi} – дозовый коэффициент для i -го радионуклида при поступлении его ингаляционным путем для населения и персонала, Зв/Бк [58];

ρ_{sus} – среднегодовая запыленность воздуха, кг/м³.

Среднегодовая естественная запыленность воздуха принималась равной $1 \cdot 10^{-7}$ кг/м³ [74]. Для оценки ожидаемой эффективной дозы принималось, что в местах деятельности человека запыленность воздуха увеличивается в 10 раз, то есть до $1 \cdot 10^{-6}$ кг/м³. При оценке дозы внутреннего облучения от ингаляцион-

ного поступления радионуклидов при нахождении в помещении запыленность воздуха принималась $1 \cdot 10^{-7}$ кг/м³.

Доза внутреннего облучения от поступления пищи, произведенной на загрязненной территории

Эффективная доза от поступления радионуклидов с пищей определялась по формуле:

$$E_{mg} = \sum E_{mgi} \quad (7)$$

$$E_{mgi} = A_{mi} \cdot q \cdot e_{dti}, \text{ где} \quad (8)$$

A_{mi} – удельная активность i -го радионуклида в продуктах питания, Бк/кг;

Q – годовое потребление продукта питания кг/год;

e_{dti} – дозовый коэффициент для i -го радионуклида при поступлении с пищей, указанный в НРБ-99, Зв/Бк.

Доза внешнего облучения от загрязненной почвы, попавшей на открытые участки кожи

Открытые участки кожи (50% общей площади) [74] подвергаются облучению α -, β - частицами, находящимися в слое пыли (0,01 см), покрывающей эту часть кожи. Эффективная доза от излучения радионуклидов, находящихся в слое пыли, равна:

$$E_{skin} = \sum E_{skini} \quad (9)$$

$$E_{skini} = W_t \cdot 0,5 \cdot \rho \cdot A_{mi} \cdot t \cdot n_i \cdot e_{\alpha, \beta i} \cdot T, \text{ где} \quad (10)$$

W_t – взвешивающий коэффициент для тканей (кожи), 0,01 (НРБ-99);

0,5 – поправка на долю облучаемой части кожи (50% открытых участков кожи), Приложение А [74];

ρ – плотность слоя пыли на коже, принималась $0,5 \cdot 10^{-3}$ кг/см³;

A_{mi} – удельная активность i -го радионуклида в поверхностном 5-см слое почвы, Бк/кг;

T – толщина слоя пыли на коже, принималась 0,01 см [74];

n_i – выход частиц ед./распад для i -го радионуклида;

$e_{\alpha, \beta i}$ – эквивалентная доза на единичный флюенс i -го радионуклида (Таблица 8.4 НРБ-99), Зв·см²;

T – время облучения в течение года, ч/год.

Доза внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы

Рассматривается доза внутреннего облучения, которую население получает при непреднамеренном заглатывании частиц загрязненной почвы, присутствующей на коже рук.

Эффективная доза от непреднамеренного заглатывания частиц загрязненной почвы определена как:

$$E_{\text{ing}} = \sum E_{\text{ingi}} \quad (11)$$

$$E_{\text{ingi}} = M_{\text{annual}} \cdot A_{\text{mi}} \cdot e_{\text{dti}}, \text{ где} \quad (12)$$

M_{annual} – годовое непреднамеренное заглатывание частиц загрязненной почвы, кг/год, ($8,3 \cdot 10^{-3}$ кг/год – для взрослого, $18 \cdot 10^{-3}$ кг/год – для детей 7-12 лет, $44 \cdot 10^{-3}$ кг/год – для детей до 1 года) [74];

A_{mi} – удельная активность i -го радионуклида в поверхностном 5-см слое почвы, Бк/кг;

e_{dti} – дозовый коэффициент для i -го радионуклида при пероральном поступлении (принят равным дозовому коэффициенту при поступлении радионуклида с пищей, указанному в таблице Приложения П-2, НРБ-99), Зв/Бк.

6.1.2 Предварительная оценка вкладов различных путей облучения населения

Для того чтобы определить значимость путей облучения, рассмотренных в методике, была проведена предварительная оценка ожидаемой годовой эффективной дозы по следующим путям облучения населения:

- внешнее облучение от излучения бета-частиц;
- внешнее облучение от загрязненной почвы на коже;
- внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы.

Оценка от рассматриваемых выше путей облучения проводилась для взрослого человека, время облучения принималось 8760 ч/год.

Оценка ожидаемой годовой эффективной дозы от внешнего облучения от излучения бета-частиц содержащихся в поверхностном (5 см) слое почвы проводилась по формуле (1), (3). Исходные данные приведены ниже и в таблицах 6.1, 6.2.

$$W_t = 0,01; K_{\beta 0} = 0,5; \mu_{\text{si}} = 4700 \text{ см}^2/\text{кг}; T = 8760 \text{ ч/год}$$

Таблица 6.1

Значения коэффициентов для расчета доз от внешнего излучения бета-частиц, внешнего облучения от загрязненной почвы на коже, внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы

Коэффициент	Значения коэффициентов			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
$e_{\beta i}, \text{Зв} \cdot \text{м}^2$	$5,0 \cdot 10^{-10}$	$4,6 \cdot 10^{-10}$	$5,0 \cdot 10^{-10}$	$5,0 \cdot 10^{-10}$
A_{mi}	17,2	10	4,1	0,8

Коэффициент	Значения коэффициентов			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
$n_{\beta\gamma}, \%$	94,6	100	100	100
$e_{\alpha,\beta\gamma}, \text{Зв}\cdot\text{м}^2$	$5,0\cdot 10^{-10}$	$4,6\cdot 10^{-10}$	$5,0\cdot 10^{-6}$	$5,0\cdot 10^{-6}$
$e_{\text{дт}}, \text{Зв}/\text{Бк}$	$1,3\cdot 10^{-8}$	$8,0\cdot 10^{-8}$	$4,2\cdot 10^{-7}$	$3,7\cdot 10^{-7}$

Ожидаемая годовая эффективная доза внешнего облучения от излучения бета-частиц составит $4,3\cdot 10^{-8}$ мЗв/год, что на 4 порядка ниже, чем доза от внешнего облучения гамма-излучением.

Расчет ожидаемой годовой эффективной дозы внешнего облучения от загрязненной почвы на коже проводился по формулам (9), (10). Исходные данные приведены ниже и в таблице 6.1:

$$t = 0,01 \text{ см}; \rho = 0,5\cdot 10^{-3} \text{ кг}/\text{см}^3; W_t = 0,01; T = 8760 \text{ ч}/\text{год}.$$

Ожидаемая годовая эффективная доза внешнего облучения от загрязненной почвы на коже составит $2,7\cdot 10^{-6}$ мЗв/год. Доза внешнего облучения от загрязненной почвы на коже будет вносить незначительный вклад в суммарную дозовую нагрузку.

Оценка ожидаемой годовой эффективной дозы внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы проводилась по формулам (11) и (12), исходные данные приведены в таблице 6.1. Годовое непреднамеренное заглатывание частиц загрязненной почвы (M_{annual}) для взрослого человека составляет $8,3\cdot 10^{-3}$ кг/год.

Ожидаемая годовая эффективная доза внутреннего облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы составит $2,5\cdot 10^{-5}$ мЗв/год. Вклад в дозовую нагрузку от этого пути облучения также будет незначительный.

Полученные значения ожидаемых годовых эффективных доз по вышеприведенным путям облучения составляют менее 0,1% от суммарной дозы по всем рассматриваемым путям воздействия ионизирующего излучения на человека. Поэтому при дальнейшей оценке дозовых нагрузок приведенные выше механизмы воздействия не рассматривались.

Таким образом, для оценки дозовых нагрузок на население, проживающее на территории "северной" части СИП, от радионуклидов искусственного происхождения рассматривались пути облучения, которые будут вносить основной вклад в формирование ожидаемой годовой эффективной дозы облучения:

- внешнее облучение от искусственных радионуклидов, содержащихся в поверхностном (5 см) слое почвы;
- внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов;
- внутреннее облучение от поступления пищи, произведенной на загрязненной территории.

6.2 Исходные данные

6.2.1 Выбор значений параметров, используемых при расчете дозовых нагрузок

По результатам проведенных исследований определено, что на территории "северной" части СИП в поверхностном слое почвы содержатся следующие основные дозообразующие искусственные радионуклиды: ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am (глава 2 п. 2.1). Результаты экспериментально определенных средних значений содержания искусственных радионуклидов в поверхностном (5 см) слое почвы "северной" территории СИП и для участков с повышенным содержанием трансурановых элементов представлены в таблице 6.2.

Таблица 6.2

Удельная и площадная активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы "северной" территории СИП

Средние значения удельной активности, Бк/кг			
^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
17,2	10	4,1	0,8
Площадная активность радионуклидов при средних значениях концентрации, Бк/м ²			
1120	650	267	52
Средние значения удельной активности для участков с повышенным содержанием трансурановых элементов, Бк/кг			
17,2*	10*	15,4	3
Площадная активность при средних значениях концентрации для участков с повышенным содержанием трансурановых элементов, Бк/м ²			
1120*	650*	1000	241
Примечание: * - приняты средние значения удельной активности радионуклидов для всей территории			

Значения параметров, используемых при проведении оценок дозовых нагрузок от рассматриваемых путей облучения искусственными радионуклидами, приведены в таблице 6.3.

Таблица 6.3

Значения коэффициентов используемых при оценке дозовых нагрузок

Коэффициент	Значения коэффициентов			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
$B_{\text{сг}}, \text{Гр} \cdot \text{м}^2 / \text{ч} \cdot \text{Бк}$	$2,5 \cdot 10^{-12}$	$1,0 \cdot 10^{-15}$	$1,3 \cdot 10^{-15}$	$9,7 \cdot 10^{-14}$
$e_{\text{inhac}}, \text{Зв} / \text{Бк}$	$4,6 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$4,20 \cdot 10^{-5}$
$e_{\text{inhперс}}, \text{Зв} / \text{Бк}$	$4,8 \cdot 10^{-9}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$3,9 \cdot 10^{-5}$
$e_{\text{дт}}, \text{Зв} / \text{Бк}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$8,0 \cdot 10^{-8}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$3,7 \cdot 10^{-7}$

6.2.2 Выбор значения параметров годового потребления продуктов питания и ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в продукции

Для проведения оценки дозы внутреннего облучения от продуктов питания, произведенных на загрязненной территории, необходимо знать объем годового потребления продуктов питания.

Нормы потребления основных продуктов питания для различных социальных групп населения, которые представляют собой минимальный набор продуктов питания, необходимых для обеспечения жизнедеятельности человека, указаны в Законе Республики Казахстан от 16 ноября 1999 г. № 474-І "О прожиточном минимуме" [102].

Данные нормы представляют собой усредненные величины для жителей Казахстана и могут значительно отличаться для различных групп и слоев населения.

Поэтому, для оценки дозовой нагрузки от потребления продуктов питания, произведенных в пределах исследуемой территории, был проведен опрос населения, позволяющий уточнить параметры пищевой корзины. Населению было предложено ответить на следующие вопросы: основные характеристики домашнего хозяйства; наличие огорода; виды хозяйственной деятельности, осуществляемые на территории СИП; годовой объем потребления производимых продуктов питания. По данным проведенного опроса установлено, что объем и структура питания населения, проживающего на территории СИП, отличается от минимальных норм потребления основных продуктов питания в сторону увеличения объемов потребления мясомолочной продукции. На основании проведенного опроса и условий проживания населения были внесены изменения в нормы потребления основных продуктов питания, которые могут производиться и потребляться населением на исследуемой территории (таблица 6.4).

Таблица 6.4

Количество потребляемых продуктов питания, выращенных и производимых на территории "северной" части СИП

Продукты питания	Нормы потребления продуктов питания, кг/год			
	ребенок 7-12 лет	ребенок до 1 года *	мужчина	женщина
Горох, Фасоль	1	-	2,6	2
Картофель	66,5	5	117,9	94,1
Капуста белокочанная	13,6	0,5	31,6	25
Морковь	19,2	5	23	18,2
Томаты	3,1	0,5	6,2	4,9
Огурцы	3,1	0,3	6,2	4,9
Свекла	3,1	0,5	6,2	4,9
Говядина	12,3	2	30*	25*
Конина	1,6	-	40*	32*

Продукты питания	Нормы потребления продуктов питания, кг/год			
	ребенок 7-12 лет	ребенок до 1 года *	мужчина	женщина
Баранина	5,7	-	40*	32*
Мясо птицы	4,6	0,5	10*	8*
Молоко, литр	150*	180	200*	150*
Сметана, 20% жирности	2,8	0,5	30*	18*
Кумыс, литр	-	-	60*	50*
Творог полужирный	4,4	4,4	30*	20*
Яйца, шт	205	40	200*	180*
Примечание: * - внесены изменения, согласно проведенному опросу				

Прогнозируемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства и растениеводства рассчитаны с использованием коэффициентов перехода радионуклидов, представленных в документах МАГАТЭ [81]. Обобщенные данные по принятым коэффициентам перехода приведены в главе 5. На основании выбранных коэффициентов перехода в растениеводческую и животноводческую продукцию были рассчитаны ожидаемые удельные активности радионуклидов, которые в дальнейшем использовались для проведения оценки дозовых нагрузок от поступления искусственных радионуклидов по пищевым цепочкам.

Ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в растениеводческой и животноводческой продукции в случае её получения на исследуемой территории приведены в таблицах 6.5–6.8.

Таблица 6.5

Ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства при средних значениях содержания искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы

Вид продукции	Удельная активность, Бк/кг			
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Крупный рогатый скот				
молоко	$8,8 \cdot 10^{-1}$	$2,3 \cdot 10^{-1}$	$9,1 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$
мясо (говядина)	1,9	$6,6 \cdot 10^{-1}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
сметана 20% жирности	$1,8 \cdot 10^{-1}$	$4,6 \cdot 10^{-2}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$2,3 \cdot 10^{-7}$
творог полужирный	$7,8 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	$7,8 \cdot 10^{-6}$	$3,6 \cdot 10^{-7}$
Конина				
мясо	2,1	$7,2 \cdot 10^{-1}$	$5,6 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
кумыс (молоко)	$9,1 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-1}$	$9,4 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$
Овцы				
мясо (баранина)	1,2	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$6,3 \cdot 10^{-5}$	$4,4 \cdot 10^{-5}$
Домашняя птица				
мясо	2,3	$1,3 \cdot 10^{-2}$	-*	-
яйца	$8,5 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-1}$	-	-
Примечание: * "-" нет прогнозируемых величин из-за отсутствия К _п				

Таблица 6.6

Ожидаемое содержание радионуклидов в растениеводческой продукции в случае ее получения на исследуемой территории при средних значениях концентрации в поверхностном слое почвы

Вид продукции	Удельная активность, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Листовые овощи				
Капуста	$9,7 \cdot 10^{-2}$	$9,6 \cdot 10^{-1}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$8,3 \cdot 10^{-6}$
Бобовые				
Фасоль, горох	$1,6 \cdot 10^{-1}$	5,1	$6,1 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
Плодовые овощи				
Помидоры	$2,5 \cdot 10^{-2}$	$3,6 \cdot 10^{-1}$	$5,4 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
Огурцы	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$
Корнеклубнеплоды				
Картофель	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$4,5 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-5}$
Свекла (корнеплоды)	$9,4 \cdot 10^{-2}$	$8,4 \cdot 10^{-1}$	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$3,9 \cdot 10^{-5}$
Морковь (корнеплоды)	$8,2 \cdot 10^{-2}$	$7,3 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$3,5 \cdot 10^{-5}$

Таблица 6.7

Ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в продукции животноводства при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Вид продукции	Удельная активность, Бк/кг	
	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
Крупный рогатый скот		
молоко	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-6}$
мясо (говядина)	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-3}$
сметана 20% жирности	$6,8 \cdot 10^{-5}$	$8,9 \cdot 10^{-7}$
творог полужирный	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-6}$
Конина		
мясо	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$5,6 \cdot 10^{-3}$
Кумыс (молоко)	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-6}$
Овцы		
мясо (баранина)	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$

Таблица 6.8

**Ожидаемое содержание радионуклидов
в растениеводческой продукции в случае ее получения в зоне
повышенных концентраций трансурановых элементов**

Вид продукции	Удельная активность, Бк/кг	
	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Листовые овощи		
Капуста	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$
Бобовые		
Фасоль, горох	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
Плодовые овощи		
Помидоры	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$
Огурцы	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$
Корнеклубнеплоды		
Картофель	$8,3 \cdot 10^{-4}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$
Свекла (корнеплоды)	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$
Морковь (корнеплоды)	$9,5 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$

6.2.3 Сценарии поведения населения и персонала на территории "северной" части СИП

При оценке дозовых нагрузок на население, проживающее на зимовках "северной" части территории СИП, и персонал, проводящий работы на СИП, рассматривались следующие сценарии поведения:

1. Сельскохозяйственный сценарий
2. Научно-исследовательский сценарий (геологоразведка, проведение научных исследований).

Сельскохозяйственный сценарий

Данный сценарий рассматривает условия жизнедеятельности населения на исследуемой территории.

Семья фермера (чабана) состоит из 4-х человек (взрослые – фермер (чабан) и домохозяйка; дети – один ребенок до 1 года, другой 7-12 лет). Они употребляют продукты растительного и животного происхождения, производимые на исследуемой территории. Выбором такой возрастной группы детей послужило то, что основными продуктами питания для ребенка до 1 года являются молочные продукты, ребенок от 7-12 лет рассматривался по параметрам объема вдыхаемого воздуха и нормам потребления продуктов питания как среднее звено.

Запыленность воздуха в помещении для всех возрастных групп принимаем 10^{-7} кг/м³. Коэффициент экранирования (стены дома) принимался равным 0,4 [76].

В сельскохозяйственном сценарии рассматриваются следующие виды деятельности.

- 1. Фермер занимается выращиванием сельскохозяйственных культур и заготовкой сена на земельном участке (ферме), расположенном недалеко от места его проживания. Предполагается, что фермер часть рабочего времени проводит при возделывании участка и уходе за растениями, все остальное время он проводит на приусадебном участке, на подворье, ухаживая за скотом, и в доме. Доза для фермера рассчитывается, из предположения, что он проводит на открытом воздухе 8 часов в день. Запыленность воздуха при работе на ферме и приусадебном участке принимаем 10^{-6} кг/м³. В роли фермера выступает только взрослый работник (мужчина, женщина).
- 2. Чабан занимается выпасом скота на территории в радиусе 10-15 км от места проживания и ухаживает за скотом при стойловом содержании. Рабочий день чабана в среднем составляет 10 часов на открытом воздухе, все остальное время он проводит и в доме. Запыленность воздуха при пастбе животных принимаем 10^{-6} кг/м³. В роли чабана выступает только взрослый работник (мужчина).
- 3. Домохозяйка (женщина) занимается домашним хозяйством, работает на приусадебном участке и на подворье, ухаживая за скотом. Она проводит на открытом воздухе 8 часов в день. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м³
- 4. Дети 7-12 лет проводят на улице (играя) в среднем 8 часов в день. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м³.
- 5. Ребенок до 1 года проводит на открытом воздухе в среднем 4 часа в день. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м³.

Обобщенные данные о времени нахождения населения на открытом воздухе и в помещении приведены в таблице 6.9.

Таблица 6.9

Время Т, проведенное на открытом воздухе и внутри дома

Фактор	Ед. изм.	Жилищный сценарий
		Значение
Время, проведенное на открытом воздухе	час/год	2920 (фермер, домохозяйка)
		3600 (чабан)
		2920 (ребенок 7-12 лет)
		1460 (ребенок до 1 года)
Время, проведенное внутри дома	час/год	5840 (фермер, домохозяйка)
		5160 (чабан)
		5840 (ребенок 7-12 лет)
		7300 (ребенок до 1 года)

Научно-исследовательский сценарий (геологоразведка, проведение научных исследований)

На исследуемой территории выполняются следующие виды научных работ:

- геологическое обследование территории;
- научное обследование территории.

Геологическое обследование проводится 8 месяцев в полевой сезон. Время, проведенное геологом на открытом воздухе при выполнении работ, составляет 10 часов в день. Запыленность воздуха при проведении полевых работ принимаем 10^{-6} кг/м³. Камеральные работы по обработке полученных данных, приготовление и прием пищи проводятся на открытом воздухе в течение 6 часов в день. Геологи проживают в пределах исследуемой территории в вагончиках или палатках. Запыленность воздуха при этом принимаем 10^{-7} кг/м³. Экранирование стенками жилых вагончиков при оценке дозы внешнего облучения не учитывалось.

Научно-исследовательские работы проводятся 10 месяцев в году. Выезды для проведения работ совершаются ежедневно в течение рабочей недели, или на несколько дней с проживанием в гостинице, расположенной за пределами рассматриваемой территории. Время, проведенное на исследуемой территории, при выполнении работ составляет 8 часов в день. Научно-исследовательские работы связаны с повышенным подъемом пыли. Запыленность воздуха принимаем 10^{-6} кг/м³.

Обобщенные данные о времени нахождения персонала на открытом воздухе и в помещении приведены в таблице 6.10.

Таблица 6.10

Время Т, проведенное под воздействием загрязнения по научно-исследовательскому сценарию поведения

Фактор	Ед. изм.	Геологоразведка	Научные исследования
Время, проведенное на открытом воздухе при полевых работах	час/год	3600	2920
Время, проведенное на открытом воздухе при камеральных работах и отдыхе	час/год	5160	-

6.3 Результаты оценки дозовой нагрузки населения и персонала, проживающего и ведущего деятельность на исследуемой территории

Оценка дозовых нагрузок на население и персонал при проживании и ведении деятельности на исследуемой территории проводилась на основании методики расчета доз (п. 6.1), исходных данных (п. 6.2) и сценариев поведения населения и персонала на исследуемой территории (п. 6.3).

Ожидаемая эффективная доза, получаемая фермером от внешнего облучения от загрязненной поверхности почвы, рассчитывалась по формулам (1), (2). Исходные данные приведены в таблицах 6.2-6.3.

Ожидаемая эффективная доза, получаемая фермером от внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов, рассчитывалась по формулам (5), (6). Исходные данные для расчета приведены в таблицах 6.2-6.3.

Ожидаемая эффективная доза, получаемая фермером от внутреннего облучения от поступления продуктов питания, рассчитывалась по формулам (7), (8). Исходные данные приведены в таблицах 6.4-6.8.

Результаты оценки дозовой нагрузки по сельскохозяйственному сценарию поведения для фермера и чабана на данной территории при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы приведены в таблицах 6.11-6.12.

Таблица 6.11

Ожидаемая эффективная годовая доза по сельскохозяйственному сценарию поведения фермера при средних значениях концентрации и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	²³⁹⁺²⁴⁰Pu	²⁴¹Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$	$5,4 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-5}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$
Сумма	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,6 \cdot 10^{-2}$
Эффективная годовая доза при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов, мЗв/год					
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-5}$	$5,4 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$
Сумма	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$3,8 \cdot 10^{-2}$

Таблица 6.12

Ожидаемая эффективная годовая доза по сельскохозяйственному сценарию поведения чабана при средних значениях концентрации и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$7,9 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,6 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$6,8 \cdot 10^{-4}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$
Сумма	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$7,7 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$3,8 \cdot 10^{-2}$
Эффективная годовая доза при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов, мЗв/год					
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$3,3 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$
Сумма	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$2,9 \cdot 10^{-3}$	$7,6 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-2}$

Результаты оценки дозовой нагрузки по сельскохозяйственному сценарию поведения домохозяйки на данной территории при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы приведены в таблице 6.13.

Таблица 6.13

Ожидаемая эффективная годовая доза по жилищному сценарию поведения домохозяйки при средних значениях концентрации и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$	$5,4 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,3 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$5,9 \cdot 10^{-4}$	$9,8 \cdot 10^{-5}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	²³⁹⁺²⁴⁰Pu	²⁴¹Am	Сумма
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	5,1·10 ⁻³	1,8·10 ⁻²	3,4·10 ⁻⁵	3,3·10 ⁻⁵	2,3·10 ⁻²
Сумма	1,0·10⁻²	1,8·10⁻²	6,3·10⁻⁴	1,4·10⁻⁴	2,9·10⁻²
Эффективная годовая доза при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов, мЗв/год					
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	5,3·10 ⁻³	1,2·10 ⁻⁶	2,4·10 ⁻⁶	4,4·10 ⁻⁵	5,4·10 ⁻³
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	2,3·10 ⁻⁷	1,5·10 ⁻⁶	2,2·10 ⁻³	4,5·10 ⁻⁴	2,7·10 ⁻³
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	5,1·10 ⁻³	1,8·10 ⁻²	1,3·10 ⁻⁴	1,2·10 ⁻⁴	2,3·10 ⁻²
Сумма	1,0·10⁻²	1,8·10⁻²	2,4·10⁻³	6,2·10⁻⁴	3,1·10⁻²

Результаты оценки дозовой нагрузки по сельскохозяйственному сценарию поведения ребенка 7-12 лет на исследуемой территории при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы приведены в таблице 6.14.

Таблица 6.14

Ожидаемая эффективная годовая доза по сельскохозяйственному сценарию поведения ребенка 7-12 лет при средних значениях концентрации и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	¹³⁷Cs	⁹⁰Sr	²³⁹⁺²⁴⁰Pu	²⁴¹Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	5,3·10 ⁻³	1,2·10 ⁻⁶	6,4·10 ⁻⁷	9,5·10 ⁻⁶	5,4·10 ⁻³
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	1,5·10 ⁻⁷	9,4·10 ⁻⁷	3,8·10 ⁻⁴	6,3·10 ⁻⁵	4,5·10 ⁻⁴
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	2,7·10 ⁻³	1,1·10 ⁻²	1,8·10 ⁻⁵	9,1·10 ⁻⁶	1,4·10 ⁻²
Сумма	8,0·10⁻³	1,1·10⁻²	4,0·10⁻⁴	8,1·10⁻⁵	1,9·10⁻²
Эффективная годовая доза при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов, мЗв/год					
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	5,3·10 ⁻³	1,2·10 ⁻⁶	2,4·10 ⁻⁶	4,4·10 ⁻⁵	5,4·10 ⁻³
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	1,5·10 ⁻⁷	9,4·10 ⁻⁷	1,4·10 ⁻³	2,9·10 ⁻⁴	1,7·10 ⁻³
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	2,7·10 ⁻³	1,1·10 ⁻²	6,8·10 ⁻⁵	2,9·10 ⁻⁵	1,4·10 ⁻²
Сумма	8,0·10⁻³	1,1·10⁻²	1,5·10⁻³	3,6·10⁻⁴	2,1·10⁻²

Результаты оценки дозовой нагрузки по сельскохозяйственному сценарию поведения ребенка до 1 года на данной территории при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы приведены в таблице 6.15.

Таблица 6.15

Ожидаемая эффективная годовая доза по сельскохозяйственному сценарию поведения ребенка до 1 года при средних значениях концентрации и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$4,7 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-6}$	$4,8 \cdot 10^{-5}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$8,4 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$4,9 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$9,4 \cdot 10^{-3}$
Эффективная годовая доза при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов, мЗв/год					
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$
Внутреннее облучение от поступления продуктов питания, выращенных и производимых на данной территории	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$3,2 \cdot 10^{-5}$	$4,4 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$4,5 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$5,7 \cdot 10^{-5}$	$9,6 \cdot 10^{-3}$

Результаты оценки дозовой нагрузки по научно-исследовательскому сценарию поведения на данной территории при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы приведены в таблицах 6.16-6.17.

Таблица 6.16

Ожидаемая эффективная годовая доза по научно - исследовательскому сценарию поведения персонала (геологоразведка) при средних значениях концентрации и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,7 \cdot 10^{-7}$	$7,9 \cdot 10^{-7}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$7,5 \cdot 10^{-4}$
Сумма	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-3}$
Эффективная годовая доза при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов, мЗв/год					
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$2,9 \cdot 10^{-6}$	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$6,7 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,7 \cdot 10^{-7}$	$7,9 \cdot 10^{-7}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$2,9 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$6,6 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-4}$	$9,5 \cdot 10^{-3}$

Таблица 6.17

Ожидаемая эффективная годовая доза по научно - исследовательскому сценарию поведения персонала (научные исследования) при средних значениях концентрации и повышенных значениях концентрации трансурановых элементов в поверхностном слое почвы

Эффективная годовая доза при средних значениях концентрации, мЗв/год					
Пути облучения	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	Сумма
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$9,5 \cdot 10^{-6}$	$5,4 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$6,5 \cdot 10^{-7}$	$5,2 \cdot 10^{-4}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-4}$
Сумма	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$5,2 \cdot 10^{-4}$	$9,4 \cdot 10^{-5}$	$5,9 \cdot 10^{-3}$
Эффективная годовая доза при повышенных значениях концентрации трансурановых элементов, мЗв/год					
Внешнее облучение от загрязненной поверхности почвы	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-5}$	$5,4 \cdot 10^{-3}$
Внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$6,5 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$
Сумма	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$4,3 \cdot 10^{-4}$	$7,7 \cdot 10^{-3}$

Обсуждение результатов

В ходе проведения расчетной оценки дозовых нагрузок на население и персонал при проживании и ведении хозяйственной деятельности на "северной" части территории СИП получены следующие результаты:

1. Основной вклад в дозовую нагрузку населения вносит доза от продуктов питания, выращенных и производимых на исследуемой территории (84 %). Доза внутреннего облучения от ингаляции загрязненных пылевых частиц составляет 2 %, доза внешнего облучения от загрязненной поверхности почвы составляет 14 % от общей годовой эффективной дозы.
2. Основным дозообразующим радионуклидом в продуктах питания является ^{90}Sr . Ниже (таблица 6.18) представлены значения эффективной годовой дозы от поступления радионуклида ^{90}Sr с продуктами питания, которые могут быть получены населением при использовании "северной" части территории СИП.

Таблица 6.18

Эффективная доза от продуктов питания по основному дообразующему радионуклиду ^{90}Sr

Вид продукции	Эффективная доза по ^{90}Sr , мЗв/год			
	Фермер	Домохозяйка	Ребенок 7-12 лет	Ребенок до 1 года
Растениеводческая продукция	$9,57 \cdot 10^{-3}$	$7,77 \cdot 10^{-3}$	$5,34 \cdot 10^{-3}$	$5,66 \cdot 10^{-4}$
Животноводческая продукция	$1,32 \cdot 10^{-2}$	$9,97 \cdot 10^{-3}$	$5,84 \cdot 10^{-3}$	$3,91 \cdot 10^{-3}$

По приведенным в таблице значениям можно сделать вывод, что вклад ^{90}Sr в эффективную годовую дозу при поступлении с продуктами питания для взрослого человека и ребенка 7-12 лет составляет 44 % в растениеводческой и 56 % в животноводческой продукции, для ребенка до 1 года 13 % в растениеводческой и 87 % в животноводческой продукции.

3. Основной вклад в дозовую нагрузку персонала при геологическом и научном обследовании исследуемой территории вносит доза внутреннего облучения от ингаляционного поступления радионуклидов с поверхности почвы (58 %).

Таким образом, в ходе проведения расчетной оценки дозовых нагрузок на население и персонал при проживании и ведении деятельности на "северной" части территории СИП получены следующие результаты:

1. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения по сельскохозяйственному сценарию поведения для фермера и чабана по основным путям воздействия от искусственных радионуклидов при средних значениях удельной активности в поверхностном слое почвы не превышает нормативных пределов и составляет $3,8 \cdot 10^{-2}$ мЗв. Дозовая нагрузка при повышенных значениях удельной активности трансурановых элементов в поверхностном слое почвы составля-

ет для фермера и чабана $4,0 \cdot 10^{-2}$ мЗв. Основной вклад в дозовую нагрузку вносит доза от продуктов питания, которая составляет $3,1 \cdot 10^{-2}$ мЗв.

2. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения по сельскохозяйственному сценарию поведения от искусственных радионуклидов по основным путям воздействия при средних значениях удельной активности для домохозяйки составляет $2,9 \cdot 10^{-2}$ мЗв, для ребенка 7-12 лет – $1,9 \cdot 10^{-2}$ мЗв и для ребенка до 1 года – $9,4 \cdot 10^{-3}$ мЗв. Дозовая нагрузка при повышенных значениях удельной активности трансурановых элементов в поверхностном слое почвы составляет $3,1 \cdot 10^{-2}$ мЗв для домохозяйки, $2,1 \cdot 10^{-2}$ для ребенка 7-12 лет и $9,6 \cdot 10^{-3}$ мЗв для ребенка до 1 года. Основной вклад в дозовую нагрузку от искусственных радионуклидов по сельскохозяйственному сценарию поведения вносит доза от продуктов питания. Основной вклад в дозу при потреблении продуктов питания вносит ^{90}Sr (~ 75 %). Дозовая нагрузка от изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am составляет менее 1%.
3. Ожидаемая годовая эффективная доза облучения на персонал по основным путям воздействия при средних значениях удельной активности искусственных радионуклидов в поверхностном слое почвы исследуемой территории при научно-исследовательском сценарии поведения не превышает установленных нормативных пределов и составляет $7,3 \cdot 10^{-3}$ мЗв/год для персонала при геологических изысканиях, $5,9 \cdot 10^{-3}$ мЗв/год для персонала при научно-исследовательских работах. При повышенных значениях удельной активности трансурановых элементов в поверхностном слое почвы эффективная годовая доза на персонал составляет $9,5 \cdot 10^{-3}$ мЗв при геологических изысканиях на территории, $7,7 \cdot 10^{-3}$ мЗв при научно-исследовательских работах. Основной вклад в дозовую нагрузку персонала по научно-исследовательскому сценарию вносит доза внешнего гамма облучения от искусственных радионуклидов, содержащихся в поверхностном (5 см) слое почвы.

Проведенные оценки дозовых нагрузок на население и персонал при их проживании и ведении деятельности на исследуемой территории показали, что ожидаемая годовая эффективная доза облучения не превысит основные пределы доз и составит не более 4 % от допустимых норм для населения (1 мЗв/год) и не более 0,006% от допустимых норм для персонала (20 мЗв/год).

Глава 7

ЗАКЛЮЧЕНИЕ И РЕКОМЕНДАЦИИ

В течение 2008-2009 годов были проведены комплексные радиоэкологические исследования северной части территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона общей площадью 3000 км², расположенной в Павлодарской области. Объектами исследований являлись объекты природной среды (почвенно-растительный покров, водная и воздушная среды, животный мир). Работы 2008-2009 годов выполнялись с учетом результатов ранее проведенных на данной территории радиологических исследований.

Радионуклидный анализ отобранных проб природной среды показал, что среднее содержание естественных радионуклидов в почвах исследуемой территории является типичным для почв Казахстана, каких-либо геохимических аномалий не выявлено. Ни в одной из исследованных проб не обнаружено каких-либо иных искусственных радионуклидов, кроме ¹³⁷Cs и ²⁴¹Am, при этом в случае наличия радионуклидов ⁶⁰Co, ¹⁵²Eu их содержание будет ниже пределов обнаружения использованной аппаратуры, что не представляет опасности для человека и окружающей среды.

В целом, распределение радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr по площади достаточно равномерное, однако следует отметить, что вблизи площадки испытаний БРВ ("4а") отмечаются повышенные значения концентрации ⁹⁰Sr. В распределении ²⁴¹Am выявлено 6 зон с повышенными концентрациями. Средние значения концентрации радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в почвах на данной территории находятся на уровне фона глобальных выпадений. Максимальные значения радионуклидов ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr ниже уровней, характеризующих экологическое состояние территорий, как "относительно удовлетворительная ситуация", согласно критериям классификации почв по параметру поверхностной загрязненности долгоживущими продуктами ядерных испытаний, установленным Постановлением Кабинета Министров РК № 653 от 31 июля 2007 г. "Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий". Согласно этим же критериям, обследуемые территории по содержанию в почвах радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu относятся к территориям с относительно удовлетворительной экологической ситуацией.

Проведена теоретическая оценка ожидаемых концентраций ряда других радионуклидов, включая ⁹⁹Tc, ¹⁵¹Sm, ²⁴¹Pu, а также проведены расчеты изменения концентраций радионуклидов со временем. За счет распада ²⁴¹Pu концентрация ²⁴¹Am будет нарастать и достигнет максимума приблизительно через 25 лет, однако рост составит не более 5% от его нынешнего содержания.

В настоящее время потенциальными источниками вторичного радиоактивного загрязнения "северной" территории СИП могут являться локальные участки радиоактивного загрязнения, расположенные на площадках "Опытное поле" и "4а", на которых содержание радионуклидов в почвенно-растительном покрове сравнимо с твердыми радиоактивными отходами (РАО), а на некоторых участках – со среднеактивными РАО.

Содержание радионуклидов в растительном покрове исследуемой территории не превышает величин, установленных "Временными допустимыми уровнями содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан", не вошедших в перечень Минздрава Республики от 22 февраля 1994 года. В целом, содержание радионуклидов в растительном покрове не представляет опасности для населения и может считаться пригодным для ведения соответствующих видов хозяйственной деятельности (в том числе выпас сельскохозяйственных животных), причем как на момент обследования, так и в будущем.

Концентрация техногенных радионуклидов в организме диких животных, обитающих на "северной" территории СИП, будет находиться на приемлемом уровне, даже с учетом их миграции с ближайших испытательных площадок СИП. Прогнозные величины концентрации радионуклидов в мясе диких промысловых животных, полученные в ходе исследований, намного ниже допустимых значений содержания радионуклидов. Потребление мяса животных, являющихся объектами охоты, не представляет опасности для людей в радиационном плане.

В подготовленных материалах сделана прогнозная оценка радиационных характеристик продукции, производимой на территории исследуемого района. Прогнозируемые величины удельной активности искусственных радионуклидов в растениеводческой и животноводческой продукции существенно ниже допустимого содержания, даже в случае их получения в зоне повышенных концентраций трансурановых элементов.

Таким образом, ожидаемое содержание радионуклидов в продуктах питания, произведенных на данной территории, не будет превышать допустимые уровни согласно Санитарным правилам и нормам №4.01.071.03 "Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов", утвержденным приказом министра здравоохранения Республики Казахстан от 11 июня 2003 г. №447.

Результаты проведенных исследований дают основание считать, что содержание радионуклидов в подземных и поверхностных водах обследованной территории не превышает уровня вмешательства при поступлении с водой и пищей для населения, согласно Нормам радиационной безопасности (НРБ-99), соответственно, "северные" территории СИП могут использоваться в любых видах хозяйственной деятельности без каких-либо ограничений.

Содержание радионуклидов в воздушной среде обследованной территории не превышает уровень допустимой объемной активности при поступлении с воздухом для населения, согласно Нормам радиационной безопасности (НРБ-

99). Радиоактивное загрязнение атмосферы может представлять опасность для человека, находящегося только непосредственно на территории радиационно-опасных объектов полигона и только в том случае, если в этот момент в воздухе содержится большое количество пыли (при пыльных бурях, техногенном пылении и т.д.). Тем не менее, трансграничный перенос радиоактивности за пределы этих площадок, а тем более за границы полигона, несущественный и не представляет опасности ни в настоящее время, ни в будущем.

Окончательный вывод о пригодности исследованной территории для проживания и ведения хозяйственной деятельности основывается на результатах оценки дозовых нагрузок на население, которое в дальнейшем будет проживать на данной территории. Согласно казахстанским нормам предельно допустимая эффективная доза для населения составляет 1 мЗв/год. В результате проведения оценки дозовых нагрузок на население при условии "наихудшего" сценария "фермер, ведущий натуральное хозяйство" в пределах исследуемой территории, ожидаемая годовая эффективная доза на человека не превысит 0,3 мЗв, что является ниже уровня вмешательства, согласно Нормам радиационной безопасности (НРБ-99).

При передаче территории необходимо учесть, что в результате обследования северной части территории СИП было обнаружено приповерхностное захоронение радиоактивных отходов ("могильник"). Загрязнение почвенного покрова на территории захоронения в пределах локальных участков превышает допустимые уровни. Данный участок в настоящее время не может быть передан в хозяйственный оборот. Другой участок, который не рекомендуется для передачи – это часть территории испытательной площадки "4а", где проводились испытания боевых радиоактивных веществ. Прилегающая к площадке территория на расстоянии от 2 до 5 км, на которой встречаются участки с повышенным содержанием ^{90}Sr , должна рассматриваться как зона контроля.

Таким образом, по результатам оценки распределения интегральных радиационных параметров, с учетом существующих требований нормативной базы РК практически вся обследованная территория, за исключением двух участков, может использоваться без ограничений.

В Приложении Г представлены таблицы координат поворотных точек выделенных зон территории северной части полигона. В цветном блоке даны карта-схема расположения поворотных точек и карта территории, рекомендованной для передачи земель в хозяйственный оборот (рисунки 7.1- 7.2).

При передаче территории в хозяйственный оборот также необходимо учесть следующие рекомендации:

- целесообразно предусмотреть создание зоны контроля вокруг площадки испытания боевых радиоактивных веществ "4а". В ближайшее время целесообразно завершить создание физических барьеров для ограничения доступа людей и животных на локальные участки радиоактивного загрязнения. В дальнейшем целесообразно произвести ремедиацию загрязненных участков площадки с перемещением радиоактивных отходов для длительного хранения на пункты захоронения РАО;

- в пределах территории площадки "4а", не рекомендуемой для передачи в хозяйственный оборот, необходимо проводить регулярный контроль хозяйственной деятельности;
- после передачи земель в хозяйственный оборот в течение первого года ведения хозяйственной деятельности необходимо организовать систему радиационного контроля продукции, производимой на "северной" территории СИП. Эта задача может быть возложена на подразделения Комитета государственного санитарно-эпидемиологического надзора Министерства здравоохранения Республики Казахстан;
- непосредственно перед принятием решения о выделении мест под строительство жилья в зоне контроля, согласно Санитарным правилам "Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности" проводить радиационное обследование участка и, дополнительно к установленным контролируемым параметрам, провести отбор проб почвы, воды и последующие лабораторные анализы по определению искусственных радионуклидов, прежде всего ^{90}Sr ;
- для контроля миграционных процессов, которые могут привести к поступлению радионуклидов на передаваемые территории, необходимо создать систему радиационного мониторинга в соответствии с разработанными рекомендациями;
- для контроля возможного поступления загрязненных подземных вод из мест проведения ядерных испытаний в подземные воды "северных" территорий, а также для оперативного обнаружения на начальной стадии каких-либо неблагоприятных тенденций в развитии радиозоологической обстановки, необходимо оборудовать дополнительные наблюдательные гидрогеологические посты, местоположение которых указано в пункте 4.4.3., с введением их в состав единой государственной системы мониторинга;
- целесообразно предусмотреть дополнительные меры по контролю над возможным несанкционированным доступом на территорию приповерхностного захоронения РАО ("могильника") путем учащенного посещения объекта службой патрулирования СИП. Учитывая, что данная территория находится в пределах "северной" части территории СИП, предлагаемой для передачи в хозяйственный оборот, целесообразно в ближайшее время продолжить работы по ликвидации данного приповерхностного захоронения РАО и провести работы по передаче этой территории в хозяйственный оборот.

Список сокращений и обозначений

РГП НЯЦ РК	Республиканское государственное предприятие Национальный ядерный центр Республики Казахстан
ДГП	Дочернее государственное предприятие
ИРБЭ	Институт радиационной безопасности и экологии
ИЯФ	Институт ядерной физики
ИГИ	Институт геофизических исследований
ТОО	товарищество с ограниченной ответственностью
СИП	Семипалатинский испытательный полигон
ВКО	Восточно-Казахстанская область
МНТЦ	Международный научно-технический центр
ЧАЭС	Чернобыльская атомная электростанция
НИИ	научно-исследовательский институт
МЭД	мощность эквивалентной дозы
γ -излучение	гамма-излучение
мЗв	миллизиверт
мкЗв/ч	микрозиверт в час
мЗв/год	миллизиверт в год
мР/ч	миллирентген в час
β -частица	бета-частица
част/(мин*см ²)	частиц в минуту на квадратный сантиметр
УА	удельная активность
Бк/кг	беккерель на килограмм
Ки	кюри
ЯИ	ядерные испытания
кт ТЭ	килотонна в тротиловом эквиваленте
РАО	радиоактивные отходы

БРВ	боевые радиоактивные вещества
ВАП	выливные авиационные приборы
ЯТЦ	ядерно-топливный цикл
ИРН	искусственные радионуклиды
ЕРН	естественные радионуклиды
ПД	предел дозы
ПГП	предел годового поступления
СанПиН	санитарные правила и нормы
НРБ	нормы радиационной безопасности
ПДК	предельно-допустимая концентрация
УВ	уровень вмешательства
ЭРОА	эквивалентная равновесная объемная активность
ОА	объемная активность
ДОА	допустимая среднегодовая объемная активность
ДПР	дочерние продукты распада
СИЗ	средства индивидуальной защиты
Кн	коэффициент накопления
Кп	коэффициент перехода
мг-экв/л	миллиграмм-эквивалент на литр
Тм	тераметр
ЗВ	западное вторжение
СЗВ	северо-западное вторжение
СВ	северное вторжение
ССВ	северо-северо-восток
ВМ	воздушные массы
ст.	станция
р.	ручей
скв.	скважина
п.	пункт
ПК	пикет
МРС	мелкий рогатый скот
КРС	крупный рогатый скот

Приложение А

Аппаратурно-методическое обеспечение исследований

Институт радиационной безопасности и экологии проводил работы по комплексному обследованию "северных" территорий бывшего Семипалатинского полигона на праве предоставления услуг в области использования атомной энергии (Государственная лицензия ГЛА №001732, рисунок А.1), согласно перечню лицензируемых видов работ и услуг (рисунок А.2).



Рисунок А.1. Государственная лицензия ИРБЭ

ӘРЕКЕТ ТҮРЛЕРІНІҢ ТІЗІМІ ПЕРЕЧЕНЬ ВИДОВ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

АДАМНАН ЖОҒАРЫ ЖОҚ



ЧЕЛОВЕК ПРЕВЫШЕ ВСЕГО

№1 ҚОСЫМША
мемлекеттік лицензияға
2008 ж. 23 мамырға өзгерісте
Лицензияның нөмірі ГЛА № 0001732
Лицензияның берілу күні 2008 ж. 29 қараша

ПРИЛОЖЕНИЕ №1.
с изменениями на 23 мая 2008 г.
к Государственной лицензии
Номер лицензии ГЛА № 0001732
Дата выдачи лицензии 29 ноября 2007 г.

Перечень лицензируемых видов работ и услуг, входящих в состав лицензируемого вида деятельности

- Проведение экспертизы, анализа и оценки радиационной безопасности;
- Радиационный контроль территорий, помещений, рабочих мест, товаров, материалов, металлолома, транспортных средств;
- Определение содержания радионуклидов в продуктах, материалах, объектах окружающей среды, измерение концентрации радона и других радиоактивных газов;
- Гамма-съемка и другие радиометрические исследования территорий;
- Радиационная реабилитация и рекультивация территорий и объектов;
- Контроль качества работы приборов, оборудования, установок, генерирующих ионизирующее излучение (медицинских рентгеновских аппаратов);
- Индивидуальный дозиметрический контроль персонала.

Филиалдары мен екілдіктері: **Жоқ**

(толық аты, орналасқан жері, деректемесі)

Филиалы, представительства: **Нет**

(полное наименование, местонахождение, реквизиты)

Лицензияға қосымша берген орган: **Қазақстан Республикасының Энергетика және**
(лицензияға қосымшаны берген органның толық атауы)

минералдық ресурстар министрлігінің Атом энергетикасы жөніндегі комитеті

Орган, выдавший приложение к лицензии: **Комитет по атомной энергетике**
(полное наименование органа, выдавшего приложение к лицензии)

Министерства энергетики и минеральных ресурсов Республики Казахстан

Басшысы (уәкілетті адам):

Руководитель (уполномоченное лицо):



Т. М. Жантикин

(қол қойған тұлғаның толық аты-жөні)
(подпись уполномоченного лица)

Лицензияға қосымша берілген күні: **23 мамыр 2008 ж.**

Дата выдачи приложения к лицензии: **23 мая 2008 г.**

Астана қ.
г. Астана

Страница 2 из 2

003077

Рисунок А.2. Перечень видов деятельности ИРБЭ

Полевые исследования

Для проведения полевых исследований использовались приборы и измерительные устройства, которые ежегодно проходят государственную поверку. Подготовка к инструментальным измерениям проводилась в строгом соответствии с инструкциями по эксплуатации этих приборов [103-106].

Аппаратура, используемая при полевых исследованиях

Радиометр-дозиметр РКС-01-СОЛО

Прибор предназначен для комплексного радиационного контроля окружающей среды, рабочих мест, установок и транспортных средств.

Основные технические характеристики:

- диапазон измерения плотности потока α -частиц от 0,2 до 10^5 част/(мин·см²), энергетический диапазон от 1 до 8 МэВ, предел допускаемой основной относительной погрешности измерения $\pm 20\%$;
- диапазон измерения плотности потока β -частиц от 2 до 10^5 част/(мин·см²), энергетический диапазон от 0,06 до 3 МэВ, предел допускаемой основной относительной погрешности измерения $\pm 20\%$.

Блок детектирования сцинтилляционный:

- диапазон энергий γ -излучения от 20 КэВ до 10,0 МэВ;
- диапазон измерения мощности эквивалентной дозы от 0,05 до $1 \cdot 10^2$ мкЗв/ч;
- диапазон измерения эквивалентной дозы от 0,05 до $1 \cdot 10^{10}$ мкЗв;
- предел допускаемой основной относительной погрешности измерения $\pm 15\%$.

Блок детектирования газоразрядный:

- диапазон энергий γ -излучения от 40 КэВ до 3 МэВ;
- диапазон измерения мощности эквивалентной дозы от $1 \cdot 10^2$ до $1 \cdot 10^6$ мкЗв/ч;
- диапазон измерения эквивалентной дозы $0,05 \div 1 \cdot 10^8$ мкЗв;
- предел допускаемой основной относительной погрешности измерения $\pm 20\%$.

Дозиметр – радиометр МКС-PM1402М

Прибор предназначен для измерения мощности амбиентной эквивалентной дозы γ - и рентгеновского (фотонного) излучения $H^*(10)$, измерения степени загрязнения поверхностей α - и β -активными веществами, поиска (обнаружения и локализации) радиоактивных материалов путем регистрации фотонного, нейтронного, α - и β -излучений, регистрации нейтронного излучения, накопления, хранения и передачи в персональный компьютер аппаратурных сцинтилляционных спектров γ -излучения для оценки радионуклидного состава исследуемого вещества.

Основные технические характеристики:

Блок детектирования γ -излучения БД-01.

- чувствительность не менее 200 (имп/с)/(мкЗв/ч);
- диапазон индикации скорости счета от 1 до $1,4 \cdot 10^4$ имп/с;
- диапазон измерения МЭД от 0,05 до 40 мкЗв/ч;
- диапазон регистрируемых энергий от 0,06 до 1,5 МэВ;
- пределы допускаемой основной относительной погрешности измерения МЭД (где M - измеренная МЭД в мкЗв/ч, A – коэффициент, равный 1 мкЗв/ч) $\pm (20+A/H) \%$, дополнительная относительная погрешность $\pm 20\%$.

Блок детектирования γ -излучения БД-02.

- чувствительность – не менее 30 (имп/с)/(мкЗв/ч);
- диапазон индикации скорости счета от 1 до $8,0 \cdot 10^3$ имп/с;
- диапазон измерения МЭД от 0,06 до 1,5 мкЗв/ч;
- диапазон регистрируемых энергий от 0,06 до 1,5 МэВ;
- пределы допускаемой основной относительной погрешности измерения МЭД (где M - измеренная МЭД в мкЗв/ч, A – коэффициент, равный 2 мкЗв/ч) $\pm (20+A/H) \%$, дополнительная относительная погрешность $\pm 20\%$.

Блок детектирования γ -излучения БД-05.

- диапазон измерения плотности потока (ϕ) α -излучения от 1 до $5 \cdot 10^5 \text{ см}^{-2} \cdot \text{мин}^{-1}$, β -излучения от 10 до $10^6 \text{ см}^{-2} \cdot \text{мин}^{-1}$;
- диапазон регистрируемых граничных энергий β -излучения от 0,15 до 3,5 МэВ;
- чувствительность, не менее для α -излучения (по ^{239}Pu) 2 имп.см², для β -излучения (по $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$) 0,5 имп.см²;
- диапазон индикации и скорости счета для α -излучения от 1 до $2,5 \cdot 10^4$ имп/с, для β -излучения от 1 до $1,4 \cdot 10^4$ имп/с;
- пределы допускаемой основной относительной погрешности измерения плотности потока α -излучения при энергии 5,15 МэВ (^{239}Pu) (где ϕ - измеренная плотность потока α -частиц в мин⁻¹·см⁻², A – коэффициент, равный 10 мин⁻¹·см⁻²) $\pm (20+A/\phi)\%$, β -излучения при энергии 5,15 МэВ ($^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$) (где ϕ - измеренная плотность потока β -излучения в мин⁻¹·см⁻², A – коэффициент, равный 100 мин⁻¹·см⁻²) $\pm (20+A/\phi)\%$.

Дозиметр – радиометр МКС-АТ6130

Прибор предназначен для контроля радиоактивного загрязнения рабочих поверхностей, кожи, спецодежды и средств индивидуальной защиты.

Основные технические характеристики:

- диапазон измерения мощности амбиентной дозы рентгеновского и γ -излучения (мощности дозы) от 0,1 мкЗв/ч до 10 мЗв/ч;
- диапазон измерения амбиентной дозы рентгеновского и γ -излучения (дозы) от 0,1 мкЗв до 100 мЗв;
- диапазон измерения плотности потока β -частиц, испускаемых с загрязненной радиоактивными веществами поверхности, от 10 до 10^4 част/(мин·см²);
- диапазон энергии регистрируемого γ -излучения от 20 кэВ до 3 МэВ;

- диапазон энергий регистрируемой плотности потока β -частиц находится в пределах от 300 кэВ до 3,5 МэВ.

Дозиметр-радиометр ДКС-96

Прибор предназначен для измерения дозы и мощности амбиентной эквивалентной дозы непрерывного и импульсного рентгеновского и γ -излучения, измерения плотности потока α - и β -излучения, измерения плотности потока γ -излучения, измерения потока и мощности экспозиционной дозы γ -излучения в скважинах и жидких средах, радиационной съемки местности с привязкой к географическим координатам с датчиком GPS.

Основные технические характеристики:

- диапазон измерения плотности потока β -излучения для источников с радионуклидами $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, составляет от 3 до 10^4 част/(мин·см²).
- диапазон энергий регистрируемого β -излучения от 0,12 до 3,0 МэВ.

Дозиметр-радиометр ДРГ-01Т1

Прибор предназначен для измерения мощности экспозиционной дозы γ -излучения.

Основные технические характеристики:

- диапазон измерения мощности экспозиционной дозы в режиме "Поиск" от 1 мкЗв/ч до 1 Зв/ч, в режиме "Измерение" от 0,1 мкЗв/ч до 0,1 Зв/ч;
- диапазон энергий γ -излучения от 50 кэВ до 3 МэВ.

Дозиметр-радиометр СРП-68-01

Прибор сцинтилляционный геологоразведочный предназначен для радиометрической съемки местности.

Основные технические характеристики:

- диапазон мощности экспозиционной дозы от 0 до 30 мкЗв/ч.

Рамон-01

Прибор предназначен для экспрессного определения эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона по дочерним продуктам распада RaA, RaB и RaC и возможности спектрометрического определения ЭРОА торона в воздухе, в помещениях и на открытой местности при проведении радиохимических, геологических и радиоэкологических исследований.

Основные технические характеристики:

- диапазон измерений ЭРОА радона: от 4 до $5 \cdot 10^5$ Бк/м³, торона: от 8 до $5 \cdot 10^5$ Бк/м³.
- предел допускаемой основной погрешности измерения 30%.

Рамон-радон-01

Прибор предназначен для измерения объемной активности радона ^{222}Rn в различных средах - в воздухе, в воде, в почве, потоков радона с различных поверхностей (эксхалиции). В Рамон-радон-01 имеется камера, объемом 2 л,

в которую отбирается воздух с последующим электростатическим осаждением ДПР на сменный фильтр-мишень и дальнейшим измерением α -активности фильтра внешним α -радиометром.

Основные технические характеристики:

- объемный расход воздуха воздухоудного устройства: $(1 \div 0,1)$ л/мин;
- диапазон измерений объемной активности радона в воздухе от 20 до $5 \cdot 10^5$ Бк/м³.

Альфа-радиометр РЗА-01-СОЛО

Прибор предназначен для измерения плотности потока и поверхностной активности α -частиц, в том числе аналитических фильтров, мазков и других объектов.

Основные технические характеристики:

- энергетический диапазон от 1 до 8 МэВ, время измерения 10 с;
- диапазон измерений от 0,2 до $2 \cdot 10^6$ част/(мин·см²).

Методики выполнения полевых измерений и отбора проб

Измерение радиационных параметров

Измерения радиационных параметров проводились в узловых точках сети обследования, а также между точками в режиме "поиск" в соответствии с руководством по эксплуатации средств измерений, на основе методики измерения γ -фона территорий [107], а также с учетом рекомендаций МАГАТЭ и информации по содержанию радионуклидов в почвах исследуемой территории и общих закономерностей образования радиоактивного загрязнения при проведении ядерных испытаний.

Отбор проб почвы

Отбор проб почвы проводился во всех узловых точках сети обследования. Площадь отбора точечной пробы составляла 100-200 см², глубина 5 см. Увеличение площади отбора обусловлено требованиями точности проведения лабораторных спектрометрических и радиохимических анализов. Пробы природной среды отбирались и упаковывались в соответствии с требованиями к отбору проб почвы при общих и локальных загрязнениях [108].

Отбор проб воздушных аэрозолей

Отбор проб воздушных аэрозолей для определения степени загрязнения атмосферного воздуха техногенными радионуклидами проводился аспирационным методом с учетом основных принципов отбора проб радиоактивных веществ из воздуха [109]. Суть метода заключается в прокачке определенного объема воздуха через фильтр, после чего проводится лабораторный анализ фильтра на содержание радионуклидов в соответствии с методиками. Необходимый объем прокачиваемого воздуха рассчитывался, исходя из технических характеристик спектрометрической аппаратуры, используемой при проведе-

нии лабораторных измерений, и учета нормативных уровней по определяемым радионуклидам.

Отбор проб воздушных аэрозолей при обследовании "северных" территорий осуществлялся с помощью пробоотборника воздуха "JAP-50". Производительность данной установки составляет 50-60 м³/ч. В качестве фильтрующего материала использовалась ткань "Петрянова". Площадь рабочей поверхности используемого фильтра составляла 250 см². Объем прокачанного воздуха контролировался по показаниям механического счетчика (в м³).

Отбор проб воды

Пробы воды в северной части СИП отбирались из скважин, колодцев и поверхностных водоемов (озер). Отбор проб воды проводился на основе основных принципов указаний КР СТ ГОСТ Р51593-2003 "Вода питьевая. Отбор проб", ГОСТ4979-49 "Методы химического анализа. Отбор, хранение и транспортирование проб" и КР СТ 1545-2006 "Радиационный контроль. Отбор проб поверхностных и сточных вод". Пробы воды отбирались с помощью пробоотборника – батометра, который погружался в источник воды на заданную глубину. Проба отбиралась в пластиковые емкости объемом 10 л. Сразу после пробоотбора проба воды поступала в лабораторию для анализа.

Отбор проб растительности

Для отбора проб растительности на исследуемой территории были заложены исследовательские площадки. Образцы отбирались на участках площадью 2-4 м² сопряженно с пробами почвы, которые отбирались с площади 100 см² и глубины 5 см. Для лабораторного анализа отбирались надземные части смешанных образцов степного разнотравья. Масса одной пробы свежесобранной растительности составляла в среднем 1,5-2 кг.

Измерение эксхалиции радона

Измерения эксхалиции радона в почвенном воздухе проводили согласно методическим рекомендациям [110]. Принцип методики основан на накоплении радона, поступающего с поверхности почвы или грунта в ёмкость, установленную на поверхности почвы и герметично закрытую от атмосферного воздуха. С помощью специальных патрубков воздух откачивается из емкости-накопителя с помощью прибора Рамон-радон-01 и пропускается через фильтр. Фильтр с целью определения накопленного радона измеряется на приборе Рамон-01 с пересчётом полученных значений на значение эксхалиции по формуле, учитывающей время накопления и размер ёмкости.

Измерение эквивалентной равновесной объемной активности радона

Измерения ЭРОА радона проводились с использованием прибора Рамон-01 в соответствии с инструкцией по эксплуатации прибора, а также критериями оценки потенциальной радоноопасности территорий [111, 112].

Лабораторные исследования

Анализ объектов окружающей среды территории северной части бывшего Семипалатинского полигона проводился в двух аналитических лабораториях НЯЦ РК: в лаборатории радиохимических исследований ИРБЭ НЯЦ РК и в лаборатории инженерной экологии ИЯФ НЯЦ РК. Лаборатория радиохимических исследований имеет свидетельство об оценке состояния измерений лаборатории, осуществляющей испытания на определение содержания радиоактивных веществ в различных объектах (Свидетельство №12-09 от 25.09.2009 г.), лаборатория инженерной экологии аккредитована на техническую компетентность в Государственной системе технического регулирования РК (Аттестат аккредитации: № KZ.7100000.06.09.00703 от "5" ноября 2007 г.) (рисунок А.3).



Рисунок А.3. Свидетельство о состоянии измерений в лаборатории ИРБЭ и Аттестат аккредитации лаборатории ИЯФ

Лаборатории оснащены необходимыми техническими средствами и оборудованием, прошедшим ежегодную метрологическую поверку.

Аппаратура, используемая при лабораторных исследованиях

Альфа-спектрометр Alpha-analyst

Альфа-спектрометры фирмы Canberra использовались для определения концентраций $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu в объектах окружающей среды. В состав альфа-спектрометра входят вакуумные камеры, детекторы α -излучения, анализатор импульсов и программное обеспечение GENIE2000. Пределы обнаружения рассчитывались, исходя из вида образца и времени измерений.

Бета-спектрометр "Прогресс"

Для определения содержания ^{90}Sr в почве использовался бета-спектрометр "Прогресс" производства НПО "Доза" (Российская Федерация), который предназначен для определения удельной активности ^{90}Sr в пробах почвы, растительности, воды, пищевых продуктов, строительных материалов, а также для определения суммарной β -активности. Минимально детектируемая активность ^{90}Sr в почвах без радиохимической подготовки составляла 100 Бк/кг.

Бета-спектрометр Tri-Carb

Жидкостно-сцинтилляционный бета-спектрометр TriCarb 2900 производства фирмы HewlettPackard предназначен для определения удельной активности ^3H , ^{90}Sr , ^{14}C и др. β -излучающих радионуклидов в жидких образцах. Жидкостно-сцинтилляционный спектрометр TriCarb обладает возможностью проведения измерений в режиме черенковского счета, т.е. регистрации черенковского излучения в жидких образцах без добавления коктейля-сцинтиллятора. Эффективность регистрации в диапазоне от 0 до 30 кэВ составляет порядка 50-60% в зависимости от солевого состава анализируемых образцов. Минимально детектируемая удельная активность ^3H не превышает 10 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,1 Бк/кг.

Гамма-спектрометр

Для определения содержания γ -излучающих радионуклидов в объектах окружающей среды использовались гамма-спектрометры фирм Canberra и Ortec. В состав спектрометра входит детектор γ -излучения, выполненный на основе кристалла из сверхчистого германия, анализатор импульсов и пакет программного обеспечения.

Относительная эффективность регистрации, используемых для анализа спектрометров, не ниже 20%. Пределы обнаружения рассчитывались, исходя из геометрии приготовленного препарата и времени измерений. Минимально детектируемая удельная активность для ^{137}Cs составляет не выше 0,3 Бк/кг, для ^{241}Am не выше 1 Бк/кг.

Для энергетической калибровки спектрометров использовался комплект стандартных γ -источников (ОСГИ), для калибровки геометрий использовались объемные меры активности специального назначения (ОМАСН), содержащие следующие радионуклиды: ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{241}Am .

Масс-спектрометр с индуктивно связанной плазмой

Для проведения элементного анализа в пробах воды использовался масс-спектрометр "ICP MASS Spectrometer ELAN 9000" фирмы "PerkinElmer SCIEX" в комплекте с компьютером и специализированным программным обеспечением.

Все измерения и анализы проб почвы, воды, атмосферного воздуха и растительности выполнялись согласно существующим ГОСТам, нормативным и методическим документам РК.

Подготовка проб к лабораторным анализам

Почва

Подготовка проб почвы к γ -спектрометрическому анализу проводилась на основе ГОСТ 17.4.4.02-84 [113] в следующей последовательности:

1. отделение включений (растительности и камней) от основной массы почвы;
2. высушивание пробы до постоянного веса;
3. просеивание пробы через сито с диаметром ячеек 2 мм;
4. истирание фракции менее 2 мм на мельнице до крупности 200 меш ($\leq 0,074$ мм);
5. квартование;
6. отбор навески в сосуд калиброванной геометрии для измерения;
7. определение удельной активности γ -излучающих радионуклидов с помощью гамма-спектрометра.

Подготовка проб почвы к радиохимическому анализу на $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr проводилась по следующей схеме:

1. отбор навески (не менее 50 г) из пробы, прошедшей γ -спектрометрический анализ;
2. проведение озоления навески в муфельной печи в течение 8 часов при температуре 600 °С при периодическом помешивании;
3. радиохимическое выделение $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr ;
4. определение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr с помощью альфа- и бета-спектрометров соответственно.

Вода

Образцы воды в течение 3-х суток после отбора отфильтровывались через фильтр "синяя лента" и подкислялись азотной кислотой до pH=2-3. Проба воды для определения содержания трития не подкислялась, сразу поступала на анализ. Законсервированная проба могла храниться до анализа не более 1 месяца.

Подготовка проб воды к γ -спектрометрическому анализу проводилась в следующей последовательности:

1. помещение образца в сосуд калиброванной геометрии для измерения;
2. измерение массы образца для анализа;
3. определение удельной активности γ -излучающих радионуклидов с помощью гамма-спектрометра.

Подготовка проб воды к β -спектрометрическому анализу на тритий проводилась с использованием рекомендаций международного стандарта [114] по следующей схеме:

1. дистилляция проб воды с помощью ротационного испарителя для очистки образцов от мешающих β -излучающих радионуклидов и соединений, являющихся помехами, приводящими к подавлению сцинтилляционного процесса;
2. смешивание аликвоты очищенного образца объемом 5 мл со сцинтилляционным коктейлем в соотношении 1:3;
3. определение содержаний трития в воде с помощью жидко-сцинтилляционного бета-спектрометра.

Подготовка проб воды к анализу на ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ проводилась на основе методики, разработанной Институтом ядерной физики и утвержденной в Госстандарте РК [115]. Подготовка образцов воды к анализу проходила по схеме:

1. химическое концентрирование определяемых радионуклидов из пробы воды объемом не менее 10 л с помощью соответствующих реагентов (соосаждение $^{239+240}\text{Pu}$ на гидроксиде железа, соосаждение ^{90}Sr с карбонатом кальция);
2. выделение определяемых радионуклидов из полученных концентратов (сухих остатков) с помощью радиохимического метода;
3. определении удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr с помощью альфа- и бета-спектрометров соответственно.

Воздух

Подготовка проб воздушных аэрозолей к γ -спектрометрическому анализу заключалась в прессовке фильтра, через который был прокачен определенный объем воздуха, в специальном прессующем устройстве под геометрию цилиндра диаметром не более диаметра детектора, на котором проводились измерения содержания в воздухе естественных и техногенных радионуклидов.

Подготовка проб воздушных аэрозолей к анализу на $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr состояла из следующих этапов:

1. разделение фильтра на 2 части после γ -спектрометрического анализа (для анализа на $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr), определение массы каждой части фильтра;

2. обугливание каждой части и озоление в муфельной печи в течение 5-6 часов при температуре 550 °С части фильтра, которая предназначена для анализа на ^{90}Sr , и озолении при температуре 650 °С пробы фильтра для определения содержания $^{239+240}\text{Pu}$;
3. радиохимическое выделение $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr ;
4. определение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr с помощью альфа- и бета-спектрометров соответственно.

Растительность

Подготовка проб растительности осуществлялась на основе Методических указаний по методам контроля [116] и Инструктивно-методических указаний по работе санитарно-эпидемиологических станций в области радиационной гигиены [117].

Подготовка проб растительности к γ -спектрометрическому анализу проводилась по следующей схеме:

1. мытье пробы проточной водой, ополаскивание дистиллированной водой 2-3 раза;
2. высушивание пробы в сушильном шкафу при температуре 80-100 °С;
3. измельчение образца с помощью лабораторного измельчителя;
4. помещение образца в сосуд калиброванной геометрии для измерения;
5. определение удельной активности γ -излучающих радионуклидов с помощью гамма-спектрометра.

Подготовка пробы растительности к анализу на $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr состояла из следующих этапов:

1. отбор навески из образца, прошедшего γ -спектрометрический анализ;
2. обугливание на электроплитке и озоление в муфельной печи при температуре 550-650 °С при периодическом помешивании до получения белого или светло-серого цвета золы;
3. измельчение озоленной пробы до порошкообразного состояния;
4. радиохимическое выделение $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr ;
5. определение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr с помощью альфа- и бета-спектрометров соответственно.

Методики выполнения измерений

Радиохимическое выделение и определение содержания ^{90}Sr в объектах окружающей среды

Определение стронция-90 в пробах окружающей среды (почвы, воды, воздушных аэрозолей и растительности) проводилось на основе аттестованных методических указаний и методик [118 – 121] с использованием бета-спектрометра TriCarb.

Суть методики радиохимического анализа проб окружающей среды на определение содержания ^{90}Sr заключается в том, что удельная активность ^{90}Sr в исследуемом объекте определяется по дочернему радионуклиду – ^{90}Y . Химический выход ^{90}Sr определяется γ -спектрометрическим измерением активности введенной метки – изотопного трассера ^{85}Sr . Химический выход ^{90}Y определяется весовым методом по определению содержания внесенного количества стабильного носителя Y . В ходе проведения анализа стронций переводится в раствор, а затем путем проведения многочисленных химических операций проводится осаждение гидроокисей мешающих радионуклидов, щелочноземельных металлов. В результате химических осадений в растворе остается ^{90}Sr , который по прошествии 14-16 суток вступает в равновесие с дочерним ^{90}Y . Определение активности ^{90}Sr в пробе проводится путем прямого измерения удельной активности ^{90}Y в растворе пробы по черенковскому излучению на жидко-сцинтилляционном спектрометре TriCarb.

Радиохимическое выделение и определение содержания $^{239+240}\text{Pu}$ в объектах окружающей среды

Радиохимический анализ проб окружающей среды на определение содержания изотопов плутония проводился в соответствии с методиками [120, 121].

В результате радиохимического выделения получается фракция плутония практически без нерадиоактивных макрокомпонентов пробы. Общий химический выход плутония колеблется в интервале 30-65%. Метод основан на переводе радионуклидов из пробы в раствор с помощью полного кислотного разложения и приготовлении на основе выщелата из исходного раствора α -спектрометрических препаратов. Метод предусматривает учет потерь радионуклидов плутония путем введения изотопной метки – трассера ^{242}Pu .

Весь процесс радиохимического выделения изотопов плутония состоял из следующих стадий:

1. полное разложение образца после предварительной подготовки смесью минеральных кислот;
2. выделение и радиохимическая очистка плутония с использованием ионообменных смол;
3. приготовление α -радиоактивных препаратов.

Полученная фракция наносилась на металлическую подложку (пластину), изготовленную из нержавеющей листовой стали марки X18H10T, площадью 450 мм^2 путем электролитического нанесения. Полученный таким образом препарат измерялся на α -спектрометре.

α -спектрометрические исследования проб окружающей среды

Анализ подготовленных препаратов на содержание $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu проводился в соответствии с методиками, разработанными Институтом ядерной физики и утвержденными в Госстандарте РК [120, 121] и в соответствии с паспортом на спектрометр.

γ-спектрометрические исследования проб окружающей среды

Измерения подготовленных образцов внешней среды проводились в соответствии с методикой выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91 РК [122]. Время измерения образца составляло не менее 2 ч.

β-спектрометрический анализ трития в пробах воды

Определение содержания ^3H в пробах воды проводилось в соответствии с международным стандартом ISO 9698:1989 (E) [114]. Время измерения подготовленного счетного образца составляло порядка 120-180 минут. Коррекция гашения в образце определялось с помощью внешнего стандарта ^{133}Ba . Обработка спектра и расчет удельной активности ^3H осуществлялись с помощью программы QuantaSmart.

β-спектрометрический анализ проб почвы с помощью β-спектрометр "Прогресс"

Из образца почвы, прошедшего γ-спектрометрический анализ, отбиралась навеска около 20 г, которая помещалась в измерительную кювету (диаметром 70 мм), заполняя равномерно весь объем, хорошо уплотнялась и измерялась согласно методике к прибору [123].

Общий анализ воды

Процедура определения химического состава воды проводилась в соответствии с [124].

Кислотность среды определялась электрохимическим методом. Исследуемый раствор помещался в измерительную ячейку, в которую погружались электроды и термокомпенсатор. При перемешивании раствора измерялась ЭДС, отсчитывая значения по шкале прибора в единицах pH.

Содержание свободной углекислоты определялось титрованием пробы раствором щелочи в присутствии индикатора фенолфталеина.

Масса сухого остатка определялась выпариванием отфильтрованного объема исследуемого раствора, высушиванием при температуре 160 °C до достижения постоянной массы.

Общая щёлочность определялась титриметрическим методом путем ацидиметрического титрования исследуемого раствора сильной кислотой визуально – с индикатором метиловым оранжевым и потенциометрически - до 4,0 pH.

Содержание карбонатов и гидрокарбонатов в воде определялось титриметрическим методом. Карбонаты, гидрокарбонаты в пересчете на массу карбонат- и гидрокарбонат-ионов определяли последовательным ацидиметрическим титрованием: визуально- с индикатором фенолфталеином и метиловым оранжевым и потенциометрически соответственно до pH, равных 8,2 и 4,2.

Содержание в воде хлоридов определялось путем титрования исследуемого образца раствором азотнокислого серебра в присутствии хромовокислого калия в качестве индикатора.

Общая жесткость определялась комплексонометрическим методом. Общая жесткость обусловлена присутствием в исследуемом растворе солей кальция и магния (солей жесткости). Кальций и магний титровали раствором трилона Б в присутствии индикатора – хромогена черного.

Содержание сульфат-ионов в воде определялось гравиметрическим методом. Сульфаты осаждали из горячего солянокислого раствора хлористого бария. Осадок сульфата бария отделяли фильтрованием, прокаливали и взвешивали.

Микро- и макроэлементный состав воды

Содержание кальция и магния

Анализ проб воды с целью определения содержания кальция и магния проводился в соответствии с [124].

Определение содержания в воде кальция проводили комплексонометрическим методом путем титрования раствора в щелочной среде ($\text{pH}=12$) раствором трилона Б в присутствии индикатора мурексида.

Определение содержания магния в присутствии кальция проводилось комплексонометрическим методом путем титрования раствора трилоном Б в присутствии аммонийно-аммиачного буферного раствора ($\text{pH}=9-10$) с индикатором – хромогеном черным. При обработке результатов учитывается объем трилона Б, израсходованный на определение кальция.

Содержание натрия, калия, стронция, бария, цезия, цинка, бериллия

Анализ проб воды с целью определения содержания натрия, калия, стронция, бария, цезия, цинка, бериллия проводился с использованием метода масс-спектрометрического анализа с индуктивно-связанной плазмой в соответствии с СТ РК ИСО 17294-2-2006. "Качество воды. Применение масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС)".

Для анализа отбиралась аликвота пробы (отфильтрованная и законсервированная после отбора), которая при необходимости разбавлялась бидистиллированной водой и измерялась на масс-спектрометре с индуктивно-связанной плазмой.

Принцип метода ИСП-МС состоит в разделении заряженных частиц по величине отношения массы к заряду. В качестве источника ионов используют индуктивно-связанную плазму, в которой нейтральные молекулы образца превращаются в положительно заряженные ионы M^+ с последующим разделением ионов по массам с помощью масс-фильтра (квадрупольная система спектрометра).

Достаточность чувствительности измерений по отношению к нормируемым величинам

Используемые методики позволили достичь пределов обнаружения, которые, как правило, на порядок ниже величин, установленных нормативными документами (таблица А.1).

Таблица А.1

Значения нормируемых величин (НВ) содержания изучаемых радионуклидов в почве, воде, воздухе и растительности и минимально детектируемых удельных активностей (МДУА)

Объект, ед.измерения удельной актив- ности	¹³⁷ Cs		²⁴¹ Am		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
	НВ	МДУА	НВ	МДУА	НВ	МДУА	НВ	МДУА
Почва, Бк/кг	15 [60]	0,2	-	0,6	9 [60]	0,06	2,7 [60]	0,2
Вода, Бк/кг	11 [58]	0,3	0,69 [58]	0,08	5 [58]	0,1	0,56 [58]	0,5
Воздух, Бк/м³	27 [58]	0,014	0,0029 [58]	0,002	2,7 [58]	0,001	0,0025 [58]	0,002
Растительность, Бк/кг	74 [62]	0,7	-	1	111 [62]	0,02	-	0,01

Контроль качества результатов лабораторного анализа

В лабораториях разработана и успешно функционирует система обеспечения контроля качества результатов анализов. Ее обязательной частью является поверка средств измерений, аттестация испытательного оборудования, ППР основного и вспомогательного оборудования, актуализация методик, использование аттестованных методик.

В обеих лабораториях действует технологический регламент работ с пробами окружающей среды (рисунки А.8 - А.10).

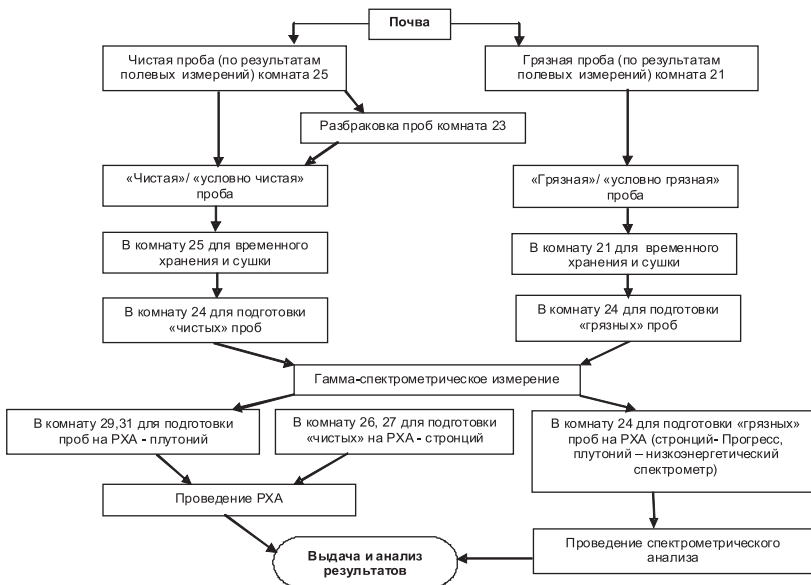


Рисунок А.8. Технологический регламент работ с пробами окружающей среды (почва) в отделе радиационных исследований и восстановления экосистем

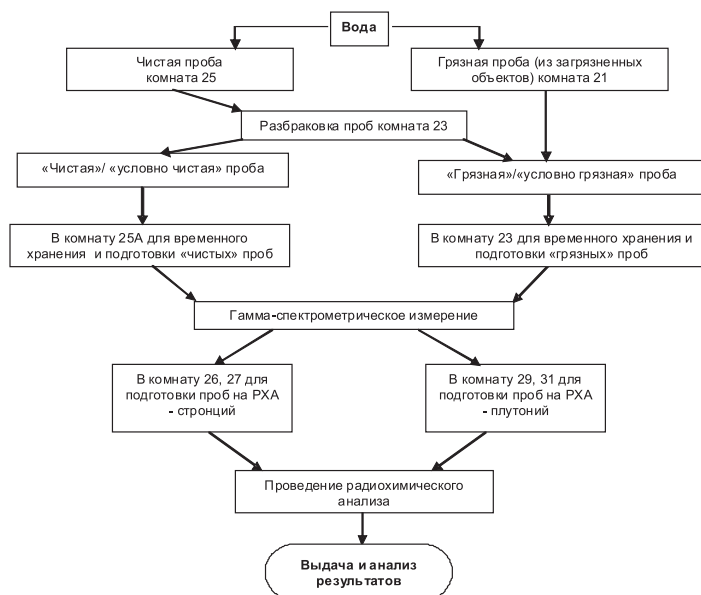


Рисунок А.9. Технологический регламент работ с пробами окружающей среды (вода) в отделе радиационных исследований и восстановления экосистем

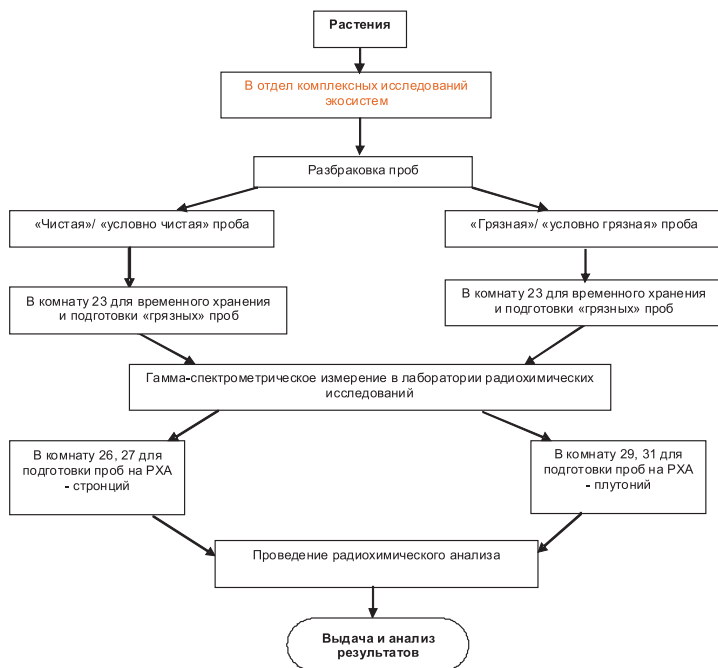


Рисунок А.10. Технологический регламент работ с пробами окружающей среды (растения) в отделе радиационных исследований и восстановления экосистем

Согласно регламенту, производится контроль пробы на всех стадиях работы с ней – с момента ее отбора до получения результатов измерений. Соблюдение всех процедур обеспечивает разделение проб по их активности и недопущение загрязнения проб в процессе работы.

В соответствии с действующей "Инструкцией по проведению внутрилабораторного контроля" в лаборатории радиохимических исследований ИРБЭ НЯЦ РК проводится оперативный контроль качества полученных результатов. Он осуществляется на основе контрольных измерений, выполненных для отдельно взятой контрольной пробы (контроль воспроизводимости) или повторный анализа рабочей пробы (контроль сходимости). Так, контроль сходимости проводится в одной серии с рабочими пробами – для каждой 10-й пробы. Для проверки воспроизводимости результатов проба анализируется повторно (каждая 20-я проба). Межлабораторный контроль проводится 1 раз в квартал согласно установленного графика. Кроме того, в каждой партии проб для контроля чистоты и отсутствия перекрестного загрязнения проб используется "холостая" проба, приготовленная на основе дистиллированной воды.

Анализ результатов контрольных проб показывает, что средняя погрешность результатов анализов не превышает 12% (таблица А.2, рисунки А.11 – А.16).

Таблица А.2

Результаты контроля сходимости и воспроизводимости результатов лабораторного анализа

Вид анализа	Среднее отклонение, %		
	Гамма-спектрометрический анализ	Радиохимическое определение ⁹⁰ Sr	Радиохимическое определение ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Удельная активность проб – до 10 Бк/кг	10,3	10,5	12,3
Удельная активность проб – от 10 до 100 Бк/кг	5,8	11,8	7,6

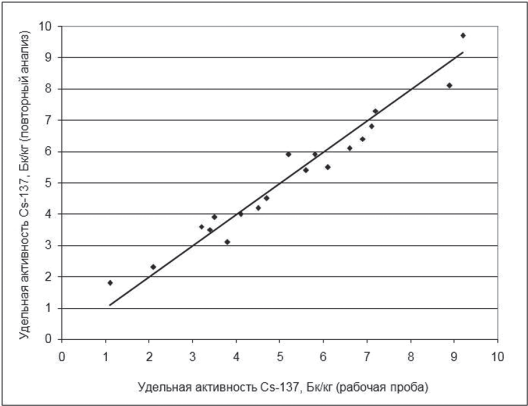


Рисунок А.11. Результаты повторного гамма-спектрометрического анализа проб почвы с удельной активностью 1-10 Бк/кг

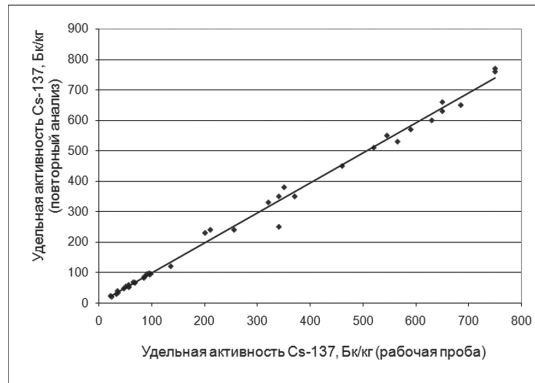


Рисунок А.12. Результаты повторного гамма-спектрометрического анализа проб почвы с удельной активностью 10-1000 Бк/кг



Рисунок А.13. Результаты повторного радиохимического анализа проб почвы на содержание $^{239+240}\text{Pu}$ с удельной активностью 1-10 Бк/кг

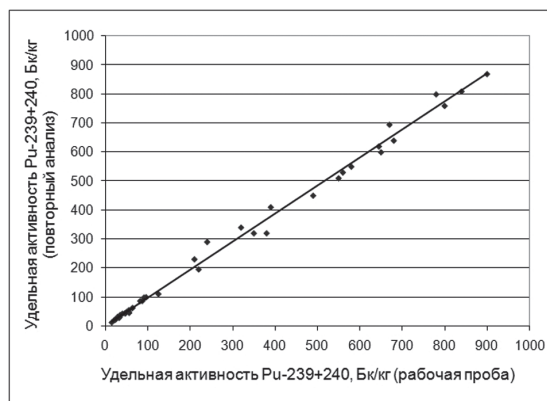


Рисунок А.14. Результаты повторного радиохимического анализа проб почвы на содержание $^{239+240}\text{Pu}$ с удельной активностью 10-1000 Бк/кг

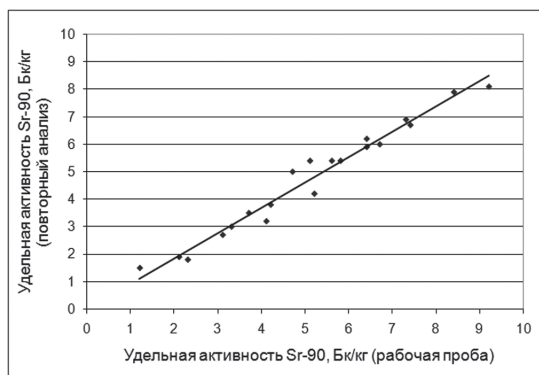


Рисунок А.15. Результаты повторного радиохимического анализа проб почвы на содержание ^{90}Sr с удельной активностью 1-10 Бк/кг

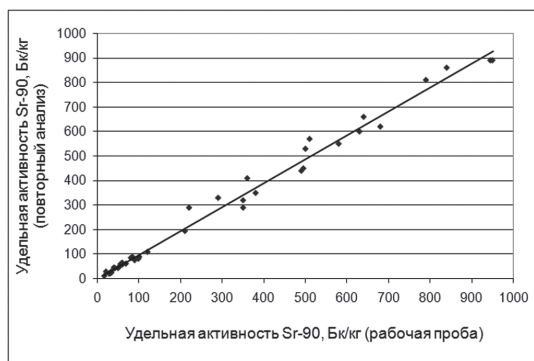


Рисунок А.16. Результаты повторного радиохимического анализа проб почвы на содержание ^{90}Sr с удельной активностью 10-1000 Бк/кг

Результаты анализа холостых проб находятся практически на уровнях минимально детектируемой активности - более 70% от всех проб (рисунки А.17 – А.18).

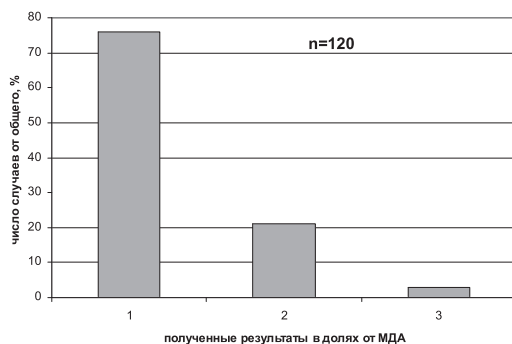


Рисунок А.17. Результаты анализов холостых проб при проведении радиохимического анализа почвы по определению $^{239+240}\text{Pu}$ (МДУА=0,2 Бк/кг)

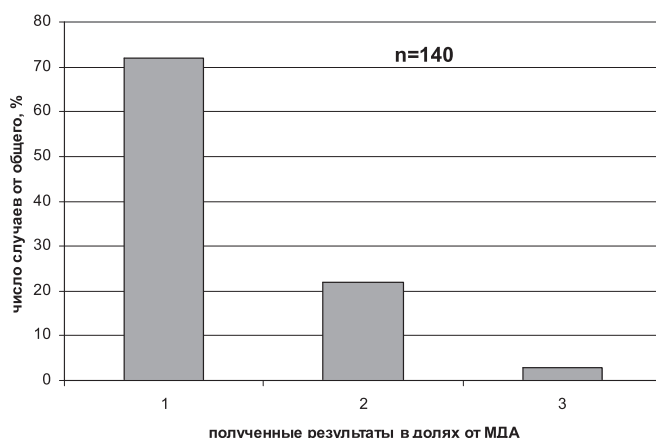


Рисунок А.18. Результаты анализов холостых проб при проведении радиохимического анализа почвы по определению ^{90}Sr (МДУА=0,6 Бк/кг)

Результаты межлабораторного контроля показывают, что отклонение результатов не превышает 13% (рисунок А.19).

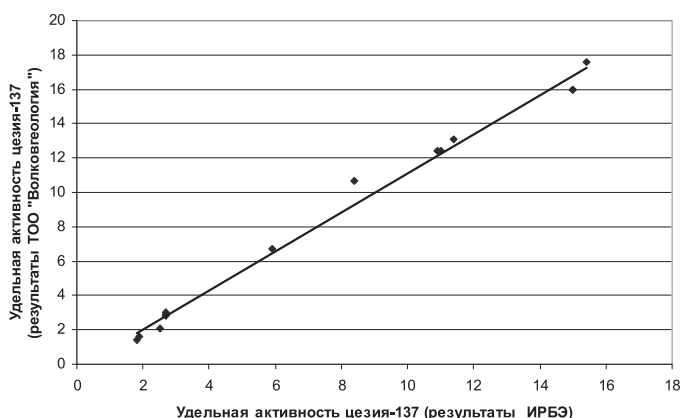


Рисунок А.19. Результаты гамма-спектрометрического анализа проб почвы при проведении межлабораторного сличения

В 2009 г. лаборатория ИРБЭ участвовала в межлабораторных сличениях, проводимых МАГАТЭ в рамках программы ALMERA. К анализу были представлены 4 образца фильтров с нанесенными на них техногенными радионуклидами. Результаты интеркалибровки, представленные на рисунках А.20–А.23, показывают, что специалистами ИРБЭ была проведена точная идентификация радионуклидов, среднее отклонение по значениям удельной активности которых не превысило 10%. Максимальное отклонение удельной активности

^{137}Cs от средних значений МАГАТЭ (31%) имело место при анализе фильтра №3. Данный факт был учтен впоследствии при калибровке аппаратуры.

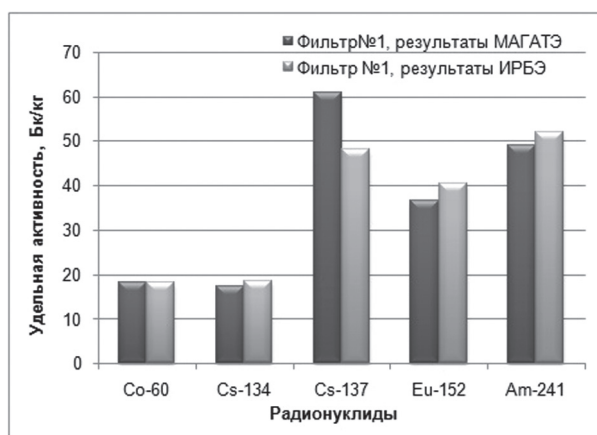


Рисунок А.20. Результаты анализов проб фильтров при проведении межлабораторного сличения, проводимого МАГАТЭ (фильтр №1)

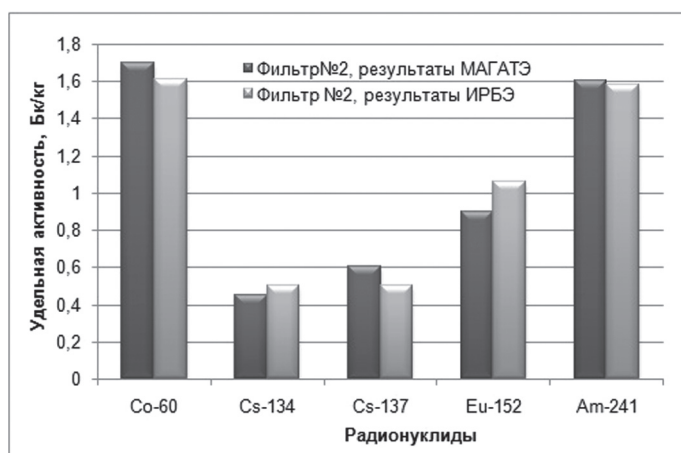


Рисунок А.21. Результаты анализов проб фильтров при проведении межлабораторного сличения, проводимого МАГАТЭ (фильтр №2)

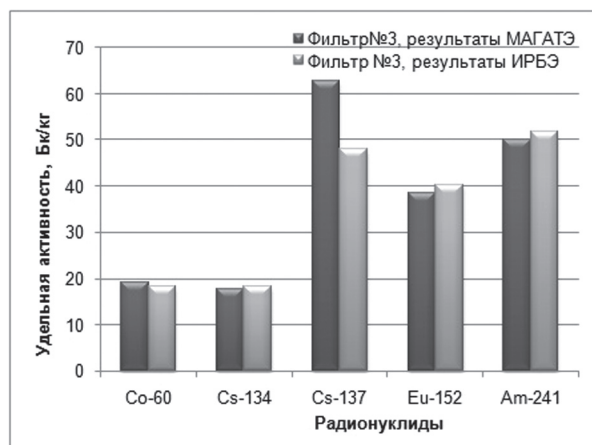


Рисунок А.23. Результаты анализов проб фильтров при проведении межлабораторного сличения, проводимого МАГАТЭ (фильтр №3)

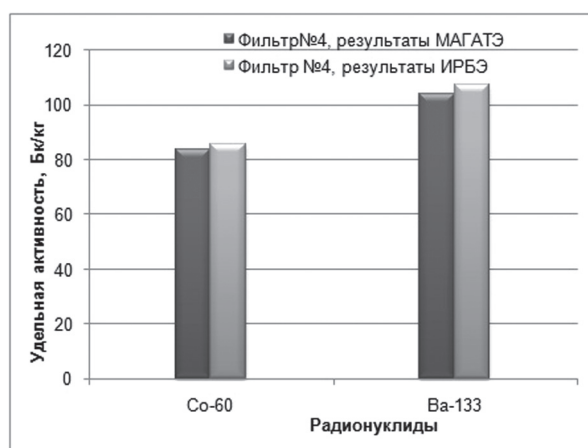


Рисунок А.24. Результаты анализов проб фильтров при проведении межлабораторного сличения, проводимого МАГАТЭ (фильтр №4)

Приложение Б

ЛЕГЕНДА К КАРТЕ-СХЕМЕ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНЫХ КОМПЛЕКСОВ СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ СИП

Гранитное низкогорье	
1	Серия сообществ: можжевельных (<i>Juniperus sabina</i>), петрофитноразнотравных (<i>Thymus marschalliana</i>, <i>Erythra distachya</i>, <i>Carex pediphoromis</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Potentilla acaulis</i>), разнотравно- холоднополюнно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa kirgisorum</i>, <i>Helictotrichon desertorum</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Centhaurea sibirica</i>, <i>Hieracium echiioides</i>) с кустарниками (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>) <u>по вершинам и верхним частям склонов</u>; холоднополюнно-типчаково-тырскиховых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Stipa capillata</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Koeleria cristata</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Iris scariosa</i>), <u>по склонам и межсопочным понижениям степным</u>
Высокий грядовый и увалистый мелкосопочник	
С выходами гранитов	
2	Серия сообществ: Петрофитноразнотравно-спирейно-карагановых (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Sedum hybridum</i>, <i>Orostachys spinosa</i>, <i>Veronica pinnata</i>) <u>по вершинам</u>; ковылково- типчаково-тырскиховых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Carex supina</i>, <i>Galim ruthenicum</i>) <u>по склонам</u>
3	Серия сообществ: Петрофитноразнотравно-спирейно-карагановых (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Sedum hybridum</i>, <i>Orostachys spinosa</i>, <i>Veronica pinnata</i>) <u>по вершинам</u>; ковылково- типчаково-тырскиховых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Carex supina</i>, <i>Galim ruthenicum</i>) <u>по склонам</u> в сочетании с комплексом сообществ: чернополюнных (<i>Artemisia pauciflora</i>)

	с коклевыми (<i>Atriplex cana</i>) по межсопочным понижениям солонцеватым
	<u>инюгла с тасбиоргуновыми (<i>Nanophyton eginaceum</i>) по межсопочным понижениям эродированным</u>
4	Серия сообществ: Петрофитноразнотравно-спирейно-карагановых (<i>Caragana pumila</i>, <i>Spiraea hypericifolia</i>, <i>Patrinia intermedia</i>, <i>Sedum hybridum</i>, <i>Orostachys spheosa</i>, <i>Veronica pinnata</i>) по вершинам; ковылково- типчаково-тырсеиковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Carex supina</i>, <i>Galim ruthenicum</i>) по склонам в сочетании с микропоясным рядом сообществ: a) тростниковых (<i>Phragmites australis</i>) b) вейниковых (<i>Calamagrostis epigeios</i>) c) солодково-волоснецовых (<i>Leymus angustus</i>, <i>Glycerhiza uralensis</i>) d) люцерново-солонечниково-мятликовые (<i>Poa trivialis</i>, <i>Medicago falcata</i>, <i>Galatella biflora</i>), по межсопочным понижениям луговым
	С выходами кварцитов
5	Серия сообществ: Аяничево-дерновиннозлаково-холоднопопынных(<i>Artemisia frigida</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Ajania fruticulosa</i>, <i>Ephedra distachya</i>, <i>Veronica pinnata</i>, <i>Patrinia intermedia</i>) по вершинам типчаково-ковылковых (<i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Ephedra distachya</i>, <i>Galatella tatarica</i>) с караганой (<i>Caragana pumila</i>) по склонам и межсопочным понижениям степным
	Низкий мелкопочечник
	С выходами кварцитов
6	Серия сообществ: Дерновиннозлаково-холоднопопынных(<i>Artemisia frigida</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Koeleria cristata</i>, <i>Ephedra distachya</i>, <i>Veronica pinnata</i>, <i>Patrinia intermedia</i>) по вершинам типчаково-ковылковых (<i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Ephedra distachya</i>, <i>Galatella tatarica</i>) с караганой (<i>Caragana pumila</i>) и таволгой (<i>Spiraea hypericifolia</i>) по склонам и межсопочным понижениям степным
	С выходами серых кварцитов
7	Серия сообществ: Эфедрово-холоднопопынно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Ephedra distachya</i>) по вершинам попынно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa sareptana</i>, <i>Festuca valesiaca</i>, <i>Stipa lessingiana</i>, <i>Artemisia frigida</i>, <i>Artemisia austriaca</i>, <i>Kochia prostrata</i>, <i>Carex supina</i>) по склонам и межсопочным понижениям степным

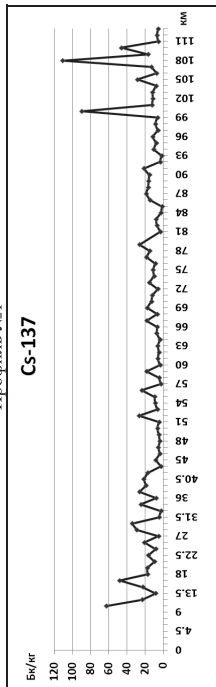
С выходами гранитов	
8	Сочетания серий сообществ: Кустарниково-петрофитно-разнотравных (<i>Orostachys spinosa</i> , <i>Sedum hybridum</i> , <i>Ephedra distachya</i> , <i>Ajania fruticulosa</i> , <i>Caragana pumila</i> , <i>Atraphaxis frutescens</i>) <u>вершин сопок</u> . Караганово-полынно-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> <i>Caragana pumila</i> , <i>Artemisia frigida</i>), полынно-типчакково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia marschalliana</i>), холоднополенных(<i>Artemisia frigida</i>) склонам и межсопочным понижениям степным
9	Сочетания серий сообществ: Кустарниково-петрофитно-разнотравных (<i>Orostachys spinosa</i> , <i>Sedum hybridum</i> , <i>Ephedra distachya</i> , <i>Ajania fruticulosa</i> , <i>Caragana pumila</i> , <i>Atraphaxis frutescens</i>) <u>вершин сопок</u> . Караганово-полынно-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> <i>Caragana pumila</i> , <i>Artemisia frigida</i>), полынно-типчакково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia marschalliana</i>), холоднополенных(<i>Artemisia frigida</i>) по вершинам, склонам и межсопочным понижениям степным в сочетании с комплексом сообществ: тонковатопольных (<i>Artemisia gracilescens</i>) чернопольных (<i>Artemisia pauciflora</i>) камфоросмовых (<i>Camphorosma monspeliaca</i>) кокпековых (<i>Atriplex cana</i>) по межсопочным понижениям на солонцевато-солончаковых почвах
10	Сочетания серий сообществ: Кустарниково-петрофитно-разнотравных (<i>Orostachys spinosa</i> , <i>Sedum hybridum</i> , <i>Ephedra distachya</i> , <i>Ajania fruticulosa</i> , <i>Caragana pumila</i> , <i>Atraphaxis frutescens</i>) на щебнистых малоразвитых почвах <u>вершин сопок</u> . Караганово-полынно-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> <i>Caragana pumila</i> , <i>Artemisia frigida</i>), полынно-типчакково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia marschalliana</i>), холоднопольных(<i>Artemisia frigida</i>) по вершинам, склонам и межсопочным понижениям степным иногда в сочетании с экологическим рядом сообществ : кустарниково-разнотравно-злаковых (<i>Poa strepposa</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Leymus angustus</i> , <i>Achillea asiatica</i> , <i>Medicago falcata</i> , <i>Spiraea hypericifolia</i> , <i>Caragana pumila</i>) на лугово-каштановых почвах <u>межсопочным понижениям луговым</u>
11	Сочетания серий сообществ:

	Кустарниково-петрофитно-разнотравных (<i>Orostachys spinosa</i> , <i>Sedum hybridum</i> , <i>Ephedra distachya</i> , <i>Ajania fruticulosa</i> , <i>Caragana pumila</i> , <i>Atraphaxis frutescens</i>) на щебнистых малоразвитых почвах вершин сопок.
	Карагано-полынно-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> <i>Caragana pumila</i> , <i>Artemisia frigida</i>),
	полынно-типчаково-тырсовых (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia marschalliana</i>),
	холоднополынных (<i>Artemisia frigida</i>) склонам и межсопочным понижениям степным
	в сочетании с экологическим рядом сообществ:
	с чиевыми (<i>Achnatherum splendens</i>
	чингилловыми (<i>Halimodendron halodendron</i>),
	полынно-волоснецовыми (<i>Leymus angustus</i> , <i>Artemisia nitrosa</i>) по межсопочным понижениям галофитнолуговым
	Дельтаивно-пролювиальные равнины
12	Дерновиннозлаковые (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia frigida</i> , <i>Galatella tatarica</i> , <i>Ephedra distachya</i>) степи, иногда с участием караганы (<i>Caragana pumila</i>) и таволги (<i>Spiraea hypericifolia</i>).
13	Дерновиннозлаковые (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia frigida</i> , <i>Galatella tatarica</i> , <i>Ephedra distachya</i>) степи.
	в сочетании с комплексом сообществ:
	тонководопольных (<i>Artemisia gracilescens</i>)
	кокпековых (<i>Atriplex can</i>) по межсопочным понижениям на солонцеватых почвах
14	Дерновиннозлаковые (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia frigida</i> , <i>Galatella tatarica</i> , <i>Ephedra distachya</i>) степи.
	в сочетании с микропоясным рядом сообществ:
	а) луцерново-типчаковых (<i>Festuca valesiaca</i> , <i>Medicago bifurca</i>),
	б) разнотравно-житняковых (<i>Agropyron cristatum</i> , <i>Potentilla impollita</i> , <i>Galium ruthenicum</i>),
	в) солодково-волоснецовых (<i>Leymus angustus</i> , <i>Glycyrrhiza uralensis</i>) по межсопочным понижениям лугово-степным
15	Дерновиннозлаковые (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia frigida</i> , <i>Galatella tatarica</i> , <i>Ephedra distachya</i>) степи, иногда с участием караганы (<i>Caragana pumila</i>) и таволги (<i>Spiraea hypericifolia</i>)
	в сочетании с микропоясным рядом сообществ:
	Сведовое (<i>Suaeda prostrata</i>)
	Галмионовое (<i>Halimione verticifera</i>)
	Камфоросмовое (<i>Camphorosma monspeliaca</i>)
	Бескильницевоое (<i>Puccinellia distans</i>)
	Тростниковое (<i>Phragmites australis</i>)
	Чиевое (<i>Achnatherum splendens</i>)
	Солодково-волоснецовое (<i>Leymus multicaulis</i> , <i>Glycyrrhiza uralensis</i>) по межсопочным понижениям с пересыхающими водоемами

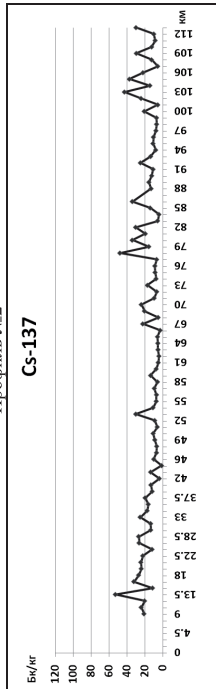
Аккумулятивная равнина Прииртышья	
	Растительность пойм рек
16	Эколого-динамический ряд сообществ: кустарниково-тополевых (<i>Poirulus nigra</i> , <i>Salix cinerea</i> , <i>Rosa majalis</i>) → разнотравно-злаковых (<i>Phragmites australis</i> , <i>Calamagrostis epigeios</i> , <i>Bromopsis inermis</i> , <i>Glycerhiza uralensis</i>) → галофитных разнотравно-злаковых (<i>Aeluropus litoralis</i> , <i>Puccinellia dolicholepis</i> , <i>Limonium gmelinii</i> , <i>Plantago salsa</i>) → чингиллово-чирчево-галимионовых (<i>Halimione verticifera</i> , <i>Achnatherum splendens</i> , <i>Halimodendron halodendron</i>) → волооснецово-попынных (<i>Artemisia nitrosa</i> , <i>Leymus angustus</i>) вдоль пойм водотоков
	Растительность надпойменной террасы Иртыша
17	Разнотравно-дерновиннозлаковые (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Galatella tatarica</i> , <i>Medicago bifurca</i>) степи на нормальных каштановых почвах, иногда в комплексе с разнотравно-злаково-кустарниковыми (<i>Spiraea hypericifolia</i> , <i>Rosa acicularis</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Bromus inermis</i> , <i>Galium ruthenicum</i> , <i>Medicago tomanica</i>) сообществами на лугово-каштановых незасоленных почвах надпойменной террасы Иртыша
18	Комплекс сообществ: попынно-дерновиннозлаковых (<i>Stipa capillata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Artemisia comracia</i>) степей на нормальных каштановых почвах и попынно-копеековых (<i>Atriplex cana</i> , <i>Artemisia nitrosa</i>) на каштановых солонцеватых почвах надпойменной террасы Иртыша
19	Комплекс сообществ: дерновиннозлаково-попынных (<i>Artemisia gracilescens</i> , <i>A. pauciflora</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Psathyrostachys juncea</i>) сообществ на каштановых солонцеватых почвах и галофитных разнотравно-злаковых (<i>Puccinellia dolicholepis</i> , <i>L. angustus</i> , <i>Leymus raboanus</i> , <i>Aeluropus litoralis</i> , <i>Saussurea amara</i> , <i>Limonium gmelinii</i>) сообществ на солончаковых и солончаковых почвах надпойменной террасы Иртыша
Соры	
20	Сарсазановые (<i>Halocnemum strobilaceum</i>) и участки без растительности
	Антропогеннопроизводная растительность
21	Демутационные серии сообществ (восстановления): группировки сорнотравных малолетников (<i>Avena fatua</i> , <i>Lactuca altaica</i> , <i>Artemisia sieversiana</i> , <i>Barbarea stricta</i> , <i>Ceratocarpus arenarius</i>) → группировки сорнотравных корнеотпрысковых и корневищных многолетних (<i>Cirsium arvense</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Artemisia procera</i> , <i>Artemisia austriaca</i>) группировки → сообщества дерновиннозлаково-попынные (<i>Artemisia marschalliana</i> , <i>A. dracunculul</i> , <i>Agropyron cristatum</i> , <i>Festuca valesiaca</i>) → сообщества разнотравно-попынно-дерновиннозлаковые (<i>Agropyron cristata</i> , <i>Festuca valesiaca</i> , <i>Stipa lessingiana</i> , <i>Artemisia sublessingiana</i> , <i>A. marschalliana</i> , <i>Medicago tomanica</i>) на землях сельскохозяйственного использования
22	Группировки и сообщества с участием <i>Elaeagnus oxycarpa</i> , <i>Rosa majalis</i> , <i>Vexibia alopecuroides</i> , <i>Ciclochena xanthifolia</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Leymus angustus</i>) вокруг урбанизированных территорий
23	Группировки с участием: попыны австрийской (<i>Artemisia austriaca</i>), попыны веничной (<i>Artemisia scoraria</i>), брунца (<i>Vexibia alopecuroides</i>), кохии веничной (<i>Kochia scoraria</i>), кохии Сиверса (<i>Kochia siversiana</i>), мари белой (<i>Chenopodium album</i>), климакоттеры ресничатой (<i>Climacoptera brachiata</i>), эбелека (<i>Ceratocarpus arenarius</i>) у зимовок

Приложение В
Графики распределения удельной активности ^{137}Cs и ^{241}Am по профилям

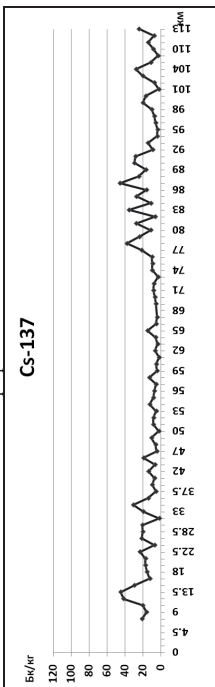
Профиль №1



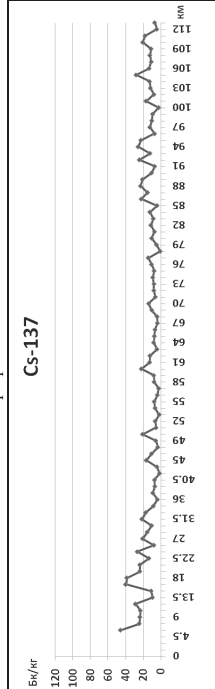
Профиль №2



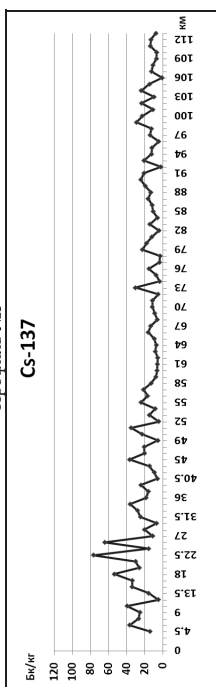
Профиль №3



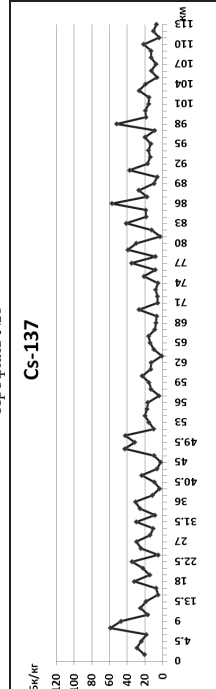
Профиль №4



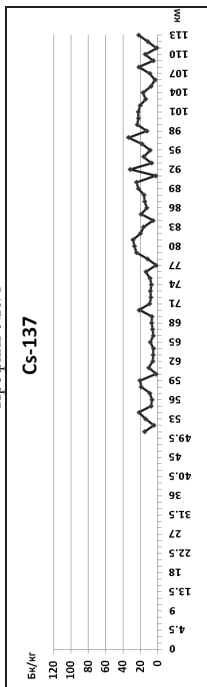
Профиль №5



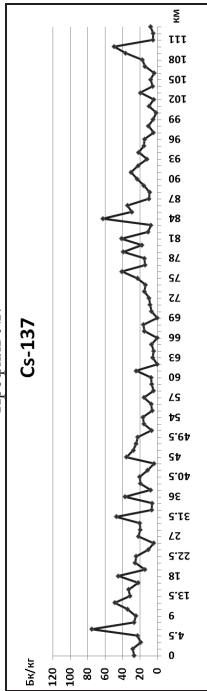
Профиль №6



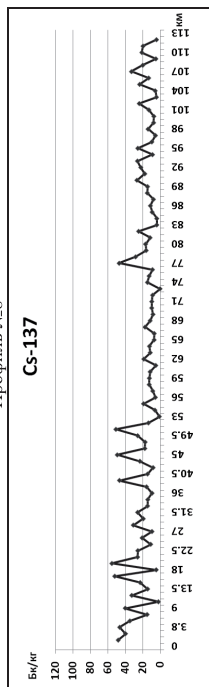
Профиль №6/1



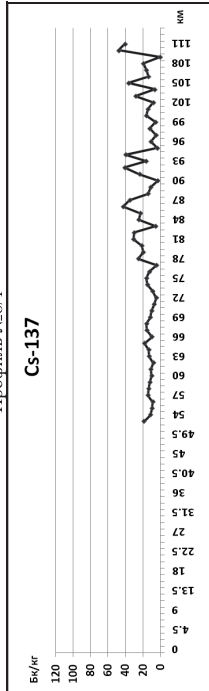
Профиль №7



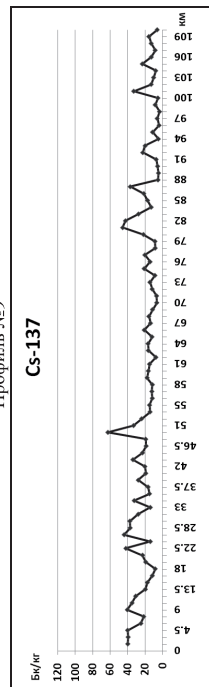
Профиль №8



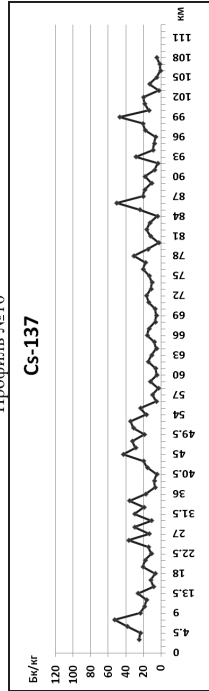
Профиль №8/1



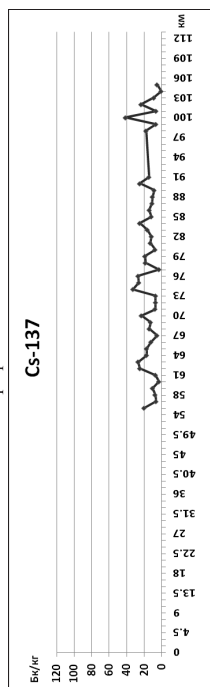
Профиль №9



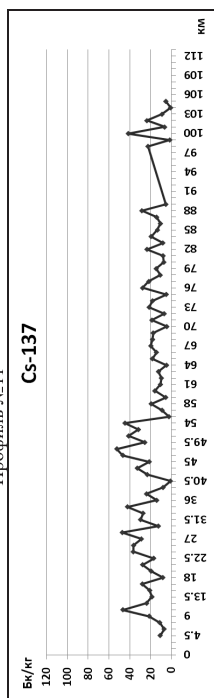
Профиль №10



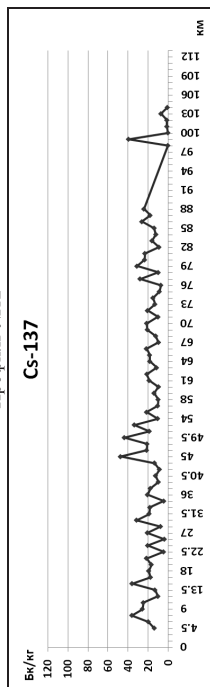
Профиль №10/1



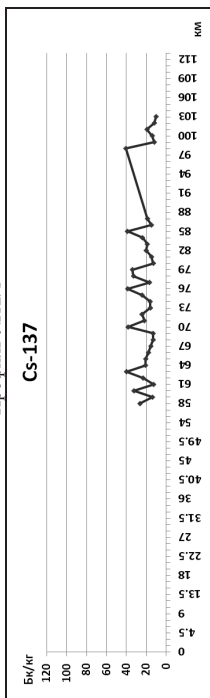
Профиль №11



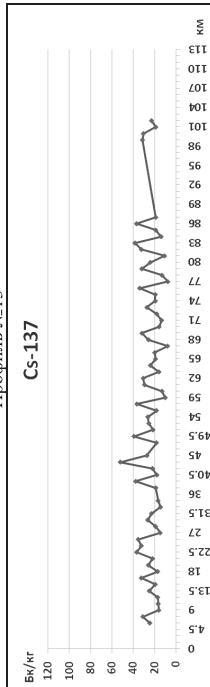
Профиль №12



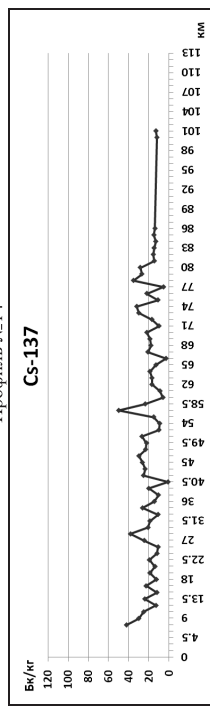
Профиль №12/1



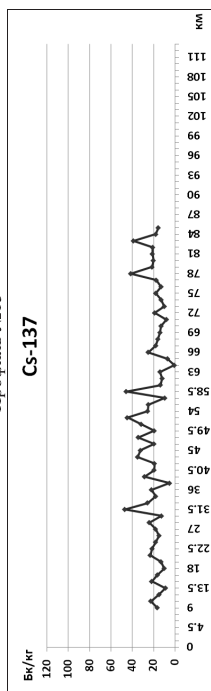
Профиль №13



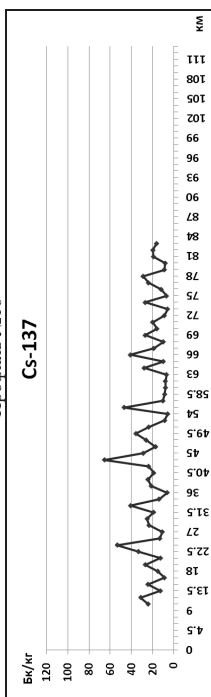
Профиль №14



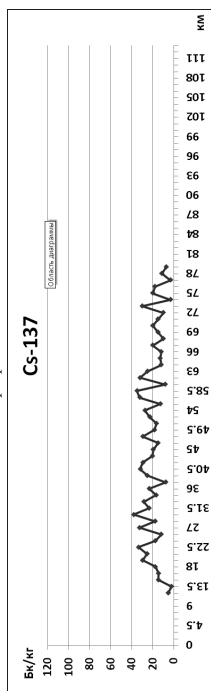
Профиль №15



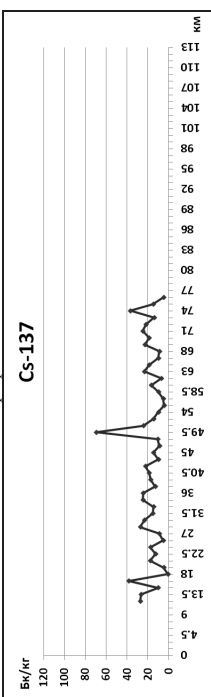
Профиль №16



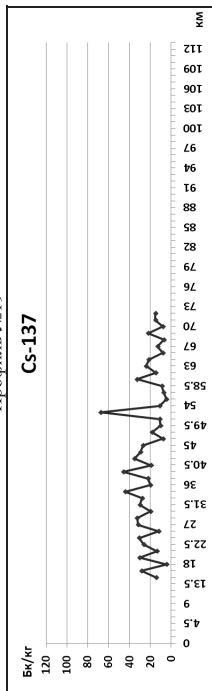
Профиль №17



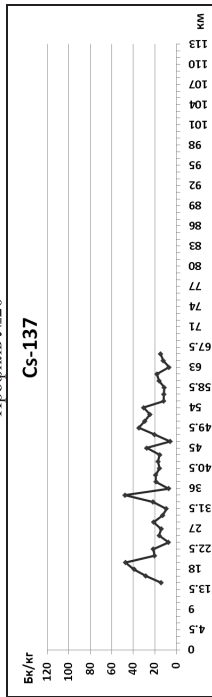
Профиль №18



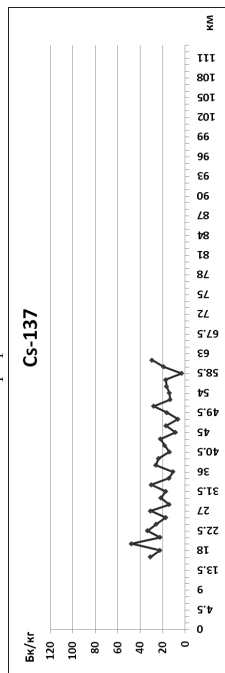
Профиль №19



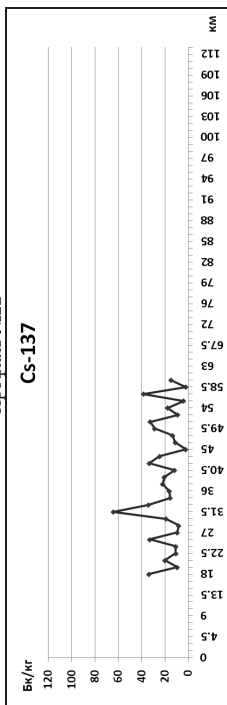
Профиль №20



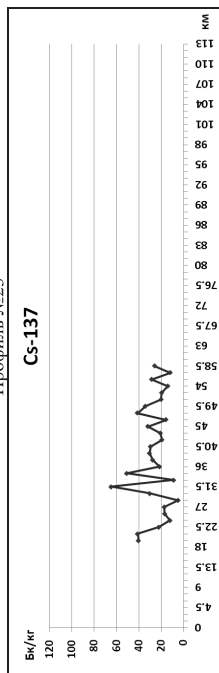
Профиль №21



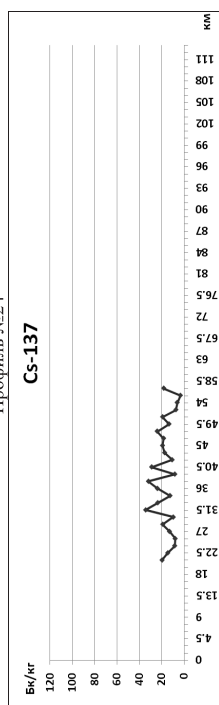
Профиль №22



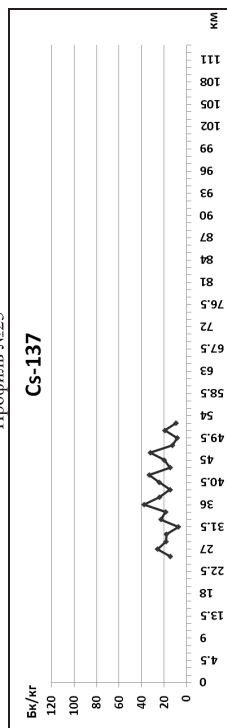
Профиль №23



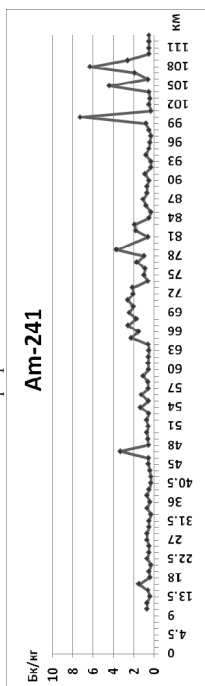
Профиль №24



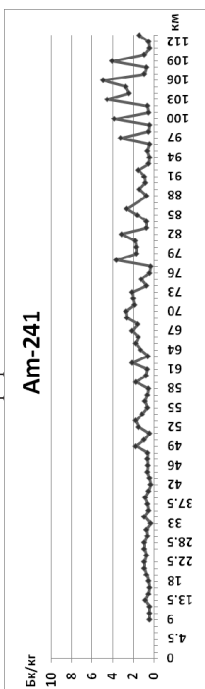
Профиль №25



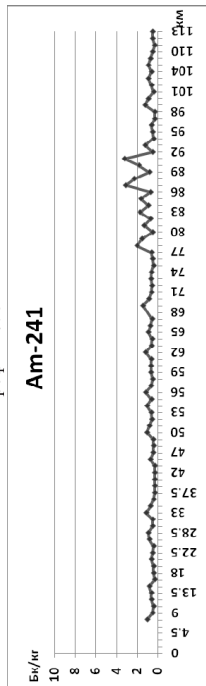
Профиль №1



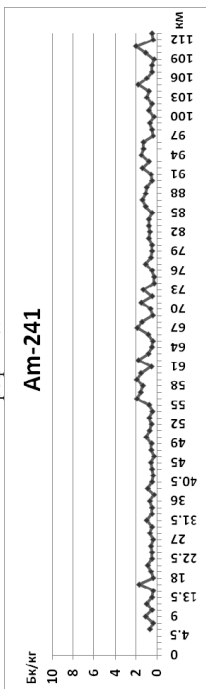
Профиль №2



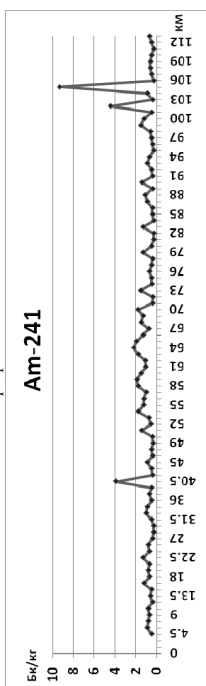
Профиль №3



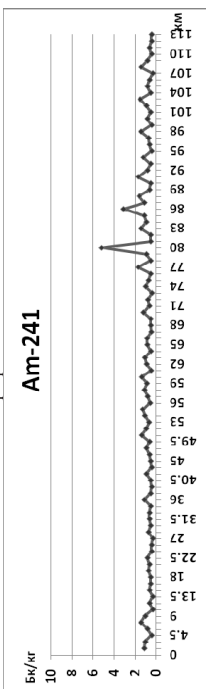
Профиль №4



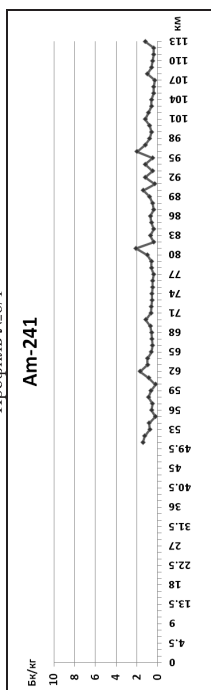
Профиль №5



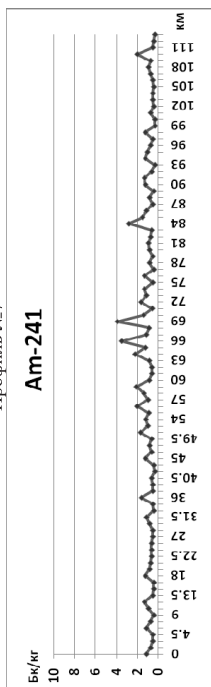
Профиль №6



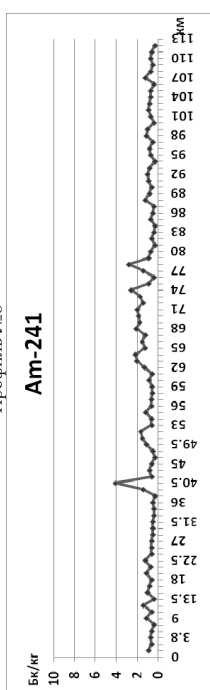
Профиль №6/1



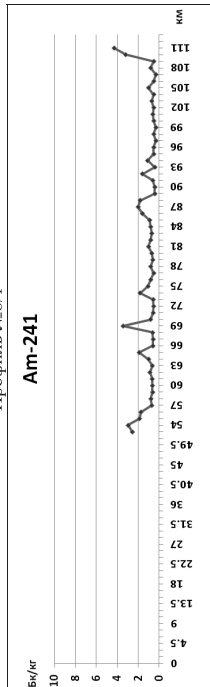
Профиль №7



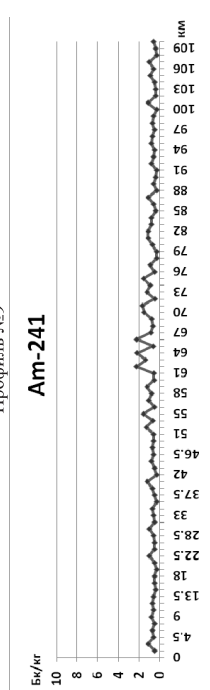
Профиль №8



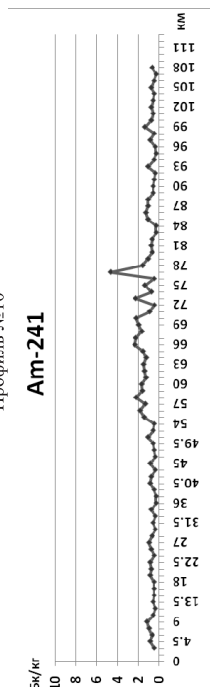
Профиль №8/1



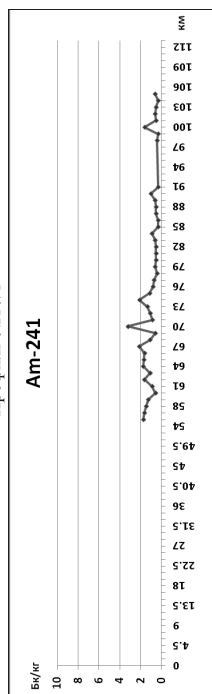
Профиль №9



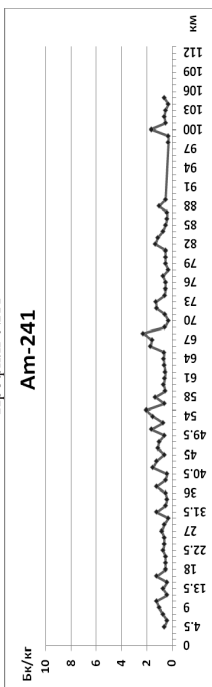
Профиль №10



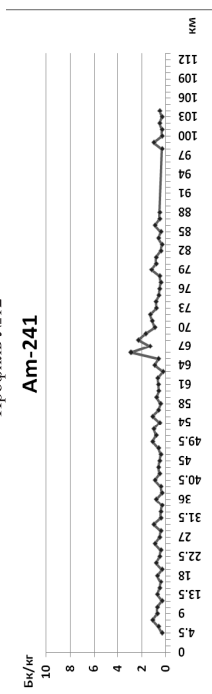
Профиль №10/1



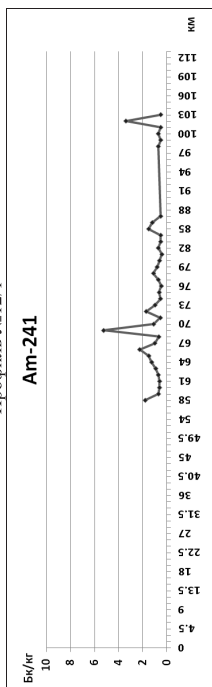
Профиль №11



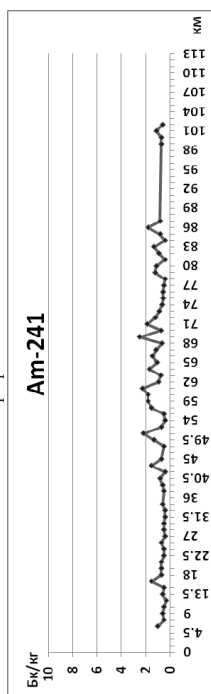
Профиль №12



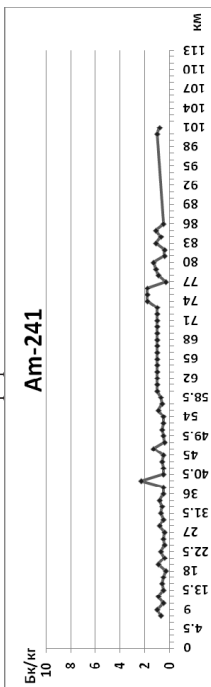
Профиль №12/1



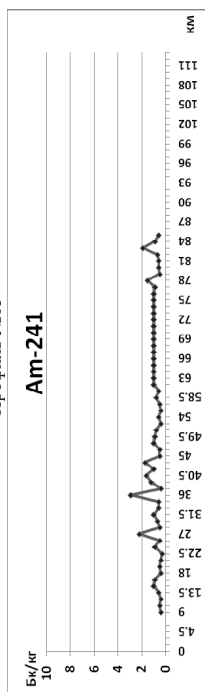
Профиль №13



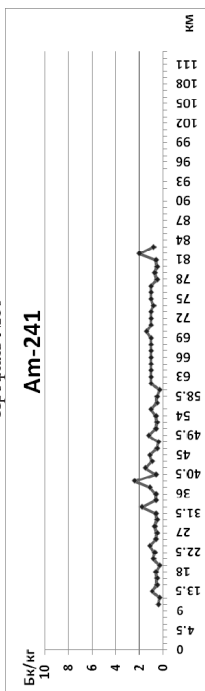
Профиль №14



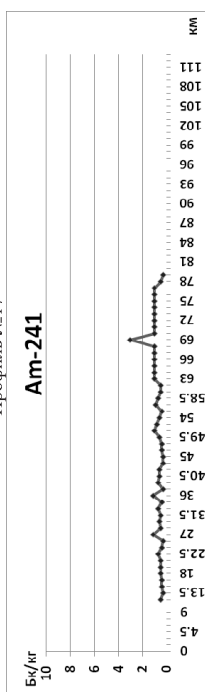
Профиль №15



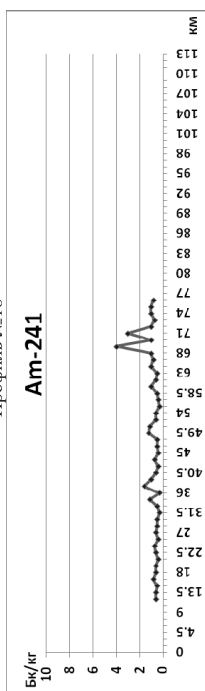
Профиль №16



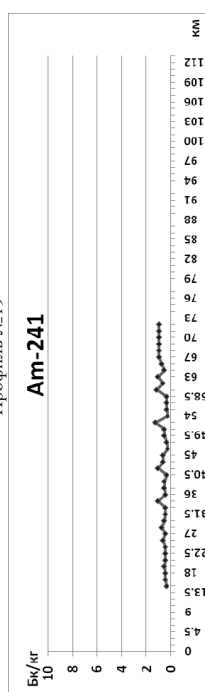
Профиль №17



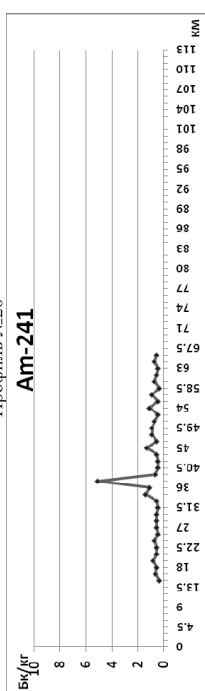
Профиль №18



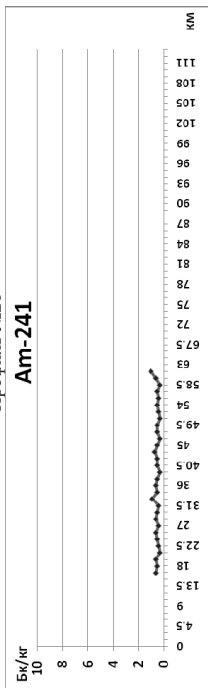
Профиль №19



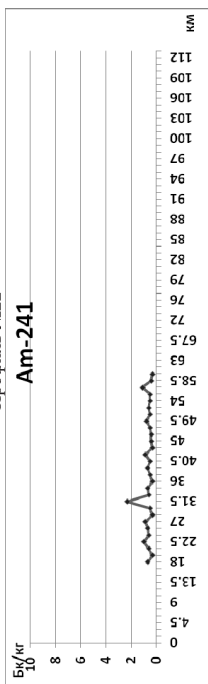
Профиль №20



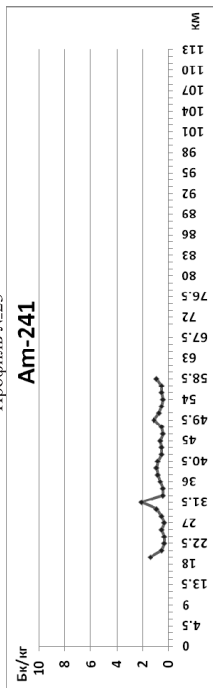
Профиль №21



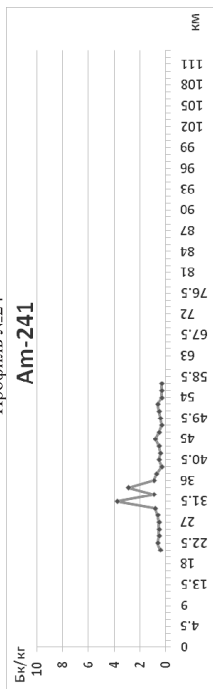
Профиль №22



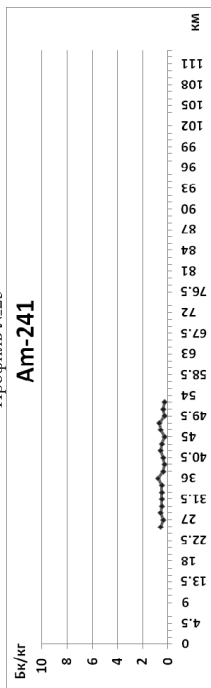
Профиль №23



Профиль №24



Профиль №25



Приложение Г

Таблица Г.1

Координаты поворотных точек выделенных зон "северных" территорий, рекомендованных к передаче в хозяйственный оборот

№ точек	географические координаты					
	восточная долгота			северная широта		
	°	'	"	°	'	"
"Северная" часть территории СИП для использования без ограничения						
1	77	14	12	50	34	25
2	77	10	43	50	36	20
3	77	6	58	50	38	32
4	77	3	51	50	39	34
5	77	4	43	50	39	59
6	77	5	46	50	40	35
7	77	6	18	50	41	13
8	77	7	0	50	42	3
9	77	7	23	50	42	24
10	77	7	57	50	42	53
11	77	8	42	50	43	33
12	77	9	10	50	44	0
13	77	10	12	50	44	45
14	77	10	35	50	45	2
15	77	11	8	50	45	27
16	77	11	43	50	45	52
17	77	12	41	50	46	30
18	77	13	52	50	47	3
19	77	14	20	50	47	19
20	77	15	2	50	48	12
21	77	15	20	50	48	33
22	77	15	52	50	49	2
23	77	16	15	50	49	22
24	77	16	44	50	49	44
25	77	17	7	50	50	6
26	77	17	38	50	50	25
27	77	18	17	50	50	57

№ точ- ки	географические координаты					
	восточная долгота			северная широта		
	о	'	"	о	'	"
28	77	18	53	50	51	22
29	77	19	42	50	51	60
30	77	20	59	50	53	1
31	77	21	34	50	53	19
32	77	22	26	50	53	44
33	77	23	19	50	54	7
34	77	24	15	50	54	20
35	77	25	12	50	54	31
36	77	26	13	50	54	45
37	77	27	56	50	54	53
38	77	28	16	50	54	53
39	77	29	1	50	54	57
40	77	30	42	50	54	55
41	77	31	5	50	54	55
42	77	32	59	50	54	51
43	77	34	2	50	54	47
44	77	34	36	50	54	55
45	77	35	39	50	55	8
46	77	36	27	50	55	19
47	77	37	28	50	55	33
48	77	38	24	50	55	34
49	77	39	24	50	55	34
50	77	40	28	50	55	36
51	77	41	41	50	55	39
52	77	42	54	50	55	28
53	77	44	2	50	55	16
54	77	45	43	50	55	3
55	77	46	49	50	55	6
56	77	47	39	50	55	11
57	77	48	23	50	55	6
58	77	50	7	50	54	57
59	77	51	15	50	54	52
60	77	52	2	50	54	48
61	77	52	55	50	54	14
62	77	53	28	50	53	54
63	77	54	31	50	53	20
64	77	55	34	50	52	44
65	77	57	3	50	52	16
66	77	57	34	50	52	7

№ точ- ки	географические координаты					
	восточная долгота			северная широта		
	о	′	″	о	′	″
67	77	58	52	50	51	43
68	77	59	46	50	51	25
69	78	0	41	50	51	11
70	78	1	30	50	50	58
71	78	2	14	50	50	45
72	78	3	24	50	50	35
73	78	4	51	50	50	24
74	78	6	25	50	50	13
75	78	7	12	50	50	14
76	78	7	41	50	50	14
77	78	8	6	50	50	9
78	78	8	55	50	49	58
79	78	9	39	50	49	49
80	78	9	50	50	49	49
81	78	10	16	50	49	50
82	78	10	29	50	49	48
83	78	11	21	50	49	43
84	78	12	53	50	49	6
85	78	14	10	50	48	45
86	78	15	11	50	48	23
87	78	15	36	50	48	16
88	78	16	14	50	47	56
89	78	17	29	50	47	21
90	78	18	11	50	47	1
91	78	18	25	50	46	23
92	78	18	40	50	45	53
93	78	18	58	50	45	10
94	78	20	0	50	44	51
95	78	20	58	50	44	33
96	78	21	49	50	44	16
97	78	22	59	50	44	6
98	78	23	50	50	43	58
99	78	24	52	50	43	59
10	78	25	33	50	44	1
101	78	26	6	50	44	3
102	78	27	29	50	44	11
103	78	27	28	50	44	32
104	78	27	28	50	45	8
105	78	27	29	50	45	34

№ точек	географические координаты					
	восточная долгота			северная широта		
	°	'	"	°	'	"
106	78	27	9	50	46	8
107	78	27	43	50	46	25
108	78	28	26	50	46	45
109	78	28	10	50	46	59
110	78	28	38	50	47	37
111	78	29	34	50	47	17
112	78	29	58	50	47	3
113	78	30	14	50	46	50
114	78	41	20	50	41	53
115	78	40	59	50	41	38
116	78	41	2	50	38	36
117	78	41	21	50	37	40
118	78	40	47	50	36	16
Зона периодического контроля						
П 1	77	40	58,6	50	35	9,8
П 2	77	44	57,8	50	38	41,9
П 3	77	50	23,2	50	35	25,0
П 6	77	46	31,4	50	35	19,4
П 5	77	43	41,3	50	36	14,3
П 4	77	43	16,0	50	35	13,4
П 1	77	40	58,6	50	35	9,8

Таблица Г.2

**Координаты поворотных точек зон,
не рекомендованных для передачи в хозяйственный оборот**

№ точки	географические координаты					
	восточная долгота			северная широта		
	°	'	"	°	'	"
Территория пл. "4а" (БРВ)						
П 4	77	43	16,0	50	35	13,4
П 5	77	43	41,3	50	36	14,3
П 6	77	46	31,4	50	35	19,4
Территория "Могильника"						
М 7	78	18	47,4	50	42	35,0
М 8	78	19	12,8	50	42	34,4
М 9	78	19	11,8	50	42	18,4
М 10	78	18	46,3	50	42	19,0

МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ

*Проект резервного фонда технического сотрудничества
KAZ/7/002 "Поддержка радиологической оценки территории
Семипалатинского ядерного полигона с целью его передачи в
народнохозяйственный оборот"*

МЕЖДУНАРОДНОЕ ЗАКЛЮЧЕНИЕ

отчета

*Национального Ядерного Центра Республики Казахстан:
"Радиоэкологическое состояние "северной" части территории
Семипалатинского испытательного полигона"*

Финальный отчет

Вена - декабрь 2010

КРАТКОЕ СОДЕРЖАНИЕ

Введение

(1) Правительство Республики Казахстан обратилось в Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ) за поддержкой в оценке возможности передачи северной части Семипалатинского испытательного полигона (СИП) в народнохозяйственный оборот. Важной задачей было изучение отчета "Радиозэкологическое состояние" северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона", который был подготовлен Национальным ядерным центром Республики Казахстан (НЯЦ РК). Настоящий документ содержит результаты изучения, наблюдений и выводы, сделанные экспертной группой МАГАТЭ, а также предложения для будущей оценки с целью дальнейшей передачи других частей территории СИП в народнохозяйственный оборот.

Нормативно-правовая база

(2) Нормативными правилами Республики Казахстан определен статус СИП и условия для передачи его территории в народнохозяйственный оборот. Казахстанские требования радиационной защиты основаны на Законе Республики Казахстан "О радиационной защите населения". Принятые в Казахстане "Нормы радиационной безопасности – 99" (НРБ-99) предусматривают предел среднегодовой эффективной дозы 1 мЗв для критической группы от искусственных радионуклидов.

(3) Недавними рекомендациями Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ), а также основными нормами безопасности (Версия BSS 4.0 (Basic Safety Standards – Основные Нормы Безопасности ОНБ) от 9 сентября 2010 г.), разработанными МАГАТЭ и другими международными организациями, принят новый подход к контролю радиационной защиты на территориях, где уже существует радиоактивное загрязнение. Согласно им, состояние таких территорий должно контролироваться исходя из контрольного уровня годовой дозы в диапазоне 1-20 мЗв, а также использоваться принцип оптимизации. Таким образом, казахстанские нормативы являются более консервативными (жесткими), чем рекомендации МКРЗ и МАГАТЭ.

Измерения

(4) Радиологическая характеристика северных территорий основана на анализе огромного числа проб почвы. Кроме того в дополнение, были проанализированы образцы растительности, воздуха и воды. В большинстве образцов определялись гамма-излучающие нуклиды ^{137}Cs и ^{241}Am . Изотопы Pu определялись в основном по содержанию ^{241}Am с использованием среднего значения отношений активности Pu/Am: данное отношение было определено из множества проб, которые были проанализированы радиохимическим методом. Часть проб был проанализирована на содержание ^{90}Sr . Аналитические методы, применяемые в лабораториях НЯЦ РК, являются самыми современными,

технические средства соответствует современным требованиям, а персонал имеет высокую квалификацию. Калибровка оборудования и оперативный контроль результатов радиохимического анализа (анализов) производится с использованием стандартных растворов радионуклидов. Лаборатории аккредитованы или сертифицированы и имеют соответствующие системы управления качеством, в том числе методы внутреннего контроля, а также участвуют в межлабораторных сравнениях.

(5) Пробы почвы были отобраны в 2500 точках, в этих же точках были измерены мощность гамма-излучения, а также плотность потока бета-частиц. Сетка отбора проб почвы в целом составляла 1,0-1,5 км; а в трех горизонтальных профилях, пересекающих следы прошлых радиоактивных выпадений, шаг отбора составлял 0,2 км. Ввиду большой ширины следов выпадений и того, что выпас скота производится на большой площади, такая схема отбора проб соответствует поставленной задаче.

Сценарии облучения

(6) Были рассмотрены несколько сценариев облучения, в том числе пастух и работник сельского хозяйства, семья фермера, ведущего натуральное хозяйство, геологоразведка и полевые научные работы. Выбранные сценарии включали группы населения, которые могут получить самую высокую дозу облучения. Рассматривались внешние пути облучения от почвы и внутренние пути облучения от ингаляции и приема пищи. Были рассмотрены и такие менее значимые механизмы возможного облучения, как облучение от загрязненной почвы, попавшей на кожу, и внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы. Кроме того, рассматривалось внутреннее облучение от ингаляции радионуклидов, принесенных ветром с наиболее загрязненных частей СИП.

(7) Были изучены все значимые пути облучения, а также группы населения, наиболее подверженные облучению. Были определены такие условия облучения, которые исключают возможность недооценки облучения.

Процессы и параметры

(8) Используемые нормы потребления пищи были основаны на среднем казахстанском рационе, адаптированном к местным условиям. Были рассмотрены следующие радионуклиды: ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Дозовые коэффициенты для этих радионуклидов приведены в НРБ-99, причем выбраны самые высокие значения коэффициентов. Выбор коэффициентов, сделанный НЯЦ, соответствует консервативному подходу, вполне оправданному для такого рода оценок.

(9) Оценка концентраций радионуклидов в сельскохозяйственных растениях осуществлялась с использованием средних концентраций радионуклидов в почве и коэффициентов перехода, в основном, исходя из последних данных МАГАТЭ. Были проанализированы различные данные

коэффициентов перехода радионуклидов в системе "почва-растение" и выбраны наиболее консервативные значения.

(10) Коэффициенты перехода в системе почва-растение для овощей, картофеля и зерна были даны для сухой массы, а нормы потребления пищи обозначены для влажной массы. Активности, рассчитанные для сухой массы, не пересчитывались на влажную массу при расчетах количества поступающих в организм человека радионуклидов. Таким образом, расчет активности, поступившей в организм человека (с растениями) и, соответственно, доза за счет потребления производимых продуктов питания завышены.

(11) Для оценки отношений концентрации в системе "почва-растение" для растительных продуктов (например, зерно, овощи, корнеплоды) в отчете были использованы средние концентрации в поверхностном 5-сантиметровом слое почвы. Целесообразней использовать среднюю концентрацию в 20-сантиметровом слое, так как, как правило, растения выращиваются на пахотных землях. Литературные данные по отношениям концентраций в системе "почва-растения" также, как правило, представлены по слою почвы на глубину до 20 см. Это привело к завышению оценки поглощения радионуклидов из почвы.

(12) Концентрации радионуклидов в сене, полученном из степного разнотравья, используемом в качестве корма для животных, были рассчитаны исходя из средней концентрации в почве и коэффициентов перехода, полученных в ходе исследований СИП. Перед определением активности в траве растения промывались для удаления почвы. Однако, было бы более целесообразно определять коэффициенты перехода для корма для скота с помощью непромытых проб. Это привело к очень низким уровням отношений концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе "почва-растение", которые затем были использованы в оценке.

(13) Не проводились измерения фактических концентраций радионуклидов в домашних животных (например, коров, лошадей, овец и коз), а также их мясе и молоке. Поэтому оценка доз производилась исходя из максимальных коэффициентов перехода от кормов в продукты животного происхождения, которые были обнаружены в различных публикациях и в ходе экспериментов. Эта потенциальная переоценка может, в некоторой степени, компенсировать недооценку, о которой говорилось ранее. Не рассматривалось потребление мяса диких животных в рационе питания любого из сценариев.

(14) Расчет ингаляционных доз производился на основе средних концентраций радионуклидов в воздухе, скорости дыхания различных возрастных групп и дозовых коэффициентов, принятых НРБ-99. При этом учитывалось возможное влияние как местных, так и отдаленных источников радиоактивного загрязнения по механизму ветрового подъема и переноса. Предположение о долгосрочных средних уровнях пыли в воздухе от 10^{-7} до 10^{-6} кг/м³ является консервативным по сравнению с литературным.

(15) Расчет внешнего облучения производился на основе данных площадного загрязнения, соответствующих дозовых коэффициентов и времени,

проведенного на улице. Некоторые из использованных параметров приводят к некоторой переоценке, а некоторые недооценке уровней облучения.

(16) В отчете предполагается, что все продукты питания - за исключением зерна - производятся на исследуемой территории. Однако, ввиду небольшого количества осадков, северные территории могут использоваться практически только для выпаса скота. Выращивание картофеля и овощей требует мелиорации, а качество местной воды низкое. Такой подход является консервативным.

Расчет доз

(17) Расчеты доз производятся на основе сценариев облучения, охватывающих все виды деятельности, распространенные на исследуемой территории, и включают в себя все возможные пути облучения. Применяются общепринятые уравнения при расчетах доз. Максимальная возможная доза при нормальных условиях, рассчитанная для пастуха, составила $0,16 \text{ мЗв}^{-1}$, что значительно ниже принятого предела дозы 1 мЗв^{-1} .

(18) На северных территориях есть несколько участков с повышенным содержанием трансурановых элементов. При расчете доз населения на этих территориях авторами отчета не было принято во внимание присутствие ^{137}Cs и ^{90}Sr при расчетах, при этом наибольшая оценка дозы составила $0,043 \text{ мЗв}^{-1}$ в год.

(19) Существуют различные предположения и параметры при расчетах доз, в различной степени соответствующие поставленным задачам. Для того чтобы оценить степень влияния принятых предположений и параметров на результат оценки доз, полученный Национальным ядерным центром, Экспертная группа провела дополнительную (собственную) оценку доз. Результаты расчетов Экспертной группы представлены в Приложении I. Годовая доза групп населения, наиболее подверженных возможному облучению, составила $0,08 \text{ мЗв}$.

Соответствие с национальными требованиями

(20) Все рассчитанные дозы, представленные в рассматриваемом отчете, а также результаты дополнительных дозовых оценок, полученные экспертной группой, значительно ниже годового предела дозы, составляющего 1 мЗв . Кроме того, измеренные и оцененные концентрации радионуклидов в почве, воде, растительности и сельскохозяйственной продукции также значительно ниже допустимых уровней радионуклидов, принятых в Республике Казахстан.

1 ВВЕДЕНИЕ

1.1 Исходная информация

После Второй мировой войны степи Казахстана стали первым центром для испытаний ядерного оружия в СССР. Площадь Семипалатинского испытательного полигона (СИП) составляет 19 000 км² и расположена в северо-восточной части Республики Казахстан. Территория расположена к юго-западу от реки Иртыш, которая является главным притоком реки Обь и составляет часть границы ядерного полигона.

В 1949–1962 годах ядерные испытания проводились в основном в атмосфере. Впоследствии, после подписания Договора о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, в космическом пространстве и под водой (1963), проводились только подземные испытания в районе Семипалатинска.

Ядерные испытания на полигоне были прекращены в 1989 году, в общей сложности было проведено 456 ядерных испытаний с общей мощностью 17,4 млн. тонн в тротиловом эквиваленте. С момента прекращения ядерных испытаний казахстанские и международные ученые провели обширные исследования, связанные с радиационной обстановкой на полигоне. *Было выявлено, что в некоторых частях СИП радиационная обстановка сравнима с радиационной обстановкой на территориях, загрязненных за счет глобальных выпадений, и поэтому некоторые районы можно передать в хозяйственный оборот.*

Генеральная Ассамблея Организации Объединенных Наций приняла ряд резолюций (A/RES/52/169, A/RES/53/1, A/RES/55/44, A/RES/57/101 и A/RES/10/824) о "Международном сотрудничестве и координации деятельности в целях реабилитации населения и экологии, а также экономического развития Семипалатинского региона в Казахстане". В докладе, представленном на 53-й сессии Генеральной Ассамблеи (1999), были определены ряд мер для выполнения резолюций и восстановления данной области Казахстана таким образом, чтобы местное население могло использовать эти земли в народном хозяйстве. Одним из первых действий было рекомендовано провести "комплексную радиологическую оценку" СИП с целью определения его радиологического состояния. Целью данной радиологической оценки является изучить на должном уровне радиационную обстановку и разработать стратегию использования земли на длительный срок, исходя из соображений радиологической безопасности. Хозяйственная деятельность, осуществляемая на загрязненных территориях, может привести к повышенному риску облучения людей, а продукты, произведенные на СИП, могут содержать радиоактивные материалы и представлять опасность для населения. Таким образом, хозяйственное использование территории полигона должно быть основано на комплексной радиологической оценке, которая необходима для полного понимания и выявления наиболее значимых радиологических проблем.

В 2009 году Совет Безопасности Республики Казахстан выступил с решением о необходимости систематической работы по передаче некоторых частей

СИП в народнохозяйственный оборот. В первую очередь было принято решение об исследовании северной части СИП, общей площадью 3000 км², далее по тексту "Северные территории".

13 апреля 2010 года Правительство Республики Казахстан обратилось в МАГАТЭ с просьбой оказать помощь в усилении возможностей Казахстана в области проведения радиологических измерений в окружающей среде, с целью оценки возможности возвращения северной части СИП в хозяйственный оборот. Кроме того, экспертная поддержка была необходима в связи со сбором и оценкой радиоэкологических данных и дополнительно в отношении выводов, сделанных Национальным ядерным центром Республики Казахстан (НЯЦ РК).

Ранее МАГАТЭ опубликовала пять отчетов о радиационной обстановке на различных испытательных ядерных полигонах в рамках Серии отчетов о радиологической оценке, в том числе атолл Бикини [125], атоллы Муруроа и Фангатауфа [126], Семипалатинский полигон [127], Западное Карское море [128] и полигоны для ядерных испытаний в Алжире [129].

1.2 Цели

В рамках поддержки, оказываемой Республике Казахстан, МАГАТЭ создала экспертную группу для оценки научной работы, проведенной НЯЦ РК на северных территориях. Задачи данной экспертной группы были сформулированы следующим образом:

- Предоставление технической экспертизы для оценки данных о загрязнении территории СИП по данным, подготовленным и представленным НЯЦ РК;
- Оценка принятых методов отбора проб и аналитических методов, используемых для мониторинга и исследования районов, пострадавших от ядерных испытаний в пределах СИП; а также
- Определение приоритетов для дальнейших экологических оценок.

Кроме того, экспертной группе было предложено оценить отчет: "Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона", который был подготовлен на русском языке в феврале 2010 года, а затем переведен на английский язык. Отчет был подготовлен НЯЦ РК с целью оценки возможности передачи северной части СИП в неограниченное хозяйственное пользование. Для того чтобы ознакомиться с применяемым оборудованием и научной работой, проводимой НЯЦ РК, экспертная группа посетила лаборатории РГП НЯЦ РК в г. Курчатов, а также Семипалатинский ядерный полигон в июне 2010 года.

1.3 Сфера рассмотрения

В соответствии с запросом Правительства Республики Казахстан, экспертная группа изучила отчет: "Радиоэкологическое состояние "северной" части

территории Семипалатинского испытательного полигона", который был составлен НЯЦ РК. Настоящий документ включает в себя результаты изучения, наблюдений и выводы, сделанные экспертной группой, а также рекомендации для дальнейшей работы с целью передачи остальных частей СИП в народно-хозяйственный оборот.

1.4 Структура

В разделе 2 настоящего отчета описана работа экспертной группы. В разделе 3 изложены основные требования законов и нормативных актов Республики Казахстан в отношении загрязненных территорий и передачи их в народно-хозяйственный оборот, а также правил радиационной защиты, в контексте соответствующих международных норм по радиационной защите. В разделе 4 описывается работа, выполненная НЯЦ РК, которая представлена в рассматриваемом отчете, и даны результаты наблюдений экспертной группы. В разделе 5 представлены заключения экспертной группы. Приложение I содержит анализ расчета доз с целью оценки влияния величин параметров, выбранных НЯЦ РК, на результаты расчета доз, а в Приложении II представлены итоговые предложения экспертной группы для проведения дальнейших оценок.

2. РАБОТА ЭКСПЕРТНОЙ ГРУППЫ

Для облегчения проведения оценки достигнутых результатов и выводов, представленных в отчете, экспертная группа посетила лаборатории РГП НЯЦ РК, а также на семинаре с сотрудниками обсуждались применяемые модели, принятые допущения и значения параметров, используемые в отчете.

2.1 Члены экспертной группы МАГАТЭ

Для проведения экспертных оценок МАГАТЭ была создана международная группа ученых в составе:

- Г-н Свен Пол Нильсен (Национальная лаборатория по устойчивой энергетике Ризо, Технический университет Дании, ДТУ), международный эксперт и председатель группы;
- Г-н Валерий Кашпаров (Украинский институт сельскохозяйственной радиологии, УкрНИИСХР, Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины), международный эксперт;
- Г-жа Кишти-Лиза Шоеблом, Финляндии, международный эксперт;
- Г-н Герхард Проль, технический офицер МАГАТЭ;
- Г-н Сергей Фесенко, технический офицер МАГАТЭ.

2.2 Материалы, предоставленные Национальным ядерным центром

В рамках подготовки к миссии, НЯЦ РК предоставил экспертной группе материалы: "Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона" на английском языке. Официальный перевод был предоставлен экспертной группе на второй рабочий день миссии до начала семинара с сотрудниками НЯЦ РК и представителями местных органов власти, где отчет был представлен и обсужден.

2.3 Встречи

В июне 2010 года Экспертная группа посетила НЯЦ РК. Группа была принята Генеральным директором Кайратом Кадыржановым и заместителем генерального директора Сергеем Лукашенко.

2.3.1 Посещение лабораторий НЯЦ РК

Группа посетила объекты и лаборатории Института радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ) и Института ядерной физики (ИЯФ), а также ознакомилась с применяемыми приборами и методами. Группу сопровождал заместитель Генерального директора С. Н. Лукашенко. Группа посетила отдел радиационных исследований и восстановления экосистем, отдел комплексных исследований экосистем, лабораторию геоинформационных технологий и отдел систем мониторинга окружающей среды.

2.3.2 Посещение полигона

Группа посетила северные территории СИП, которые запланированы для передачи в народнохозяйственный оборот в первую очередь. В ходе поездки экспертная группа посетила участок БРВ (4А), который находится на территории северных земель. Данный участок не будет передаваться в народнохозяйственный оборот.

Кроме того, группа посетила площадку "Опытное поле" за пределами северных территорий. На северных территориях группа останавливалась в некоторых брошенных несанкционированных поселениях и посетила животноводческую ферму на границе северной территории.

2.3.3 Семинар

Один день миссии был посвящен семинару с сотрудниками НЯЦ РК и представителями местных органов власти. Авторами были представлены презентации по отчету "Радиоэкологическое состояние" северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона". В ходе семинара Экспертной группой и другими участниками были заданы вопросы выступающим, а также обсуждены представленные результаты. На следующий день Экспертная груп-

па имела возможность обсудить и прояснить оставшиеся вопросы с сотрудниками НЯЦ РК.

2.3.4 Другие встречи

С 1 по 3 ноября 2010 года и с 1 по 3 декабря 2010 года экспертная группа МАГАТЭ собиралась в Вене для обсуждения и завершения оценки отчета. Представитель НЯЦ РК Сергей Лукашенко принял участие в первом заседании в качестве наблюдателя и для предоставления дополнительной информации по рассматриваемым вопросам.

3 НОРМАТИВНЫЕ ТРЕБОВАНИЯ

3.1 Нормативные требования Республики Казахстан в отношении передачи частей СИП в народно-хозяйственный оборот

3.1.1 Нормативные документы в отношении статуса Семипалатинского полигона

Современный статус СИП определяется Постановлением Правительства Республики Казахстан от 7 февраля 1996 года N 172 "О переводе земель бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона в состав земель запаса". Согласно постановлению, земли, где проводилось испытание ядерного оружия, были переданы в состав земель запаса. Любая деятельность в данном районе рассматривается как деятельность, связанная с использованием атомной энергии и подлежит обязательному государственному лицензированию и контролю.

Земельный кодекс Республики Казахстан от 20 июня 2003 года (Док. № 442) определяет порядок передачи государственных земель запаса в частную собственность, в землевладение сельскому хозяйству, промышленности или для других видов деятельности. Порядок предоставления земель, на которых производились ядерные взрывы, установлен Статьей 143: "Земли, подвергшиеся радиоактивному загрязнению и на которых проводились испытания ядерного оружия". Одним из пунктов статьи 143 является следующее: "Земельные участки, на которых проводились испытания ядерного оружия, могут быть предоставлены Правительством Республики Казахстан в собственность или землепользование только после завершения всех мероприятий по ликвидации последствий испытания ядерного оружия и комплексного экологического обследования при наличии положительного заключения государственной экологической экспертизы".

3.1.2 Нормативные требования в области радиационной защиты

Правила радиационной безопасности приведены в Законе Республики Казахстан от 23 апреля 1998 года "О радиационной защите населения", статья 7

Закона предусматривает государственное регулирование в области радиационной безопасности следующим образом:

1. Государственное регулирование в области обеспечения радиационной безопасности осуществляется путем установления санитарных правил, норм и экологических, гигиенических требований, правил радиационной безопасности, государственных стандартов, установления норм и правил, правил охраны труда, административных, инструктивных, методологических и других документов по радиационной безопасности. Указанные акты не должны противоречить положениям настоящего закона.
2. Санитарные правила, нормы и гигиенические ограничения в области радиационной безопасности, которые принимаются уполномоченным органом по вопросам санитарно-эпидемиологического надзора в соответствии с порядком, установленном законодательством" [130].

Эти правила развиты в Нормам Радиационных Безопасности НРБ-99 [58]. В соответствии с Нормами, годовая доза облучения населения не должна превышать основные пределы доз. Указанные пределы доз относятся к среднему уровню доз критической группы населения, рассматриваемой как сумма доз внешнего облучения за текущий год и ожидаемой дозы до 70 лет вследствие поступления радионуклидов в организм за текущий год. Максимально допустимая доза для населения составляет 1 мЗв в год, усредненные за 5 лет, но не более 5 мЗв в год (НРБ-99, глава 5, § 5,2).

Основные пределы доз не включают в себя дозы от естественного радиационного фона и медицинского облучения, а также дозы вследствие радиационных аварий. Специальные ограничения для этих типов облучения установлены в Постановлении правительства № 653 от 31 июля 2007 года "Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий". Согласно 6 раздела постановления, основным критерием, характеризующим степень радиоэкологической безопасности человека, проживающего на загрязненной территории, является среднегодовое значение эффективной дозы от всех источников ионизирующих излучений, в том числе и природных. "Территории, в пределах которых среднегодовые значения дополнительной (сверх естественного фона) эффективной дозы облучения человека не превышают 1 мЗв, ...относятся к территориям с относительно благополучной экологической обстановкой. Территории, в пределах которых среднегодовые значения эффективной дозы облучения (дополнительного, сверх естественного фона) могут превысить 5 мЗв и находиться в диапазоне доз до 10 мЗв, необходимо относить к территориям чрезвычайной экологической ситуации, а более 10 мЗв - к зонам экологического бедствия".

В дополнение к пределам годовой дозы НРБ-99 предусматривает вторичные критерии для приемлемого уровня содержания радионуклидов в объектах окружающей среды и продуктах питания. Пределы определены для годового поступления от потребления и ингаляции, а также приемлемой среднегодовой объемной активности в воздухе и воде. Уровни являются производными

от годового предела доз 1 мЗв. Для удельного состава радионуклидов НРБ-99 устанавливает допустимые уровни отдельных радионуклидов для оценки загрязнения воздуха, питьевой воды и продуктов питания, произведенных на загрязненных территориях.

В таблице 1 приведены значения годового потребления и среднегодовой объемной активности для искусственных радионуклидов, которые являются основными загрязнителями окружающей среды в результате ядерных испытаний на СИП и могут внести значительный вклад в потенциальную дозу населения.

Таблица 1: Максимальное годовое ингаляционное поступление радионуклидов, допустимые концентрации активности в воздухе и максимальное поступление радионуклидов с водой и продуктами питания

Радионуклид	Поступление с воздухом (ингаляция)		Поступление с водой и пищей
	Максимальное годовое поступление, (Бк в год)	Допустимая среднегодовая удельная активность (Бк/м ³)	Максимальное годовое поступление, (Бк в год)
³ H	3.7x10 ⁶	1.9x10 ³	2.1x10 ⁷
⁹⁰ Sr	2.0x10 ⁴	2.7	1.3x10 ⁴
⁹⁹ Tc	2.0x10 ⁵	2.7x10 ¹	2.1x10 ⁵
¹³⁷ Cs	2.2x10 ⁵	2.7x10 ¹	7.7x10 ⁴
¹⁵¹ Sm	2.5x10 ⁵	3.1x10 ¹	1.6x10 ⁶
²³⁸ Pu	2.2x10 ¹	2.7x10 ⁻³	2.5x10 ³
²³⁹ Pu	2.0x10 ¹	2.5x10 ⁻³	2.4x10 ³
²⁴⁰ Pu	2.0x10 ¹	2.5x10 ⁻³	2.4x10 ³
²⁴¹ Pu	1.1x10 ³	1.4x10 ⁻¹	2.1x10 ⁵
²⁴¹ Am	2.4x10 ¹	2.9x10 ⁻³	2.7x10 ³

Концентрация искусственных радионуклидов в питьевой воде регулируется НРБ-99 [58]. Уровни вмешательства для ³H – 7700 Бк/л; для ⁹⁰Sr – 5 Бк/л; для ¹³⁷Cs – 11 Бк/л; для ^{238, 239+240}Pu – 0,6 Бк/л; для ²⁴¹Pu - 29 Бк/л и для ²⁴¹Am – 0,7 Бк/л.

Для продуктов питания Санитарными правилами и нормами "Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов" [59] установлены допустимые уровни радионуклидов в более чем в 20 видах пищевых продуктов. В таблице 2 указаны гигиенические требования безопасности пищевых продуктов, которые наиболее вероятно могут производиться на исследуемой территории.

Таблица 2: Гигиенические требования безопасности пищевых продуктов

Виды продуктов	Допустимый уровень (Бк/кг в.м.)*	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Мясо домашних и промысловых животных без костей	160	50
Молоко, сливки, жидкие кисломолочные продукты и т.д.	100	25
Овощи, бахчевые	600	200
* в.м. — влажная масса		

Требования по допустимым уровням содержания изотопов плутония в продуктах питания в данном документе отсутствуют. Поэтому оценка содержания плутония, представленная в отчете НЯЦ РК, осуществлялась исходя из годового поступления плутония с пищей, согласно НРБ-99.

Нормирование загрязнения почвенного покрова

В Постановлении правительства от 2007 г. "Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий" [61] были установлены показатели для оценки состояния экологических условий на основе концентраций радионуклидов в почве. В таблице 3 приведены критерии классификации почв по параметру поверхностной загрязненности долгоживущими продуктами ядерных испытаний.

Таблица 3: Показатели радиоактивного загрязнения почв (Бк кг⁻¹)*

Радионуклид	Классификация в соответствии с правилами РК		
	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Относительноудовлетворительнаяситуация
цезий-137	свыше 18 500	6 938 - 18500	до 6938
стронций-90	свыше 1388	462 - 1388	до 462
плутоний (сумма изотопов)	свыше 46.3	23.1 - 46.3	до 23.1
*Концентрация рассчитана для слоя почвы глубиной 5 см (сухая масса), и плотности почвы 1,6 кг/дм ³ .			

Согласно отчету НЯЦ РК, необходимо критически подойти к нормированию радиоактивного загрязнения почв плутонием. Установленные нормативы относятся к "сумме изотопов", что с точки зрения их радиационной опасности неверно, поскольку минимально значимые удельные активности изотопов плутония-239 (238, 240) на два порядка меньше, чем плутония-241.

Нормирование загрязнения растительного покрова

Содержание в растениях искусственных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr нормируется "Временными допустимыми уровнями содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан" [62]. Допустимое содержание радионуклидов в траве, злаковых растениях, сене, сенаже, соломе и др. составляет 74 Бк/кг для ^{137}Cs и 111 Бк/кг для ^{90}Sr . Другие радионуклиды не рассматриваются.

3.2 Международное нормирование

3.2.1 Рекомендации Международной Комиссии по Радиационной защите

Согласно рекомендациям 2007 года Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) [131], радиационную обстановку на Семипалатинском полигоне можно рассматривать как существующую ситуацию облучения, т.е. ситуацию, которая уже существует, но требует принятия решения по ее контролю, в том числе последствия от прежней деятельности, которая имела место за рамками рекомендаций Комиссии. В существующей ситуации облучения пределы доз не применяются, потому что ситуация не может контролироваться априори. Вместо пределов доз, контроль дозовых нагрузок на население, живущее и работающее в существующей ситуации облучения, осуществляется с помощью контрольных уровней и путем оптимизации. Согласно рекомендациям МКРЗ 103, контрольные уровни для такого типа облучения должны быть выбраны в диапазоне $1\text{--}20\text{ мЗв}^{-1}$ с целью оптимизации защиты населения, проживающего в загрязненных районах.

3.2.2 Рекомендации Международного Агентства по Атомной Энергии (МАГАТЭ)

В основных нормах по безопасности (ОНБ, Ноябрь, 2010 г.) МАГАТЭ и другими международными организациями используется несколько иная формулировка в определении существующих ситуаций облучения, но фактический ее смысл является тем же. Проектом ОНБ утверждается, что требования к существующей ситуации облучения применяются к облучению вследствие загрязнения районов остаточными радиоактивными материалами, обусловленного деятельностью, которая не регулировалась нормативными документами или регулировалась, но не в соответствии с данными нормами. Таким образом, в соответствии с МКРЗ и МАГАТЭ радиационная обстановка на СИП относится к категории существующего облучения.

Пункт (5.8) проекта ОСБ предусматривает, чтобы контрольные уровни выражались в годовых эффективных дозах для человека и лежали в диапазоне $1\text{--}20\text{ мЗв}$, фактическое значение принимается в зависимости от степени возможности контроля ситуации.

В целом, дополнительные рекомендации от МАГАТЭ и других соответствующих органов касательно ликвидации существующей ситуации

облучения не требуются в случае с северными территориями, так как меры по ремедиации не требуются. Вместо этого, необходимо уделять внимание постоянному мониторингу окружающей среды и продуктов питания, производимых на данной территории, а также оценке доз в данном районе. Тем не менее, рекомендации, приведенные в Требованиях по безопасности МАГАТЭ WS-R-3 [132] о пост-ликвидационных мероприятиях (контроль доступа, мониторинг, участие заинтересованных сторон, информирование общественности) могут быть применены к северным территориям СИП.

Другие полезные рекомендации в отношении мониторинга радиационной обстановки в окружающей среде и облучения населения, проживающего в загрязненных районах, приведены в Руководстве по радиационной безопасности МАГАТЭ RS-G-1.8 [133]. В отношении подтверждения правильности моделей оценки доз, необходимо подчеркнуть важность таких экспериментальных данных, как результаты определения состояния окружающей среды, данные, получаемые с использованием счетчика излучения человека для внутренней дозиметрии и результаты измерений индивидуальных доз для внешней дозиметрии (7.30).

Как подтверждение адекватности/правильности модели, так и фактические расчеты доз должны осуществляться в максимально возможной степени, исходя из данных экологического мониторинга и измерений продуктов питания, производимых и потребляемых в данном районе. При расчетах доз необходимо принимать во внимание сезонные изменения соответствующих параметров.

Важность фактических данных мониторинга также подчеркивается в RS-G-1.8 в отношении погрешностей при оценке доз. Погрешности при оценке доз, сделанные на основе результатов мониторинга, включают как погрешности в данных мониторинга, так и погрешности в дозиметрических моделях. Самая высокая погрешность, как правило, та, что связана с моделированием, осуществленным на основе данных мониторинга источников в качестве исходных, так как в этом случае моделирование включает в себя расчет рассеяния радионуклидов в окружающей среде, которое может быть спрогнозировано только со значительной погрешностью. Уровень погрешностей ниже при использовании данных комплексного экологического мониторинга и самая низкая, когда имеются индивидуальные данные мониторинга. Более подробные рекомендации по мониторингу приведены в недавней публикации МАГАТЭ, SRSNo. 64 о программах мониторинга [134].

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что годовая предельная доза 1 мЗв, предусмотренная НРБ-99, сходится с Рекомендациями Международной комиссии по радиологической защите 1990 [135] и Основными нормами безопасности МАГАТЭ от 1996 года, а также других международных организаций [136]. Рекомендации МКРЗ 2007 года и исправленная версия норм по безопасности МАГАТЭ рекомендуют несколько иной подход в изучении существующей си-

туации облучения, для таких ситуаций облучения рекомендуется контрольный уровень в диапазоне 1-20 мЗв/год¹. Предел 1 мЗв, применяемый в казахстанских нормах, является более жестким, чем новые международные рекомендации.

Международные рекомендации по радиационной защите не предусматривают каких-либо второстепенных пределов, производных от предела дозы, исходя из концентрации радионуклидов в объектах окружающей среды и продуктах питания.

4. ОБСУЖДЕНИЕ РАБОТЫ, ВЫПОЛНЕННОЙ НАЦИОНАЛЬНЫМ ЯДЕРНЫМ ЦЕНТРОМ

4.1 Аналитические работы

Дочерние предприятия НЯЦ РК ИРБЭ (Институт радиационной безопасности и экологии) и ИЯФ (Институт ядерной физики) располагают техническими средствами для проведения лабораторного анализа радионуклидов и стабильных элементов в пробах окружающей среды. Данные средства включают лаборатории с современным оборудованием для обработки проб, химического выделения и анализа альфа-, бета- и гамма-излучающих радионуклидов и стабильных элементов. Кроме того, институты имеют современное оборудование для полевых исследований радиоактивности в окружающей среде, включая методы измерения доз внешнего облучения, а также полевую гамма-спектрометрию (in-situ).

4.1.1 Методы

4.1.1.1 Лабораторные методы

Методы предварительной обработки проб, которые применяются в ИРБЭ для лабораторных анализов проб окружающей среды, включают в себя дистилляцию, сушку, просеивание, озоление и гомогенизацию. Типы анализируемых образцов включают воздух, почву, воду и растительность. При изучении гамма-излучающих радионуклидов (например, ¹³⁷Cs и ²⁴¹Am), пробы анализируются непосредственно после предварительной обработки методом гамма-спектрометрии. В случае с не гамма-излучающими радионуклидами (например, ⁹⁰Sr и изотопы плутония) и стабильными элементами (например, Ba, Zn) требуется химическое разделение с целью выделения исследуемых изотопов и элементов до проведения инструментального анализа.

Используются системы гамма-спектрометрии с использованием Гедетекторов для анализа гамма-излучающих радионуклидов. Калибровка детекторов осуществляется с помощью измерений стандартных жидких растворов ¹³⁷Cs, ¹⁵²Eu и ²⁴¹Am в стандартной геометрии.

⁹⁰Sr определяется с помощью радиохимического разделения и измерения дочернего нуклида ⁹⁰Y после его накопления с использованием жидко-

сцинтилляционной спектрометрии с использованием излучения Черенкова. Химический выход определяется с помощью стабильного Y и ^{85}Sr , соответственно. Тритий в воде определяется методом жидко-сцинтилляционной спектрометрии, а калибровка осуществляется стандартным раствором трития.

Изотопы плутония определяются с помощью альфа-спектрометрии после радиохимического выделения и нанесения плутония на диски из нержавеющей стали с помощью электроосаждения. Химический выход определяется для каждого образца с использованием стандартных растворов ^{242}Pu в качестве трассера. Альфа-спектрометрические системы используют Si детекторы.

Плутоний в почве определяется в основном косвенно по содержанию америция-241 с помощью соотношений активности 5.6 между $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в почве. Данное соотношение является средним значением отношения концентраций этих изотопов, полученным на основе результатов анализа массива образцов, проанализированных методом гамма-спектрометрии (для ^{241}Am) и методом альфа-спектрометрии с предварительным радиохимическим выделением (для $^{239+240}\text{Pu}$).

Стабильные элементы определяются спектрометрическими методами. Химические выходы определяются с помощью внутренних стандартов.

4.1.1.2 Полевые методы

Институты располагают современным оборудованием для полевых работ, включая оборудование для отбора проб и измерения внешнего излучения. Оборудование включает в себя инструменты для измерения амбиентной мощности гамма излучения в атмосфере и плотности потока альфа- и бета-частиц, а также мобильные гамма-спектрометры, для измерения гамма-излучающих радионуклидов непосредственно в окружающей среде.

4.1.2 Контроль качества

Лаборатория инженерной экологии ИЯФ НЯЦ РК аккредитована на техническую компетентность в Государственной системе технического регулирования РК, аккредитация действительна на период 2007-2010 гг. Аккредитация соответствует требованиям международного стандарта ISO/IEC 17025. Лаборатория имеет документированную систему менеджмента качества, гарантирующую качество получаемых результатов. Система включает в себя методы внутреннего контроля и требования для участия в межлабораторных сравнениях по аналитическим результатам.

Радиохимическая лаборатория ИРБЭ сертифицирована на проведение анализа радионуклидов в пробах окружающей среды.

Качество аналитических результатов обеспечивается путем тестирования стандартов и применением калибровочных эталонов, в соответствии с требованиями Национального института метрологии и тем самым с требованиями международного сообщества.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что НЯЦ РК хорошо оснащен и имеет квалифицированный персонал для проведения аналитических работ, выполняемых с целью характеристики радиологической ситуации на СИП. Аналитическое оборудование в лабораториях современное и соответствует высоким стандартам. Применяемые аналитические методы соответствуют современным требованиям, а компетентность персонала высокая. Качество аналитических результатов регулярно контролируется как методами внутреннего контроля, так и участием во внешних межлабораторных сравнениях; сравнения показали, что качество аналитической работы находится на высоком уровне.

Выбранный подход определения плутония в почве по содержанию ^{241}Am хорошо обоснован и целесообразен, особенно учитывая высокую трудоемкость метода определения плутония в почве с помощью радиохимических методов. Аналогичный подход также применялся другими организациями на других полигонах (объектах), загрязненных Рн (плутонием). Некоторые погрешности в оценке концентрации плутония в почве, предполагаемые данным методом, являются приемлемыми.

Экспертная группа отмечает, что ИРБЭ принимал участие в международном профессиональном тесте (межлабораторном сравнении) по определению содержания гамма-излучающих радионуклидов. Группа рекомендует ИРБЭ и ИЯФ также принимать участие в международных межлабораторных сравнениях по определению ^3H , ^{90}Sr и изотопов плутония.

Экспертная группа считает, что аналитическая работа в лабораториях НЯЦ РК осуществляется по высоким стандартам и полученные результаты высокого качества.

4.2 Мониторинг загрязненности Северных территорий

4.2.1 Почва

4.2.1.1 Отбор проб и полевые измерения

На Северных территориях были отобраны пробы почвы в 2500 точках, а также в этих же точках измерялись мощности гамма-излучений в воздухе и плотности потока бета-частиц в почве. Значения мощностей измеренных гамма-излучений варьировали от 0,05 до 0,23 мкЗв ч⁻¹, со среднеарифметическим значением на уровне 0,12 мкЗв ч⁻¹. Плотность β -частиц варьировала от 3 до 19 частиц мин⁻¹ см⁻²; среднее арифметическое значение составило 9 частиц мин⁻¹ см⁻². Данные значения соответствуют естественному фону.

В западной части Северных территорий, пробы почвы отбирались по сети 1.5х1.5 км, в восточной и центральной частях шаг сети составлял 1.0х1.0 км. В центральной части проведены специальные исследования по трем профилям. Профили были выбраны таким образом, чтобы они проходили перпендикуляр-

но следам прошлых выпадений. На данных профилях шаг сетки отбора проб почвы составлял 0,2 км. В каждой точке отбора проба отбиралась на глубину 5 см с площади 10 x 10 см.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что отбор проб почвы, выполненный НЯЦ, является исчерпывающим и проведен с высоким качеством. Ввиду большой ширины следов выпадений и того, что выпас скота производится на большой площади, такая схема отбора проб соответствует поставленной задаче.

4.2.1.2 Радионуклиды и их соотношения

Все образцы почвы (около 2500) были проанализированы методом γ -спектрометрии на содержание радионуклидов как естественных (^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra), так и искусственных (^{137}Cs , ^{241}Am , ^{60}Co , ^{152}Eu). Уровень активности ^{60}Co и ^{152}Eu находился ниже пределов минимальной детектируемой активности (МДА) во всех образцах, 0,5 и 1,0 Бк кг^{-1} , соответственно.

Концентрация ^{137}Cs в поверхностном 5-см слое почвы варьирует в диапазоне от 1 до 90 Бк/кг, среднее арифметическое значение составляет 17,2 Бк/кг. В менее чем 0,8% проб объёмная активность была выше 60 Бк/кг. Средний уровень концентрации цезия-137 соответствует фоновому уровню ^{137}Cs от глобальных выпадений, 2–4 кБк/м².

В 40% проб почвы удельная активность ^{241}Am была ниже 0,4 Бк/кг (минимальной детектируемой активности, МДА). Значение средней концентрации ^{241}Am , 0,8 Бк/кг было рассчитано, учитывая все значения, приравнивая концентрации америция в пробах, где он не был обнаружен, к полученному значению МДА. Таким образом, расчетное значение 0,8 Бк/кг является фактически оценкой сверху (завышенным, консервативным значением) (табл. 4).

Изотопы плутония в основном определялись косвенным методом: 79 образцов почвы были проанализированы на содержание ^{241}Am и изотопов плутония, и было получено среднее отношение $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$, которое составило значение 5,6. Аналогичным образом, среднее соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ составило 0,016. Таким образом, для средней концентрации ^{238}Pu принято значение 0,07 Бк/кг. Для расчетов дозовых нагрузок, для удобства принято значение 0,1 Бк/кг. Для ^{241}Pu принято расчетное отношение $^{241}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$, равное 0,75.

Концентрации ^{90}Sr и $^{238}, ^{239+240}\text{Pu}$ были определены радиохимическими методами в около 10 % проб (163 пробы). Концентрации ^{90}Sr в 127 пробах были ниже МДА (<7-14 Бк/кг), а в других они варьировали от 10 до 80 Бк/кг. Карта распределения концентрации Sr на северных территориях была создана с использованием всех доступных данных, в том числе полученных ранее, до 2010 г. (821 образец).

Таблица 4: Средние значения удельной активности (Бк/кг) искусственных радионуклидов в 5 см слоя почвы, применяемые для расчета доз

Параметры	Удельная активность (Бк/кг)					
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²⁴¹ Pu	²³⁸ Pu	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Средняя	17.2	10	3.1	0.1	0.8	4.1
Минимальная	1	<10 (МДА)			<0.4 (МДА)	<0.5 (МДА)
Максимальная	90	80			9.4	35

Дальнейшие измерения осуществлялись для выявления участков с повышенным уровнем загрязнения с помощью анализа концентрации ¹³⁷Cs и ²⁴¹Am вдоль профилей перпендикулярно следам радиоактивных выпадений. Были определены шесть зон с повышенной концентрацией ²⁴¹Am. Следующие концентрации трансурановых элементов были использованы в дальнейших расчетах доз в сценарии "повышенная концентрация трансурановых элементов": ²⁴¹Pu – 11,6 Бк/кг; ²³⁸Pu – 0,35 Бк/кг; ²⁴¹Am – 3,7 Бк/кг; ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 15,4 Бк/кг.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что работа НЯЦ РК в определении концентрации радионуклидов и отношений активностей в пробах почвы проведена с хорошим качеством. Было получено огромное количество информации (2500 точек) о гамма-излучающих радионуклидах в пробах почвы. Кроме того, были изучены полученные ранее данные о загрязнении ⁹⁰Sr. На этой основе были созданы карты радиоактивного загрязнения 5-см верхнего слоя почвы на северных территориях, были определены средние значения концентрации радионуклидов в почве, которые затем использовались для расчетов доз.

Экспертная группа отмечает, что в отчете была представлена информация о погрешностях полученных данных, но не приведена количественная оценка погрешностей. Приведена информация о погрешностях, связанных со средними отношениями ²³⁹⁺²⁴⁰Pu/²⁴¹Am (=5,6) и ²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Pu (=0,016), которые используются для создания карт и расчетов доз, но данная информация не проанализирована статистически.

4.2.1.3 Распределение радионуклидов по глубине и их физико-химические формы нахождения в почве

Было изучено вертикальное распределение искусственных радионуклидов в почве в 14 шурфах с различными типами почв. Более 80% активности ¹³⁷Cs и изотопов плутония находятся в верхнем пяти-сантиметровом слое почвы.

Формы нахождения ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ⁹⁰Sr в почвах исследовались с помощью стандартного метода последовательной экстракции. Полученные результаты соответствуют общеизвестным закономерностям и не противоречат обобщенным данным для других участков СИП. Основная доля ⁹⁰Sr была в обменной/подвижной форме, а другие радионуклиды, в основном, в фиксированных формах.

Изучалось распределение радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвенных фракциях размерами 1000-500 мкм, 500-250 мкм, 250-100 мкм и <100 мкм, выделенных способом "мокрого рассева". Результаты показали, что 18-40% от общей радиоактивности приходится на долю частиц почвы размером менее 100 мкм.

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что в целом более 80% активности ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ находится в 5-см поверхностном слое почвы. Распределение ^{241}Am менее отчётливо, нет информации о глубине распределения ^{90}Sr на исследуемой территории. Однако можно предположить, что в засушливых условиях СИП с учетом типов почв, характерных для СИП, нисходящая миграция ^{90}Sr не имеет большого значения.

Экспертная группа считает, что отбор проб почвы на глубине 5 см является достаточным для определения внешнего облучения и последствий ветрового подъема пыли (ресуспендирования) при расчете ингаляционной дозы. Уменьшение мощности дозы от внешнего облучения можно предсказать консервативно традиционным путем, рассматривая только физический распад радионуклидов. При проведении оценок можно не учитывать тот факт, что факторы, связанные с ресуспендированием, со временем снижаются.

4.2.2 Вода

4.2.2.1 Концентрация радионуклидов в поверхностных и подземных водах

Концентрации радионуклидов были измерены в пробах поверхностных и подземных вод, отобранных в 58 объектах водопользования и озерах, которые распределены неравномерно по северным территориям.

Все пробы воды были проанализированы на содержание трития, ^{137}Cs и ^{90}Sr . Кроме того, были определены концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ в некоторых пробах. В образцах, взятых из скважин, карьеров и других водоемов, активность ^{90}Sr варьировала от <0,07 до 0,9 Бк/л, а активность $^{239+240}\text{Pu}$ от 0,0004 до 0,0045 Бк/л. Концентрации трития и ^{137}Cs в пробах воды находятся ниже предела обнаружения. Пределы обнаружения составляли 0,02 Бк/л, 0,02 Бк/л, 15 Бк/л и 0,001 Бк/л для ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H и $^{239+240}\text{Pu}$ соответственно, которые 10-1000 раз ниже, чем казахстанские допустимые уровни этих изотопов в питьевой воде.

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что в отчете не описана методология отбора проб воды (объем пробы, методы отбора проб, скорости потока воды, используемая посуда и т.д.), что не позволяет оценить пределы обнаружения, приведенные в докладе.

Тем не менее, экспертная группа считает, что результаты, полученные НЯЦ РК, показывают, что текущие концентрации искусственных радионуклидов

в поверхностных и подземных водах северных территорий значительно ниже допустимых уровней.

4.2.2.2 Прогноз уровня концентрации радионуклидов в поверхностных и подземных водах

В отчете НЯЦ РК отмечается, что перенос радионуклидов в грунтовые воды и дальнейшая миграция из мест проведения ядерных испытаний к границам северных территорий не предвидится в ближайшем будущем.

Принимая во внимание высокую удельную активность ^{90}Sr на участке 4А, прилегающем к Северным территориям, авторы отчета предлагают установить наблюдательную скважину для мониторинга подземных вод в непосредственной близости от источников радиоактивного загрязнения на участке 4А в целях проверки возможного поступления ^{90}Sr в подземные воды.

Кроме того, расстояния от мест проведения подземных ядерных взрывов до северных территорий большие и скорость течения подземных вод в регионе низкая, как описано в отчете НЯЦ РК. Это говорит о том, что учитывая радиоактивное загрязнение, подземные и поверхностные воды северных территорий могут быть использованы для любого вида деятельности без ограничения. Тем не менее, авторы отчета рекомендуют установку дополнительных наблюдательных скважин на территории СИП.

Комментарии экспертов

Экспертная группа поддерживает рекомендации НЯЦ РК по созданию дополнительных скважин на территории СИП с целью мониторинга концентраций искусственных радионуклидов.

4.2.3 Воздух

В 2009 г. НЯЦ РК начал регулярный отбор проб воздушных аэрозолей на прилегающем к "Опытному полю" реакторном комплексе ИГР. Были проанализированы воздушные фильтры с помощью гамма-спектрометрии. В отчете имеются результаты по анализу $^{239+240}\text{Pu}$, при этом в обоих случаях концентрации были ниже $1 \cdot 10^{-5}$ Бк/м³.

Результаты анализа $^{239+240}\text{Pu}$ в еженедельных пробах воздуха, которые были отобраны в городе Курчатове в 2000-2001 годах и представленные в отчете, низкие и изменяются в пределах двух порядка (от 10^{-8} до 10^{-6} Бк/м³), в зависимости от погодных условий, воздействия воздушного движения, пылеобразования и других факторов.

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что информация о радиоактивности в воздухе северных территорий является оценочной и не используется в оценке. Однако имеющиеся результаты измерений свидетельствуют о низкой объемной активности радионуклидов в воздухе.

4.2.4 Растительность

4.2.4.1 Отбор и предварительная обработка проб

Согласно правилам отбора проб, пробы растительности отбирались на 14 участках площадью 2–4 м² в 2009 году. Кроме того, отбирались пробы почвы (глубиной 5 см с площади 10•10 см²) в каждой точке отбора проб растительности. Смешанные пробы степного разнотравья, в основном состоящие из ковыля (*Stipacapillata*, *S. sareptana*, *S. lessingiana*), типчака (*Festucavalesiaca*) и полыни (*Artemisiagracileccens*, *A. Frigida*), промывались перед проведением измерений, сначала водопроводной водой, а затем дистиллированной водой. Наиболее высокие удельные активности в растительности составили 3,7; 30; 0,6 и 0,24 Бк кг⁻¹ по ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, Pu и Am, соответственно.

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что уровни загрязнения растений на северных территориях значительно ниже соответствующих допустимых концентраций.

Экспертная группа принимает во внимание, что степное разнотравье используется в качестве корма для скота. Таким образом, целью исследования должно было стать изучение поступления радионуклидов из корма в продукты животного происхождения, а не изучение накопления радионуклидов растений через корневую систему. В связи с этим промывка растений была нецелесообразна и привела к недооценке загрязнения продуктов животного происхождения и, следовательно, к некоторой недооценке доз внутреннего облучения населения.

4.2.4.2 Загрязнение растительности и характер загрязненности в системе "почва-растение"

Было получено большое количество данных по отношениям концентраций радионуклидов в системе "почва - степное разнотравье" (определение коэффициентов перехода) на основе анализа проб, отобранных в 1999-2008 г.г. на территории СИП и на исследуемой территории до 2009 года. Для того чтобы получить более точные данные, в 2009 г. НЯЦ РК провел дополнительные исследования на 14 участках Северных территорий (табл. 5):

Таблица 5: Результаты сравнения коэффициентов перехода в системе "почва-степное разнотравье", полученные в результате местных исследований и из серии технического отчета 472 МАГАТЭ [137], а также выбранные отношения коэффициентов для оценки доз

Вид данных	Кол-во	Отношения концентраций в системе "почва-степное разнотравье"			
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
Исследуемая территория/Северные территории (до 2009 г.) (непромытые)	Среднее	0,59	0,76	0,29	0,53
	Диапазон	0,03-2,44	0,01-4,67	0,01-1,21	0,10-1,20
	Количество исследований	50	70	24	5
Северные территории (2009 г.) (промытые)	Среднее	0,02	0,2	0,03	0,06
	Диапазон	0,003-0,06	0,2	<0,004-0,1	<0,02-0,1
	Количество исследований	14	1	9	3
Территория СИП (1999-2008 гг.)	Среднее	0,3-0,4*	0,71-0,74*	0,02-0,06*	0,4-0,5*
	Диапазон	0,001-2,4	0,02-2,3	0,003-0,26	0,09-0,23
Пастбищная трава согласно СТО 472 МАГАТЭ	Среднее	0,25	1,3	5,5x10 ⁻⁴	1,5x10 ⁻³
	Диапазон	0,01-5	0,06-7,3	6,3x10 ⁻⁵ -3,9x10 ⁻³	1,0x10 ⁻⁴ -4,8x10 ⁻²
Отношения концентрации, выбранные НЯЦ РК для дозовых оценок	Среднее	0,02	0,4	0,02	0,1
* Для основных растений биоценоза (<i>Ковыль</i> , <i>Типчак</i> , <i>Полынь</i>)					

Значения отношений радионуклидов, полученные в 2009 году, немного ниже по сравнению с 1999 – 2008 гг. Авторы полагают, что разница объясняется невысоким качеством ранее проведенных аналитических работ. Авторы отчета утверждают, что в результате критического анализа международных и экспериментальных материалов, средними коэффициентами перехода ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am в данной работе было принято считать значения, основанные на количественных и оценочных данных, полученных для степного разнотравья исследуемой территории в 2009 году, как наиболее адекватно отражающие ситуацию для данной территории. Отсутствует информация о методе отбора проб и предварительной обработки, применявшиеся до 2009 года, также неясно, промывались ли пробы перед измерением.

Комментарии экспертов

Экспертная группа составила таблицу 5 по информации, взятой из отчета, и добавила последние данные МАГАТЭ [137]. Группе было неясно, является ли "изучаемая территория" на самом деле Северной территорией.

Экспертная группа отмечает, что для оценки концентрации активности в траве и сене были выбраны сравнительно низкие значения коэффициентов перехода (табл. 5).

Перед определением концентраций радионуклидов в траве растения, анализовавшиеся в 2009 году, промывались для удаления частиц почвы. Эксперты пришли к мнению о том, что непромытые пробы являются более подходящими для определения коэффициентов перехода, так как скот на выпасе потребляет необработанную траву.

Экспертная группа отмечает, что в исследованиях, проведенных с 1998 по 2008, полученные НЯЦ РК значения коэффициентов перехода 0.6, 0.8, 0.3 и 0.5 для Cs, Sr, Pu и Am, соответственно, являются очень высокими, особенно для Pu и Am. Таким образом, Экспертная группа сходится во мнении, что оценка уровня потребления радионуклидов домашними животными может быть завышена.

4. 3 Оценка дозовых нагрузок

4.3.1 Сценарии поведения

4.3.1.1 Пути облучения

Для оценки дозовых нагрузок от радионуклидов искусственного происхождения на различные группы населения, проживающего и ведущего деятельность на северных территориях, рассматривались следующие пути облучения:

- Внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в почве;
- Внутреннее облучение от ингаляции загрязненных пылевых частиц;
- Внутреннее облучение от продуктов питания;
- Внешнее облучение от загрязненной почвы, попавшей на кожу;
- Внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы;
- Возможное дополнительное внутреннее облучение от ингаляционного поступления радионуклидов, принесенных на северные территории с наиболее загрязненных участков СИП.

4.3.1.2 Рассматриваемые группы населения

При оценке доз учитывалось пять групп населения:

- В сельскохозяйственном сценарии рассматривалось два вида деятельности: фермер (работник сельского хозяйства) и пастух. В расчетах доз рассматриваются все вышеперечисленные пути облучения (Таблица 6). Разница в уровнях облучения связана с количеством времени, которое они проводят на загрязненной территории.

- Второй сценарий, жилищный сценарий, рассматривает дозы для семьи фермера, ведущего натуральное хозяйство, которые рассчитываются на взрослого мужчину, женщину, одиннадцатилетнего ребенка и ребенка до 1 года. Предполагается, что они проживают и ведут деятельность на загрязненной территории. Занимаются разведением скота, овец, птицы и подготовкой корма. Пути облучения всей семьи схожи с сельскохозяйственным сценарием, но включает дополнительное внешнее облучение в течение времени, которое они проводят в помещении, находящемся на загрязненной территории.
- В третьем сценарии описывается дополнительные два вида деятельности на исследуемой территории, геологоразведка и проведение научных исследований. Типичным для обоих видов деятельности является то, что выезды длятся от одного до нескольких дней, а работники потребляют пищу, привезенную, то есть произведенную на незагрязненной территории. Время пребывания работников варьирует, но обе группы подвергаются всем видам облучения, кроме облучения от потребления загрязненных продуктов питания.

Сценарии и рассматриваемые пути облучения подытожены в таблице 6.

Таблица 6: Рассматриваемые пути облучения различных групп населения

Путь облучения	Работник сельского хозяйства	Пастух	Фермер, ведущий натуральное хозяйство	Геологоразведка	Научные исследования
Облучение от поверхностного слоя почвы	х	х	х	х	х
Облучение от загрязненной почвы, попавшей на кожу	х	х	х	х	х
Облучение от ингаляции загрязненных пылевых частиц	х	х	х	х	х
Облучение от потребления продуктов растительного и животного происхождения	х	х	х	-	-
Облучение от поступления загрязненной почвы	х	х	х	х	х
Облучение от поступления радионуклидов, перенесенных на северные территории с наиболее загрязненных участков СИП	х	х	х	х	х

Во всех сценариях рассматривается два уровня загрязнения, первый - средние концентрации искусственных радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{241}Pu и ^{238}Pu) и, как представлено в отчете - только повышенные концентрации трансурановых элементов ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{241}Pu и ^{238}Pu).

Комментарии экспертов:

Экспертная группа считает, что пути облучения, рассмотренные в различных сценариях, являются обоснованными и достаточными.

Экспертная группа отмечает, что было необоснованно рассчитывать дозы только для повышенных концентраций трансурановых элементов, исключая ^{90}Sr и ^{137}Cs .

4.3.2 Подходы при оценке дозовых нагрузок

4.3.2.1 Потребление и происхождение продуктов питания

4.3.2.1.1 Нормы потребления пищевых продуктов

Нормы приема пищевых продуктов приведены в таблице 7. Они были получены на основе национальных данных [138], но адаптированы к местным условиям. Основными компонентами являются мясо, молоко и картофель.

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что в отчете учитывается, что все продукты питания, за исключением зерна, производятся на исследуемой территории. С учетом местных климатических условий Экспертная группа считает этот подход очень консервативным. Ввиду небольшого количества осадков, северные территории могут использоваться практически только для выпаса скота. Выращивание овощей и сельскохозяйственных культур (зерновые, картофеля и т.д.) затруднено, так как для этого требуется большое количество воды, которого нет в таком количестве.

Таблица 7: Нормы потребления продуктов питания различных возрастных групп

Продукты питания	Потребление продуктов питания (кг/год, л/год)			
Растительные продукты	Мужчина	Женщина	Ребенок 11 лет	Младенец до года
Горох, Фасоль	2,6	2	1	-
Картофель	110,9	94,1	66,5	5
Капуста белокочанная	31,6	25	13,6	0,5
Морковь	23	18,2	19,2	5
Лук	26	20,6	8,5	-

Продукты питания	Потребление продуктов питания (кг/год, л/год)			
Растительные продукты	Мужчина	Женщина	Ребенок 11 лет	Младенец до года
Томаты	6,2	4,9	3,1	0,5
Огурцы	6,2	4,9	3,1	0,3
Свекла	6,2	4,9	3,1	0,5
Продукты животного происхождения				
Молоко,	300	150	150	180
Сметана,	30	18	2,8	0,5
Творог	30	2	4,4	4,4
Говядина	30	25	12,3	2
Баранина	40	32	5,7	-
Мясо птицы	10	8	4,6	0,5
Яйца	12	15	12,3	2,4
Конина	40	32	1,6	-
Кумыс	60	50	-	-
Почва	0,0083	0,0083	0,018	0,044

4.3.2.1.2 Облучение от потребления продуктов растительного происхождения

Для оценки уровня облучения человека в результате потребления продуктов растительного происхождения использовались концентрации радионуклидов в продуктах питания, нормы потребления пищи (таблица 7) и дозовые коэффициенты, приведенные в Норме радиационной безопасности (НРБ-99, 2000) [58]. Рассматривались радионуклиды ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Оценка уровня концентраций радионуклидов в сельскохозяйственных культурах производилась исходя из средних концентраций радионуклидов в почве и коэффициентов их перехода.

Использовались коэффициенты перехода, приведенные в недавних документах МАГАТЭ [81], для сельскохозяйственных продуктов, таких как зерновые, овощи и корнеплоды, путем принятия максимальных значений из имеющихся средних значений коэффициентов перехода для ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , свойственных для легкой и средне суглинистой почвы. Данный подход использовался авторами ввиду отсутствия экспериментальных данных о переходе радионуклидов из почвы в сельскохозяйственную продукцию. Выбор максимальных значений коэффициентов перехода обусловлен необходимостью консервативной оценки данного пути облучения.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что коэффициенты перехода в системе почва-растение, используемые в отчете, приводят к завышению оценки концентрации радионуклидов в продуктах питания растительного происхождения по следующим причинам:

- Коэффициенты перехода в системе почва-растение для овощей, картофеля и зерна были даны для сухой массы, а нормы потребления пищи приведены для влажной массы. Активности, рассчитанные для сухой массы, не были пересчитаны для влажной массы при расчетах для поглощенной активности. Таким образом, поглощенная активность (с растениями) и поглощенная доза значительно завышены.
- Для определения концентрации радионуклидов в растительных продуктах (например, зерно, овощи, корнеплоды) в отчете были использованы средние концентрации радионуклидов в поверхностном слое (5 см) почвы, хотя, как правило, растительные продукты выращиваются на пахотных землях и коэффициенты перехода, как правило, представляются для поверхностного слоя почвы на глубину до 20 см. Это привело к завышению оценки поглощения радионуклидов из почвы.

4.3.2.1.3 Облучение от потребления продуктов животного происхождения

Для оценки уровня облучения человека в результате потребления продуктов животного происхождения использовались концентрации радионуклидов в продуктах питания, нормы потребления пищи и дозовые коэффициенты. Концентрации радионуклидов в продуктах животного происхождения были рассчитаны исходя из суточного потребления животными радионуклидов с кормом и коэффициентов перехода в корм. Предполагалось, что сено, заготавливаемое из степной травы, используется в качестве корма для животных. Суточные потребление радионуклидов рассчитываются исходя из расчетной концентрации активности в сене и суточного потребления сена.

Из литературных данных взяты максимальные значения коэффициентов перехода в корм по молоку и говядине, мясу козы, овец и домашней птицы. Для оценки концентрации в продуктах животного происхождения были использованы средние концентрации радионуклидов в корме.

Для мяса и других органов овец для ^{137}Cs и ^{90}Sr были использованы коэффициенты перехода, полученные в результате полевых экспериментов, проведенных на территории СИП.

Из-за отсутствия литературных данных, для оценки концентрации радионуклидов в конине и кумысе были использованы максимальные коэффициенты перехода из кормов в мясо и молоко коз и овец.

Оценка концентрации радионуклидов в диких промысловых животных (кося, сайгак и лось), которые являются объектами промысловой охоты, про-

изводилась с помощью тех же методик и предположений, которые использовались для сельскохозяйственных животных. Ввиду того, что передвижение диких животных не может контролироваться, поступление радионуклидов в организм диких животных оценивалось, предполагая, что они пасутся около 1% времени на сильно загрязненном участке 4А.

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что оценка уровней загрязнения конины и кумыса с помощью данных по козам и овцам, вероятно, будет завышена.

Экспертная группа считает, что, применение коэффициента перехода $1,1 \times 10^{-4} \text{ г кг}^{-1}$ для ^{90}Sr в мясе овец, полученного в ходе эксперимента на СИП, который ниже примерно в 8 раз, чем величина $1,5 \times 10^{-3} \text{ г кг}^{-1}$, приведенная в работе [137], кажется не вполне обоснованным.

4.3.2.1.4 Вода

Оценки доз не включают поступление/потребление радионуклидов с питьевой водой, что мотивируется тем, что концентрации радионуклидов в местной воде на несколько порядков ниже, чем предельно допустимые концентрации.

4.3.2.1.5 Пероральное поступление загрязненной почвы

Оценка облучения от непреднамеренного перорального поступления загрязненной почвы проведена, исходя из предполагаемого количества поглощенной почвы (NRPB, 2003) [74], дозовых коэффициентов и средних концентраций радионуклидов в почве.

4.3.2.2 Ингаляция

Оценка ингаляционной дозы производится на основе среднегодовых концентраций радионуклидов в воздухе, скорости дыхания различных возрастных групп и дозовых коэффициентов, приведенных в НРБ-99 [58]. Учитывались как локальные, так и отдаленные источники при оценке ветрового подъема радионуклидов.

Образование пыли от местных источников

Расчет концентрации радионуклидов в приземном слое воздуха осуществлялся как произведение средней удельной активности радионуклидов в пятисантиметровом верхнем слое почвы и средней концентрации пыли в воздухе 10^{-7} кг/м^3 . В районах, где проживает население, применялось значение 10^{-6} кг/м^3 , учитывающее образование пыли в результате деятельности человека в засушливых районах.

Образование пыли (перенос) от удаленных источников

Производилась оценка воздушного переноса радиоактивных аэрозолей из наиболее загрязненных участков СИП на северные территории.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что предположение об уровне концентрации пыли от 10^{-7} до 10^{-6} кг м⁻³ в течение всего года, в помещении и на открытом воздухе, является консервативным.

Экспертная группа отмечает, что в отчете приводятся не все параметры и предположения, используемые для расчета активности в воздухе Северных территорий от отдаленных источников.

4.3.2.3 Внешнее облучение от радионуклидов в почве

Подход, используемый для оценки внешнего облучения от радионуклидов в почве, был основан на использовании площадной активности и соответствующих дозовых коэффициентов [141]. Оценка времени, проведенного на открытом воздухе на Северных территориях, производилась в зависимости от возрастных особенностей.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что предполагаемые интервалы времени облучения, используемые в различных сценариях, при расчете доз внешнего облучения являются чрезмерно подробными.

Экспертная группа отмечает, что некоторые предположения, использованные в отчете, привели к переоценке доз облучения:

- *Не были приняты во внимание коэффициенты экранирования зданиями, снежным покровом, и т.д.*
- *При расчете внешнего облучения предполагалось, что вся активность находится на поверхности почвы. Фактически, активность распределена вертикально по почвенному профилю. Таким образом, в действительности, излучение от более глубоких слоев почвы будет ослабляться вышележащими слоями.*

С другой стороны, некоторые другие предположения могут привести к недооценке:

- *Примененные дозовые коэффициенты не учитывали возраст, что приводит к недооценке дозовой нагрузки у детей.*
- *Не рассматривалось внешнее облучение в течение времени, проведенного в помещении, что может привести к недооценке дозы внешнего облучения.*

4.3.2.4 Облучение от загрязненной почвы, попавшей на кожу

Данный путь облучения имеет второстепенное значение по сравнению с внутренним облучением и внешним облучением от почвы. Предполагается, что в течение всего года 50% тела покрыто слоем пыли толщиной 0,1 мм.

Комментарии экспертов

Экспертная группа также считает пессимистичным предположение о непрерывном облучении кожи, даже в засушливых условиях.

4.4 Результаты дозовых расчетов, выполненных НЯЦ РК

4.4.1 Правильность выбора радионуклидов

Изучались радионуклиды, обнаруженные в образцах почвы, т.е. ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{241}Pu , и ^{238}Pu . Кроме того, ^{151}Sm и ^{99}Tc были включены в расчеты. Оценка их концентрации производилась по концентрации ^{137}Cs . Большая часть дозы, как в долгосрочной, так и в краткосрочной перспективе обусловлены ^{90}Sr , ^{137}Cs , которые являются вторыми по значимости и ^{241}Am – третьим по значимости. При расчете дозы была исключена питьевая вода, поскольку уровни искусственных радионуклидов в исследованных скважинах и других источников водопользования на несколько порядков ниже допустимых уровней. Тритий также не принимался во внимание при расчетах дозы.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что выбор радионуклидов, рассматриваемых при расчете дозы, является адекватным.

4.4.2 Пути облучения

НЯЦ РК произвел оценку доз по ряду сценариев, предназначенных для оценки среднегодовой эффективной дозы для различных групп населения, проживающего или ведущего деятельность на северных территориях. В таблице 6 приводится обобщенная информация по сценариям и путям облучения.

Для этих сценариев были рассчитаны годовые эффективные дозы для различных групп населения. Уровень доз варьирует в зависимости от группы, в диапазоне 0,0056 – 0,16 мЗв/год. Для расчетов использовался средний уровень загрязнения почвы, определенный на основе проведенных исследований. На северных территориях есть несколько участков с повышенным уровнем загрязнения трансурановыми элементами (по сравнению со средним). Авторы не принимали во внимание ^{137}Cs и ^{90}Sr при расчетах доз на этих участках и получили результаты, варьирующие от 0,006 до 0,043 мЗв⁻¹.

Комментарии экспертов

Экспертная группа считает, что сценарии и пути облучения соответствуют поставленной задаче.

Экспертная группа полагает, что некоторые предположения и параметры, используемые при расчетах доз, возможно, не вполне соответствуют задаче оценки доз. Для оценки влияния принятых предположений на результаты оценки доз, полученных Национальным ядерным центром, Экспертная группа провела дополнительную оценку представленных расчетов доз. Резуль-

таты Экспертной группы представлены в Приложении I. Годовая эффективная доза для наиболее подверженных групп населения составила 0,08 мЗв/год.

4.4.3 Соответствие Казахстанским требованиям

Требования радиационной защиты в Казахстане основываются на нормах НРБ-99 [58], которые предусматривают предел для среднегодовой эффективной дозы облучения критической группы населения от искусственных радионуклидов 1 мЗв в год.

Комментарии экспертов

Экспертная группа отмечает, что все расчетные дозы, представленные в отчете, значительно ниже годового предела доз 1 мЗв. Кроме того, измеренные и оцененные концентрации радионуклидов в почве, воде, растительности и сельскохозяйственных продуктов также значительно ниже допустимых уровней радионуклидов, принятых в Республике Казахстан.

5 ВЫВОДЫ

Основываясь на работе, проведенной Национальным ядерным центром Республики Казахстан (НЯЦ РК) и представленной в отчете "Радиоэкологическое состояние "северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона", можно сделать следующие выводы:

- НЯЦ РК выполнил всестороннюю оценку характера распределения радиоактивности на северных территориях. Порядок отбора проб и аналитические методы, применяемые при определении радионуклидов в пробах окружающей среды, соответствовали поставленным задачам оценки.
- Уровень загрязнения северных территорий, в целом, низкий и соответствует уровням глобальных выпадений от атмосферных испытаний ядерного оружия.
- Подход, используемый для оценки доз населения, проживающего и ведущего деятельность на северных территориях, в целом, соответствует поставленной задаче. Учитываются все пути облучения, радионуклиды и группы населения. Вместе с тем, включение данных мониторинга в процесс оценки доз, как рекомендуется МАГАТЭ, повысила бы надежность оценки. Предложения в отношении проведения будущих исследований приводятся в Приложении II настоящего отчета.
- Некоторые предположения и параметры, используемые при расчетах доз, вероятно, не вполне соответствуют поставленной задаче оценки. В частности, следующие моменты приводят к недооценке доз:

- Коэффициенты перехода из почвы в растение для корма для скота были получены путем анализа промытых проб растений. Это при-

вело к низким коэффициентам перехода ^{90}Sr и ^{137}Cs , применявшихся при оценке.

- Коэффициент перехода из корма в баранину, используемый для ^{90}Sr , в 10 раз ниже общепринятых величин.
 - Дозовые коэффициенты для расчета внешнего облучения не учитывали возраст, что привело к недооценке внешнего облучения детей.
 - Не рассматривалось внешнее облучение в течение времени, проведенного в помещении, что может привести к недооценке дозы внешнего облучения всех групп населения
- Также есть моменты, которые обуславливают переоценку доз:
 - Оценка основана на предположении, что употребляемая продукция производится только на исследуемой территории.
 - При расчетах поглощенной активности, удельная активность, рассчитанная для сухой массы растительности, не была пересчитана во влажную массу.
 - Для оценки удельной активности в конине и кумысе, использовались коэффициенты перехода для коз и овец.
 - Для оценки отношений активности для продукции растениеводства, использовались средние концентрации в верхнем слое почвы (5 см), хотя, как правило, растения выращиваются на пахотных землях, поэтому целесообразней использовать среднюю концентрацию в слое 20 см.
 - Не учитывались факторы экранирования зданиями, снежным покровом и т.д.
 - При расчете внешнего облучения, предполагалось, что вся активность находится на поверхности почвы. Фактически, активность распределена вертикально по почвенному профилю. Таким образом, в действительности, излучение от более глубоких слоев почвы, будет ослабляться с помощью вышележащих слоев грунта.
 - Наиболее высокая годовая доза составила 0,16 мЗв для пастуха, человека, наиболее подверженного возможному облучению. Поскольку некоторые используемые предположения и параметры при расчетах доз, возможно, не полностью соответствуют поставленной задаче оценки, Экспертная группа провела дополнительную оценку представленных расчетов доз. Годовая доза наиболее подверженных облучению групп населения, также основанная на консервативных предположениях, составила 0,08 мЗв.
 - Все рассчитанные дозы, представленные в рассматриваемом отчете, а также результаты дополнительных дозовых оценок, полученные экспертной группой, значительно ниже годового предела дозы 1 мЗв. Кроме того, измеренные и рассчитанные концентрации радионуклидов в почве, воде, растительности и сельскохозяйственной продукции также

значительно ниже допустимых уровней радионуклидов, принятых в Республике Казахстан

Экспертная группа предлагает учитывать следующие моменты:

- Загрязнение определялось с использованием сети с шагом либо 1×1 км, либо $1,5 \times 1,5$ км. Данный шаг сети не дает уверенности в том, что были выявлены локальные участки загрязнения. Поэтому, для территорий предполагаемых застроек (поселков) целесообразно провести дополнительные исследования.
- Существуют сильно загрязненные участки, особенно участок БРВ (4А), граничащие с северными территориями. Необходимо создать физическую защиту с целью предотвращения доступа населения и домашних животных на данную территорию.

ПРИЛОЖЕНИЕ I

АНАЛИЗ ОЦЕНКИ ДОЗ, ВЫПОЛНЕННЫЙ ЭКСПЕРТНОЙ ГРУППОЙ

Экспертная группа провела дополнительные исследования для того, чтобы проверить результаты оценки доз, представленных НЯЦ РК и оценить влияние некоторых значений параметров, выбранных НЯЦ РК. Для упрощения экспертная группа создала сценарий облучения, в котором учитываются все предположения, использованные при расчетах НЯЦ РК. В частности были сделаны следующие предположения:

- Нормы потребления пищи такие же, которые применяет НЯЦ РК (Таблица 7).
- Для оценки внешнего облучения предполагается, что население все время находится на северных территориях. Не принимается во внимание ослабление внешнего облучения во время пребывания в помещении.
- Уровень ингаляционного поступления частиц пыли принято считать 10^{-6} кг/м³ в течение года.
- Используется данные МАГАТЭ для сухой массы растения (Таблица А1) [138].

Таблица А1: Содержание сухой массы в продуктах питания растительного происхождения

Растение	Доля сухой массы
Горох, Фасоль	0,85
Картофель	0,21
Капуста	0,12
Морковь	0,14
Лук	0,11
Томаты	0,06
Огурцы	0,06
Свекла	0,16

Для облегчения расчетов учитывались только самые важные пути облучения: пероральное поступление, ингаляция загрязненной пыли и внешнее облучение от радионуклидов на поверхности земли. Экспертная группа не брала в расчет облучение от загрязненной пыли на коже, так как вклад в формирование дозы очень мал. Экспертная группа рассчитала облучения только одного основного лица, а именно взрослого мужчины в "Жилищном сценарии". Согласно расчетам НЯЦ РК, этот человек получит самые высокие дозы. Образ жизни других рассматриваемых людей обеспечит получение ими более низких доз облучения.

Варианты, рассматриваемые при расчетах Экспертной группой, приведены в таблице А2, результаты даны в таблице А3.

Экспертная группа произвела расчет облучения по следующим вариантам:

- **Вариант 1**, Экспертная группа применила те же параметры, что и НЯЦ РК. В этом случае, оцененные уровни облучения несколько выше, чем рассчитанные НЯЦ РК. Причины этого расхождения не могут быть выявлены. Годовая доза по оценке Экспертной группы, в данном случае, составляет 0,20 мЗв.
- **Вариант 2**, были использованы те же параметры, как и для случая 1. Экспертная группа **пересчитала коэффициенты перехода в системе почва-растение, с учетом соотношения сухой и влажной массы**, так как нормы потребления пищи также приведены и во влажной массе. НЯЦ РК, ошибочно, не принял во внимание данный перерасчет. Годовая доза по оценкам Экспертной группы для этого случая составила 0,059 мЗв.
- **Вариант 3**, далее предполагается, что население подвергается внешнему облучению в течение года от активности, накопленной на поверхности земли. Любые факторы экранирования от здания не учитывается. Годовая доза по оценкам экспертной группы по данному случаю составляет 0,17 мЗв.
- **В варианте 4**, дополнительно, были применены **коэффициенты перехода на конину и кумыс** в соответствии с [139] (Конина: 0,035 д/кг и 0,003 д/кг для ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно; кобылье молоко: 0,012 д/л и 0,0022 д/л для ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно). Эти значения несколько выше, чем у коров. НЯЦ РК использовал значения, определенные для овец и коз, которые считаются неподходящими для оценки перехода радионуклидов в конину и молоко. Годовая доза по оценкам экспертной группы по данному варианту составляет 0,18 мЗв.
- **В варианте 5**, Экспертная группа применила **коэффициент перехода почва-растение для сена и травы**, которые были определены по невымытым образцам, так как предназначена для пастбищных животных. Вместо коэффициентов перехода почва-сено 0,02; 0,04; 0,02; 0,1 были применены значения 0,6; 0,8; 0,3 и 0,5 для Cs, Sr, Pu и Am соответственно. Экспертной группе известно, что, особенно для Cs, Pu и Am, значения очень высоки и основные измерения должны быть критически пересмотрены. Тем не менее, Экспертная группа применила эти значения, так как они были определены путем мониторинговых измерений на северных территориях. Годовая доза по оценкам экспертной группы по данному варианту составляет 0,08 мЗв.

Экспертная группа считает, что Вариант 5 подходит для достижения осторожной дозовой оценки. Случай 5 в значительной степени основан на параметрах, которые считаются подходящими для местных условий, но условия

облучения, определенные в сценарии облучения, предполагают, что вероятно, оценка уровня облучения завышена. Предполагается, что население потребляет только продукты питания местного производства, хотя это вряд ли может быть достигнуто при местных климатических условиях. Кроме того, предположения, использованные при оценке внешнего облучения и ингаляционное поступление пыли очень пессимистичны.

Вклад путей облучения и радионуклидов в "базовый вариант" ("ReferenceCase"), случай 4, приведены в таблице А3. Наиболее важными радионуклидами оказались ^{137}Cs и ^{90}Sr ; наиболее важными путями являются поглощение и внешнее облучение от земли. Эти данные не противоречат данным НЯЦ РК.

В отчете НЯЦ РК, произведены дополнительные расчеты для участков с высокой активностью трансурановых элементов. Экспертная группа провела аналогичный расчет для "базового варианта" ("ReferenceCase"). Результаты представлены в таблице А4. По сравнению с результатами по средней концентрации трансурановых элементов, облучение лишь около на 10% выше, так как основной вклад в дозу вносят ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Таблица А2: Сравнение результатов НЯЦ РК и результатов Экспертной группы, полученных с использованием различных наборов данных

Item	Расчеты НЯЦ РК	Расчеты экспертной группы				
		Случай 1	Случай 2	Случай 3	Случай 4	Случай 5 (Условный вариант)
Все продукты питания производится на северных территориях	+	+	+	+	+	+
Пересчет уровня загрязнения продуктов питания из с ухой массы во влажную.	-	-	+	+	+	+
Внешнее облучение при нахождении внутри помещения	-	-	-	+	+	+
Применение коэффициентов перехода почва-корм по нематым пробам	-	-	-	-	+	+
Реальные дозовые коэффициенты для конины и молока (кумыс)	-	-	-	-	-	+
Полученное облучение взрослым мужчиной (мЗв/а)	0,18	0,20	0,059	0,17	0,18	0,083

Таблица А3: Парциальные вклады в дозу облучения для базового варианта (Вариант 4) для взрослого мужчины радионуклидов и путей облучения

Величина	Радионуклид					Суммарная доза
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	
Загрязнение почвы (Бк кг ⁻¹)	17,2	10	4,1	3,1	0,8	
Поглощенная доза (мЗв а ⁻¹)	3,1E-02	3,8E-02	1,6E-04	2,1E-06	4,7E-05	6,9E-02
Ингаляционная доза (мЗв а ⁻¹)	7,1E-07	4,5E-06	1,8E-03	2,5E-05	3,0E-04	2,2E-03
Внешняя доза (мЗв а ⁻¹)	9,7E-03	2,2E-03	3,3E-06	5,2E-06	4,4E-05	1,2E-02
Суммарная доза (мЗв а ⁻¹)	4,0E-02	4,1E-02	2,0E-03	3,2E-05	3,9E-04	8,3E-02

Таблица А4: Парциальные вклады в дозу облучения для базового варианта (Вариант 4) для взрослого мужчины радионуклидов и путей облучения от участков с высоким уровнем активности трансурановых элементов

Величина	Радионуклид					Суммарная доза
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	^{239/240} Pu	²⁴¹ Pu	²⁴¹ Am	
Загрязнение почвы (Бк кг ⁻¹)	17,2	10	15,1	11,6	3,7	
Поглощенная доза (мЗв а ⁻¹)	3,1E-02	3,8E-02	5,8E-04	8,0E-06	2,0E-04	7,0E-02
Ингаляционная доза (мЗв а ⁻¹)	7,1E-07	4,5E-06	6,8E-03	9,4E-05	1,4E-03	8,3E-03
Внешняя доза (мЗв а ⁻¹)	9,7E-03	2,2E-03	1,2E-05	1,9E-05	2,0E-04	1,2E-02
Суммарная доза (мЗв а ⁻¹)	4,0E-02	4,1E-02	7,4E-03	1,2E-04	1,8E-03	9,0E-02

ПРИЛОЖЕНИЕ II

ПРЕДЛОЖЕНИЯ ПО БУДУЩИМ ИССЛЕДОВАНИЯМ

Экспертная группа предлагает следующее для улучшения качества отбора и предварительной обработки проб, а также выбора значений параметров для расчета доз:

1. Отбор проб почвы и последующие расчеты

- Рекомендуется отбирать несколько проб в одной точке отбора проб на расстоянии 1-5 м друг от друга и с общей площадью отбора, равной текущей площади одной пробы (например, 5 проб с площади 20 см²) с последующим объединением проб в одну, что существенно уменьшит разброс данных и позволит дать более точную оценку среднего радиоактивного загрязнения почвы.
- В докладе говорится, что используя сетку отбора проб с шагом 1,5х1,5 км, в западной части Северных территорий, прилегающих к участку 4А, небольшие участки от десятков до сотен квадратных метров могут, вероятно, оставаться необнаруженными. Поэтому, Экспертная группа предлагает приспособить сетку отбора проб к ожидаемой неоднородности.
- Для наглядности и облегчения дальнейших расчетов загрязнения почвы радионуклидами результаты могут быть представлены не только в виде активности на единицу массы верхнего слоя почвы (Бк/кг), но и в виде активности на единицу площади (кБк/м²).
- Распределение концентрации активности в пробах почвы можно описать с помощью асимметричного нормального логарифмического распределения. В этом случае погрешности в параметрах загрязнения должны характеризоваться средним геометрическим и геометрическим стандартным отклонением, а не средним арифметическим.

2. Использование результатов мониторинга для оценки доз

- Для оценки облучения от ингаляции поднимаемых ветром частиц почвы необходимо произвести по крайней мере несколько измерений радионуклидов в воздухе изучаемой территории.
- Оценка доз от перорального поступления не должна основываться только на измерениях загрязнения почвы. Мониторинг продуктов питания, производимых и потребляемых на исследуемой территории, также будет способствовать достижению позитивного общественного восприятия результатов проведенных расчетов и исследований.

Литература

1. Хромов С.П. Основы синоптической метеорологии /С.П. Хромов. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1948.
2. Семенов О.Е. Экспериментальные исследования кинематики и динамики пыльных бурь и поземков: тр. КазНИГМИ / О.Е.Семенов. – 1972. – Вып. 49. – С. 22.
3. Исаков К.И. Пастбища и сенокосы степной зоны / К.И. Исаков. – Алматы: Гылым, 1993. – С. 51-62.
4. Геологическая карта Казахской ССР. Масштаб 1:500000. Восточно-Казахстанская серия. Объяснительная записка. – Алма-Ата, 1979.
5. Геологические формации и металлогения Чингиз-Тарбагатайской складчатой системы: тр. ВСЕГЕИ / Н.П. Михайлов, М.Г. Хисамутдинов, А.А. Беляев [и др.]: Новая серия. – Ленинград: Недра, 1981. – С. 310.
6. Глухенький В.Я. Государственная геологическая карта СССР. Чингиз-Саурская серия. Лист М-43-XXIV. Масштаб 1:200000 /В.Я. Глухенький. – 1976.
7. Глухенький В.Я. Государственная геологическая карта СССР. Чингиз-Саурская серия. Лист М-43-ХVIII. Масштаб 1:200000. Объяснительная записка /В. Я. Глухеньки, В.П. Пахолук [и др.]. – Москва, 1987.
8. Глухенький В.Я. Государственная геологическая карта СССР. Чингиз-Саурская серия. Лист М-43-ХII. Масштаб 1:200000. Объяснительная записка /В.Я. Глухенький, В.П. Пахолук [и др.]. – Москва, 1988.
9. Металлогенические провинции и пояса Казахстана. /под ред. Г.Н. Щерба, Н.П. Сенчило, В.В. Степанов [и др.]. – Алма-Ата: НАН РК "Наука", 1983.
10. Почвы Казахской ССР. Павлодарская область. – Вып. 3. – Алма-Ата: Наука, 1960. – С. 265.
11. Почвы Казахской ССР. Карагандинская область. – Вып. 8. – Алма-Ата: Наука, 1967. – С. 330.
12. Почвы Казахской ССР. Семипалатинская область. – Вып. 10. – Алма-Ата: Наука, 1968. – С. 474.
13. Отчет о результатах комплексной геолого-гидрогеологической съемки масштаба 1:200 000, проведенной СГРЭ в 1967-1970 гг. на территории листов М-44-ХIII (восточная половина) и М-44-ХIV / рук. Кузьмин С.С., Сополев А.В. – 1971.
14. Отчет о результатах комплексной геолого- гидрогеологической съемки масштаба 1:200 000 листа М-44-ХIX, проведенной СГРЭ в 1972 - 1975 гг. /рук. Кузьмин С.С., Сополев А.В. [и др.]. – 1977.

15. Dujsebayaeva T. Report on the distribution and population density of the sand lizard *L. agilis* (SQUAMATA: LACERTIDAE) in former Semipalatinsk Nuclear Experimental Range with cadastre of lizard distribution in Semipalatinsk district / T. Dujsebayaeva, M. Chirikova, V. Korneychuk, V. Khromov // Вестник Университета "Семей". – 1999. – №8. – С. 117-123.
16. Хромов В.А. К орнитофауне Семипалатинской области. В сб. Абай дәрістері ғылым практикалық конференциясының тезистері / В.А. Хромов, Р.Д. Даутбаев. – Семей, 1992.
17. Ковшарь А.Ф. Мир птиц Казахстана /А.Ф. Ковшарь. – Алма-Ата: Мектеп, 1988. – 270 с.
18. Khromov V.A. The Amphibian Fauna of Semipalatinsk Province, North-Eastern Kazakstan / V.A. Khromov, O.N. Pilguk. // In Herpetology' 97 (ed. Z. Rocek and S. Hart). - Prague, Czech Republic, 1997. – 152 p.
19. Хромов В.А. О фауне позвоночных животных урочища Балапан (Семипалатинский ядерный полигон) /В.А. Хромов, А.Т. Сейсебаев //Радиационная безопасность и социально-экологические проблемы Казахстана: в сб. материалы междунар. конф. – Караганда: Ғылым, 1997. – С. 133-139.
20. Атаханова К.Я. Эколого-генетическая характеристика некоторых видов позвоночных животных, обитающих на территории Семипалатинского испытательного полигона / К.Я. Атаханова //Радиационная безопасность и социально-экологические проблемы Казахстан: в сб. материалы междунар.конф. – Караганда: Ғылым, 1998. – С. 121-129.
21. Rakhimzhanova A.K. Morphological study of the green frog (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) from eastern Kazakhstan province /A.K. Rakhimzhanova, V.A. Khromov // In abstract of the Third asian herpetological meeting. – Almaty, 1998. – P. 31.
22. Khromov V.A. On the morphology of *Lacerta agilis* (Eicwaid, 1831) from north-eastern Kazakhstan / V.A. Khromov, D. Korneychuk // In abstract of the Third asian herpetological meeting. – Almaty, 1998. – P. 57-58.
23. Хромов В.А. Позвоночные животные Семипалатинского региона / В.А. Хромов // Вестник Университета "Семей". – 1999. – № 5-6. – С. 56-65.
24. Березовиков Н.Н. Новые данные по распространению озерной лягушки *Rana ridibunda*, Pallas, 1771 на юго-востоке и востоке Казахстана. "Вопросы герпетологии"/Н.Н. Березовиков [и др.]. – Мат. первого съезда Герпетологического общества им. А.М. Никольского, Пущино-на-Оке, 2000. – С. 26-28.
25. Дуйсебаева Т.Н. Озерная лягушка (*Rana ridibunda*) в Казахстане: изменение ареала в XX столетии и современное распространение вида /Т.Н. Дуйсебаева, Н.Н. Березовиков, З.К. Брушко, Р.А. Кубыкин, В.А. Хромов // Современная герпетология. – 2005. – Т. 3-4. – С. 29-49.
26. Хромов В.А. К герпетофауне некоторых территорий Семипалатинского испытательного ядерного полигона / В.А. Хромов //Современные проблемы сохранения биоразнообразия: материалы междунар. конф. – Алматы, 2006. – С. 136.
27. Хромов В.А. О биоразнообразии позвоночных животных Семипалатинского испытательного ядерного полигона / В.А. Хромов, Н.Ж. Кадырова,

- А.В. Паницкий // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения: материалы III междунар. научно-практической конф. – Курчатов, 2008. – С. 46-48.
28. Книга генетического фонда фауны Казахской ССР. Ч.1. Позвоночные животные. – Алма-Ата: Наука, 1989.
29. Красная Книга Казахской ССР. Позвоночные животные. – Ч. 1. – Алма-Ата: Кайнар, 1978. – 203 с.
30. Птицы Казахстана / под ред. И.А. Долгушина, М.Н. Корелова, А.Ф. Ковшаря. – Т. I-V. – Алма-Ата: Наука, 1960-1974.
31. Информационный бюллетень. – Спецвыпуск. – 1993.
32. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон /под ред. В.А. Логачева. – Москва: ИздАТ, 1997.
33. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – Спецвыпуск. – Москва, 1996. – С. 10.
34. Сайбеков Т.С. Атлас. Радиационная обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. Семипалатинская область /Т.С. Сайбеков, Ж.А. Абылаев. – Т. 16.– Алматы: Министерство экологии и биоресурсов РК, 1997. – 400 с.
35. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – №12. – Москва, 1998. – С. 56.
36. Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. – №9-10. – Москва, 1994. – С. 39.
37. Андриюшин И.А. Общие характеристики и некоторые вопросы экологических последствий ядерных испытаний СССР: тр. РФЯЦ-ВНИИЭФ / И.А. Андриюшин, Р.И. Илькаев, А.К. Чернышев. – Т. 1. – Саров: Научно-исследовательское издание, 2001. – 637 с.
38. Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов / кол. авт. под рук. проф. В.А. Логачева. – М.: Изд.АТ, 2002.
39. Андриюшин И.А. Ядерные испытания СССР. Гидроядерные эксперименты. Инвентаризация затрат плутония / И.А. Андриюшин, Н.П. Волошин, Р.И. Илькаев, А.М. Матущенко, В.Н. Михайлов, А.К. Чернышев [и др.]. // Инф.бюлл. ЦНИИАтоминформ.– 1998. – №12. – С. 60-63.
40. Материалы по вопросам радиоэкологического состояния территории бывшего СИП в результате воздействия значимых ядерных испытаний: окончательный доклад. Арзамас-16. – Москва, Санкт-Петербург, 1994.
41. Гордеев К.И. Основные закономерности формирования доз внешнего и внутреннего облучения на следах подземных ядерных взрывов: дис. на соиск. уч. ст. докт. техн. наук. / К.И. Гордеев. – Москва, 1970. – 339 с.
42. Атомные взрывы в мирных целях: сб статей / под ред. И.Д. Морохова. – М.: Атомиздат, 1970. – 124 с.
43. Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования /под ред. Ю.А.Израэля. – Ленинград: Гидромет. изд-во, 1970. – 67 с.

44. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении /кол. авт. под рук. проф. В.А. Логачева – М.: Изд. АТ, 2001.
45. Логачев В. Радиоэкологические последствия испытаний БРВ на Семипалатинском полигоне / В. Логачев // Бюллетень по атомной энергии. – 2002. – №12.
46. Гусев Н.Г. Радиационные характеристики продуктов деления /Н.Г. Гусев [и др.]. – Москва, Атомиздат. – 1974.
47. Crouch E.A.C. Atomic Data and Data Tables / E.A.C. Crouch. – 1977. – V.19. – P. 417-532.
48. Ganesan S. Nuclear data for neutron emission in the fission process / S. Ganesan. – Vienna: IAEA, 1991. – P. 1-252.
49. Отчет по теме "Теоретический расчет наработанных количеств искусственных нуклидов - продуктов деления при проведении взрывов в соляных куполах КНГКМ и определение микроконцентраций делящихся актиноидов в неделящихся материалах с помощью трековой методики" / рук. Мульгин С.И. – Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 1999.
50. Василенко И.Я. Чернобыль и проблемы радиобиологии / И.Я. Василенко. – 2001.
51. Давыдов М.Г. Радиоэкология. Избранные главы /М.Г. Давыдов.
52. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации: доклад на Генеральной Ассамблее ООН за 1988г. – М., 1992.
53. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. – М.: Атомиздат, 1974.
54. Глобальные выпадения и человек. – М.: Атомиздат, 1974.
55. Моисеев А.А. Цезий-137 в биосфере /А.А. Моисеев, П.В. Рамзаев. – М.: Атомиздат, 1975.
56. Бонина Т.А. Анализ некоторых результатов долгосрочного радиоэкологического мониторинга территории Республики Беларусь /Т.А. Бонина [и др.].
57. Чернобыль. Радиоактивное загрязнение природных сред /под ред. Ю.А.Израэля. – М.: Гидрометеиздат, 1990.
58. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Издание официальное. – Алматы, 2000. – 80 с.
59. Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: Санитарные правила и нормы №4.01.071.03: утв. приказом министра здравоохранения Республики Казахстан от 11 июня 2003 г. № 447.
60. Радиационная обстановка на территории СССР в 1990 г.: Ежегодник /под ред. К.П. Махонько. – Обнинск: НПО "Тайфун", 1991.
61. Постановление Кабинета Министров РК № 653 от 31 июля 2007 г. "Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий".
62. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в объектах контроля Минсельхоза Республики Казахстан, не вошедших в перечень Минздрава Республики, 22.02.94.

63. Бекман И.Н. Курс лекций "Радон: враг, врач и помощник", Лекция 1. "Радиоактивность окружающей среды" / И.Н. Бекман. – МГУ им. М.В. Ломоносова.
64. Новоселов Г.Н. Объемная активность радона и его дочерних продуктов распада в атмосферных осадках / Г.Н.Новоселов. - Марийский государственный университет. Йошкар-Ола, Россия, [http: //asf.ural.ru/VNKSF/tezis_v6/15/9.html](http://asf.ural.ru/VNKSF/tezis_v6/15/9.html).
65. Василенко И.Я. Радиация: источники, нормирование облучения /И.Я. Василенко // Природа. – 2001. – №4.
66. Сайт Регионального информационного центра экологического мониторинга ГУ "Управление природных ресурсов и регулирования природопользования Восточно-Казахстанской области", http://prirodavko.ukg.kz/pages/radiac_obstanov.html.
67. Кудеков Т.К. Развитие и состояние системы радиационного мониторинга национальной гидрометеорологической службы /Т.К. Кудеков, М.Ж. Бурлибаев, Е.Ж. Муртазин // Вестник НЯЦ РК. – 2003. – Вып. №3.
68. Учебно-методическое руководство по радиозологии и обращению с радиоактивными отходами для условий Казахстана. – Алматы: ОАО "Волковгеология", 2002. – 304 с.
69. Исаков К.И. Пастбища и сенокосы степной зоны / К.И. Исаков. – Алматы, 1993. – С. 38-42.
70. Бельгибаев М.Е. Эколого-географические условия дефляции почв Северного и Центрального Казахстана / М.Е. Бельгибаев, Г.В. Зонов, Э.М. Паракшина. – Алма-Ата, 1982. – С. 152.
71. Постановление Правительства РК от 31 07.2007 №653 Об утверждении критериев оценки экологической обстановки территорий. – Раздел 7.
72. Критерии категорирования радиационно и химически загрязненных территорий при реабилитации до социально приемлемого уровня (В.Ахунов, Н.Архангельский (Росатом), С.Брыкин, И.Серебряков, Н.Рознова (ФГУП ВНИИХТ), И.Крышев, Т.Сазыкина (ГУ НПО "Тайфун"), И. Линге, С. Казаков, И. Абалкина (ИБРАЭ РАН)).
73. Махонько К.П. Эффекты дефляции радионуклидов на загрязненном участке местности при разовом и стационарных выбросах в атмосферу.// Атомная энергия, т.56, вып.1, январь 1984 г. С – 47-50.
74. Oatway W. B. Methodology for Estimating The Doses to Members of the Public from the Future Use of Land Previously Contaminated with Radioactivity / W. B. Oatway and F.Mobbs // Report NRPB W36 National Radiological Protection Board GteitBritanion, 2003.
75. Махонько К.П. Ветровой подъем радиоактивной пыли с подстилающей поверхности.// Атомная энергия. – Т.72, вып.5, май 1992 г.
76. Гусев Н.Г. Радиоактивные выбросы в биосфере: справочник / Н.Г. Гусев, В.А. Беляев. – 2-изд. – М.: Энергоатомиздат, 1991.
77. Берлянд М.Е. и др. Некоторые актуальные вопросы исследования атмосферной диффузии. –Тр. ГГО, вып.172, с 3-22.

78. Valmari T. Aerosol sampling methods for wide area environmental sampling (waes) / T. Valmari, M. Tarvainen, J. Lehtinen, A. Ossintsev. – Finish support to IAEA, 2001.
79. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы атмосфера-подстилающая поверхность и оценки радиационных рисков для населения Семипалатинского региона: Технический отчет по проекту МНТЦ К-928 /рук. Артемьев О.И. – Курчатов: Фонды ИРБЭ, 2005-2006.
80. Гулякин И.В. Сельскохозяйственная радиобиология / И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева. – М.: Колос, 1973. – 272 с.
81. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616. – Vienna: IAEA, 2009.
82. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. акад. ВАСХНИЛ Р.М.Алексахина и академика ВАСХНИЛ Н.А.Корнеева. – Москва, 1991. – С. 57-58.
83. Комплексное изучение миграции радионуклидов в почве, воде, растениях, животных и влияние малых хронических доз радиации на биологические объекты в местах водопроявлений штолен горного массива: Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по НТП 0346 "Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан" за 2007-2008гг.: отчет заключительный / рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: Фонды ИРБЭ, 2008. – 67 с.
84. Постановление Правительства Республики Казахстан "Об утверждении ставок платы за пользование животным миром" от 14 ноября 2008 года № 1061 // Казахстанская правда от 22 ноября 2008 года. – № 255 (25702).
85. Яблоков А. В. Population structure, geographic variation, and microphylogenesis of the sand lizard (*Lacerta agilis*) /А.В. Яблоков, А.С. Баранов, А.С. Розанов //Evolutionary Biology. – 1991.- №12. – 127 с.
86. Санжарова Н. И. Формы нахождения в почвах и динамика накопления ¹³⁷Cs в сельскохозяйственных культурах после аварии на чернобыльской АЭС / Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, К.Б. Лисянский [и др.]. // Почвоведение. – 1997. – № 2. – 162-163 с.
87. Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду. IAEA -TECDOC-745, ISSN 1011 – 4289. – Вена: МАГАТЭ, 1994. – С. 42-43.
88. Руководство по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель республики Беларусь на 1997-2000: утв. Министр сельского хозяйства и продовольствия Республики Беларусь В.С.Леонов, Министр по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь И.А. Кеник 11.03.1997.
89. Лысенко Н.П. Ведение животноводства в условиях радиоактивного загрязнения среды: учеб. пособие/ Н.П. Лысенко, А.Д. Пастернак, Л.В. Рогожина, А.Г. Павлов.– СПб.: Лань, 2005. – 40 с.

90. Benene J.M. ^{137}Cs activity of game species in the years of 1986-1990 in Hungary / J.M. Bene ne J.M. // Trans 20th Congr. Int. Union Game Biol., Godolla, And. 21-26, 1991, Pt 2. –Godolla.– 1991. – P. 410-414.
91. Daburon F. Caesium and iodine metabolism in lactating cows under chronic administration/ F. Daburon, G. Fayart, Y.Tricaud // Sci. Total Environ. – 1989. – 85. –P. 253-261.
92. Parastefanou C. Seasonal variations of ^{137}Cs content of milk after the Chernobyl accident / C. Parastefanou, M. Manolopoulou, S.Stoulos // Health Phys.– 1991. V – 61. – № 6. – P. 889-891.
93. Belli M. Transter of Chemobyl fall. Out caesium radioisotopes in the cow food chain / M. Belli, A. Drigo, S. Menegon, A. Menin, A. Drigo, S. Menegon, A. Menin // Sci. Total Environ. – 1989. – 85. – P.169-177.
94. Assimakopoulos P.A. A study of radiocesium contamination and decontamination of sheep s milk / P.A. Assimakopoulos, K.B., Joannides, A.A Pakou // Sci total Environ. – 1989.– 85. – P. 279-285.
95. Байгазинов Ж.А., Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Келлер С.А., Каратаев С.С., Иванова А.Р. "Экспериментальное исследование особенностей перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани овец в условиях СИП" Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана, Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг. Курча-тов, 2010 г. С. 355-387.
96. Корнеев П.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. М.: Энергоатомиздат, 1987. С. 184.
97. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др. Сельскохозяйственная радиоэкология /Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с.
98. Разработка стандартов экологической очистки для защиты будущих поколений: Научная основа сценария "фермер, ведущий натуральное хозяйство", и его применение при расчете допустимого уровня загрязнения почвы радионуклидами для Роки-Флэтс. Арджун Макхиджани и Шрирам Гопал. – декабрь 2001.
99. Методические указания 2.6.1.2153-06 "Оперативная оценка доз облучения населения при радиоактивном загрязнении территории воздушным путем".
100. Моисеев А.А. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене / А.А. Моисеев, В.И. Иванов. – М.: Энергоатомиздат, 1990.
101. Машкович В.П., Кудрявцев А.В. Защита от ионизирующих излучений. Справочник. Энергоатомиздат, 1995.
102. Минимальные нормы потребления основных продуктов питания для различных социальных групп населения Республики Казахстан.
103. Радиометр-дозиметр "РКС-01-СОЛО". Паспорт, техническое описание, инструкция по эксплуатации. – Алматы: НПП ТОО "СОЛО ЛТД", 2003. – 23 с.
104. Дозиметр-Радиометр поисковый "МКС-РМ 1402М". Руководство по эксплуатации. – Беларусь: ООО "Полимастер", 2005. – 45 с.

105. Дозиметры радиометры МКС-АТ6130, МКС-АТ6130А, МКС-АТ6130В. Руководство по эксплуатации. АТОМТЕХ Научно-производственное унитарное предприятие. – 84 с.
106. Прибор сцинтилляционный геологоразведочный СРП-68. Техническое описание и инструкция по эксплуатации 0.280.004 ТО.
107. Методика измерения гамма-фона территорий помещений: утв. Зам. Главного Государственного санитарного врача РК, 1997.
108. ГОСТ 17.4.3.01-83 "Общие требования к отбору проб".
109. ISO 2889-75 "Основные принципы отбора проб радиоактивных веществ из воздуха".
110. Рекомендация "Методика определения эксхалации (плотности потока) радона с поверхности почв и грунтов с помощью прибора "Ramон-01" и его модификаций. – Алматы, 1998.
111. Монитор радоновый "RAMON-01". Паспорт АА 1000.000 ПС; ТУ-640 РК-15111679М-01-94. – Алматы: НПП ТОО "СОЛО ЛТД". 1997. – 24 с.
112. Критерии оценки потенциальной радоноопасности территорий. (15.09.97 г. Министерство экологии и природных ресурсов РК).
113. ГОСТ 17.4.4.02-84 Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа
114. ISO 9698:1989 (Е) "Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета"
115. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239 + 240), стронция-90 и цезия-137 в водах методом концентрирования", KZ.07.00.00303-2004.
116. Методические указания по методам контроля. Радиационный контроль. Стронций-90, цезий-137. Пищевые продукты. Отбор проб, анализ и гигиеническая оценка. МУК №5.05.009.2000. Министерство здравоохранения Республики Казахстан, 2001.
117. Инструктивно-методические указания по работе санитарно-эпидемиологических станций в области радиационной гигиены. – М., 1960.
118. Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. Госкомгидромет СССР. 17.03.89.
119. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90, цезия-137 в природных водах, KZ.07.00.00732-2007.
120. Определение содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 и цезия-137 в водах методом концентрирования, KZ.07.00.00303-2004.
121. Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 в объектах окружающей среды (почвах, грунтах, донных отложениях и растениях) KZ.07.00.00471-2005.
122. МИ 2143-91 РК "Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре".

123. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного β -спектрометра с программным обеспечением "Прогресс" МВИ №40090.4Г006.
124. ГОСТ 26449.1-85 "Установки дистилляционные опреснительные стационарные. Методы химического анализа соленых вод".
125. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Radiological Conditions at Bikini Atoll: Prospects for Resettlement, Radiological Assessment Report Series, IAEA, Vienna, 1998.
126. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, The Radiological Situation at The Atolls of Mururoa and Fangataufa, 1) Report by an International Advisory Committee, Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna, 1998.
127. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Radiological Conditions at the Semipalatinsk Test Site, Kazakhstan: Preliminary Assessment and Recommendations for Further Study, Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna, 1998.
128. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Radiological Conditions of the Western Kara Sea: Assessment of the Radiological Impact of the Dumping of Radioactive Waste in the Arctic Seas, Report of the International Arctic Seas Assessment Project (IASAP), Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna, 1998.
129. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Radiological Conditions at the Former French Nuclear Test Sites in Algeria: Preliminary Assessment and Recommendations, Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna, 2005.
130. Law of the Republic of Kazakhstan from 23 April 1998 N 219-1 "On Radiation Protection of Population".
131. INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIOLOGICAL PROTECTION, The 2007 Recommendations of the International Commission of Radiological Protection, ICRP Publication No. 103, Ann ICRP 37 2-4, Elsevier, 2007.
132. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Remediation of Areas Contaminated by Past Activities and Accidents, Safety Standards Series No. WS-R-3, IAEA, Vienna, 2003.
133. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection, Safety Standards Series No. Rs-G-1.8, IAEA, Vienna, 2005.
134. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Programmes And Systems for Source and Environmental Radiation Monitoring, Safety Reports Series No. 64, IAEA, Vienna, 2010.
135. INTERNATIONAL COMMISSION OF RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21 (1 -3), 1991.
136. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ,

INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, NUCLEAR ENERGY AGENCY OF THE OECD, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna, 1996.

137. МЕЖДУНАРОДНОЕ АГЕНТСТВО ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Technical Reports Series No. 472, IAEA Vienna, 2010.
138. Minimum acceptable intake rates of main food products by different social groups of the Republic of Kazakhstan.
139. Semioshkina, N., Voigt, G., Fesenko, S., Savinkov A., Mukusheva, M., A pilot study on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr to horse milk and meat, J. of Env. Radioactivity 85 – 2006. – P. 84-93.
140. Agricultural management in conditions of radioactive contamination of the territory of Ukraine as a result of Chernobyl NPP accident in the period of 1999-2002, Methodological guideline. Ed. by B. Prister, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology (UIAR), publisher "Yarmarok", Kiev, 1998.
141. Gusev N.G. Belyaev V.A. Radioactive releases into biosphere. Reference book, 2nd edition. Publisher "Energoatomizdat", 1991.

Содержание

Предисловие к первому изданию	4
Предисловие ко второму изданию	6
Введение	8
Глава 1 Общая характеристика исследуемого района	11
1.1 Социально-экономическая характеристика	11
1.1.1 Краткая ландшафтно-географическая и климатическая характеристика района	11
1.1.2 Административная характеристика исследуемого района	18
1.1.3 Хозяйственная деятельность в исследуемом районе	20
1.1.3.1 Сельскохозяйственная деятельность	20
1.1.3.1.1 Современное состояние производства сельскохозяйственной продукции	20
1.1.3.1.2 Перспективы развития производства сельскохозяйственной продукции	21
1.1.3.2 Промышленная деятельность	23
1.2 Общая характеристика природных сред и условий	24
1.2.1 Геологические условия района. Полезные ископаемые	24
1.2.2 Почвенный покров	27
1.2.3 Гидрогеологические условия	29
1.2.4 Растительный мир (флора) района	30
1.2.5 Животный мир (фауна) района	36
Глава 2 Основные техногенные факторы формирования радиационной обстановки в исследуемом районе	38
2.1 Факторы, обусловленные деятельностью бывшего СИП	38
2.1.1 Историческая информация об испытаниях на бывшем СИП, сформировавших радиационную обстановку	38
2.1.2 Теоретическая оценка возможного радионуклидного загрязнения территории. Основные радионуклиды и изотопные отношения	50
2.1.3 Современная радиационная обстановка на территориях, которые могут оказать влияние на формирование радиационной обстановки в северной части СИП	58
2.1.4 Антропогенные факторы формирования радиационной обстановки	71

2.2	Факторы, обусловленные глобальными выпадениями	72
Глава 3	Требования РК в области нормирования загрязнения объектов окружающей среды	76
Глава 4	Современное радиозкологическое состояние окружающей среды исследуемого района	82
4.1	Общая характеристика радиационной обстановки исследуемой территории	82
4.2	Характер площадного радионуклидного загрязнения почвенного покрова.....	87
4.2.1	Площадное распределение естественных радионуклидов...	88
4.2.2	Площадное распределение искусственных радионуклидов...	90
4.2.3	Зонирование территории по площадному распределению радионуклидов	95
4.3	Состояние почвогрунтов.....	97
4.3.1	Характер загрязненности искусственными радионуклидами почвогрунтов	97
4.3.2	Оценка качества почв	108
4.3.3	Прогноз изменения радионуклидного загрязнения почвогрунтов	109
4.4	Состояние водных объектов	111
4.4.1	Оценка качества водных объектов по общехимическим показателям	111
4.4.2	Содержание естественных и искусственных радионуклидов в поверхностных и подземных водах исследуемого района	114
4.4.3	Прогноз изменения радионуклидного загрязнения поверхностных и подземных вод	115
4.5	Состояние воздушного бассейна	127
4.5.1	Теоретическая оценка содержания естественных и искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района ..	127
4.5.1.1	Оценка содержания искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района	128
4.5.1.2	Оценка возможного изменения объемной активности искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района с учетом ветрового переноса радионуклидов с наиболее загрязненных участков территории СИП	130
4.5.2	Экспериментальные данные по содержанию естественных и искусственных радионуклидов в воздухе исследуемого района	134
4.5.3	Содержание радона в воздухе исследуемого района.....	137
4.5.4	Прогноз изменения радионуклидного загрязнения воздушного бассейна.....	138
4.6	Состояние растительного покрова	138

4.6.1	Содержание естественных радионуклидов в растительности исследуемого района.....	138
4.6.2	Характер загрязненности искусственными радионуклидами растительного покрова	140
4.6.3	Оценка качества растительного покрова и прогноз изменения радионуклидного загрязнения растительного покрова	146
4.7	Оценка состояния животного мира по радиационному признаку. Прогноз изменения радионуклидного загрязнения организмов животных	147
Глава 5	Оценка радиационных характеристик продукции, производимой на территории исследуемого района	156
5.1	Сельскохозяйственная продукция	156
5.1.1	Теоретическая оценка уровней загрязненности растениеводческой продукции на основе экспериментальных данных о загрязнении почвы	156
5.1.1.1	Выбор коэффициентов перехода	156
5.1.1.2	Оценка содержания радионуклидов в растениеводческой продукции.....	159
5.1.2	Теоретическая оценка уровней загрязненности животноводческой продукции	162
5.1.2.1	Выбор коэффициентов перехода	162
5.1.2.2	Оценка содержания радионуклидов в животноводческой продукции.....	165
5.2	Промышленная продукция	169
Глава 6	Оценка дозовых нагрузок на население и персонал при проживании и ведении деятельности на исследуемой территории	171
6.1	Методика определения дозовых нагрузок.....	173
6.1.1	Общая методика расчета доз.....	173
6.1.2	Предварительная оценка вкладов различных путей облучения населения	176
6.2	Исходные данные.....	178
6.2.1	Выбор значений параметров, используемых при расчете дозовых нагрузок	178
6.2.2	Выбор значения параметров годового потребления продуктов питания и ожидаемые величины удельной активности радионуклидов в продукции.....	179
6.2.3	Сценарии поведения населения и персонала на территории "северной" части СИП.....	182
6.3	Результаты оценки дозовой нагрузки населения и персонала, проживающего и ведущего деятельность на исследуемой территории	184

Глава 7 Заключение и рекомендации	192
Список сокращений и обозначений	196
Приложение А	198
Приложение Б	221
Приложение В	226
Приложение Г	236
Международное заключение МАГАТЭ.....	241
Литература	281

Министерство индустрии и новых технологий

*Республиканское государственное предприятие
"Национальный ядерный центр Республики Казахстан"*

*Дочернее государственное предприятие
"Институт радиационной безопасности и экологии"*

**АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ
РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА
ВЫПУСК 1**

Издание 2

*Радиоэкологическое состояние
"северной" части территории
Семипалатинского испытательного полигона*

Под общей редакцией зам. генерального директора
по радиоэкологии РГП НЯЦ, директора ИРБЭ С. Н. Лукашенко

Технический редактор: Г. Трубицкая.
Компьютерная верстка: Е. Горкин.

Подписано в печать 09.02.2011 г.
Формат 70 x 100/16. Бумага офсетная. Усл. печ. л. 18,5.
Тираж 500 экз. Заказ № 613ц.
Отпечатано в ТОО "Дом печати".
140000, г. Павлодар, ул. Ленина, 143.